

GRUNDEVANDSOVERVÅGNING 2000



DANMARKS OG GRØNLANDS GEOLOGISKE UNDERSØGELSE
MILJØ- OG ENERGIMINISTERIET



GEUS

GRUNDEVANDSOVERVÅGNING

2000



DANMARKS OG GRØNLANDS GEOLOGISKE UNDERSØGELSE
MILJØ- OG ENERGIMINISTERIET

Særudgivelse

Redaktør: Jens Stockmarr

Tegning: Forfattere og Annabeth Andersen

Omslag og foto: Peter Moors og Kristian Kloth

Oplag: 900

Dato: 1. december 2000

ISBN 87-7871-083-9

Pris: kr. 160, - inkl. moms

© **Miljø- og Energiministeriet**

Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, GEUS

Thoravej 8,

DK-2400 København NV

Telefon: 38 14 20 00

Telefax: 38 14 20 50

E-post: geus@geus.dk

Internet: www.geus.dk

I kommission hos:

Geografforlaget Aps.

Fruerhøjvej 43, 5464 Brenderup

Telefon: 63 44 16 83

Telefax: 63 44 16 97

E-post: go@geografforlaget.dk

Indhold

FORORD	5
SAMMENFATNING	7
ENGLISH SUMMARY	9
INDLEDNING	11
Kemiske analyser og detektionsgrænser	14
<i>Hvorfor detektionsgrænser?</i>	14
<i>Definitioner for detektionsgrænse</i>	14
<i>Detektionsmetoder og forekomst af falske resultater</i>	15
<i>Fund og fund over grænseværdien</i>	16
Udvælgelse af laboratorier	16
GRUNDVANDETS HOVEDBESTANDEDELE	17
Nitrat	17
<i>Udviklingen i grundvandets indhold af nitrat</i>	17
<i>Nitratudvikling i grundvandsovervågningsområderne</i>	18
<i>Nitrat i ungt grundvand</i>	20
<i>Oversigt over nitrat i GRUMO samt evt. stigende eller faldende tendenser</i>	22
<i>Nitrat i vandværksboringer</i>	25
<i>Amternes status over grundvandets indhold af nitrat</i>	27
Sammenfatning om nitrat	29
Fosfor	30
<i>Udviklingen i grundvandets indhold af fosfor</i>	30
<i>Amternes status over grundvandets indhold af fosfor</i>	31
Sammenfatning om fosfor	33
Andre hovedelementer – Klorid, sulfat og fluorid	33
<i>Amternes status over grundvandets andre hovedelementer</i>	37
Sammenfatning af andre hovedelementer	38
UORGANISKE SPORSTOFFER	39
Grundvandsovervågning	39
<i>Overskridelser af grænseværdien for drikkevand i grundvandsovervågningen</i>	40
<i>Uorganiske sporstoffer i landovervågnings grundvandsfiltre</i>	42
Vandværksboringer	42
<i>Overskridelser af grænseværdien for drikkevand i vandforsyningsboringer</i>	44
<i>Zink</i>	44
<i>Bor</i>	46
Sammenfatning om uorganiske sporstoffer	46
ORGANISKE MIKROFORURENINGER	47
Mulige kilder til de 7 grupper af organiske mikroforureninger	48
<i>Aromatiske kulbrinter</i>	48
<i>Phenoler</i>	48
<i>Nonylphenoler</i>	48
<i>Halogenerede alifatiske kulbrinter</i>	49
<i>Chlorphenoler</i>	50

<i>Phthalater (blødgørere)</i>	50
<i>Detergenter</i>	51
<i>Ethere</i>	51
Grundvandsovervågning	51
Landovervågningsoplande	55
Vandværksboringer	55
Sammenfatning om organiske mikroforureninger	58
PESTICIDER OG NEDBRYDNINGSPRODUKTER	61
Grundvandsovervågning	61
Landovervågning	68
<i>Glyphosat og AMPA</i>	70
Vandværksboringer	71
<i>BAM – 2,6-dichlorbenzamid</i>	76
Fund af pesticider i udenlandsk grundvand.	77
Sammenfatning for pesticider og nedbrydningsprodukter	79
GRUNDVANDSRESSOURCEN	81
Nettonedbør	81
Grundvandspotentiale	83
Vandindvinding	86
Sammenfatning om grundvandsressourcen	89
GEOLOGISK MODELLERING	91
Indledning	91
Geologisk modellering	92
Hydrologisk modellering	93
Sammenfatning om modellering	94
DATERING AF GRUNDVAND	95
Indledning	95
Aldersbestemmelse af grundvand	95
<i>Tritium</i>	95
<i>CFC</i>	96
Markante variationer i nitrat og CFC i sandmagasin med frit vandspejl	97
Genbestemmelse af CFC og tritium i boringer med ringe overenstemmelse	99
<i>CFC-genbestemmelser</i>	99
<i>Sammenligning af tritium- og CFC-dateringer</i>	100
<i>Sprækkestrømning i ler</i>	102
CFC-dateringer i kalkmagasin med skiftende vandspejl	105
Sammenfatning om datering	106
LITTERATUR	107
BILAG	109

Forord

Nærværende rapport præsenterer resultater og konklusioner om grundvandets tilstand, baseret på data indsamlet af amterne og amternes årlige rapporter, der udføres som en del af den nationale grundvandsovervågning. Endvidere bygger nærværende rapport på resultaterne af vandværkernes boringskontrol, der indsamles af kommunerne og videreformidles til amterne, hvor de indgår i amternes rapportering og dataindberetning til Fagdatacentret for Grundvand og Boringsdata ved Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse (GEUS).

Omfanget af analyseprogrammet og rapporteringerne er fastlagt i rapporten om det nationale program for overvågningen af vandmiljøet 1998 – 2003 ("NOVA 2003", Miljøstyrelsen 2000).

Nærværende rapport er en faglig rapport og målgrupperne er Folketinget, Regeringen og offentligheden samt DMU, der har ansvaret for den samlede rapportering af NOVA 2003.

De indrapporterede data og amternes rapporter danner grundlag for rapporten. De enkelte afsnit er behandlet af nedenstående medarbejdere ved GEUS:

Kemiske analyser og detektionsgrænser	René Juhler
Grundvandets hovedbestanddele	Per Nyegaard
Uorganiske sporstoffer	Carsten Langtofte Larsen
Organiske mikroforureninger	Gitte Felding, René Juhler og Walter Brüsch
Pesticider og nedbrydningsprodukter	Walter Brüsch, Gitte Felding og René Juhler
Vandressource	Per Rasmussen og Britt Christensen
Geologisk modellering	Martin Hansen
Datering af grundvand	Troels Laier

Projektgruppen, der står bag databearbejdning og rapportering, består endvidere af Annabeth Andersen, Poul Merkelsen, Lykke Jørgensen, Frants von Platen. Jens Stockmarr er projektleder og har editeret rapporten.

En foreløbig version af rapporten har været udsendt til kommentering i amterne, Københavns og Frederiksberg kommuner, Miljøstyrelsen og Danske Vandværkers Forening. Kommentarerne har været til god hjælp og er blevet anvendt med udarbejdelsen af den endelige udgave.

Sammenfatning

”Grundvandsovervågning 2000” bygger på oplysninger fra grundvandsovervågningsområder, GRUMO, landovervågningsoplande, LOOP, og vandværkernes boringskontrol, som tilsammen giver et omfattende kvalitativt billede af grundvandets kemi og forureningstilstand.

Omkring 61% af overvågningsboringerne og 69% af vandforsyningsboringerne, indeholder ikke **nitrat** over den anvendte detektionsgrænsen på 1 mg/l. 24% af overvågningsboringerne indeholder mere nitrat end den vejledende grænseværdi for drikkevand på 25 mg/l og 18% mere end tilladeligt i drikkevand (50 mg/l). Tilsvarende indeholder 8,5% af vandforsyningsboringerne nitratkoncentrationer over 25 mg/l og 2% over 50 mg/l. Det lavere tal for vandforsyningsboringer skyldes, at mange af disse boringer med højt nitratindhold er blevet lukket. I nogle vandforsyningsboringer sker der også en opblanding af grundvandet i selve boringen på grund af lange filtre med indtag af grundvand fra forskellige dybder. Endelig er vandforsyningsboringer gennemsnitligt lidt dybere end overvågningsboringer.

Den generelle vurdering af nitratindholdet i grundvandet er fortsat, at der ikke kan konstateres noget signifikant ændret nitratindhold siden vedtagelsen af Vandmiljøplanen i 1987. Det kan dog heller ikke forventes, fordi dateringer på grundlag af grundvandets indhold af CFC-gasser viser, at langt det meste af det overvågede grundvand, der indeholder nitrat, er dannet før Vandmiljøplanens vedtagelse. På den anden side er det meste af det grundvand vi indvinder i dag dannet efter 1950 og derfor burde de første tegn kunne ses i løbet af den næste 10-års periode.

I det øverste og mest terrænnære grundvand synes ændringer i grundvandets indhold af nitrat at hænge sammen med variationer i grundvandsspejlet og dermed variationer i nedsivningen til grundvandsmagasinerne. Det er således vanskeligt at afgøre hvornår et mindre fald i nitratkoncentrationen kan tilskrives formindsket kvælstoftab fra landbrugsjorder og hvornår det skyldes variationer i nedsivningens størrelse.

I flere dele af landet måles et geologisk betinget **fosfor**indhold, der er over grænseværdien for drikkevand på 0,15 mg/l. Det er især i de dybere grundvandsmagasiner, hvor grundvandets sammensætning er præget af marine aflejringer. De relative høje fosforindhold giver dog ingen problemer for drikkevandskvaliteten, da fosfor normalt fjernes ved almindelig vandbehandling på vandværkerne.

Salt grundvand (**klorid** og **natrium**) i kystnære områder er en af de andre begrænsninger der findes for indvindingen til drikkevand. Desuden kan vejsaltning i vinterperioden også forårsage lokalt forhøjede klorid og natrium værdier i grundvandet. **Sulfat** optræder især i områder med sulfidminerale i sedimenterne, hvor en grundvandssænkning fremmer iltningen. Fluorminerale findes i kalkmagasinerne, hvor de kan frigive **fluorid** til grundvandet.

Nikkel og **zink** er fundet i grundvandet i koncentrationer, der overskrider det højst tilladelige for drikkevand i 5% af overvågningsfiltrene. Begge stoffer formodes hovedsagelig at være frigivet fra sulfidminerale i sedimenterne på grund af sænkning af grundvandsspejlet.

Aluminium er fundet i koncentrationer over det højst tilladte for drikkevand i 9% af overvågningsfiltrene og 22% af vandværksboringerne, fortrinsvis i Vestjylland hvor der er lav pH-værdi. I vandværker med vandbehandling må det antages, at zink og andre uorganiske sporstoffer i væsentlig grad tilbageholdes i okkerslammet i vandværkernes sandfiltre.

Blandt de **organiske mikroforureninger** er de hyppigst fundne indenfor de tre stofgrupper, klorerede kulbrinter, aromatiske kulbrinter og phenoler, **trichlormethan** (chloroform), **benzen** og **phenol** der i overvågningsfiltre er fundet i henholdsvis 9, 8 og 12%. I vandværksboringer er de tilsvarende fund betydelig lavere.

Anioniske **detergenter** er udeladt af årets grundvandsovervågningsrapport da en gennemgang har vist betydelige fejl i de indrapporterede data. GEUS vil i løbet af det kommende år søge at rette op på fejlene. Der er endnu ikke sket forbedringer i forståelsen af de udbredte forekomster af anioniske detergenter i grundvandet.

Der har i årets løb været skrevet en del om fund af de fem stoffer/stofgrupper, **MTBE**, **DBP**, **nonylphenoler**, **1,2-dibromoethan** og **vinylchlorid**, der er nye i grundvandsovervågningen. Der har været betydelige vanskeligheder med udviklingen af kvalificerede analysemetoder og det må på nuværende tidspunkt sammenfattes at kun MTBE, der er en del af høj-oktanbenzinen, er fundet i en række boringer hvoraf en del er vandværksboringer, i alt 28 boringer ud af 164 undersøgte boringer. De undersøgte boringer ligger især i bymæssige områder.

De øvrige fire stoffer er kun fundet i ganske få tilfælde og de vil blive behandlet yderligere når datamaterialet er betydelig forbedret.

Der er siden 1993 fundet **pesticider eller nedbrydningsprodukter** i 34,7% af de undersøgte overvågningsfiltre, og grænseværdien for drikkevand på 0,1 µg/l er overskredet i 10,8% af filtrene. Halvdelen af det grundvand der er dannet indenfor de sidste 25 år er påvirket af pesticider og nedbrydningsprodukter. I alt er der fundet 32 af de pesticider og nedbrydningsprodukter der indgår i overvågningsprogrammet samt 18 andre.

I de fem **landovervågningsoplände**, der især repræsenterer landbrugsjord, med boringer til 1,5-5 meters dybde er der siden 1993 fundet pesticider og nedbrydningsprodukter i 53% af de undersøgte filtre. Hovedparten af de fundne stoffer er fra gruppen af **triaziner**. **Glyphosat** og nedbrydningsproduktet AMPA fra ukrudtsmidlet Roundup, er den næsthyppest gruppe der er fundet i landovervågningsopländene, med fund i 8 ud af 45 undersøgte filtre svarende til 18%.

I **terrænnært grundvand**, i intervallet 0-20 meter under terræn, er der fundet pesticider og nedbrydningsprodukter i mere end 40% af de undersøgte overvågningsfiltre og vandforsyningsboringer og grænseværdien for drikkevand er overskredet i 15-20%. Med stigende dybde forekommer pesticiderne mindre hyppigt, men der er fundet pesticider og nedbrydningsprodukter ned til 100 meters dybde.

I **vandværksboringer** er der fundet pesticider og nedbrydningsprodukter i 1.396 boringer ud af 5.774 undersøgte boringer, svarende til 24%. Grænseværdien for drikkevand på 0,1 µg/l var overskredet i 509 boringer svarende til 9%. Indvindingsboringerne er undersøgt for et stort og varierende antal pesticider og nedbrydningsprodukter, hvoraf der er fundet 46.

Nedbrydningsproduktet 2,6-dichlorbenzamid, kaldet **BAM**, er det hyppigst fundne stof. BAM er fundet i 24% af vandforsyningsboringerne og grænseværdien for drikkevand er overskredet i 10% af de undersøgte boringer. I landovervågningen er der ikke fundet meget BAM hvilket kunne indikere at forureningen med BAM ikke er et landbrugsfænomen, men skyldes sprøjtning i bynær bebyggelse, langs veje og jernbaner og på gårdspladser.

Triaziner og nedbrydningsprodukter er en anden gruppe der er fundet i grundvandet i endnu større mængder end BAM, men med en lidt anden forekomst idet disse stoffer er fundet meget hyppigt i landbrugsområder

Alle pesticider, der er fundet hyppigt i grundvandet, er i dag forbudt, eller stærkt reguleret af Miljøstyrelsen. Men det forhindrer ikke, at pesticider stadig importeres ulovligt og at de og deres nedbrydningsprodukter fortsat og i lang tid fremover vil blive fundet i grundvandet.

Grundvandsstanden nu igen normal og en fugtig forsommer i 1999 medførte at **vandindvindingen** var endnu lavere end året før. Den samlede vandindvinding på almene vandværker udgjorde i 1999 420 millioner m³ mod 640 millioner m³ i 1989, et fald på 35%. Indvindingen til erhvervs Vanding var i 1999 på 173 millioner m³, det laveste i mange år.

English summary

Groundwater monitoring in Denmark is based on information from groundwater monitoring areas, agricultural watersheds and water supply wells. As a whole they provide the most qualified information on groundwater chemistry and pollution at the national scale available.

61% of the line monitoring wells and 69% of the water supply wells contain no **nitrate** (≤ 1 mg/l nitrate). 24% of the monitoring screens have a nitrate concentration above the guide level for drinking water (25 mg/l) and 18% are above the maximum admissible concentration (MAC) for drinking water. Groundwater from 8.5% of the water supply wells have a nitrate concentration above the guide level for drinking water and 2% are above the MAC level. The low number of water supply wells with a high nitrate concentration is due to several reasons. Many wells with a high nitrate concentration have already been closed. Some water supply wells have long screened sections, and mixing of groundwater with and without nitrate occurs within the well. Finally, water supply wells are generally screened at a greater depth than monitoring wells.

The general opinion is still that the content of nitrate in the groundwater has not changed significantly since the approval of the Action Plan for the Aquatic Environment in 1987. However, this stable situation is not to be expected in future, as CFC age dating shows that the majority of the groundwater-containing nitrate was infiltrated before the approval of the Action Plan. As the majority of the drinking water supplied today comes from groundwater infiltrated since 1950, the first signs of effects of the beneficial impacts of the plan should be recognised within the next 10-year period.

Changes in the content of nitrate in shallow groundwater seem to indicate variations in the groundwater potential and thus changes in the groundwater flow regime, rather than direct changes in the load of nutrient on the groundwater. It is therefore difficult to determine whether a decrease in the content of nitrate is due to minor nutrient losses from farmland or due to variations in groundwater infiltration.

In many places, geologically dependent **phosphorus** content in groundwater above the MAC level (0.15 $\mu\text{g/l}$) in drinking water is found, especially in deep aquifers with marine sediments. However, rather high phosphorus values are normally not a problem to waterworks as phosphorus usually precipitates in the sand filters.

Salt water (**chloride** and **sodium**) in coastal zones is another limitation to drinking water supply. Furthermore road salting in wintertime may affect chloride and sodium concentration in shallow groundwater. **Sulphate** occurs in zones with sulphide minerals in the sediments and where lowering of the pizometric surface permits oxidation. Fluorine minerals are found in limestone where fluoride might be liberated to groundwater.

Nickel and **Zinc** are found in the groundwater in concentrations above the MAC level in 5% of the monitoring screens, respectively. Both are expected to be liberated from sulphide minerals in the sediments due to lowering of the pizometric surface. Normally, analyses for zinc are not included in the water supply well water control. In waterworks with ordinary water treatment it is expected that zinc and other inorganic trace elements will mainly be retained in the ochre sludge of the sand filters of the waterworks.

Aluminium is found in concentrations above the MAC level in 9% of the monitoring screens and in 22% of the water supply wells, especially in West Jutland where the pH values are low.

Among the **organic micro pollutants** the most commonly found chlorinated hydrocarbons, aromatic hydrocarbons and phenols are **trichloromethane**, **benzene** and **phenol**, which in are

found in 9, 8 and 12% of the monitoring wells, respectively. In water supply wells the corresponding values are considerably lower.

Anion active **detergents** are omitted in this year report as quality assurance has detected significant errors in the received data. GEUS will try to set up the data in the coming year. The knowledge on the common occurrence of detergents in groundwater has not been improved.

During the last year some discussion has taken place on the detection of the five chemical elements/ element groups, **MTBE**, **DBP**, **nonylphenol**, **1,2-dibromethane** and **vinylchloride**, that are new in the groundwater monitoring. Several difficulties on the development of qualified analysis methods have occurred. For now it must be summarised, that only MTBE, that is a part of high-octane petrol, is found in a number of wells, partly water supply wells and totally in 28 wells out of 164 investigated. The other four elements are only found in very few cases and they will be further treated when the data material is considerably improved.

Since 1993 **pesticides and metabolites** have been found in 34,7% of the investigated monitoring wells, and in 10.8% of the wells above the MAC of 0.1 µg/l for drinking water. Pesticides and metabolites influence half of the groundwater infiltrated within the last 25 years. Totally 32 pesticides and metabolites from the groundwater monitoring programme and 18 others are found in the monitoring wells.

In five **agricultural watersheds**, representing farmland, with wells screened from 1.5 to 5 meters depth, pesticides and metabolites have been found since 1993 in 53% of the investigated wells. The main elements are from the **triazine group**. **Glyphosate** and the metabolite AMPA, from the herbicide Roundup, is the second common group found in the agricultural watersheds, with 8 detections from 45 investigated wells.

In **shallow groundwater**, in the interval 0 to 20 meters depth, pesticides and metabolites have been found in more than 40% of the investigated monitoring wells and water supply wells, and the MAC level was surpassed in 15-20% of the wells. Detection of pesticides decreases with increasing depth, but pesticides and metabolites have been found at depths greater than 100 m.

In the **water supply wells** pesticides and metabolites have been found since 1993 in 24% of the analysed wells (1,396 wells out of 5,774 analysed). The MAC level of 0.1 µg/l was surpassed in 9% (509 of these wells). The water supply wells have been analysed for a great number of pesticides and metabolites and 46 have been found since 1993.

The dichlobenil metabolite 2,6-dichlorobenzamide (**BAM**) is the most commonly found metabolite. BAM is found in 24% of the water supply wells and the MAC level is surpassed in 10% of the wells. In agricultural watersheds BAM is rarely found, probably due to the fact that BAM pollution is not an agricultural phenomenon, but is caused by spraying in urban areas, along roads and railways and on farmyards.

Triazines and metabolites is another group that has been found in even greater amount than BAM, but in different areas, as these compounds are found very commonly in farming areas.

All of the pesticides that have been found commonly in the groundwater are currently prohibited or strongly regulated by the Danish Environmental Protection Agency, but that does not hinder, that pesticides are imported illegally, and that they and their metabolites still and far in future will be found in groundwater.

Groundwater levels have returned to normal, and a moist early summer in 1999 resulting that the **groundwater abstraction** was even lower than in 1998. The total water abstraction to common waterworks in 1999 was 420 million m³ in comparison to 640 million m³ in 1989, a difference of 35%. Groundwater abstraction for irrigation was 173 million m³ in 1999, the lowest for many years.

Indledning

Overvågningsprogrammet

Den landsdækkende grundvandsovervågning der er en del af det nationale overvågningsprogram for vandmiljøet, NOVA 2003, blev oprindeligt iværksat som en konsekvens af vedtagelsen af Vandmiljøplanen i 1987, med det hovedformål at registrere grundvandets belastning med kvælstof og fosfor samt vurdere virkningerne af ændringer i næringsstofbelastningen som Vandmiljøplanens tiltag ville medføre. Endvidere har grundvandsovervågningen til formål generelt at følge udviklingen i grundvandsressourcens kvalitet og størrelse, for også i fremtiden at kunne sikre Danmarks befolkning drikkevand af god kvalitet. Endelig er det et formål at beskrive kvaliteten af det vand der udgør basisstrømningen til de danske ferske vande.

Grundvandsovervågning

Nogenlunde jævnt fordelt over landet er der etableret 67 grundvandsovervågningsområder (GRUMO), se figur 1.1, udbygget med ca. 17 overvågningsfiltre fordelt i hovedgrundvandsmagasinet (liniemoniterende boringer), øvre sekundære grundvandsmagasiner (punktmoniterende boringer) og én indvindingsboring (volumenmoniterende boring), se principskitsen figur 1.2.

Grundvandsovervågningen omfatter i 1.040 filtre, der er egnede til analyse for grundvandets hovedbestanddele. Heraf er 910 filtre egnede til analyse for specielle parametre som uorganiske sporstoffer, pesticider og andre organiske mikroforureninger. Hertil kommer 112 filtre til overvågning af grundvandets hovedbestanddele i Rabis Bæk området og ca. 60 filtre i fire nye redox-boringer, etableret i 1998-1999. Sidstnævnte indgår endnu kun med meget få analyser. Grundvandsovervågningen omfatter endelig ca. 100 filtre i grundvandet i de fem landovervågningsoplande (LOOP), se figur 1.1, hvor bl.a. kvaliteten af det helt nydannede grundvand overvåges.

Vandværksboringer

I Miljøministeriets bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg (Miljøministeriet 1988) blev der fra 1. januar 1989 stillet krav om overvågning af det grundvand, der indvindes fra vandværkernes boringer - boringskontrol (Miljøstyrelsen 1990, 1997).

Med årets rapport er der gennemført en kobling mellem vandressourceregistret og grundvandskemidatabasen ved GEUS med henblik på at undgå at analyseresultater, som tilsyneladende ikke stammer fra vandindvindingsboringer men som er indberettet som "boringskontrol", indgår som vandværksboringer. Herved bliver et antal boringer med forskelligt andet formål, f.eks. afværgeboringer eller boringer til overvågning af lossepladser, ikke medtaget som vandværksboringer, med deraf følgende krav til grundvandskvalitet. Det er dog ikke lykkedes fuldstændig at undgå at der indgår andre boringer i det anvendte datasæt, fordi boringer som tilhører vandværker men som benyttes til andet formål, f.eks. som pejleboring eller afværgeboring, ikke har kunnet udskilles på baggrund af de informationer GEUS er i besiddelse af.

Rapportering

Hvert efterår siden 1989 har GEUS udarbejdet en rapport over grundvandsovervågningen. Det er vedtaget, at rapporteringen skal ske efter et standardiseret format, således at rapporteringen

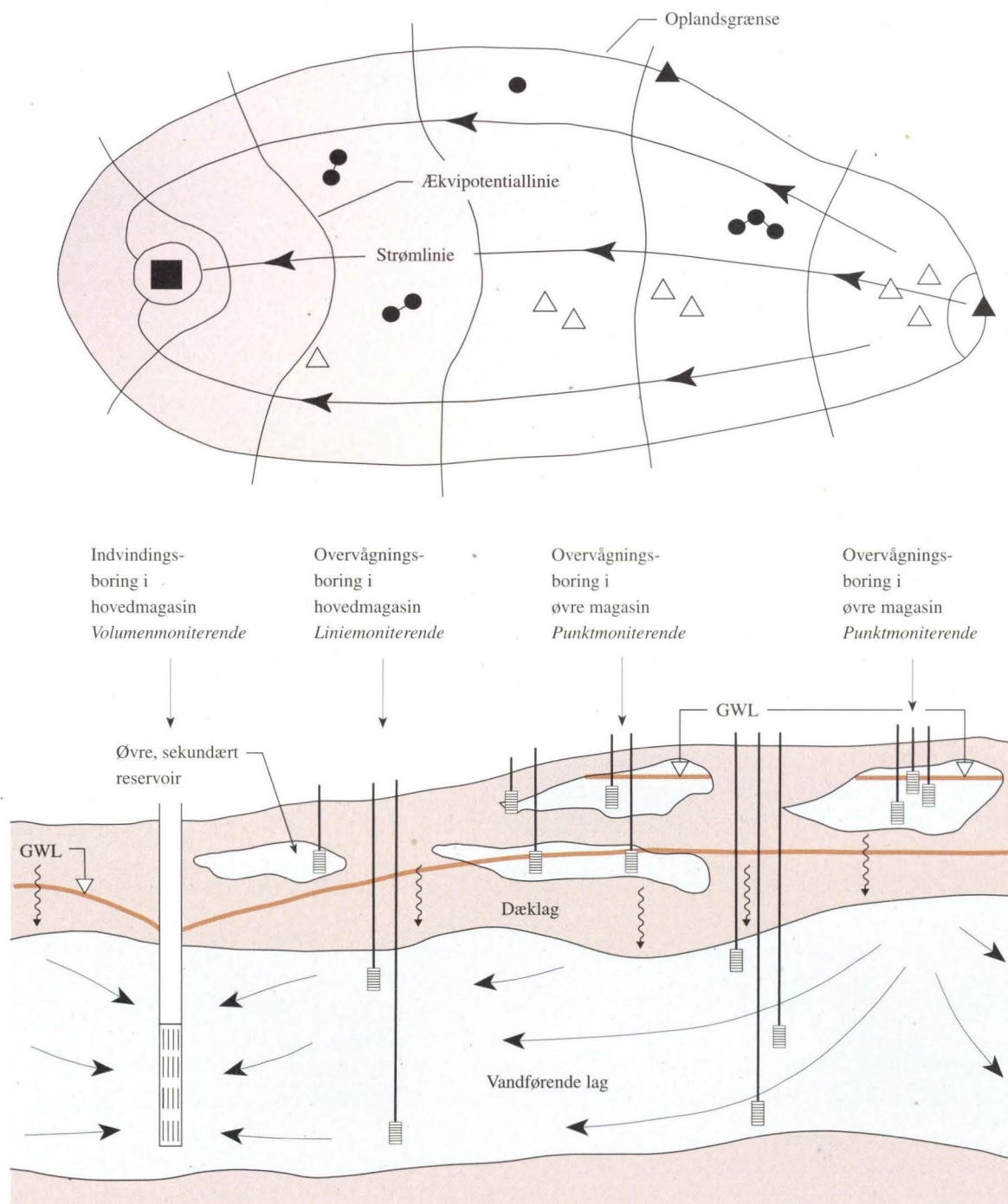
bliver overskuelig og ikke for omfattende. Grundvandsovervågning 1995 (GEUS 1995) var ekstraordinært omfattende, idet grundvand var udvalgt som årets tema indenfor vandmiljøplanens overvågningsprogram. Dette års rapport er en standardrapport.. Det gældende analyseprogram for grundvandsovervågningen i såvel GRUMO som LOOP er beskrevet i NOVA 2003 (Miljøstyrelsen 2000).



Figur 1.1 Grundvandsovervågningen i Danmark omfatter 67 grundvandsovervågningsområder (GRUMO ●) og 5 Landovervågningsoplande (LOOP ○).

I områderne Sibirien, Grindsted, Kasted og Albæk er der yderligere etableret en såkaldt redox-boring med mindst 15 filtre til overvågning af de kemiske forhold omkring redoxzonerne. Endelig er de tre områder Munke Bjergby, Herning og Abild næsten er sat i bero og der gennemføres kun få analyser med et begrænset program i et mindre antal filtre

Årets rapport bygger, som de foregående, på de data amterne har indberettet til den grundvandskemiske database ved GEUS samt på de årlige rapporter fra amterne. Dog er data der måtte være nævnt i amternes rapporter, men som ikke er indberettet til grundvands-databasen ved GEUS, normalt ikke medtaget i tabeller og grafer i GEUS's rapport.



Figur 1.2 Principkitse for et Grundvandsovervågningsområde (efter Andersen 1987).

Kemiske analyser og detektionsgrænser

Hvorfor detektionsgrænser?

I forbindelse med kemiske analyser er det i visse tilfælde svært at give et eksakt svar på spørgsmålet: "Er der indhold af stoffet X i prøven?". I tabeller og figurer er fund af stoffer generelt angivet som "indhold over detektionsgrænsen", og det indikerer, at der er en gråzone, hvor man ikke klart kan afgøre, om der er indhold eller ej i en prøve. Ideelt ville der ikke være en sådan grænsezone, men i praksis er der altid en nedre grænse for hvad der kan detekteres.

For at illustrere dette kan et muligt fund af organiske mikroforureninger i grundvand betragtes. Typisk udtages 1 liter vand fra en boring, og den sendes til analyse på et laboratorium. Allerede i forbindelse med prøveudtagning og opbevaring af prøven introduceres afvigelser og risiko for tab af stof eller forurening af prøven. Når prøven kommer til laboratoriet opkoncentreres stofferne, f.eks. 1.000-5.000 gange, så den oprindelige 1 l vandprøve bliver i størrelsesorden 1/1.000 liter (= 1 ml). Derved øges koncentrationen af forureninger og naturlige stoffer, der var i den oprindelige prøve. Det er også muligt at oprense prøven, så man favoriserer opsamlingen af de stoffer, man er interesseret i at måle. I forbindelse med opkoncentrering og oprensning er der et næsten uundgåeligt tab af stoffer, også af de forbindelser, man er interesseret i at måle. Når prøven efterfølgende skal analyseres på f.eks. en gaskromatograf eller en HPLC, er der også et mindste niveau for mængden af stof, der skal indsprøjtes i apparatet, før et signal kan dannes.

Denne kombination af stoftab, usikkerheder og følsomhed på detektoren bevirker, at der er en nedre grænse for, hvor lidt der kan måles i en vandprøve. En optimering af en metode kan evt. få detektionsgrænsen ned, men der vil altid være en nedre grænse for, hvad der kan måles. Og derfor bruges "**under detektionsgrænsen**" som udtryk for, at man ikke har kunnet finde indhold i prøven, d.v.s. man kan ikke udelukke, at der er et indhold i prøven, men man har ikke kunnet detektere noget.

I nogle tilfælde kan der ses respons på detektoren, der ligger i området mellem detektionsgrænsen og den sande 0-værdi. I sådanne tilfælde kan man ikke tale om en egentlig detektion, og her anvendes udtrykket "**spor af stof X**". Tilsvarende kan det være nødvendigt at skelne mellem det niveau, hvor et indhold kan detekteres (detektionsgrænsen) og det højere niveau, hvor man kan udtale sig sikkert om koncentrationen af det pågældende stof (kvantificeringsgrænsen).

Det er væsentligt, at en detektionsgrænse ligger lavt og i det mindste under de grænseværdier, der skal kontrolleres. Derfor kræves typisk at detektionsgrænsen skal ligge på højst 1/10 af den værdi der refereres til (grænseværdien). Den type fejl, hvor et faktisk indhold ikke kan påvises og dermed ikke findes kaldes en "**falsk negativ**". Den omvendte situation forekommer også, idet en analyse kan være "**falsk positiv**", d.v.s. der er ikke noget i prøven, men analysen indikerer indhold. I det følgende gives en kort introduktion til nogle centrale begreber, som er væsentlige, når man betragter analysedata som f.eks. data i grundvandsovervågningen. En mere uddybende gennemgang af begreberne indenfor kemiske analyser kan findes i andre publikationer, f.eks. "Kemiske Analyser – sådan skal de forstås!!!" (ATV-fonden for Jord og grundvand, Lyngby, 1998).

Definitioner for detektionsgrænse

En detektionsgrænse anvendes således som et mål for en analysemetodes følsomhed, d.v.s. hvor lave niveauer kan måles. I Danmark er kvalitetskravene til miljøanalyser fastlagt i en bekendtgørelse (Miljø- og Energiministeriet 1997), men der foreligger ingen entydig definition

af en detektionsgrænse for pesticider eller organiske mikroforureninger i grundvand. I en arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen (nr. 50 / 1992 "Vurdering af analysekvaliteten for specialanalyser i grundvandsovervågningen") findes der dog en vejledning for analyser der udføres i GRUMO programmet. Desuden er der under det nationale overvågningsprogram for vandmiljøet (NOVA 2003) (Miljøstyrelsen 2000) et arbejde i gang, der skal føre frem til en definition for de overvågede områder.

Som udgangspunkt er formålet med detektionsgrænsen at give et indtryk af, hvor langt ned en analysemetode kan detektere et stof. Ved beregning lægger man sig fast på, med hvilken sikkerhed, man vil kunne detektere et stof, f.eks. 99% sikkerhed for detektion (konfidensniveau), eller omvendt, man tillader statistisk set, at man 1 ud af 100 gange ikke detekterer et indhold, der rent faktisk er forskelligt fra 0. Man kunne vælge at acceptere en mindre usikkerhed, og det vil så bevirke, at detektionsgrænsen kommer til at ligge på et højere niveau. Når et analyselaboratorium skal bestemme en detektionsgrænse foretages typisk analyser af en prøve, der har et kendt indhold tæt på den formodede detektionsgrænse, og heraf kan en standardafvigelse (s) på måleresultatet bestemmes. En sådan standardafvigelse kan findes indenfor en enkelt analyseserie (S_w) eller ved at gentage målinger over flere analyseserier (S_b). Da S_b generelt vil være højere end S_w fås en højere detektionsgrænse hvis S_b anvendes. Ved at kombinere denne standardafvigelse med et krav til niveauet for statistisk usikkerhed i bestemmelsen (konfidensintervallet, eksempelvis kan man vælge et 99,5% niveau $t_{0,995}(f)$) kan en detektionsgrænse (D_L) bestemmes:

$$D_L = t_{0,995}(f) * (S_b)$$

Da der er flere fremgangsmåder for beregning af en detektionsgrænse er det væsentligt at sammenholde beregningsmetoderne når analysemetoder sammenlignes. Det er også væsentligt at sikre, at detektionsgrænserne er bestemt under forhold, der ligner de aktuelle forhold, og at bestemmelsen er udført på sammenlignelige prøver. Indhold af interfererende stoffer (andre stoffer end dem man ønsker at bestemme) kan nemlig føre til højere baggrundsværdier (blindværdier) og højere detektionsgrænser.

Detektionsmetoder og forekomst af falske resultater

Som nævnt kan kemiske analyser give såvel falsk positive som falsk negative påvisninger. Risikoen for falske analyseresultater er tæt knyttet til den prøvetype og det stof der analyseres. Eksempelvis er risikoen for falsk positive generelt mindre i en blank grundvandsprøve end i en vandprøve udtaget under et moseområde. Dette skyldes forekomst af interfererende stoffer i prøven (prøvematricen). Sådanne stoffer kan være menneskeskabte, eksempelvis andre forureninger, eller naturligt forekommende stoffer, eksempelvis humusstoffer. Fælles for dem er, at de giver anledning til et detektorsignal, der ikke kan skelnes fra det signal, de "eftersøgte" stoffer giver.

I overvågningens første periode, 1988-1992 var en lang række analyser baseret på uspecifikke metoder som farvereaktioner og lys-spektroskopi. I det moderne analyselaboratorium er der stadig flere metoder, der baseres på specifikke detektorer som massespektrometre, der er mindre følsomme overfor interferens. I dag anvendes der dog stadig metoder, hvormed der ikke kan foretages en specifik detektion, og selv om der anvendes specifikke detektorer, er der risiko for såvel falsk positive som falsk negative analyser.

Til enhver metode knytter der sig en analyseusikkerhed, som er afhængig af den aktuelle metode såvel som prøvematricen. Detektionsgrænsen er således en væsentlig parameter, når analysedata skal fortolkes. I forbindelse med indrapportering af overvågningsdata angives analyselaboratoriets detektionsgrænse for den enkelte prøve, d.v.s. hvis der ikke er påvist

indhold i en prøve indrapporteres der ikke et "0" men at der ikke er gjort fund over detektionsgrænsen. Det er den tilhørende detektionsgrænse, der anvendes ved databehandlingen og som fører til opgørelser af prøver med indhold over og under detektionsgrænsen.

Fund og fund over grænseværdien

I nærværende rapport betyder et "fund" således at analyseresultatet er større end eller lig med (\geq) detektionsgrænsen for det pågældende stof i den pågældende analyse.

Tilsvarende opereres med "fund over grænseværdien for stoffet drikkevand" eller "fund over højst tilladelige værdi for stoffet i drikkevand" (Miljøministeriet 1988).

Udvælgelse af laboratorier

For at sikre en konstant, høj kvalitet af de kemiske analyser under NOVA-2003 er det besluttet at analyserne så vidt muligt skal udføres på laboratorier, der er forhåndsgodkendt til netop dette arbejde.

Laboratorier der ønsker at udføre kemiske analyser i forbindelse med NOVA-2003 (Miljøstyrelsen 2000), skal være akkrediteret (certificeret) i henhold til den danske akkrediteringsordning DANAK eller en tilsvarende ordning i andre lande. I NOVA 2003 er reglerne beskrevet således

"For at blive akkrediteret skal et laboratorium kunne dokumentere, at det har apparatur, personale og arbejdsrutiner der sikrer, at analyserne kan udføres med en konstant kvalitet. Desuden skal laboratoriet være besiddelse af fuld dokumentation for alle analysemetoder o.lign., og det skal opbevare journaler og anden dokumentation, som gør det muligt at vende tilbage til den enkelte analyse på en bestemt prøve og kontrollere at den er udført forskriftsmæssigt, at apparaturet var korrekt kalibreret, osv.

Akkrediterede laboratorier er forpligtet til at deltage i præstationsprøvninger på det område akkrediteringen gælder for.

Det er ikke tilstrækkeligt at være akkrediteret for at være godkendt til at udføre analyser i forbindelse med NOVA-2003. Laboratorierne skal også leve op til de krav der er stillet til detektionsgrænser mv. i NOVA-2003; endvidere stiller Miljøstyrelsen supplerende krav til intern kvalitetskontrol, og endelig er det Miljøstyrelsen der vurderer resultaterne af præstationsprøvning og afgør hvilke af de deltagende laboratorier der har klaret en prøvning tilfredsstillende.

Miljøstyrelsen offentliggør navnene på laboratorier der til enhver tid er godkendt til de forskellige analyser i NOVA-2003."

Den sidste offentliggørelse daterer sig til den 6. oktober 2000. Der er endnu enkelte stoffer der er indgår i grundvandsovervågningsprogrammet, men som der ikke er udpeget laboratorier til. Det drejer sig om de uorganiske sporstoffer jodid, sølv, thallium og tin, samt pesticid-aktivstoffet thiram, der synes at være umulig at detektere rigtigt og kationiske detergenter (DTDMAC). Det skønnes at de sidste to permanent må udelades af programmet.

Med begrundelse i blandt andet laboratoriernes manglende mulighed til at gennemføre kvalificerede analyser på det ønskede lave niveau i grundvandsovervågningen, er der midlertidigt udpeget laboratorier med en for høj detektionsgrænse i forhold til det ønskede. Det gælder for en række uorganiske sporstoffer og organiske mikroforureninger.

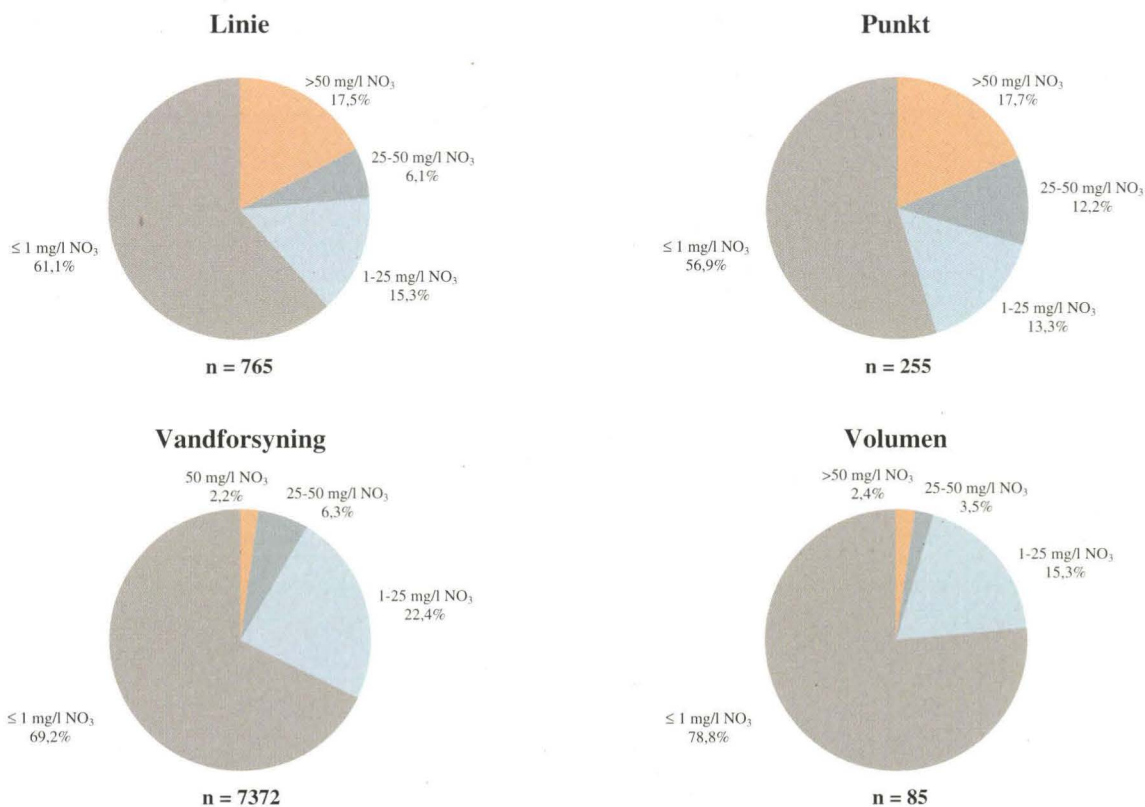
Grundvandets hovedbestanddele

Nitrat

Udviklingen i grundvandets indhold af nitrat

I årets rapport er nitratdata fra **alle aktive** filtre blevet benyttet til bedømmelse af udviklingen i grundvandets nitratindhold for hele perioden 1990 -1999. Denne praksis betyder, at der vil indgå et varierende antal filtre i de årlige beregninger. Hvis kun filtre, der var analyseret kontinuerligt fra 1990 og frem blev anvendt, ville det betyde væsentlige færre data og dermed tab af informationer, samt at nye GRUMO-boringer ikke vil blive indraget i databehandlingen.

Til vurderingen af nitratanalyserne er kun de filtre/boringer, hvis nitratindholds medianværdi indenfor perioden 1990-1999 er større end 1 mg/l, behandlet i analysen af GRUMO-data. Det er derfor kun filtre/boringer med nitratbelastet grundvand der indgår i vurderingen. Der er omregnet til årlige medianværdier, for filtre med mere end én analyse pr år. Der er for perioden 1990-99 i alt 22.107 nitratanalyser fra 1.413 grundvandsovervågningsfiltre hvoraf de 1.220 undersøges hvert år og 76 undersøges, men ikke hvert år. For 1999 foreligger der i alt 1.286 nitratanalyser fordelt på 1.074 filtre. Desuden findes der nu de første nitratdata fra 3 redox-boringer, hvor de i alt 139 analyser fordeler sig på 58 filtre.



Figur 2.1 Filtre fordelt efter nitratindholdet i mg/l for de fire grupperinger, linie-, punkt- og volumenmoniterende filtre i overvågningsboringer samt vandværksboringer. Medianværdier for alle nitratdata 1989 – 1999.

Nitratanalyserne for GRUMO fordeler sig på 71 filtre klassificeret som volumenmoniterende, 699 som liniemoniterende, 234 som punktmoniterende og 69 er ikke klassificeret. Endelig foreligger der nu nitratanalyser fra i alt 7.838 vandforsyningsboringer analyseret i perioden 1990-1999. Det er færre end sidste år, idet der er foretaget en kraftig redigering, således at boringer, som ikke er vandforsyningsboringer eller pejleboringer, er blevet sorteret fra. Fordeling af de fire gruppers filtre/boringer på grundlag af nitratinholdet er vist i figur 2.1. Den højst tilladelige værdi for nitrat i drikkevand er 50 mg/l NO₃ og den vejledende værdi 25 mg/l NO₃.

Nitratudvikling i grundvandsovervågningsområderne

Til vurdering af den tidsmæssige udvikling af nitratinholdet i det allerede nitratbelastet grundvand (ca. 40% af filtrene – se figur 2.1), er der i dette års rapport anvendt data fra 351 filtre til analyse af hovedklasserne, for vandspejlstyperne 380 filtre, for redoxzonerne 271 filtre og for arealanvendelsen 385 filtre. Udviklingen fra 1990 til 1999 indenfor disse kategorier er vist i figur 2.2.

Da filtre/boringer bliver nedlagt eller nyetableret kan kurverne skifte forløb fra årsrapport til årsrapport. Der er benyttet samme grupperinger i dette års rapport (figur 2.2), som i de sidste års rapporter (GEUS, 1998,1999).

I de sidste års rapporter kunne der ikke påvises nogen indvirkning på grundvandets indhold af nitrat af de tiltag der blev gennemført som en del af vandmiljøplanen, selv ikke i de mest terrænnære filtre, hvor nitratinholdet er afhængigt af nedbøren og høstresultatet. Den generelle udvikling viser en svag stigning, idet der dog var en ret stor spredning i filtrenes nitratinhold, således at stigningen ikke var statistisk signifikant.

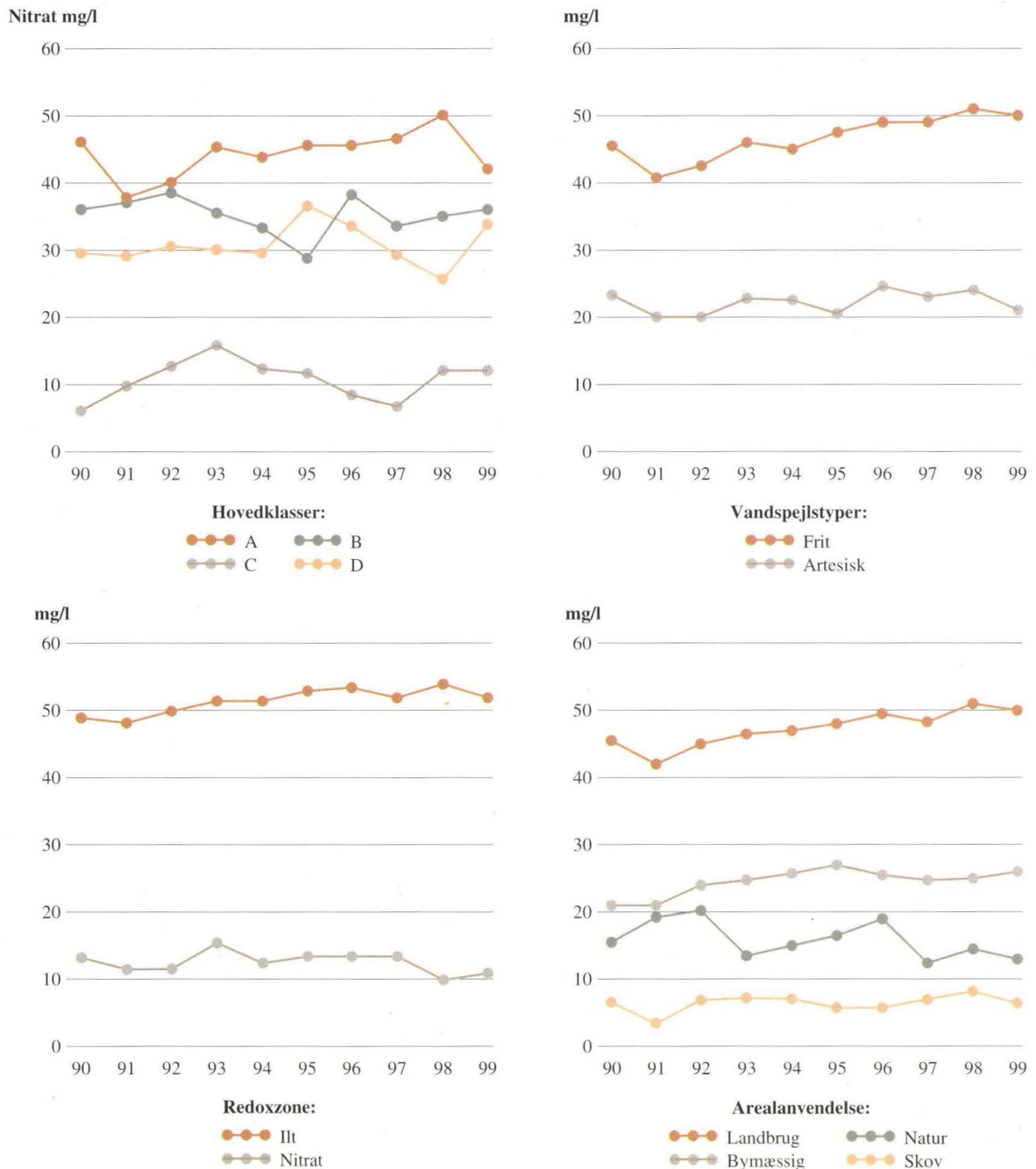
Grundvandet blev i 1995 (GEUS 1995) opdelt i 6 hovedklasser. Af disse hovedklasser er kun medtaget klasserne A, B, C og D, idet hovedklasserne E og F har få filtre, fordi vandet er gammelt og dermed uden nitrat.

Grundvandets hovedklasser

Hovedklasse A: Ungt surt og blødt grundvand
Hovedklasse B: Ungt og middelhårdt grundvand
Hovedklasse C: Ungt, meget hårdt og reducerende grundvand
Hovedklasse D: Ungt og hårdt grundvand
Hovedklasse E: Gammelt og hårdt grundvand
Hovedklasse F: Gammelt, middelhårdt og reducerende grundvand

Hovedklasse A viser en stigning fra 1991 til 1998, men et fald i 1999, medens hovedklasserne B,C og D ingen tydelige tendenser viser. Filtre i grundvandsmagasiner med frit vandspejl og filter i områder, hvor arealudnyttelsen er landbrug, viser efter en svag stigning først i tidsintervallet 1990-99 en udfladning af kurveforløbet.

Data fra 1991 og 1992 er stærkt præget af at der ikke er analyseret for alle filtre i GRUMO-området Rabis Bæk. For disse to år er der ca. 60 filtre med indhold af nitrat mindre end i de øvrige år, hvilket delvist forklarer det markante fald mellem 1990 og 1991. De ca. 75 filtre fra Rabis Bæk kan derfor have en forholdsvis stor indflydelse på forløbet af de viste kurver i figur 2.2.



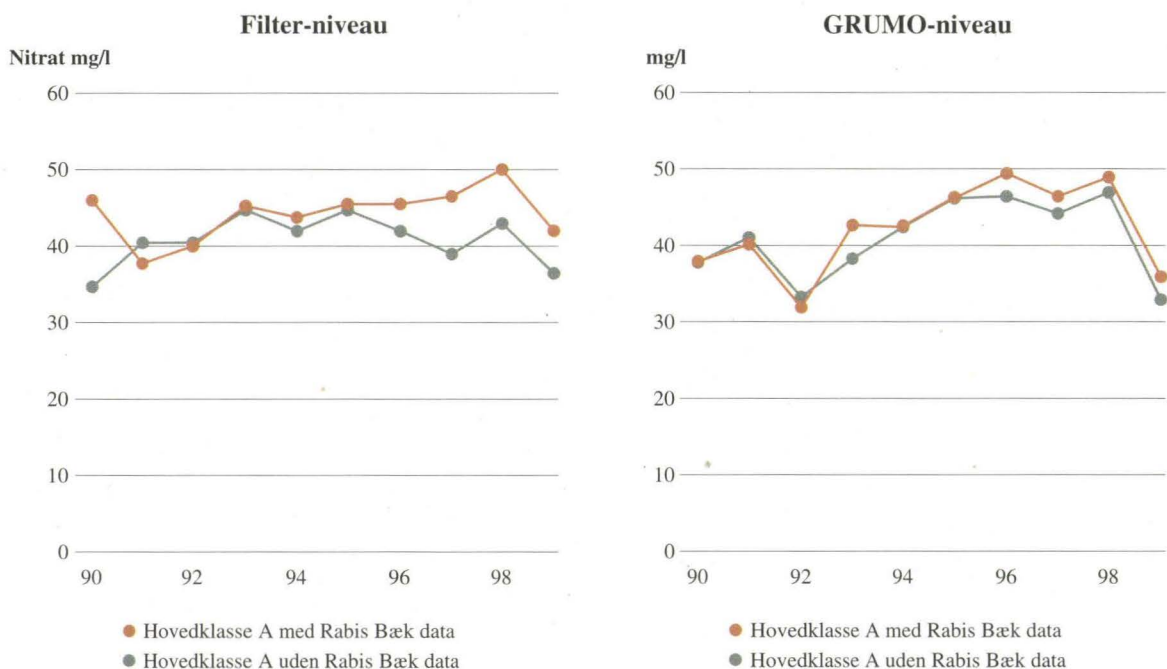
Figur 2.2 Nitratudviklingen i mg/l i perioden 1990-1999 baseret på data fra alle aktive filtre med et nitratindhold større end 1 mg/l for hele perioden. Antallet af filtre er vist i ().

1: Hovedklasse - A (188), B (93), C (14), D (56).

2: Vandspejlstype - Frit (295) og artesisk (85).

3: Redoxzone - Ilt (159) og nitrat (112).

4: Arealanvendelse - Bymæssig(27), landbrug (307), "natur" (35) og skov (16).



Figur 2.3 Nitratudviklingen i mg/l i perioden 1990-1999 baseret på data fra alle aktive filtre med et nitratindhold større end 1 mg/l for hele perioden og i hovedklasse A, dels på filterniveau og dels på GRUMO-niveau med og uden Rabis Bæk data.

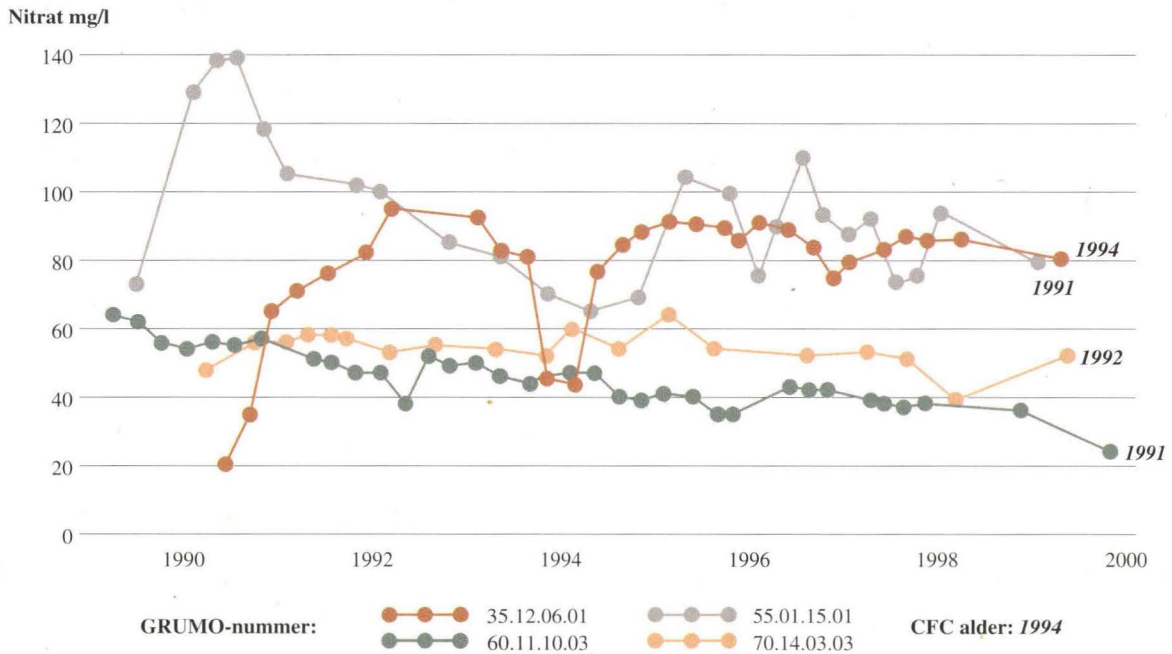
Grundvandet i Rabis Bæk tilhører hovedklasse A, og for at illustrere indflydelsen af de ca. 80 filtre er variationen i nitratindholdet for hovedklasse A plottet i figur 2.3 med og uden Rabis Bæk data dels på filterniveau (beregningen er foretaget på alle filtre i hovedklasse A) og dels på GRUMO-niveau (beregningerne er først foretaget på de enkelte GRUMO-områder med filtre i hovedklasse A og derpå er der udregnet en medianværdi for alle GRUMO områder). Hovedklasse A er valgt idet Rabis Bæk filtrene udgør ca. 40% af filtrene i denne hovedklasse. På filterniveau ses en relativ stor indflydelse fra 1996. Hvis nitratværdierne udregnes på et overordnet GRUMO-niveau ses ikke nogen større indflydelse. Det generelle billede af nitratudviklingen ændres dog ikke med eller uden Rabis Bæk data.

Filtre i grundvandsmagasiner med frit vandspejl under arealer med landbrugsdrift, er generelt sårbare med hensyn til nitratbelastningen, men på landsbasis kan der ikke konstateres nogen væsentlige ændringer i grundvandets nitratindhold de sidste par år. Sammenlignes kurveforløbet for frit vandspejl, ilt-redoxzone og arealanvendelsen landbrug ses et sammenligneligt forløb med en svag stigning, som flader ud de sidste år. De fire grupperinger dækker over en stor fællesmængde. Den svage stigning i kurveforløbet (figur 2.2) dækker således over terrænnære grundvandsmagasiner i landbrugsområder med frit vandspejl, hvor grundvandet er ungt, surt og blødt. Disse magasintyper er især udbredt i Vestjylland.

Nitrat i ungt grundvand

I 1998 og delvist i 1997 er et stort antal filtre (553) blevet prøvetaget for CFC-datering af grundvandet (GEUS 1999). Dateringerne viser at kun ca. 40 filtre giver vand som er yngre eller samtidig med Vandmiljøplanens igangsættelse i 1988, og kun i 5 filtre er grundvandet yngre end 1990. For at kunne se en eventuel effekt af planen, er nitratdata fra de 4 filtre med det yngste grundvand og kontinuerlige nitratanalyser vist i figur 2.4, og de tekniske data i tabel 2.1.

Grundvandet i disse filtre er fra 4 til 7 år gammelt. Et filter (60.11.10.03) viser et konstant fald siden påbegyndelsen af prøvetagningen i 1989, hvilket kan skyldes ændret landbrugspraksis, men ikke vedtagelsen af Vandmiljøplanen. To af filtrene (35.12.06.01, 55.01.15.01) viser ingen tydelig tendens. Der er kun et filter som viser et svagt fald, som måske kan henføres til en ændring i overfladebelastningen med nitrat, men filtret har dog tidligere ydet grundvand på ca. halvdelen af det nuværende nitratindhold på ca. 80 mg/l.

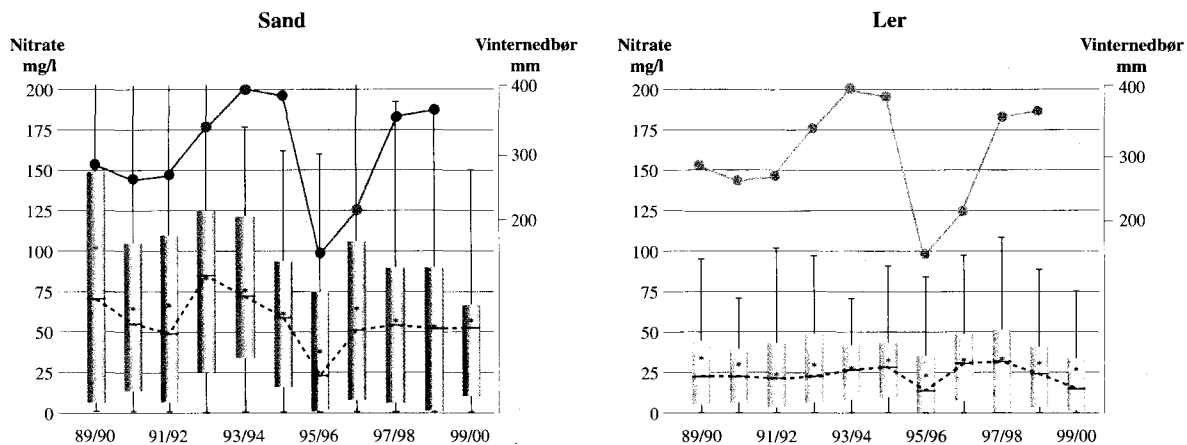


Figur 2.4 Nitrat udviklingen i ungt grundvand. Fire filtre med grundvand dannet efter Vandmiljøplanens igangsættelse og med kontinuerlig prøvetagning.

DGU nr.	GRUMO nr.	Filtertop m.u.t.	Filterbund m.u.t.	Lertykkelse, meter	Tykkelse af umættet zone, meter	Vand over filter, meter	CFC alder, år før 1998
238. 626	35.12.06.01	13,60	14,60	4,2	6,46	7,14	7
114. 1444	55.01.15.01	6,00	6,50	0,0	1,00	5,00	6
105. 1395	60.11.10.03	12,66	13,36	6,0	6,42	6,24	7
71. 484	70.14.03.03	20,00	22,00	4,7	12,45	12,45	6

Tabel 2.1 Boretekniske data for de fire filtre.

Nitratindholdet i det nydannet grundvand i landovervågningsoplandene, LOOP, fordelt på sand og ler, er vist som et box-diagram i figur 2.5 sammen med vinternedbøren (Da det er den relative variation som er interessant og ikke mængden af nedbøren er det valgt at benytte data for Københavnsområdet). Der er kun medtaget nitratdata fra grundvandsprøver indsamlet i kvartal 4 og 1. Som det fremgår af box-diagrammet i figur 2.5, er der en stor spredning i data for perioderne, især for sandområderne. Overordnet varierer medianværdien for nitrat meget, og sammenlignes kurve med kurven for vinternedbøren ses en tydelig sammenhæng, således at en forøget vinternedbør giver et højt nitratindhold i det nydannede grundvand evt. efterfulgt af en fortyndingseffekt.



Figur 2.5 Nitrat i landovervågningsoplandene, LOOP, fordelt på sand- og lerområder, sammenlignet med vintervedbøren (øverste kurve). Kun nitratdata fra kvartalerne 4 og 1 er medtaget.

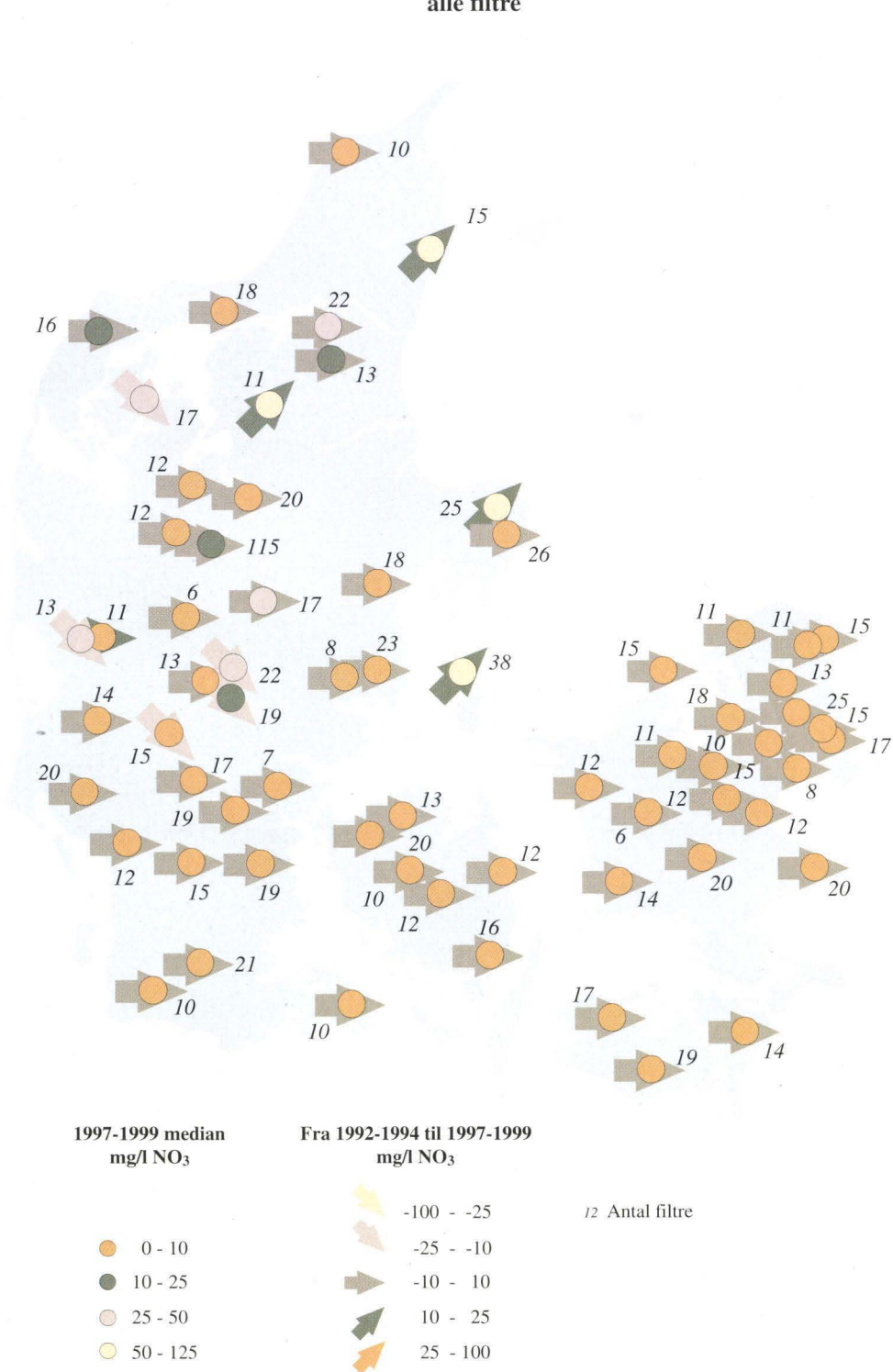
Oversigt over nitrat i GRUMO samt evt. stigende eller faldende tendenser

For at illustrere om data viser en udvikling (faldende eller stigende) i grundvandets nitratindhold er først **alle** nitratanalyser benyttet, og siden er kun anvendt filtre, som er nitratbelastet – dvs. nitrat er over 1 mg/l. Der er så beregnet et gennemsnit (medianværdi) for to 3-års perioder, henholdsvis 1992 -1994 og 1997 – 1999 for hvert GRUMO, og det er mellem disse to perioder der er foretaget en sammenligning. Det er valgt at beregne et middelinhold over en 3-års periode for at udjævne store udsving, som f.eks. kan skyldes ændret nedbør et enkelt år.

Nitratindholdet i alle GRUMO-filtre er vist i figur 2.6, hvor det midlede nitratindhold pr. GRUMO for perioden 1997-99 er vist sammen med forskellen til de midlede data for perioden 1992-94. Som det fremgår af figuren ligger nitratindholdet for ca. 80% af områderne under 10 mg/l nitrat (69% under detektionsgrænsen på 1mg/l) og ændringen i nitratindholdet fra perioden 1992-94 til perioden 1997-99 svinger for ca. 85% af områderne mellem -10 og 10 mg/l nitrat (ca. 4/5 varierer mellem -1 og 1 mg/l). En ændring i nitratindholdet af betydning ses kun i Jylland. For nogle få GRUMO-områder kan antallet af filtre i de to perioder være meget forskellige, idet der er oprettet nye filtre. Dette forhold kan have indflydelse på de afbillede udviklingstendenser.

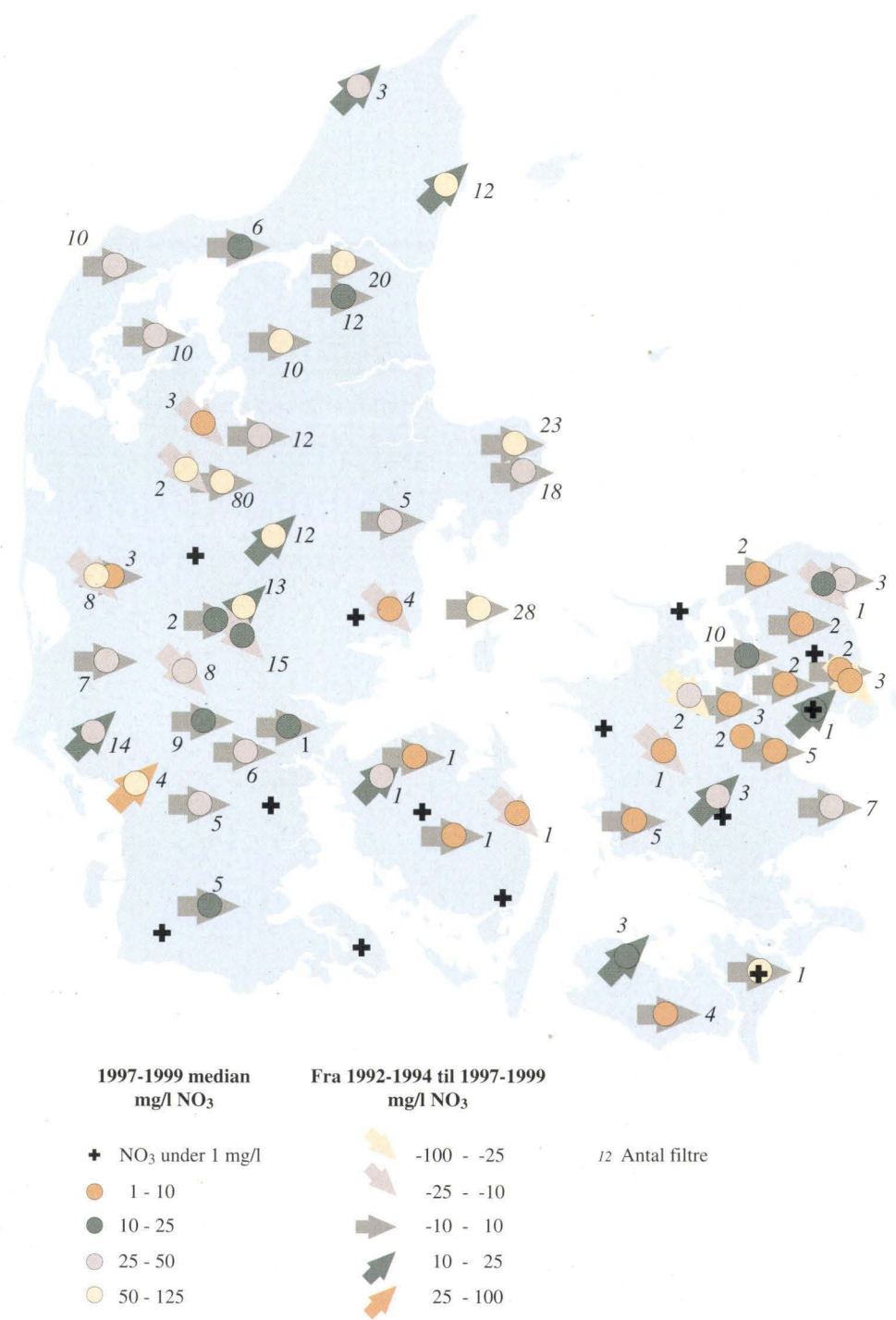
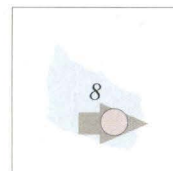
Det midlede nitratindholdet i alle GRUMO-områder med filtre, der har over 1 mg/l nitrat, er vist i figur 2.7 sammen med udviklingen mellem de to perioder 1992-1994 og 1997-1999. Der er næsten lige mange GRUMO-områder i de 4 klasser for nitratindhold, men de lave middelværdier for nitrat dominerer på øerne medens de høje værdier ses i Jylland, hvor også flere filtre er nitratbelastet. Antallet af stigninger og fald i nitratindholdet er ens, og for ca. 2/3 af GRUMO ligger differencen mellem de to perioder mellem -10 og +10 mg/l.

Status og udvikling i grundvandsovervågning
alle filtre



Figur 2.6 Nitratindhold og -udvikling baseret på alle nitratdata i GRUMO (Nyegaard & Stockmarr 2000).

Status og udvikling i grundvandsovervågning
filtre med nitrat over 1 mg/l

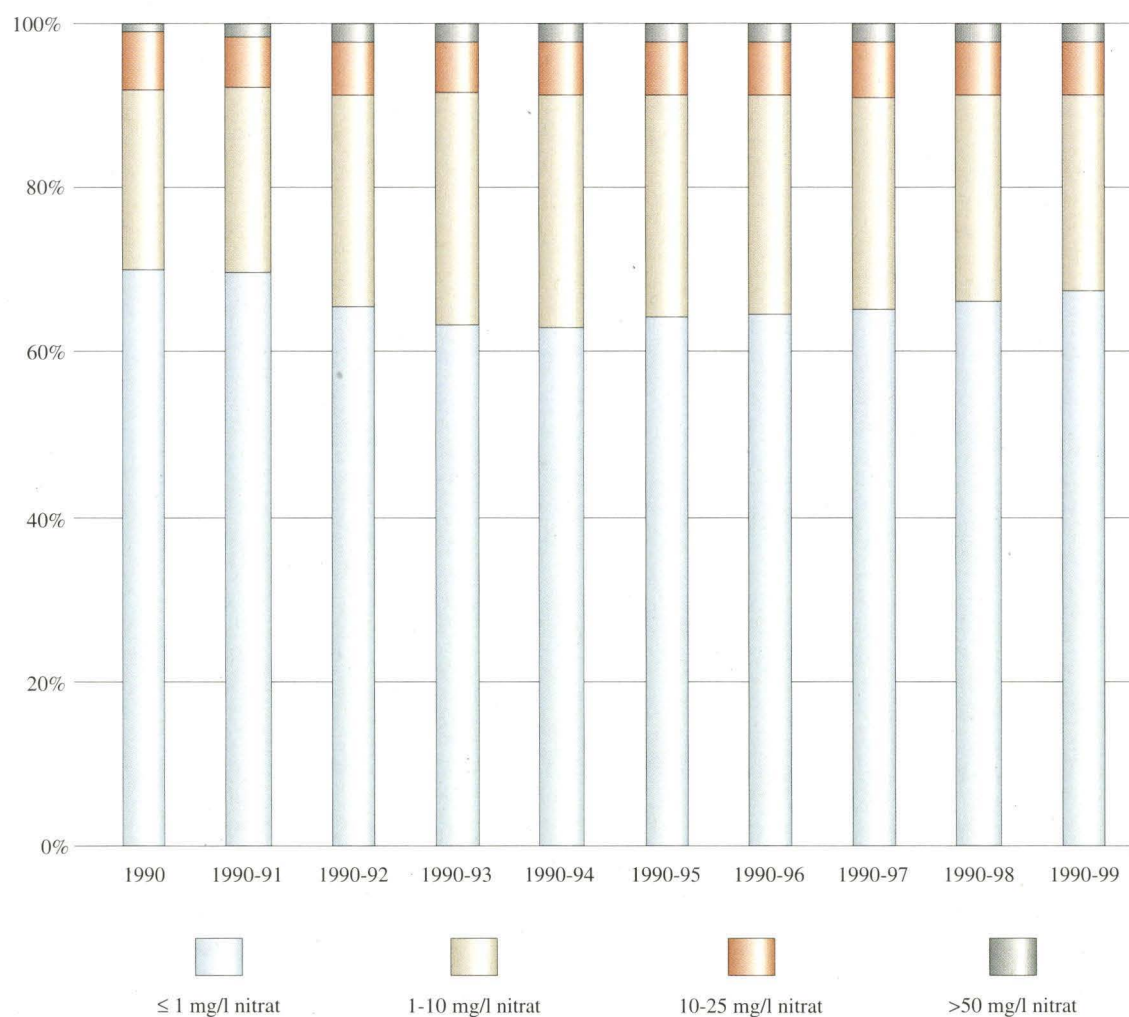


Figur 2.7 Nitratindhold og -udvikling baseret på nitratdata over 1 mg/l i GRUMO (Nyegaard & Stockmarr 2000).

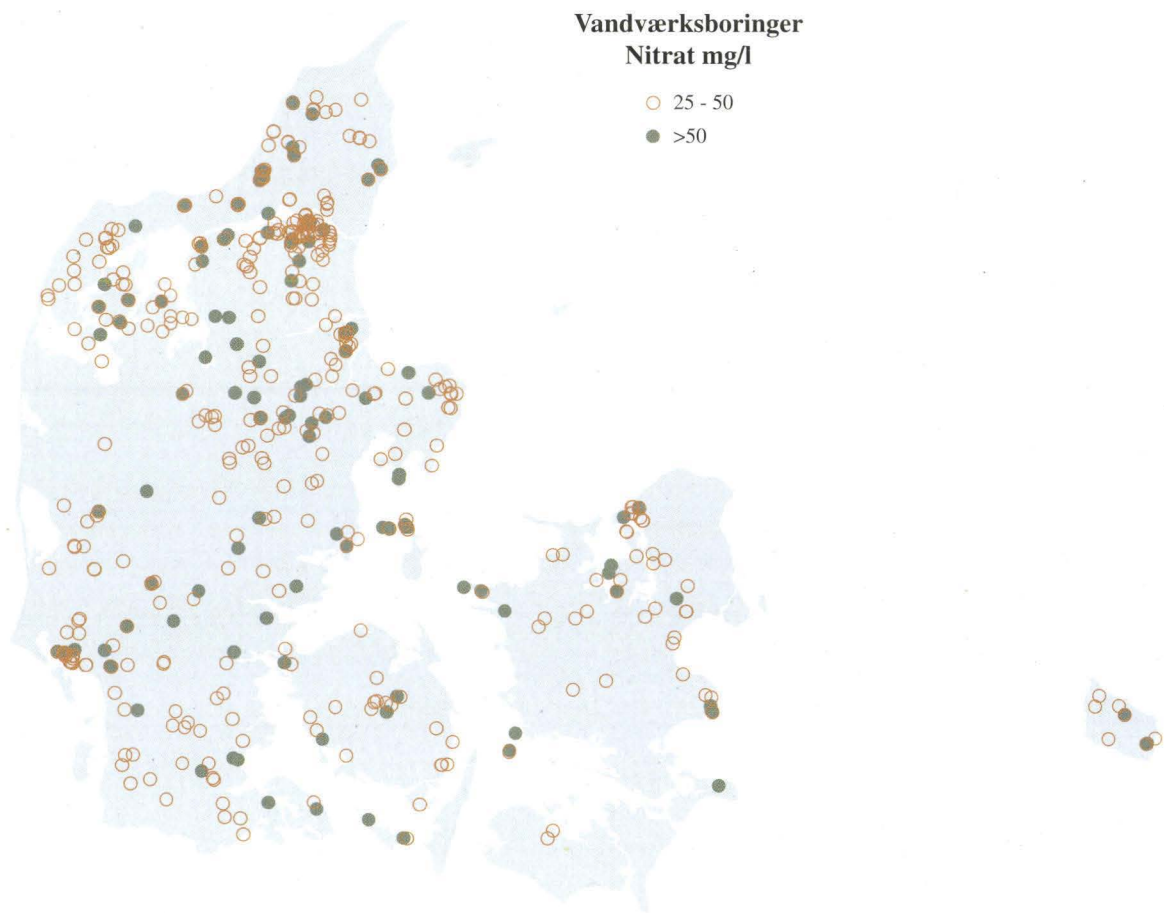
Nitrat i vandværksboringer

Der er GEUS's database i år foretaget en sortering af data, således at kun boringer til drikkevandsforsyningen samt pejleboringer er medtaget. Tidligere har også data fra andre typer af boringer være medtaget. Der er frem til og med 1999 nu indberettet i alt 7.918 vandværksboringer/pejleboringer med i alt 16.463 nitratanalyser. I hovedparten af boringerne, 69%, har grundvandet et lavt nitratindhold - under 1 mg/l NO₃ (figur 2.1 og 2.8). Som det fremgår af figur 2.8 ændrer den procentvise andel af meget nitratbelastet boringer (>25 mg/l nitrat) sig ikke væsentligt, medens andelen af nitratfrie boringer er svagt stigende. Nitratindholdet i det indvundne grundvand, som benyttes i drikkevandsproduktionen, har således ikke ændret sig væsentligt gennem de sidste 10 år. Det kan meget vel skyldes at boringer med over 50 mg/l nitrat bliver nedlagt og nye boringer evt. uden nitrat bliver taget i anvendelse.

De høje indhold over 25 mg/l NO₃ optræder mest i det såkaldte 'Nitrat-bælte' der strækker sig fra det nordvestlige Århus Amt til ind i Viborg Amt (figur 2.9). Grundvand i dårligt beskyttede områder som ved Ålborg, på Mors og omkring Roskilde Fjord har også et højt nitratindhold i grundvandet der indvindes til drikkevand.



Figur 2.8 Summeret fordeling af nitratanalyser fra vandværksboringer. Perioden 1990-99 omfatter 5.357 boringer med under 1 mg/l nitrat, 1.882 boringer med nitratindhold mellem 1 og 25 mg/l, 496 boringer med nitratindhold mellem 25 og 50 mg/l og 183 boringer med over 50 mg/l nitrat.



Figur 2.9 Nitratkoncentrationen i vandværksboringer baseret på samtlige analyser fra perioden 1990-99. Kun boringer med over 25 mg/l nitrat er medtaget.

Amt	≤1 mg/l nitrat	1-25 mg/l nitrat	25-50 mg/l nitrat	>50 mg/l nitrat	I alt	>25 mg/l nitrat procent
Kbh. og Fr:berg K.	0	0	0	0?	0	0?
Københavns Amt	154	70	4	0	228	1,8
Frederiksborg	387	47	16	4	454	4,4
Roskilde	412	66	7	1	486	1,6
Vestsjælland	673	70	11	8	762	2,5
Storstrøm	499	87	6	4	596	1,9
Bornholm	64	41	7	3	115	8,7
Fyn	452	208	19	5	684	3,5
Sønderjylland	362	222	29	8	621	6,0
Ribe	182	179	48	15	424	14,9
Vejle	275	53	10	9	347	5,5
Ringkøbing	275	54	20	6	355	7,3
Århus	631	284	69	33	1.017	10,0
Viborg	278	151	66	33	528	18,8
Nordjylland	374	183	114	29	700	20,4

Tabel 2.2 Gennemsnitlige nitratindhold på filterniveau samt den procentuelle forekomst over 25 mg/l nitrat på basis af nitratdata fra vandværksboringer fordelt på amter, for alle indberettede data for perioden 1990-1999.

De amter der har den største andel af filtre med over 25 mg/l nitrat (vejledende værdi for drikkevand) er Nordjylland, Viborg, Århus og Ribe amter (mere end 10% i perioden 1990-99 - Tabel 2.2). I Ringkøbing, Vejle, Sønderjylland og Bornholm amter ligger andelen af filtre med over 25 mg/l nitrat på mellem 5 og 10%. Det er således i Jylland, med de mest 'sandede' områder, at andelen af boringer med relativt meget nitrat i det oppumpede grundvandet er størst.

Med hensyn til vandværksboringer er det stadigvæk kun et fåtal af boringer, som har indberetninger om nitratanalyser fra alle ti år i perioden 1990-99. Således har 3/4-del af boringerne som kun har analyser fra 1 eller 2 år. Af de 248 boringer (3%) som har mere end 5 analyser for perioden, har kun 91 boringer et nitratinhold over 1 mg/l. Tidsserieplot for boringer med mere end 1 mg/l nitrat varierer meget uden nogen generel tendens, hvor hovedparten nitratinhold i grundvandet varierer mellem ± 10 mg/l på årsbasis.

Amternes status over grundvandets indhold af nitrat

I årets rapportering af grundvandets indhold af nitrat fokuserer amterne primært på resultater fra grundvandsovervågningsområderne, og i mindre grad omtales resultater fra vandværksboringer.

Københavns og Frederiksberg kommuner:

Nitrat - Der er ikke i nævneværdig grad fundet nitrat over 1 mg/l i GRUMO-området idet største delen af filtrene er placeret i bymæssig bebyggelse uden nitratudvaskning. En enkel højtliggende boring i et parkområde viser nitrat, som sandsynligvis stammer fra gødskning i området.

Københavns Amt:

Nitrat er generelt ikke noget problem for grundvandskvaliteten i amtet, men boringer med mere end 50 mg/l findes dog i den vestlige del af amtet, hvor dæklagene kun yder ringe beskyttelse. En enkel nyetableret GRUMO-boring viser et relativt højt nitratinhold, hvilket kan skyldes gødskning af en nærliggende boldbane.

Den intensive grundvandsindvinding i amtet har medført en, samlet set, forringet kvalitet af grundvandet, især på grund af vandspejlsænkningen, hvorved der bl.a. kan frigives sulfat og fluorid, samt ske en saltvandsindsivning.

Frederiksborg Amt:

Der er gennem de 11 år grundvandet er overvåget, kun sket enkelte ændringer i vandkvaliteten m.h.t. nitrat. Der ses dog nitratholdigt grundvand i de dele af amtet hvor der foretages vandindvinding fra højtliggende og ringe beskyttede reservoir, men nitrat udgør generelt ikke et problem i forhold til vandforsyningen og indvindingsmulighederne i amtet, idet de store indvindinger sker fra velbeskyttede kalkmagasiner.

Roskilde Amt:

I Roskilde amt er der i 3 af 4 GRUMO-områder sket en meget svag stigning i grundvandets nitratinholdet. De højeste indhold ses i terrænnære filtre, hvor nitratinholdet er tydelig påvirket af nedbørsmængden, men generelt er der ikke nitratproblemer i amtet, da den overvejende del af vandindvindinger har nitrat under 1 mg/l. Forhøjede indhold ses i grundvand yngre end 1950.

I Roskilde amt er indholdet af nitrat i grundvandsressourcen generelt under 1 mg/l, og den tidsudvikling som kan ses enkelte steder er styret af nedbørmængden. Ca. 5 % af amtet er betegnet som nitratfølsomt.

Vestsjællands Amt:

Nitrat udgør ikke noget stort problem for vandværkerne i Vestsjællands Amt, undtagen i de områder hvor ressourcen er begrænset. Nitratindholdet i GRUMO-filtrene er steget i 1999, hvilket tilskrives en større udvaskning på grund af øget nedbør??. I det nyetablerede GRUMO i Jyderup Skov er 2/3-dele af filtrene placeret i nitratholdigt grundvand.

Storstrøms Amt:

Nitratindholdet i GRUMO ligger generelt lavt i amtet, idet dog det øverste grundvand på Stevns og Fakse-området er nitratbelastet på grund af ringe beskyttelse. Der er en tendens til stigning i nitratindholdet gennem de to sidste år. I to filtre, hvor grundvandet er dateret til at være yngre end 1988 viser tidsserier for nitrat ingen entydig udvikling.

En række brønde og korte borer viser en stor nitratbelastning, medens de velbeskyttede dybe magasiner er nitratfrie.

Bornholms Amt:

GRUMO-området kan indeles i et nordligt naturområde præget af grundfjeld og med et lavet indhold af ioner og samt et sydligt område i Balkasandsten mere rig på ioner. Indholdet af nitrat i det øverste grundvand er her relativt højt.

For Bornholms amt har der foregået en generel stigning af nitrat- og sulfatindholdet i grundvandet gennem de sidste 10-15 år, men der er nu en tendens til at stigningen er toppet. Det bornholmske grundvand er meget sårbart over for aktiviteter på jordoverfladen pga. de meget tynde beskyttende dæklag.

Fyns Amt:

Nitratbelastningen i overvågningsområderne er meget begrænset og ses kun i punktmoniterende filtre.

Nitrat er ikke noget stort problem i den fynske vandforsyning, hvor ca. 95% af den oppumpede vandmængde har under 5 mg/l. Den højst tilladelige værdi for drikkevand bliver ikke overskredet af nogle vandværker. I mange brønde og korte private borer er vandkvaliteten stærkt påvirket af nitratudvaskning.

Sønderjyllands Amt:

Nitratindholdet i overvågningsområderne varierer meget efter den pågældende geologi, således at der i den østlige morænelersprægede del af amtet ikke ses nitratproblemer, medens smeltevandssand-områderne mod vest har nitrat i den øverste zone. Forekomsten af nitrat i drikkevandet i Sønderjyllands amt er ikke problematisk endnu, idet erstatningsboringer til større dybder har erstattet tidligere vandværksboringer med højt nitratindhold.

Ribe Amt:

I det øverste unge grundvand forekommer ofte nitratindhold over 50 mg/l, og indholdet kan fluktuere meget pga. vandstands variationer og ændringer i overfladepåvirkningen. I de dybere

grundvandsmagasiner kan forekomme nitrat, idet reduktionskapaciteten over for nitrat er opbrugt, medens vandværksboringer i amtets GRUMO-områder er så dybe at de er uden nitrat. Grundvandet som overvåges i amtet er dannet før vandmiljøplanens ikrafttræden hvorfor en effekt ikke ses, og generelt ses ingen ændringer i nitrat niveauerne i de forskellige typer af overvågningsfiltre.

Vejle Amt:

De nitratholdige punktmoniterende filtre i overvågningsområderne har samlet vist et fald de sidste 6 år efter 4 års stigning. De liniemoniterende filtre viser et lidt mere forsinket fald i forhold til de punktmoniterende.

I Vejle Amt er det et NØ-SV strøg gennem den centrale del af amtet samt Juelsminde halvøen og Børkop området der er nitratpåvirket. Generelt er drikkevandsboringerne kun i mindre grad påvirket af nitrat, og i amtets vestlige del findes dybtliggende grundvandsmagasiner som ikke er nitratpåvirket.

Ringkøbings Amt:

Nitratudviklingen i amtet er bedømt ud fra punktmoniterende filtre i magasiner med frit vandspejl. Det maksimale indhold af nitrat er faldende. Medianværdierne har vist en stigning frem til 1994 efterfulgt af en faldende/stagnerende tendens. Indholdet af nitrat i husholdningsboringer er faldende men stadigvæk over den vejledende værdi på 25 mg/l, og ca. 6% af vandforsyningsboringerne har et nitratinhold over 25 mg/l.

Århus Amt:

Grundvandet kvalitet i overvågningsområderne er udsat for høje nitratkoncentrationer i de øvre magasiner. Der observeres fortsat høje nitratinhold i de øverste iltholdige magasiner, og dette synes relativt stabilt. I de nedre dele af det nitratpåvirkede grundvand svinger koncentrationen meget og kan være afhængig af grundvandets trykforhold.

Viborg Amt:

For GRUMO i Viborg Amt har der ikke været nogen udvikling i grundvandets nitratinhold siden overvågningen startede. Belastningen af grundvandet under landbrugsarealer er konstant og nitrattgenomsnittet ligger over 50 mg/l. Det øvre grundvand er således stærkt nitratpåvirket, hvilket giver problemer for især mindre vandværker og private brønde og boringer.

Nordjyllands Amt:

Udviklingen af nitratinholdet i grundvandsmagasinerne i Nordjyllands Amts GRUMO-områder synes at være status quo og nitratinholdet er steget gennem 60'erne og 70'erne.

Sammenfatning om nitrat

- De indberettede data for 1999 viser, at hovedparten af boringerne, 61% af de liniemoniterende overvågningsfiltre og 69% af vandforsyningsboringerne, ikke indeholder nitrat (≤ 1 mg/l nitrat).
- For GRUMO indeholder 24% af overvågningsfiltrene mere nitrat end den vejledende værdi på 25 mg/l for nitrat i drikkevand.
- Det unge grundvand (6-7 år gammelt) i GRUMO viser endnu ingen udviklingstendenser.

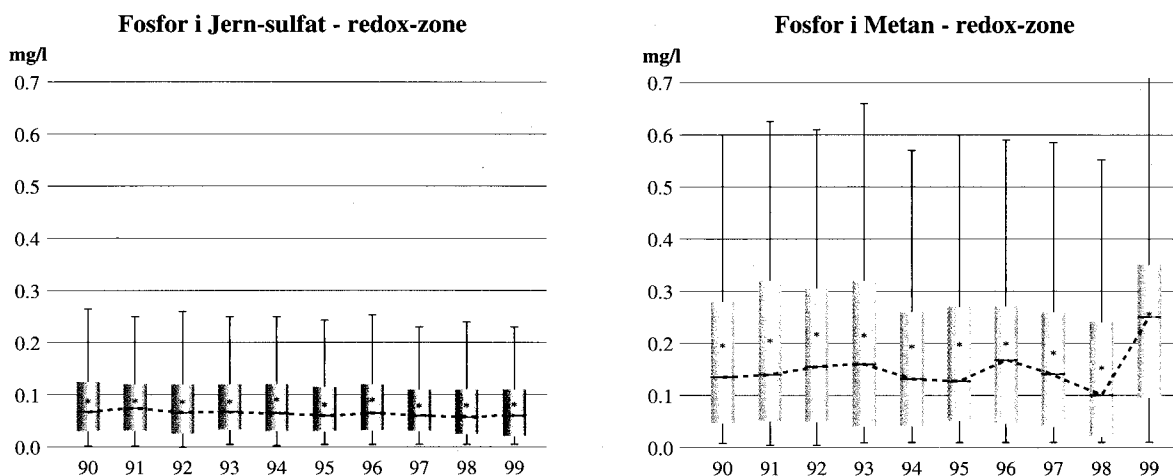
- Nitratindholdet (medianværdien) i det unge grundvand i LOOP varierer med vinternedbøren.
- Ændringer i grundvandets nitratindhold, som overvåges i GRUMO, ses hovedsageligt i Jylland, hvor også de fleste filtre med højt nitratindhold findes.
- Kun 8,5% af vandforsyningsboringerne har nitratkoncentrationer over 25 mg/l, og dette tal synes stabilt i de seneste år. 2% af vandværksboringerne har et indhold over 50 mg/l
- Amter med størst nitratproblemer i drikkevandsproduktionen er amterne i det såkaldte Nitrat-bælte (Nordjylland, Viborg og Århus) samt Ribe Amt.
- Den generelle vurdering af nitratkoncentrationen i grundvandet er fortsat, at der ikke kan konstateres nogen overordnet ændring af nitratindhold i grundvandet begrundet i vedtagelsen af Vandmiljøplanen i 1987, idet det meste af det overvågede grundvand er fra før 1990.

En meget stor andel af det overvågede grundvand er ældre end Vandmiljøplanens igangsættelse, men flere og flere filtre vil kunne anvendes i de kommende år. Det kan dog ikke forventes, at en effekt af Vandmiljøplanen vil vise sig ved overvågningen af grundvandet før om adskillige år. I det øverste og mest terrænnære grundvand (LOOP), hvor det må forventes, at en eventuel effekt af Vandmiljøplanens tiltag til begrænsning af nitratudvaskningen først må kunne spores, ses en generel stigning i 1992/93 og et fald i 1995/96, som er betinget af variationen i vinternedbøren.

Fosfor

Udviklingen i grundvandets indhold af fosfor

I grundvandsovervågningsområderne er der i 1999 i alt analyseret for total-fosfor i 657 filtre. Af disse har 109 filtre et indhold over den højst tilladelige værdi for drikkevand, som er på 0,15 mg/l fosfor. De højeste fosforniveauer i grundvandet findes i metan-redoxzonen og jern-sulfat-redoxzonen, idet fosfat vil fælde ud som jernfosfat under aerobe forhold eller adsorberes (figur 2.10). Ændringerne i grundvandets indhold af total fosfor i metan-zonen skyldes hovedsageligt ændringer i antallet af analyseret filtre end ændringer i indhold.



Figur 2.10 Box-plot med fosforudviklingen i jern- og sulfat-redoxzonen og i metan-redoxzonen i perioden 1990 – 1999 baseret på data fra alle aktive filtre i GRUMO.



Figur 2.11 Fosfor i vandværksboringer. Medianværdier for perioden 1990-1999 over den højst tilladelige værdi for drikkevand på 0.15 mg/l fosfor.

Hovedparten af filtre med mere end 0,15 mg/l fosfor findes i jern- og sulfat-redoxzonen eller i metan-redoxzonen som ikke er påvirket af nitrat, eller de findes hvor filtrene sidder i lerede kvartære marine bjergarter. Generelt viser analyserne for totalt fosfor i GRUMO ingen ændring af betydning i forhold til de sidste års data (GEUS, 1998,1997).

Fosforindholdet i vandværksboringerne er visse steder i landet relativt højt og ca. 20 % af de indberettede analyser har mere end 0,15 mg/l fosfor (1.608 boringer). De høje fosforindhold kan ofte henføres til boringer, hvor vandet har været i kontakt med yngre marine aflejringer. I områder med indvinding fra kalkmagasiner i store dele af Sjælland samt på Lolland-Falster, Møn, Djursland Himmerland og Hanherred findes kun få boringer med over 0.15 mg/l fosfor (Figur 2.11).

Da hovedparten af fosfor fjernes ved almindelig vandbehandling udgør fosfor ikke noget problem for den almene drikkevandsforsyning. I private brønde uden vandbehandling, vil overskridelser af den højst tilladelige værdi for drikkevand sandsynligvis forekomme.

Amternes status over grundvandets indhold af fosfor

Som for nitrat fokuserer amterne i årets rapportering af grundvandets indhold af fosfor primært på resultater fra grundvandsovervågningsområderne, og kun få amter omtaler resultater fra vandværksboringer.

Københavns og Frederiksberg kommuner:

Generelt er der ingen problemer med fosfor i grundvandet, men de punktmoniterende filtre kan dog vise et forhøjet fosforindhold, som kan skyldes forurening af nedsivende kloakvand.

Københavns Amt:

Indholdet af total-fosfor i amtet er samlet set lavt, dog med enkelte filtre med forhøjede indhold i den nordlige del. Det forhøjede indhold antages at skyldes geologiske forhold og ikke nedsivning fra overfladen.

Frederiksborg Amt:

Grundvandets fosforindhold i overvågningsområderne er stabilt

Roskilde Amt:

Generelt er fosforindholdet i grundvandet svagt faldende.

Vestsjællands Amt:

Indholdet af fosfor i grundvandet er højt i Vestsjællands Amt, men det er hovedsageligt geologisk betinget. Det er højest i gammelt, reduceret grundvand og i de marine aflejringer.

Storstrøms Amt:

Generelt er fosforindholdet i grundvandet i amtet betinget af de geologiske forhold. Ved Hjelmsøllille kan et stigende fosforindhold i frie sand magasiner skyldes udvaskning.

Bornholms Amt:

Der målt lave værdier og der ses ingen ændringer i forhold til tidligere år.

Fyns Amt:

De generelle forskelle i grundvandets fosforindhold skyldes primært geologiske forhold.

Ribe Amt:

Fosforindholdet i grundvandet er i nogle områder højt, men det er geologisk betinget.

Vejle Amt:

Indholdet af total fosfor er stabilt i amtet og anses at skyldes naturlige forhold, og fosfor udgør ikke noget problem.

Ringkøbings Amt:

Hovedparten af fosforindholdet i grundvandet i Ringkøbing Amt er geologisk betinget og kun et enkelt filter viser tegn på antropogen påvirkning.

Århus Amt:

Fosforindholdet er lavt og konstant i det meste af grundvandet, dog enkelte steder kan niveauet være højt, hvor det så er geologisk betinget.

Viborg Amt:

Generelt ligger fosforindholdet tæt på detektionsgrænsen og viser ingen udvikling. Højere koncentrationer findes i det reducerede grundvand og kan være geologisk betinget.

Sammenfatning om fosfor

Der er i 1999, som forventet, ikke konstateret ændringer af betydning i forhold til de sidste års undersøgelser. I flere dele af landet måles et geologisk betinget fosforindhold, der er over den højst tilladelige værdi for drikkevand på 0,15 mg/l. Dette er især i de dybere grundvandsmagasiner med jern- og sulfat-redoxzonen og især metan-redoxzonen, hvor grundvandets sammensætning er præget af marine aflejringer. Høje fosforindhold giver dog ingen problemer i drikkevandsproduktionen, da fosfor normalt fjernes ved almindelig vandbehandling på vandværkerne. Trods lokale variationer i grundvandets fosforindhold gennem overvågningsperioden 1990-1999 er vurderingen uændret, at der ikke er nogen væsentlig ændring i grundvandets fosforindhold, da dette primært er geologisk betinget.

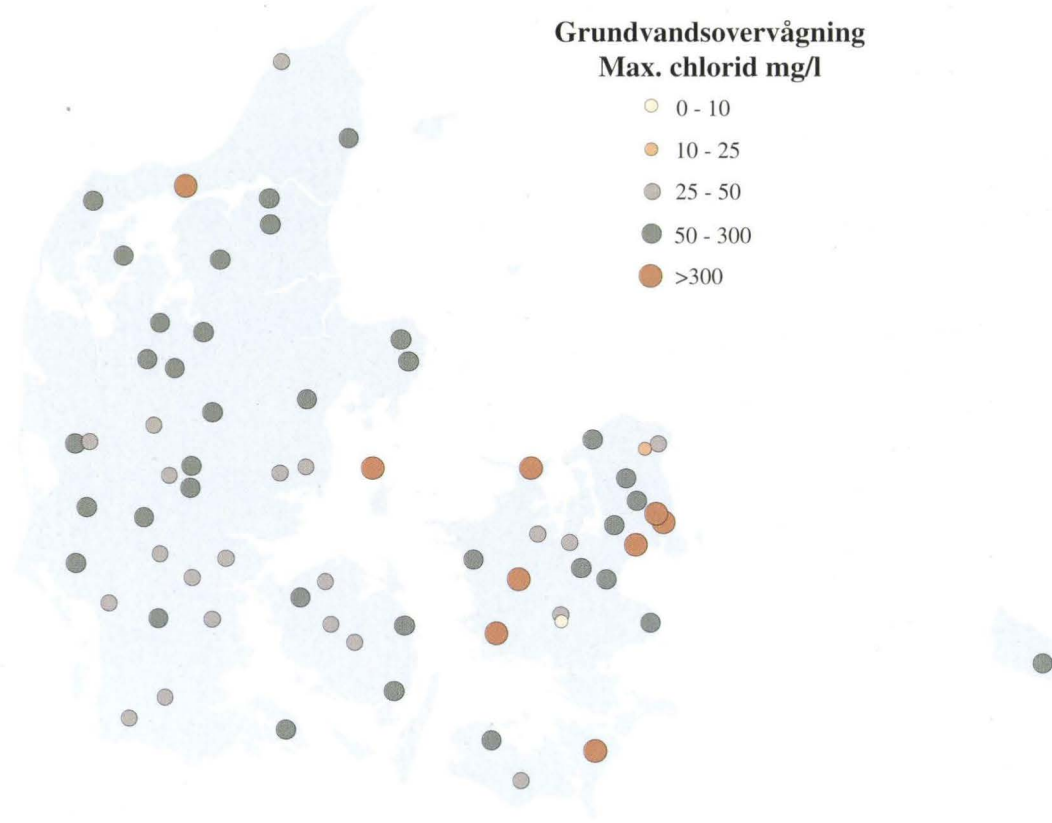
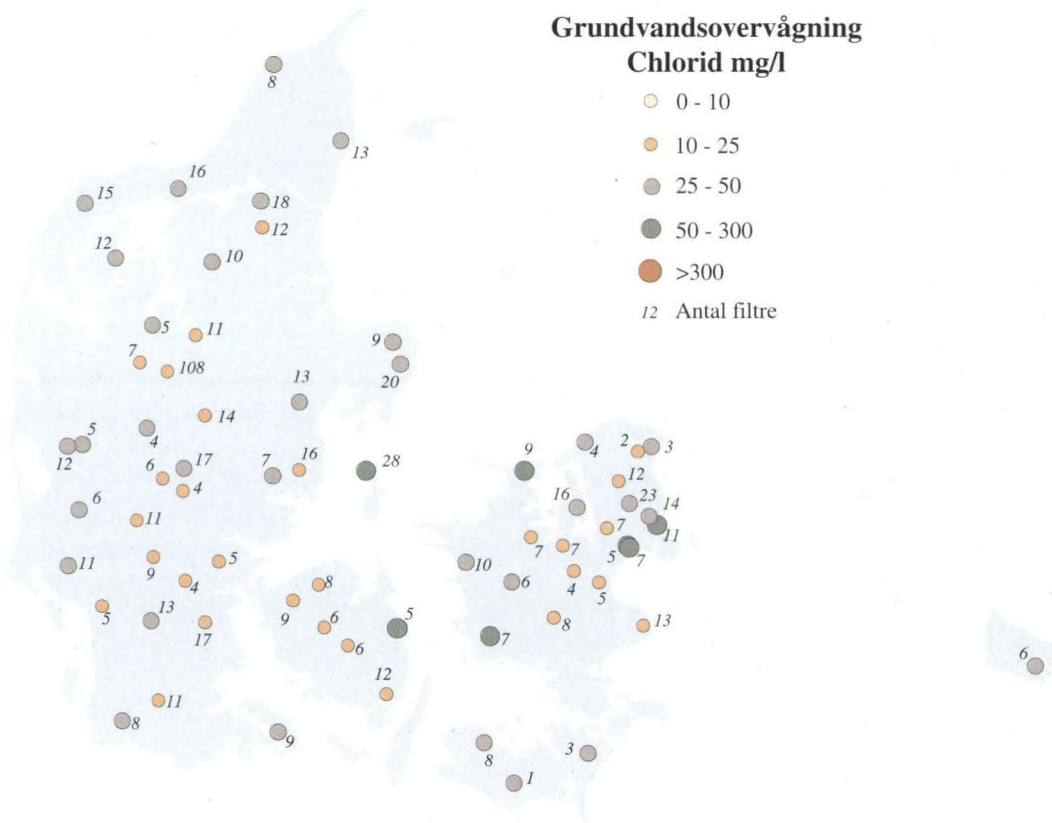
Andre hovedelementer – Klorid, sulfat og fluorid

Klorid, sulfat og fluorid kan give problemer for vandindvindingen, og fordelingen af disse parametre i GRUMO er vist i figur 2.12, 2.13 og 2.14. Data er udtrukket for de liniemoniterende boringer og der er udregnet en medianværdi for GRUMO-området for perioden 1997/99. Det er valgt at beregne et middelinhold over en 3-års periode for at udjævne store udsving. Desuden er udtrukket en maksimum analyseværdi for perioden 1990/99.

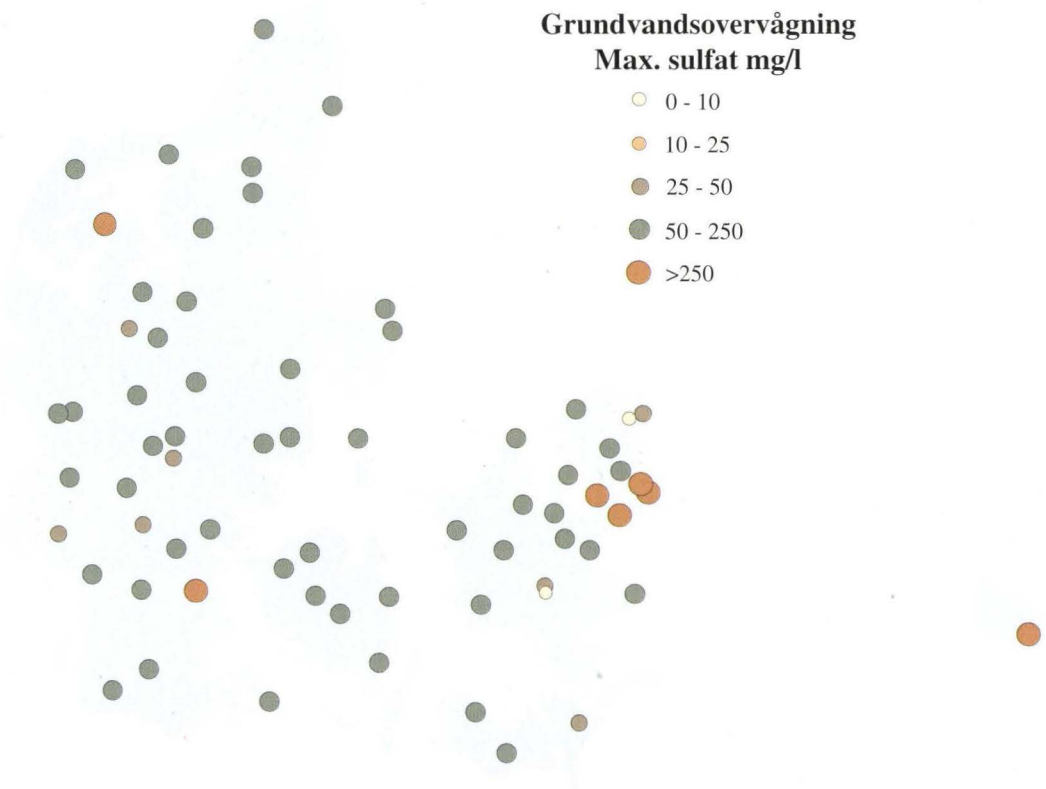
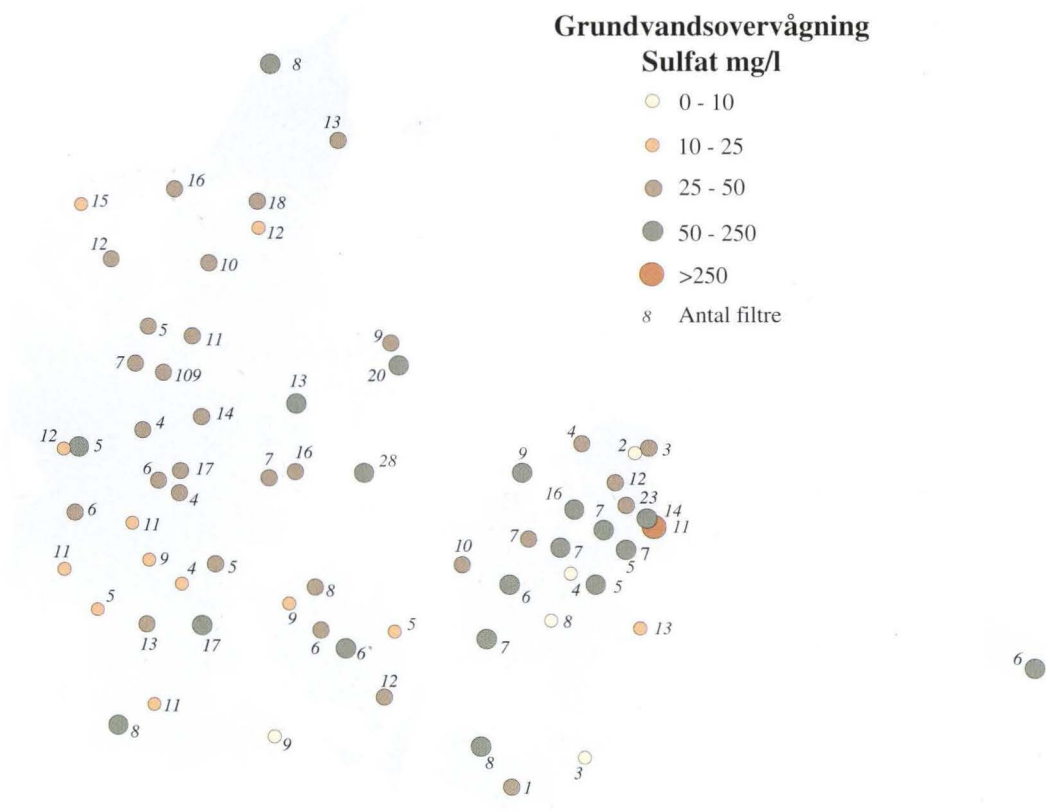
Medianværdierne for klorid i de liniemoniterende filtre (figur 2.12) viser kun få kystnære områder med klorid over den vejledende værdi for drikkevand på 50 mg/l. Ingen er over den højst tilladelige værdi for drikkevand på 300 mg/l. For de maksimale værdier er der flere områder hvor der er målt over 300 mg/l, men igen oftest i kystnære områder og på Sjælland.

Sulfatindholdet i de liniemoniterende filtre (figur 2.14) har værdier over den vejledende værdi for drikkevand på 50 mg/l især på Sjælland i områder med kalk. Et enkelt sted er analyseresultatet over den højst tilladelige værdi for sulfat i drikkevand på 250 mg/l. I samme områder findes grundvand med et maksimalt sulfatindhold over den højst tilladelige værdi.

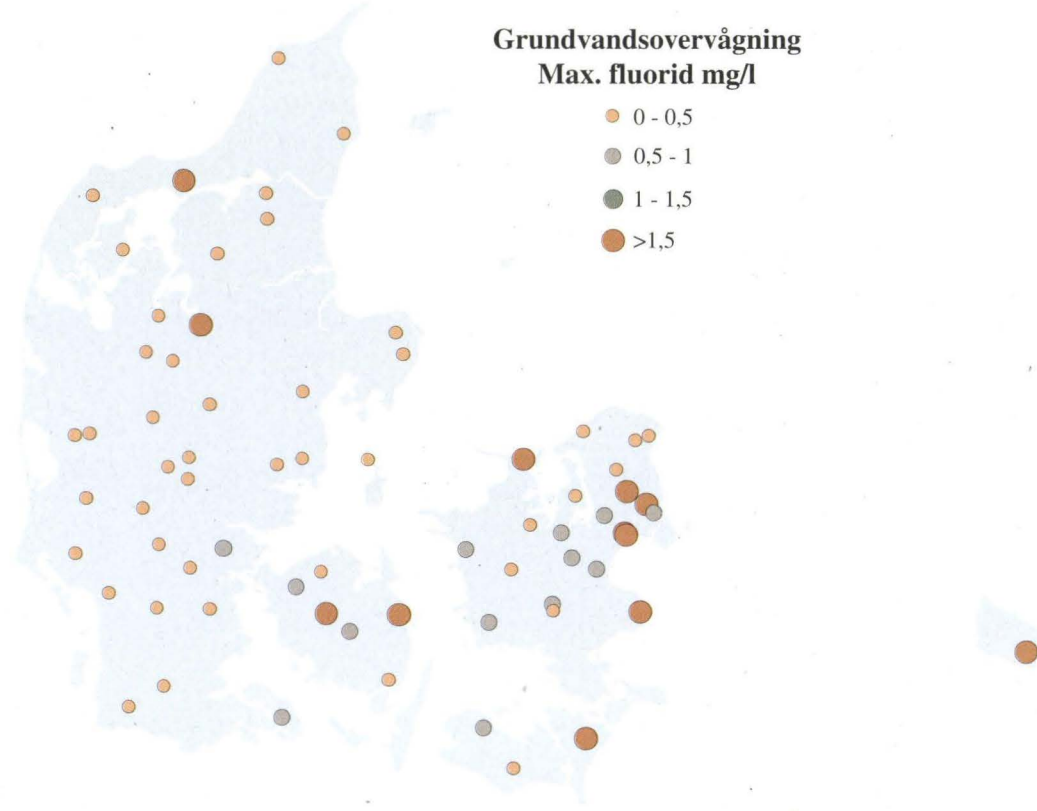
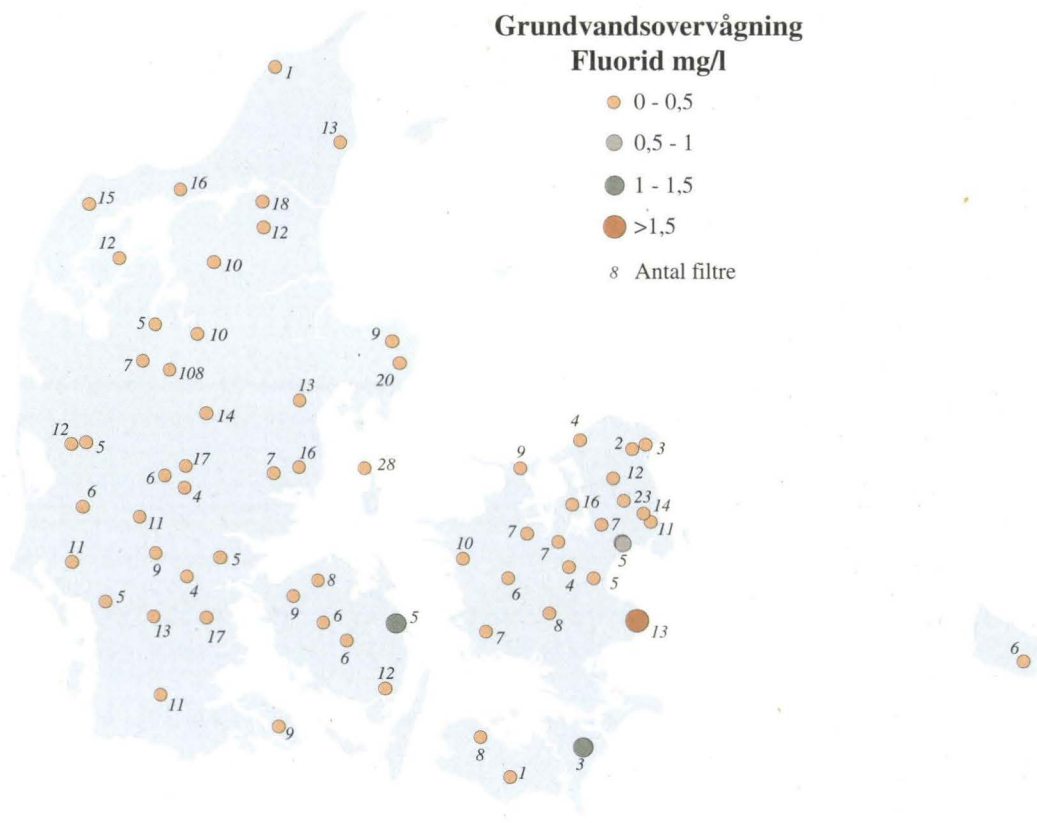
Fluoridindholdet i de liniemoniterende boringer i GRUMO er generelt under den højst tilladelige værdi for drikkevand på 1.5 mg/l. Kun på Stevns set en høj medianværdi for fluorid. Høje maksimum værdier ses især i kalkområder.



Figur 2.12 Median- og maksimalværdier for klorid i liniemoniterende boringer – medianværdi for perioden 1997-99 og maksimalværdi for perioden 1990-99.



Figur 2.13 Sulfatindholdet i liniemoniterende filtre for GRUMO for perioden 1997-99 og maksimal værdier for perioden 1990-99.



Figur 2.14 Fluoridindholdet i liniemoniterende filtre for GRUMO for perioden 1997-99 og maksimal værdier for perioden 1990-99.

Amternes status over grundvandets andre hovedelementer

Københavns og Frederiksberg kommuner:

Sulfat – Sulfat overskrider den vejledende værdi for drikkevand i alle filtertype, hvilket skyldes den store grundvandssænkning der har foregået i området.

Københavns Amt:

Klorid – Høje klorid værdier findes især i de kystnære egne og i områder hvor der er foretaget en kraftig vandindvinding, med en stor vandspejlssænkning tilfølgende. Dette har ført til saltvandsindtrængning nedefra.

Sulfat – På grund af de store vandspejlssænkninger der forekommer i amtet, er pyrit blevet iltet og derved er sulfat blevet frigivet. Dette forekommer især omkring de store kildepladser.

Fluorid – Der er flere steder i amtet fundet fluoridkoncentrationer over den højst tilladelige værdi for drikkevand. Det er især langs Køge Bugt og Glostrup, hvor der er fundet mindre mængder af apatit og fluspat i kalken.

Frederiksborg amt:

Andre hovedbestanddele - Forhøjede kloridindhold ses ligeledes, og kan henføres til vejsaltning.

Grundvandet i den nordlige del af amtet er velbeskyttet, men kan kræve en vanskelig vandbehandling. Klorid kan forekomme i de kystnære områder ved Hundested på grund af lokal overpumpning.

I den sydlige del af amtet med relativ stor indvinding og mere sårbare magasiner er grundvandet påvirket af landbrugsdriften og/eller vandindvindingen, hvilket resulterer i forhøjede indhold af sulfat, kalium og nitrat

Roskilde Amt:

Andre hovedbestanddele – Specielt natrium, klorid og fluorid kan medføre begrænsninger i amtet i forbindelse med vandforsyningen.

Storstrøms Amt:

Øvrige hovedbestanddele – Klorid i grundvandet i Storstrøms amt skyldes især marint, residualt eller fossilt saltvand, men en stigning i indholdet kan måske tilskrives en overfladebelastning. Fluorid forekommer i grundvandet på Stevns og Lolland. Indholdet stammer fra kalkmagasinerne.

Fyns Amt:

Andre hovedelementer – Det fynske grundvand har mange steder forhøjet kloridindhold, og ca. 30% af den oppumpede vandmængde overskrider den vejledende værdi for drikkevand. I en række vandværker og i overvågningsområderne registreres et langsomt, men konstant stigende kloridindhold. Kilden tilskrives en øget tilførsel af salte fra overfladen – vejsalt eller gødskning. Sulfatindholdet i det fynske grundvand er generelt højt, og der registreres i

mange vandværker en stigning i indholdet. Stigningen kan skyldes en begyndende sulfatering eller gødsning.

Ribe Amt:

Andre hovedelementer – Klorid og natrium påvirkning af grundvandet fra vejsaltning er konstateret mellem Esbjerg og Varde.

Sulfat – Sulfatholdigt grundvand findes især i den østlige del af amtet i de mere terrænnære grundvandsmagasiner, som er sårbare over for overfladepåvirkninger og svingninger i vandstanden og dermed iltning af sulfidminerale.

Sammenfatning af andre hovedelementer

Hovedparten af de begrænsninger der findes for vandindvindingen til drikkevand af andre hovedelementer end nitrat, skyldes især klorid (og natrium) og sulfat. Forhøjet kloridindhold i grundvandet findes især i de kystnære områder. Desuden kan vejsaltning i vinterperioden også forårsage forhøjede klorid og natrium værdier i grundvandet. Sulfat optræder især i områder med pyrit i sedimenterne, hvor en grundvandssænkning fremmer iltningen af sulfidminerale og dermed dannelsen af sulfat. Fluorminerale findes i kalkmagasinerne, hvor de kan frigive fluorid til grundvandet.

Uorganiske sporstoffer

Grundvandsovervågning

Ved udgangen af 1999 var der ca. 950 aktive filtre, som var egnede til prøvetagning og analyse for uorganiske sporstoffer. I perioden 1993 til 1999 er mere end 50 % af disse filtre analyseret tre gange eller mere for deres indhold af uorganiske sporstoffer, dog med undtagelse af stofferne antimon, sølv, thallium og tin, hvoraf kun halvdelen af filtrene er undersøgt en eller to gange. Ca. 810 egnede filtre har været overvåget siden 1993. Hovedtal for de uorganiske sporstoffer, som indgår i grundvandsovervågningen og i den grundvandskemiske database ved GEUS fremgår af tabel 3.1.

Der er fundet ét eller flere uorganiske sporstoffer i alle egnede overvågningsfiltre, og der er fundet koncentrationer, der overskrider grænseværdien for drikkevand (Miljøministeriet 1988) for ét eller flere uorganiske sporstoffer i 158 filtre.

GRUMO	Filtre med					Detektionsgrænse µg/l	Medianværdi µg/l	90 % percentil µg/l
	analyse	fund		overskridelse				
		antal	antal	%	antal			
Antimon	479	153	32	0	-	0,5 ¹⁾	0,10	0,2
Arsen	953	917	96	0	-	0,05	0,77	5,45
Bly	953	817	86	0	-	0,05	0,055	0,29
Cadmium	954	743	78	2	0,2	0,005	0,0073	0,083
Kviksølv	879	757	86	0	-	0,0005	0,0012	0,0037
Thallium	495	138	28	-	-	0,4 ¹⁾	0,050	0,40
Selen	951	474	50	2	0,1	0,1	0,10	0,30
Cyanid	896	129	14	1	0,2	2,0	1,0	2,0
Nikkel	956	842	88	42	4,6	0,05	0,34	5,95
Zink	953	943	99	44	4,6	0,5	2,80	25,3
Kobber	953	869	91	1	-	0,05	0,23	1,4
Chrom	953	824	87	0	-	0,04	0,095	0,66
Molybdæn	890	797	90	1	0,2	0,15	0,65	2,5
Sølv	469	37	8	0	-	0,1 ¹⁾	0,10	0,10
Tin	469	38	8	-	-	0,1 ¹⁾	0,10	0,10
Vanadium	887	541	61	-	-	0,5	0,5	1,60
Aluminium	952	948	100	87	9,1	0,1	2,5	58
Barium	953	954	100	-	-	1,0	65	159
Lithium	892	880	99	-	-	0,5	5,9	15
Bor	261	231	89	3	1,4	-	31	188
Bromid	891	884	99	-	-	10,0	91	205

1) Den krævede foreløbige detektionsgrænse er højere end beskrevet i NOVA 2003 og for antimon, thallium og sølv betydelig højere end de af laboratorierne indrapporterede.

Tabel 3.1 Uorganiske sporstoffer i grundvandsovervågningen 1993-1999. Analyser under detektionsgrænsen er medregnet med dennes værdi. Overskridelser er i forhold til grænseværdien for drikkevand, se tabel 3.2. For en række uorganiske sporstoffer er der ikke fastsat nogen grænseværdi for drikkevand. Bemærk at de sidste to kolonner er baseret på filtermedianer.

De uorganiske sporstoffer analyseres i det nuværende overvågningsprogram med forskellig hyppighed, afhængigt af grundvandets alder og generelle indhold af stofferne. Således analyseres filtre med *ungt vand* (d.v.s. dannet efter ca. 1950) for stoffer, hvis indhold generelt ligger i nærheden af eller over grænseværdien med en hyppighed på én analyse årligt. Det drejer sig om stofferne aluminium, arsen, barium, bly, cadmium, kobber, nikkel selen og zink. Resten af stofferne i tabel 3.1 analyseres én gang i løbet af programperioden 1998-2003 i såvel ungt som gammelt grundvand, med undtagelse af de fire "nye" stoffer, antimon, sølv, thallium og tin, der analyseres to gange frem til 2003 uanset vandets alder. Det skal bemærkes at detektionsgrænsen for disse fire stoffer i tabel 3.1 foreløbig er krævet noget højere end beskrevet i NOVA 2003, samtidig med at den af laboratorierne generelt indrapporeres betydeligt lavere. Derfor er medianværdien for disse stoffer mindre end eller lig med detektionsgrænsen i tabel 3.1.

Overskridelser af grænseværdien for drikkevand i grundvandsovervågningen

For **nikkel** er der fastsat en højst tilladelig værdi for drikkevand på 20 µg/l ved fraløb fra vandværk. Grænseværdien for drikkevand er overskredet en eller flere gange i 42 filtre, svarende til ca. 5 % af de analyserede filtre. I 22 filtre med mere end én analyse, er grænseværdien overskredet i alle analyser. I 9 filtre har koncentrationen været stigende siden 1993 (se bilag 3.1).

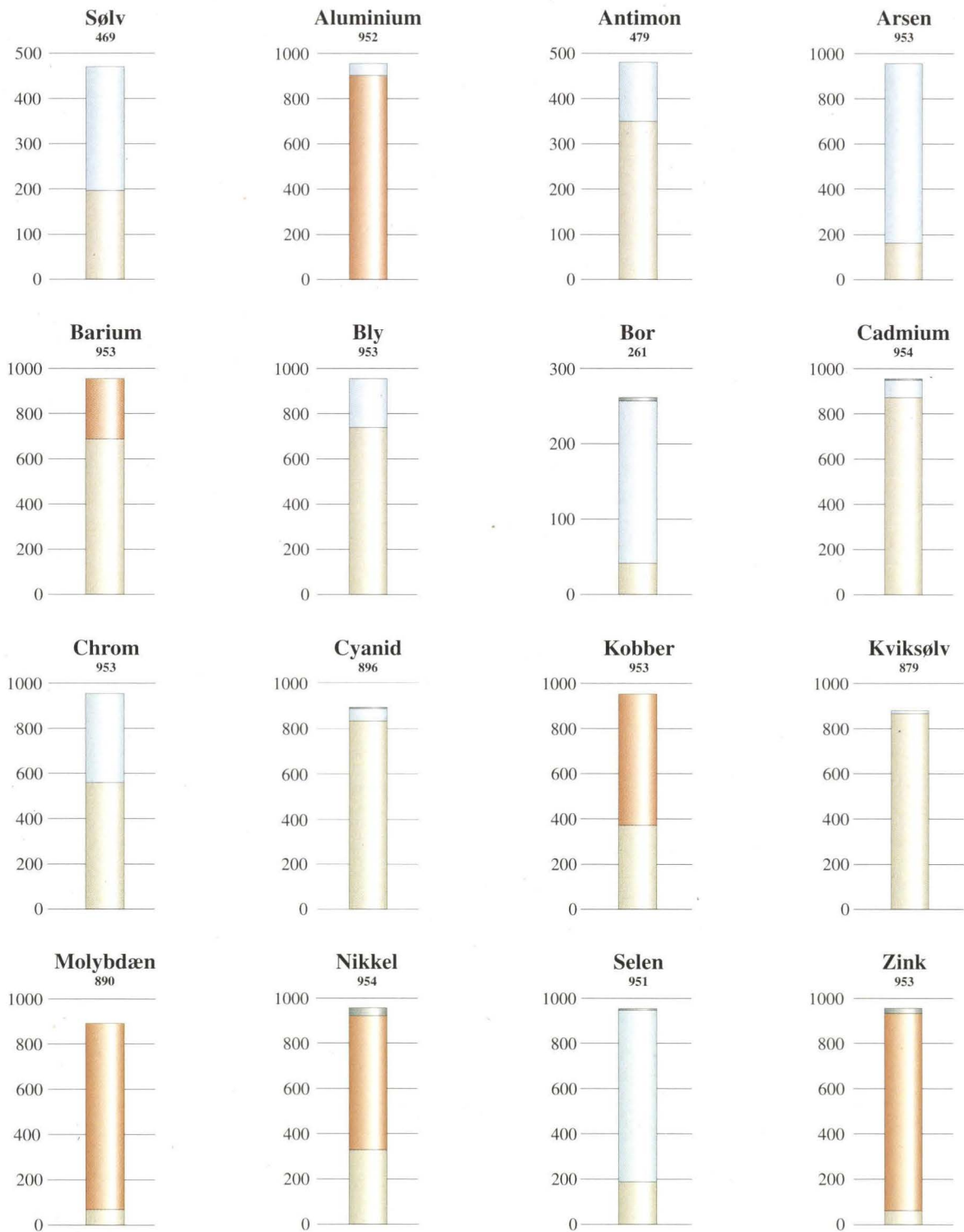
For **zink** er der fastsat en højst tilladelig værdi for drikkevand på 100 µg/l ved fraløb fra vandværk. Grænseværdien for drikkevand er overskredet en eller flere gange i 44 filtre, svarende til ca. 5 % af de analyserede filtre. I fire filtre med mere end én analyse, er grænseværdien overskredet i alle analyser. I 14 filtre er koncentrationen stigende (se bilag 3.2).

For **aluminium** er der fastsat en vejledende værdi for drikkevand på 50 µg/l og en højst tilladelig værdi på 200 µg/l. I 184 filtre er den vejledende værdi overskredet en eller flere gange og i 71 filtre er den overskredet i samtlige analyser. Den højst tilladelige værdi er overskredet en eller flere gange i 87 filtre, svarende til 9,1 % af de analyserede filtre. I 31 filtre er grænseværdien for drikkevand på 200 µg/l overskredet i samtlige analyser. Af disse 31 filtre forekommer ca. halvdelen i Sønderjyllands Amt, Ribe Amt (Grindsted) og Ringkjøbing Amt, og tilskrives den generelt lavere pH vest for isens hovedopholdslinje. Meget høje aluminiumindhold i Storstrøms Amt tilskrives afsmitning fra bentonit, der er en naturlig bestanddel af leraflejringer i området.

For **cadmium** er der fastsat en vejledende værdi for drikkevand på "under detektionsgrænsen" for en metode, der kan måle en tiendedel af den højst tilladelige værdi" og en højst tilladelig værdi på 5 µg/l. Der er 4 analyser stammende fra 2 filtre, der overskrider den højst tilladelige værdi. De to filtre er beliggende i henholdsvis Ribe Amt (Bramming) og Vejle Amt (Ejstrupholm). 19 filtre har et medianindhold højere end grundvandskvalitetskriteriet på 0,5 µg/l (se tabel 3.4).

To filtre i overvågningsområdet Stor Heddinge har i perioden 1993 til 1996/1998 haft meget høje indhold af **selen**, mellem 15 og 43 µg/l. Grænseværdien for selen i drikkevand er 10 µg/l. Efter bortgravning af en mergelgrav med affald fra et nedlagt garveri og lukning af nedhældningsbrønde, der infiltrerer overfladevand direkte til grundvandsmagasinet er koncentrationen af selen i 1999 faldet til ca. 5 µg/l (Storstrøms Amt 2000).

Indholdet af **barium** er generelt højt i dansk grundvand og der er fastsat en vejledende værdi for drikkevand på 100 µg/l. Den er overskredet i ca. 1/3 af alle undersøgte overvågningsfiltre. Der kan ikke konstateres helbredsmæssige effekter ved koncentrationer på op til 10.000 µg/l (EUREAU, 1991)



Figur 3.1 Miljøindex for de uorganiske sporstoffer. Den lodrette akse angiver antallet af undersøgte filtre. Med farve angives om filtrets medianværdi er under detektionsgrænsen (blå), mellem detektionsgrænsen og den vejledende værdi (grøn), mellem den vejledende værdi og den højst tilladte værdi (gul) eller over den højst tilladte værdi (rød) (Miljøministeriet 1988).

Sammenfald med overskridelse af grænseværdien for drikkevand for **flere stoffer i samme filter** forekommer kun sjældent. I 10 tilfælde forekommer typisk nikkel over grænseværdien for drikkevand samtidig med aluminium og/eller zink over grænseværdien.

Uorganiske sporstoffer i landovervågningens grundvandsfiltre

I landovervågningsoplandene er der analyseret for aluminium, arsen, barium, bly, cadmium, chrom, kobber, selen og zink. Detektionsgrænserne er de samme som for grundvands-overvågningen. Alle stoffer er fundet, selen dog kun i et mindre antal filtre. Analyserne stammer overvejende fra de dybeste filtre i landovervågningsoplandene, d.v.s. 5 meter under terræn, med undtagelse af analyserne fra Sønderjyllands Amt, der stammer fra filtre i 2,2 meters dybde.

Markant højere indhold af aluminium, arsen, cadmium, kobber, nikkel, selen og zink i Sønderjyllands Amt har vist sig hovedsageligt at stamme fra et enkelt filter, 06.01.02.11. Sønderjyllands Amt har verificeret resultaterne med fornyet prøvetagning i 1998 og 1999. Resultaterne leder til den antagelse, at uorganiske sporstoffer i større mængder kan udvaskes og akkumuleres i rodzonen eller umiddelbart under denne. Hovedtal for de analyserede stoffer fremgår af tabel 3.2 (filter 06.01.02.11 i Sønderjyllands Amt er ikke inkluderet i tabellen).

Land-overvågning	Filtre med					Median-værdi µg/l	90 % percentil µg/l	Median- maksimum µg/l
	analyse	fund		overskridelse				
		antal	antal	%	antal			
Arsen	31	31	100	0	-	0,32	1,3	2,3
Bly	31	30	97	0	-	0,45	2,1	3,9
Cadmium	31	30	97	2	7	0,047	0,637	0,95
Selen	31	29	94	0	-	0,22	1,6	5,3
Nikkel	31	31	100	15	48	4,9	81	700
Zink	31	30	97	14	45	28,2	78	885
Kobber	31	31	100	0	-		9,5	61
Chrom	31	22	71	0	-	0,20	0,85	1,9
Aluminium	31	31	100	14	45	14,2	740	1.800

Tabel 3.2 Uorganiske sporstoffer i landovervågningens grundvandsfiltre 1998-1999.

Analysen under detektionsgrænsen (se tabel 3.1) er medregnet med dennes værdi.

Overskridelser er i forhold til grænseværdien for drikkevand. Bemærk at de sidste tre kolonner er baseret på filtermedianer.

Vandværksboringer

Udover analyserne i de ca. 125 vandindvindingsboringer, der indgår i grundvands-overvågningen (volumenmoniterende boringer), er der med indberetningerne for 1999 i alt indkommet analyseresultater for uorganiske sporstoffer fra 7.508 filtre i 7.440 boringer, der er underlagt tilsyn jvf. Miljøministeriets Bekendtgørelse nr. 515 (Miljøministeriet 1988). Langt de fleste analysesæt omfatter kun nikkel, som sammen med aluminium ved pH-værdier under 6, er obligatorisk, jævnfør bekendtgørelsen. Der er fundet uorganiske sporstoffer i 3.334 boringer. Procentuelt udgør boringer med fund ca. 45 % af de undersøgte boringer. I de øvrige boringer er analyseresultaterne 'under detektionsgrænsen'. Hovedtal for de uorganiske sporstoffer, som er indberettet til GEUS's grundvandskemiske database, fremgår af tabel 3.3.

Der anvendes generelt højere og forskellige detektionsgrænser i vandværkernes boringskontrol sammenlignet med grundvandsovervågningen. Ofte anvendes en detektionsgrænse, som er lig med eller det halve af den højst tilladelige værdi for drikkevand. For at få en pålidelig bedømmelse af, om grænseværdien er overtrådt, bør der anvendes en detektionsgrænse på en tiendedel af grænseværdien for drikkevand.

Der er fundet overskridelser af grænseværdien for drikkevand i 299 boringer. Langt de fleste overskridelser vedrører nikkel. Procentuelt udgør overskridelserne 4,0 % af de undersøgte boringer.

Borings-kontrol	Boringer med					Grænse-værdi µg/l	Median-værdi µg/l	90 % percentil µg/l	Højeste måling µg/l
	analyse ¹⁾	fund		overskridelse					
		antal	antal	%	antal				
Antimon	6	0	33	0	-	10	< 1,0	< 1,0	- ³⁾
Arsen	397	347	87	5	1,3	50	1,6	8,7	33
Bly	327	103	32	0	-	50	0,24	2,0	11
Cadmium	432	135	31	0	-	5	0,02	0,10	1,9
Kviksølv	56	9	16	1	-	1	0,10	0,20	2,5
Thallium	1	0	--	-	-	-	< 0,01	< 0,10	- ³⁾
Selen	6	0	-	0	-	10	< 0,9	< 0,9	- ³⁾
Cyanid	82	8	10	3	3,7	50	2,0	10	19
Nikkel	7433	3061	41	238	3,2	20	2,0	5,0	430
Zink	319	269	84	22	6,9	100	4,8	58	819
Kobber	108	50	46	0	-	100	1,0	10	30
Chrom	102	27	27	0	-	50	1,05	3,0	4,0
Molybdæn	2	2	100	0	-	20	1,92	2,1	2,1
Sølv	11	0	-	-	-	10	< 1,0	< 0,20	- ³⁾
Tin	0	0	-	-	-	-	-	-	-
Vanadium	2	2	100	-	-	-	0,3	0,31	0,3
Aluminium	211	143	68	47	22	200	10	365	8.440
Barium	278	271	98	-	-	100 ²⁾	110	230	500
Lithium	47	47	100	-	-	-	17	37	50
Bromid	276	272	99	-	-	-	102	280	1.900
Bor	2724	247	91	1	1,8	1.000	62	200	1.600

1) Eksklusive analyser udført i grundvandsovervågningens volumenmoniterende boringer

2) Den vejledende grænseværdi for barium er 100 µg/l.

3) Alle analyser under detektionsgrænsen.

Tabel 3.3 Uorganiske sporstoffer i vandværksboringer 1990-99. "Grænseværdi" = grænseværdi for drikkevand (Miljøministeriet 1988). Analyser under detektionsgrænsen er medregnet med dennes værdi ved beregning af medianværdi og 90 % percentil.

I forbindelse med oprydning af forurenede lokaliteter er der for en række uorganiske sporstoffer fastsat kvalitetskriterier for grundvand (Miljøstyrelsen, 1998). Kvalitetskriterier for grundvand er fastsat således, at grænseværdierne for drikkevand (Miljøministeriet 1988) kan forventes at være opfyldt, når vandet tappes hos forbrugeren. For enkelte stoffer er der også fastsat økotoxikologiske grænseværdier (Miljøstyrelsen 1994). Se tabel 3.4.

Uorganiske sporstoffer	Grundvandskvalitetskriterium (MST 1998) µg/l	Grænseværdi for drikkevand (MST 1988) µg/l	Økotoxikologisk grænseværdi (MST 1994) µg/l
Arsen	8	50	4
Bly	1	50	-
Bor	300	1000	-
Cadmium	0,5	5	1
Chrom, total	25	50	-
Chrom VI	1	-	-
Cyanid, total	50	50	-
Kobber	100	100	-
Kviksølv	-	1	0,3 – 1,0
Molybdæn	20	20	-
Nikkel	10	20	-
Zink	100	100	-

Tabel 3.4 Grundvandskvalitetskriterier og grænseværdier for drikkevand.

Overskridelser af grænseværdien for drikkevand i vandforsyningsboringer

Nikkel

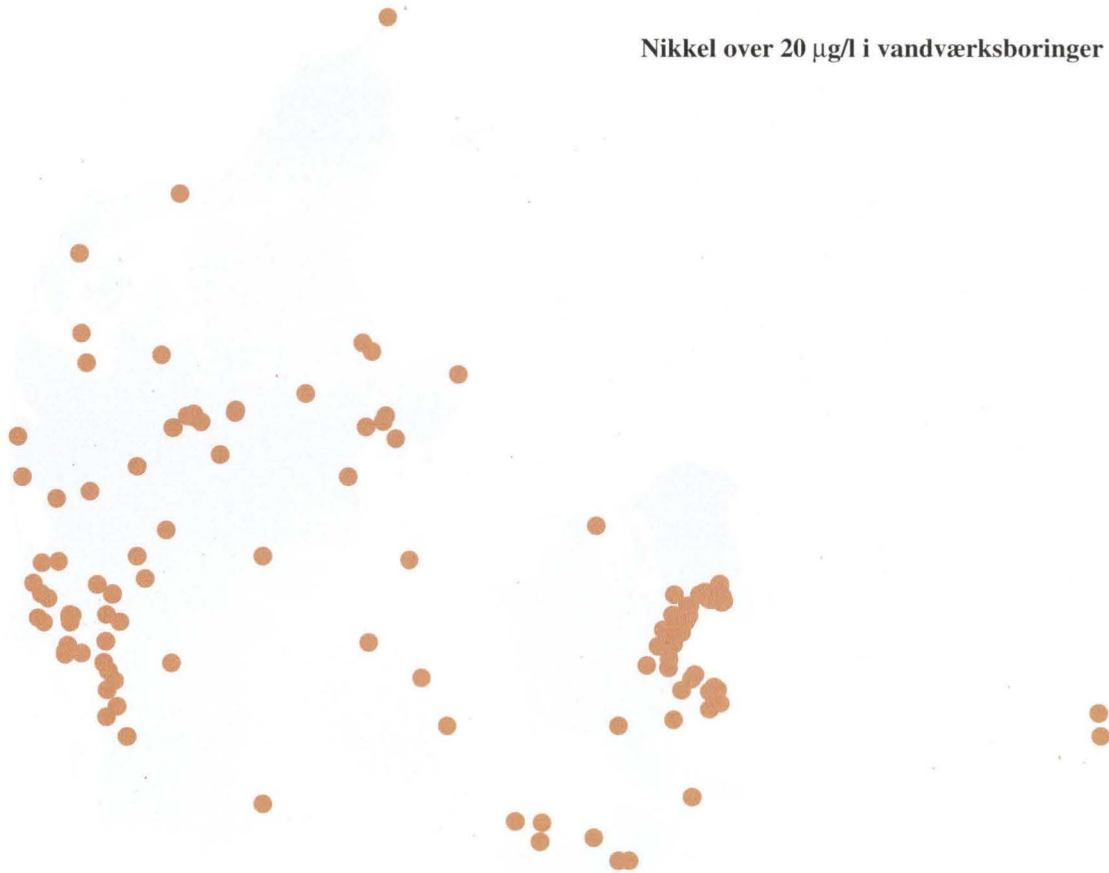
Der forekommer overskridelser af grænseværdien for drikkevand for nikkel i 238 boringer, hvilket svarer til 3,2 % af samtlige undersøgte boringer, figur 3.2. I 76 boringer med mere end én analyse er grænseværdien for drikkevand på 20 µg/l overskredet i samtlige analyser. Nikkelforureningen antages primært at hidrøre fra iltning af sulfidminerale (f.eks. Bravoit og Pyrit) i forbindelse med sænkning af grundvandsspejlet i vandindvindingsoplandene. En eventuel senere retablering af grundvandsspejlet kan muligvis yderligere øge frigivelsen af nikkel til grundvandet i en periode.

Zink

Der forekommer overskridelser af grænseværdien for drikkevand for zink i 22 boringer, svarende til 6,9 % af de undersøgte boringer. Halvdelen af boringerne er nødforsyningsboringer beliggende i Københavns Kommune. I 3 boringer med mere end én analyse er grænseværdien for drikkevand på 100 µg/l overskredet i alle analyser.

Der er i dag ikke nogen kendt årsag til zinkforekomsten, idet frigivelsen af zink til grundvandet kan skyldes naturlige årsager, men også forurening, fra f.eks. galvaniserede materialer. Resultaterne fra overvågningsprogrammet viser, at zinkindholdet i de enkelte boringer er kraftigt fluktuerende, se bilag 2. Det kan endelig ikke udelukkes at visse prøver er blevet forurenede under prøvetagning, f.eks. fra taphane på vandværket, eller på laboratoriet.

Nikkel over 20 µg/l i vandværksboringer



Figur 3.2 Vandforsyningsboringer med nikkelindhold over 20 µg/l i perioden 1993-1999. Grænseværdien for nikkel i drikkevand er 20 µg/l ved fraløb fra vandværk.

Aluminium

I 47 boringer er koncentrationen af aluminium over den højst tilladelige værdi for drikkevand på 200 µg/l. Grænseværdien for aluminium overskrides således i 22 % af de undersøgte boringer. Af de 47 boringer forekommer der 17 i Ribe Amt og 10 i Ringkjøbing Amt. I de fleste tilfælde skyldes de høje koncentrationer en lav pH. I 26 boringer er indholdet af aluminium over den vejledende værdi på 50 µg/l, men under den højst tilladelige værdi på 200g/l.

Arsen

Der er en stigende international erkendelse af arsens toksiske egenskaber. Den nugældende højst tilladelige værdi for drikkevand på 50 µg/l ses ikke at være overskredet i de foreliggende analyser fra grundvandet i vandværksboringer. I tabel 3.5 er analyseresultaterne fra de to programmer sammenlignet med andre kvalitetskriterier jvf. Tabel 3.4 og Vejledning om Boringskontrol på vandværker (Miljøstyrelsen 1997 s.179)

Det er bemærkelsesværdigt at 20 –25 % af de analyserede filtre til tider overskrider den økotoksikologiske grænseværdi og at mere end 10% gør det konstant i betragtning af, at vandføringen i visse vandløb i visse perioder udelukkende består af tilskud fra grundvandet.

Filtre med indhold af arsen over:	Overvågningsboringer/filtre				Vandværksboringer			
	antal	%	median	90% percentil	antal	%	median	90% percentil
1 µg/l i mindst 1 analyse	480	50	2,0	9,6	248	62	3,6	10
1 µg/l i mindst 1 analyse	336	35	2,9	11	243	61	3,7	10
4 µg/l i mindst 1 analyse	163	18	6,3	15	105	27	5,9	11
4 µg/l i alle analyser ¹⁾	105	11	8,5	18	101	25	6,9	16
8 µg/l i mindst 1 analyse	82	9	10	21	27	7	8,7	31
8 µg/l i alle analyser ¹⁾	45	5	13	24	26	7	10	28

1) Kun få filtre er analyseret mere end én gang

Tabel 3.5 Filtre, hvor arsenindholdet er højere end henholdsvis den økotoxikologiske grænseværdi på 4 µg/l og grundvandskvalitetskriteriet på 8 µg/l. Antal analyserede filtre i alt fremgår af tabel 3.1 og 3.3. Tabellen er baseret på filtermedian for hvert enkelt filter.

Bor

En enkelt boring ved Bagsværd Vandværk i Gladsaxe Kommune er indberettet med meget højt indhold af bor (32.000 µg/l). GEUS skønner at der er tale om enhedsfejl og at analyseresultatet bør være 32 µg/l. I nærværende rapport indgår boringen med denne værdi. Københavns Vand mener at boringen i 1998 ikke længere anvendtes til indvinding af drikkevand. Grænseværdien for bor i drikkevand er 1.000 µg/l.

Bromid

Der er indberettet overordentligt høje indhold af bromid (fra 290.000 til 870.000 µg/l) fra 4 boringer i Skælskør Kommune. Analyserne er alle udført d. 26. oktober 1998. Analyser fra 1999 viser koncentrationer, der er i størrelsesorden 1.000 gange mindre hvorfor GEUS skønner at der er tale om enhedsfejl, således at data retteligen bør være 290 til 870 µg/l, hvilket dog også er ret højt. Der er ikke fastsat drikkevandskvalitetskrav for bromid, men den normale forekomst af bromid i grundvand er sjældent over 300 µg/l (90% fraktilen er 280 µg/l).

Sammenfatning om uorganiske sporstoffer

Uorganiske sporstoffer er naturligt forekommende i dansk grundvand og især i grundvand med lav pH kan der for eksempel opløses meget aluminium. Men de fleste forekomster af uorganiske sporstoffer nær grænseværdierne for drikkevand skyldes menneskelig påvirkning, enten i form af forurening, vandspejlssænkning eller anden påvirkning.

Grænseværdierne for nikkel, zink og aluminium i drikkevand overskrides i et antal tilfælde i et mindre antal boringer. Der er i øvrigt indberettet enkelte analyser til GEUS der åbenlyst har enhedsfejl og der er i denne rapport taget udgangspunkt i de værdier GEUS mener er rigtige.

Grundvand med et indhold af uorganiske sporstoffer over grænseværdien for drikkevand kan altså ikke umiddelbart anvendes til drikkevand, f.eks. i forbindelse med enkeltforsyning og små fællesvandforsyninger uden vandbehandling. I større vandværker med vandbehandling må det antages, at de uorganiske sporstoffer i nogen grad tilbageholdes i okkerslammet i vandværkernes sandfiltre (Miljøstyrelsen, 1999). Således fjernes gennemsnitligt op mod halvdelen af grundvandets arsenindhold. Modsat kan der konstateres et ikke uvæsentligt bidrag til drikkevandets indhold af bly, cadmium, chrom, kobber, nikkel og zink fra pumper, beholdere, prøvehaner m.v.

Organiske mikroforureninger

I dette kapitel behandles de organiske mikroforureninger, der er omfattet af programmet for grundvandsovervågning i NOVA 2003 (Miljøstyrelsen, 2000). De enkelte stoffer er placeret i en af grupperne: Aromatiske kulbrinter, phenoler, halogenerede alifatiske kulbrinter, chlorphenoler, phthalater og ethere, se tabel 4.1. Af tabellen fremgår også hvilke grænseværdier der gælder for koncentrationen af de pågældende stoffer i drikkevand.

Anioniske detergenter er stort set udeladt i årets rapport, da en gennemgang af data har vist betydelige fejl i de indrapporterede data. F.eks. er der indberettet enheder som g/l i stedet for µg/l. GEUS vil i løbet af det kommende år søge at rette op på fejlene i data om anioniske detergenter. Der er endnu ikke sket forbedringer i forståelsen af de udbredte forekomster af anioniske detergenter i grundvandet.

Parametre	Grænseværdier for drikkevand i µg/l
Aromatiske kulbrinter:	
Benzen	1 ¹⁾
Naphtalen	2 ³⁾
Toluen	10 ²⁾
Xylener (<i>p</i> -xylen, <i>m</i> -xylen, <i>o</i> -xylen)	10 ²⁾
Phenoler:	
Nonylphenoler (NP)	18 ³⁾
Nonylphenoethoxylater (NP1EO, NP2EO)	45 ³⁾
Phenol	0,5 ²⁾
Halogenerede alifatiske kulbrinter:	
1,2-dibromethan	0,01 ³⁾
Tetrachloethen	1 ¹⁾
Tetrachlormethan	1 ¹⁾
Trichloethen	1 ¹⁾
1,1,1,-trichloethan	1 ¹⁾
Trichlormethan (chloroform)	1 ²⁾
Vinylchlorid	0,3 ¹⁾
Chlorphenoler:	
2,4-dichlorphenol	0,1 ¹⁾
2,6-dichlorphenol	0,1 ¹⁾
Pentachlorphenol	0,01 ²⁾
Phthalater (blødgørere):	
Dibuthylphthalat (DBP)	20 ¹⁾
Detergenter:	
DTDMAC (kationisk detergent)	
SUM-parameter (anioniske detergenter)	100 ²⁾
Ethere:	
Methyl-tertiær-buthyl-ether (MTBE)	30 ³⁾

1) Miljøstyrelsen, 1997)

2) Miljøstyrelsen, 1995a

3) Liste over vejledende grænseværdier (fastsat på baggrund af sundhedsmæssige kriterier) udarbejdet af Miljøstyrelsen.

Tabel 4.1 Organiske mikroforureninger der indgår i grundvandsovervågningen (NOVA 2003) (Miljøstyrelsen 2000) og de gældende grænseværdier for koncentrationen i drikkevand. Data for de enkelte organiske mikroforureninger fremgår af bilag 4.1.

Der fokuseres i år blandt andet på gruppen med de halogenerede alifatiske kulbrinter, da det er i denne gruppe, der ifølge amternes indberetninger ser ud til at være flest problemer. De halogenerede alifatiske kulbrinter og chlorphenolerne har de laveste grænseværdier for indhold i drikkevand, og fund af disse stoffer har ført til lukning af borer.

Fund af de organiske mikroforureninger MTBE, DBP, nonylphenoler og nonylphenol-ethoxylaterne, som kun har været med i analyseprogrammet i et par år, har i årets løb specielt haft offentlighedens interesse. Der er i forbindelse hermed gennemført en målrettet gennemgang af analysekvaliteten for de pågældende stoffer. De laboratorier, der har ønsket at dokumentere, at de kunne udføre analyser for de pågældende stoffer har haft mulighed for at deltage i en præstationsprøvning i 1999. Efterfølgende har Miljøstyrelsen (MST) udpeget de laboratorier, der har vist, at de kunne analysere de pågældende stoffer indenfor det koncentrationsområde, som var aktuelt.

I forbindelse med fund af miljøfremmede stoffer i grundvand og drikkevand er det vigtigt at forstå, hvad en kemisk analyse indebærer, og hvad en detektionsgrænse betyder. Det skal derfor bemærkes, at der er et selvstændigt kapitel om dette emne i årets rapport.

Mulige kilder til de 7 grupper af organiske mikroforureninger

I det følgende gennemgås meget kort de mulige kilder til en grundvandsforurening med de 7 forskellige grupper af stoffer, som indgår i NOVA 2003 programmet. Det angives også om der for de enkelte stofgrupper/stoffer er laboratorier, som p.t. er udpeget af Miljøstyrelsen til at udføre de pågældende analyser.

Aromatiske kulbrinter

Kilderne til de aromatiske kulbrinter kan være fyld- og lossepladser, olie- og benzinanlæg, asfalt og tjærevirksomheder samt gasværker. Fra Miljøstyrelsens liste over: "Laboratorier udpeget til analyser for miljøfremmede stoffer og tungmetaller under NOVA 2003" af 21.3.2000 (fremover benævnt Miljøstyrelsens liste) fremgår det, at der er 15 laboratorier, som er udpeget til at analysere for de aromatiske kulbrinter. De første præstationsprøvninger fandt sted i 1990.

Phenoler

Tjære indeholder ca. 10% phenoler og er hermed en potentiel kilde til forurening med phenoler. Tjæreforureninger stammer blandt andet fra grunde, hvorpå der har ligget gasværker og steder hvor tjære er blevet anvendt i produktionen (asfalt) eller hvor tjæreaffald er blevet deponeret (lossepladser). Phenol og methylphenoler kan dannes ved nedbrydning af naturligt organisk stof. Ifølge Miljøstyrelsen (1995b) er indholdet af phenol i kvæg- og svinøgødnings henholdsvis 31 og 26 mg pr. kg vådvægt. Simple alkylphenoler kan også fremkomme under nedbrydning af nonylphenoler. Phenol blev præstationsprøvet første gang i 1990 og kvalitetskravene er blevet skærpet siden. Der er 15 laboratorier, som er udpeget af Miljøstyrelsen til at analysere for phenol.

Nonylphenoler

I de seneste år har der været stor fokus på hormonlignende stoffers forekomst i miljøet og nonylphenolerne er en af de grupper, som har været diskuteret i denne sammenhæng. Nonylphenoler i miljøet stammer primært fra nedbrydning af nonylphenolethoxylater, som blandt andet findes i vaskemidler og rengøringsmidler.

Nonylphenoler (NP), nonylphenolmonoethoxylater (NP1EO) og nonylphenoldiethoxylater (NP2EO) består hver af fra 8-12 isomere og analysen skelner ikke mellem disse. Man kan godt rent analyseteknisk adskille isomere. Analyse proceduren bygger på en GC/MS metode, der på rå-ekstrakter bestemmer indholdet af nonylphenoler, nonylphenolmonoethoxylater og nonylphenoldiethoxylater som isomersummer. De 3 stofgrupper identificeres hver for sig ved SIM (selected ion monitoring) på 2 karakteristiske ioner, samt ved deres meget karakteristiske isomer mønstre. Kvantificeringen foregår delvist overfor tekniske standarder (produkter), hvilket bevirker, at de karakteristiske isomer mønstre fra tilførelserne indgår direkte i analysen. At GC/MS metoden ikke medtager de længerekædede ethoxylater betyder antageligt ikke så meget, når det er grundvand man analyserer, idet disse, i det omfang de ikke allerede er nedbrudt i f.eks. rensningsanlæg, formentlig bliver nedbrudt til nonylphenoler eller mono- og diethoxylater i den umættede zone.

Cirka en tredjedel af de analyser der blev indberettet i GRUMO regi sidste år har ved en nøjere gennemgang vist sig at være fejlbehæftede. Der var tale om en fejl i forbindelse med kvantificering af nonylphenoldiethoxylaterne, idet der optrådte en interferens, som ikke var fratrukket. Det betød, at der på det ene laboratorium, hvor man fandt nonylphenoler og nonylphenolethoxylater, kun var tale om en egentlig fund i 1 prøve og ikke i 34 prøver.

Af Miljøstyrelsens liste fremgår det, at der nu er 3 laboratorier, der er udpeget til at udføre analyser for nonylphenoler og nonylphenolethoxylater i grundvand. Da udpegningen først fandt sted i efteråret 1999, har amterne ikke haft mulighed for at vælge et udpeget laboratorium til at udføre deres analyser i forbindelse med tidligere perioder i GRUMO. Et af de laboratorier, der efterfølgende er blevet udpeget, har analyseret ca. halvdelen af GRUMO analyserne. I forbindelse med analyser udført ved boringskontrol er det kun påkrævet at anvende et akkrediteret laboratorium, der ikke nødvendigvis er godkendt af MST til denne type analyser i overvågningssammenhæng.

Halogenerede alifatiske kulbrinter

Kilderne til de halogenerede alifatiske kulbrinter kan være fyld- og lossepladser, farve- og lakindustri, galvanisering, benzinanlæg samt kemisk tøjrensning. Stoffet vinylchlorid er et nedbrydningsprodukt fra de chlorerede kulbrinter. Ved nedbrydning af tetrachlorethen dannes trichlorethen, som så via dichlorethen isomerer nedbrydes til vinylchlorid. Vinylchlorid kan mineraliseres direkte eller nedbrydes til ethan via ethen (Albrechtsen og Bjerg, 2000). Da omsætnings hastigheden af vinylchlorid i grundvandsmagasinerne formodentligt er mindre end for de øvrige chlorerede kulbrinter, må det antages, at der på længere sigt vil ske en opkoncentrering af vinylchlorid i de grundvandsmagasiner, der i dag er forurenede med chlorerede kulbrinter. Undersøgelser har vist at chloroform (trichlormethan) kan dannes naturligt for eksempel under skovjorde (Engvild, 2000). 1,2-dibromethan har været anvendt i blyholdig benzin for at undgå blybelægninger i motorerne. Ifølge Shell har der ikke været solgt benzin med 1,2-dibromethan i Danmark siden marts 1994.

Af MST's liste fremgår det, at der er 11 laboratorier, som er udpeget til at analysere for de fleste af de i tabel 4.1 nævnte halogenerede alifatiske kulbrinter. I 1990 blev der præstateret for trichlormethan (chloroform), 1,1,1-trichlorethan og tetrachlorethen, og i 1993 blev prøvningen udvidet med trichlorethen og tetrachlormethan. For stofferne vinylchlorid og 1,2-dibromethan er der ifølge Miljøstyrelsen den 6.10.2000 udpeget 5 laboratorier, til at udføre disse analyser for vinylchlorid og 2 til at udføre analyser for 1,2-dibromethan. Udpegningen er ikke som vanligt baseret på en egentlig præstationsprøvning med spikede prøver (vandprøver tilsat en kendt mængde af de aktuelle stoffer), men har fundet sted efter en individuel vurdering af laboratoriernes analysekvalitet. Detektionsgrænsen er for vinylchlorid opgivet til

0,1 µg/l og for 1,2-dibromethan til 0,02 µg/l. Analyse af stoffet 1,2-dibromethan kan udføres sammen med de øvrige halogenerede alifatiske kulbrinter.

Det vanskelige i forbindelse med at kvantificere indholdet af vinylchlorid, er ikke selve analysen af stoffet (som oftest anvendes en GC/MS metode). Problemer opstår i forbindelse med at "holde" på stoffet, da det har et meget lavt kogepunkt (-14°C) og derfor er en gas selv ved stuetemperatur. I forbindelse med analyse af vinylchlorid vil man som følge af stof-tab derfor snarere få for lave koncentrationer end for høje. Knap 1/3 af de analyser, der er udført for vinylchlorid under GRUMO, er udført på et laboratorium som efterfølgende er blevet udpeget af Miljøstyrelsen. I de 7 filtre, hvor der er fundet vinylchlorid, er analysen udført af laboratorier, som efterfølgende ikke er blevet udpeget.

Af de analyser, der er udført for 1,2-dibromethan under GRUMO, er kun ganske få udført på et laboratorium, som efterfølgende er udpeget. I de 2 filtre (som stammer fra den samme boring), hvor stoffet er fundet, er det pågældende laboratorium ikke efterfølgende blevet udpeget. Det er derfor vanskeligt at konkludere på de foreliggende data, uden en verifikation af fundene ved genanalyse.

Chlorphenoler

Kilderne til chlorphenoler er primær produktion af pesticider og u hensigtsmæssig deponering af affald fra produktionen. Fremstilling af træimpregneringsmidler kan også være en mulig kilde til forurening med chlorerede phenoler. Pentachlorphenol har i perioden 1956 til 1979 været anvendt til træimpregnering i mængder på op til 4.300 kg/år.

Chlorphenoler optræder blandt andet som tekniske urenheder i forbindelse med fremstilling af chlorphenoxy-syrerne, disse har været anvendt i store mængder gennem mange år som ukrudtsmidler. Ved nedbrydning af chlorphenoxy-syrerne kan der blandt andet dannes chlorphenoler. Af MST's liste fremgår det, at der er 15 laboratorier, som er udpeget til at udføre analyser for chlorphenoler. Allerede i 1990 blev der præstationsprøvet for udvalgte chlorphenoler.

Phthalater (blødgørere)

Blødgøreren dibuthylphthalat (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 det er hyppigt forekommende i miljøet. Det er derfor meget svært i forbindelse med analyser af DBP at undgå et vist baggrundsniveau. Det kan ikke udelukkes, at der kan være DBP i noget af det materiale som borerne består af eller i det materiel, som anvendes til prøveudtagningen. Det er derfor vigtigt at grundvandsprøverne bliver udtaget korrekt, så en eventuel kontaminering undgås. Der er også DBP i mange af de materialer, der anvendes i bygninger, så også på dette trin er der mulighed for kontaminering. Analyse proceduren bygger på en GC/MS metode.

DMU har oplyst, at de maksimalt har fundet DBP i koncentrationen 1,0 µg/l i åvand med spildevandstilledning (11 analyser), i sø- og havvand op til 0,1 µg/l (23 analyser) og i regnvand op til 0,05 µg/l (9 analyser). Det er derfor vanskeligt at forestille sig, hvordan der har kunnet forekomme koncentrationer væsentlig over disse værdier i grundvandsprøver udtaget fra filtre beliggende i 10-50 meters dybde. Prøverne repræsenterer forskellige dele af landet såvel landbrugsområder som bebyggede områder. Af MST's liste fremgår det, at der er 4 laboratorier, som i 1999 er udpeget til at udføre analyser for DBP i grundvand. Det laboratorium, der har indberettet de højeste koncentrationer, er ikke på listen. Omkring halvdelen (129) af de DBP analyser, der er udført i GRUMO, er analyseret på et af de laboratorier, der efterfølgende er blevet udpeget.

Detergenter

Detergenter kan forekomme naturligt, men de typer af detergenter, som analyseres i programmet stammer primært fra vaske- og rengøringsmidler samt muligvis fra overfladeaktive stoffer, som tilsættes ved opblanding af pesticider før udsprøjtning. Stofgrupperne har også været inddraget i diskussionen omkring anvendelse af slam til jordforbedring, idet slam fra husholdninger eksempelvis kan indeholde LAS (Lineære AlkylbenzenSulfonater) og andre detergenter. Det skal her bemærkes, at den generelle analysemetode for anioniske detergenter er baseret på en ikke specifik detektion. Der har således været en diskussion af mulig interferens fra naturligt forekommende stoffer i grundvandet, eksempelvis humus. Miljøstyrelsen oplyser at detektionsgrænsen for anioniske detergenter ved den sidste interkalibrering lå mellem 3 µg/l og 5 µg/l. Af Miljøstyrelsens liste fremgår det, at der er 4 laboratorier, som er udpeget til at udføre analyser for de anioniske detergenter. For de kationiske detergenter vedkommende har der endnu ikke været afholdt nogen præstationsprøvning.

Ethere

Etheren **MTBE** indgik i indberetningerne i 1998 for første gang. MTBE er et hjælpestof, som tilsættes benzin for at øge oktantallet og fremme forbrændingen i motoren.

Der er i de 29 GRUMO filtre, der er udtaget vandprøver fra i perioden 1998-1999, kun fundet MTBE i én af prøverne. Det laboratorium der udførte analysen deltog ikke i præstationsprøvningen, da det på tidspunktet for metodeafprøvningen var sammenlagt med et af de laboratorier, der deltog og blev udpeget. I september 1999 blev 11 laboratorier udpeget af Miljøstyrelsen til at kunne udføre analyser for MTBE i grundvand. Over 90% af ovennævnte analyser er udført på laboratorier, der efterfølgende er blevet udpeget.

Grundvandsovervågning

Der er i grundvandsovervågningen i perioden 1993-1999 i alt gennemført analyser for organiske mikroforureninger (excl. anioniske detergenter) i 5.932 vandprøver repræsenterende 1.069 forskellige filtre (tabel 4.2).

Prøvetagningsår	Analyser antal	Filtre med analyser antal	Filtre med fund antal	%
1993	535	476	197	41
1994	714	597	92	15
1995	840	669	127	19
1996 ¹⁾	980	754	119	16
1997	882	726	82	11
1998 ¹⁾	903	789	168	21
1999 ¹⁾	1.078	829	164	20
Antal i alt	5.932	1.069	563	53

1) Tallene er inklusive alle DBP analyserne.

Tabel 4.2 Analyse for organiske mikroforureninger (excl. anioniske detergenter) udført pr. år i grundvandsovervågningen i perioden 1993-1999, baseret på data indberettet til GEUS database.

I 563 af de 1.069 undersøgte filtre er der i perioden mindst en gang fundet én eller flere organiske mikroforureninger, svarende til fund i 53% af filtrene. Antallet af gennemførte analyser pr. år har været stigende gennem perioden.

Fra 1993 til år 2000 er der for de **aromatiske kulbrinters** vedkommende udført analyser for enkeltstoffer i op til 997 filtre. Benzen er fundet i 8% af de undersøgte filtre og medianværdien for benzen er 0,08 µg/l, hvilket er langt under grænseværdien for indhold i drikkevand, som er 1 µg/l.

Indenfor gruppen **phenoler** er det stoffet phenol, som der er udført flest analyser for, i alt 4.231 repræsenterende 1.044 filtre, der er fundet i ca. 12% af filtrene, medianværdien er 0,07 µg/l og grænsen for indhold i drikkevandet er 0,5 µg/l (tabel 1). Analyser af nonylphenol og nonylphenoethoxylater er som nævnt af nyere dato, for nonylphenolernes vedkommende er der fundet i 5 ud af 153 undersøgte filtre.

For gruppen af **halogenerede alifatiske kulbrinter** er der udført analyser for enkeltstoffer i op til 1.012 filtre. Det er trichlormethan (chloroform), som topper med fundet i 87 filtre, svarende til fundet i 9% af filtrene. Trichlorethen er fundet i 35 filtre svarende til ca. 4% af de undersøgte filtre. Der er udført 350 analyser for 1,2-dibromethan og stoffet er fundet i 2 ud af 331 filtre. 1,2-dibromethan er det stof i gruppen af halogenerede alifatiske kulbrinter, som har den laveste grænseværdi for indhold i drikkevand, 0,01 µg/l. Det er som nævnt vanskeligt at konkludere på de foreliggende data for 1,2-dibromethan, uden en verifikation af fundene ved genanalyse.

Der er udført 351 analyser for vinylchlorid og stoffet er fundet i 7 ud af 330 filtre med en medianværdien på 1,0 µg/l, hvilket er over grænseværdien for drikkevand, som er på 0,3 µg/l. Vinylchlorid dannes som nævnt ved nedbrydning af tetrachlorethen og trichlorethen. Det vil derfor være meget sandsynligt, at man i filtre som er placeret, hvor tetrachlorethen og trichlorethen er fundet også samtidig eller senere vil kunne finde vinylchlorid. Af de 7 filtre hvori vinylchlorid er fundet, er der i ét af filtrene fundet tetrachlorethen og trichlorethen flere gange før, der blev analyseret for vinylchlorid. Da vinylchlorid blev fundet var begge udgangsstoffer der stadig. I ét andet filter er der i en periode analyseret for både tetrachlorethen og trichlorethen. Her er kun trichlorethen fundet, i 2 efterfølgende analyser er vinylchlorid fundet, men der er ikke samtidig udført analyser for de 2 udgangsstoffer. I de sidste 5 filtre er der et par år forud for analyse for vinylchlorid analyseret for både tetrachlorethen og trichlorethen, men uden fund. Der er ikke udført analyser for udgangsstofferne samtidig med analysen for vinylchlorid. Da der ikke er afviklet en præstationsprøvning vanskeliggøres en kritisk gennemgang af data, men ud fra den udførte gennemgang af de eksisterende data ser GEUS ingen grund til at stille spørgsmålstejn ved analyserne af vinylchlorid eller udgangsstofferne.

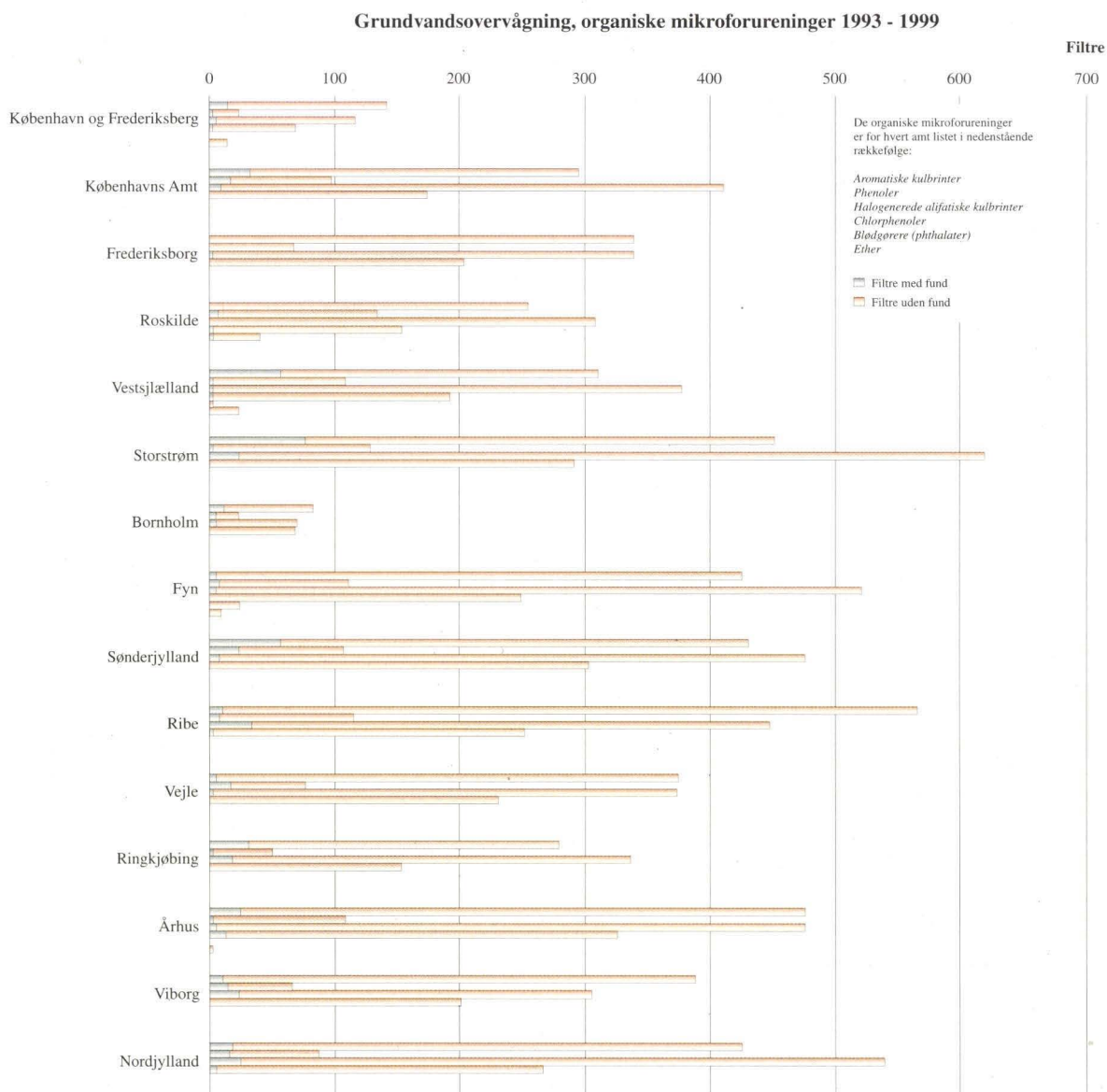
For hver af **chlorphenolerne** er der udført ca. 4300 analyser repræsenterende ca. 1.045 filtre og der er fundet chlorphenoler i fra 0,4% til 2% af filtrene. For de to dichlorphenoler er medianværdierne mindre end grænseværdien for drikkevand, mens for pentachlorphenol er medianværdien højere end grænseværdien.

For blødgøreren **DBP** var der udført 269 analyser repræsenterende 215 filtre og der var fundet i de 65 af filtrene svarende til 30%. En målrettet gennemgang af analyserne (notat til Miljøstyrelsen 6-10-2000) har givet grundlag for at betvivle et stort antal af disse fund, især fund i høje koncentrationer. Troværdige analyser foreligger efter GEUS vurdering i 129 analyser repræsenterende 90 filtre. Her er der fundet DBP i 2 filtre svarende til en ca. 2%. Koncentrationerne af DBP i de to prøver er på henholdsvis 0,3 µg/l og 1,0 µg/l, hvilket er langt under grænseværdien for indhold af DBP i drikkevand.

Der er udført ca. 100 analyser for de kationiske detergenter, der er fund i 2% af filtrene. Miljøstyrelsen har imidlertid endnu ikke udpeget noget laboratorium, der er kvalificeret til at udføre analyser for kationiske detergenter, og der er ikke fastsat nogen grænseværdi for indhold i drikkevand.

For etheren **MTBE** er der kun udført 29 analyser repræsenterende 28 filtre med fund i ét filter.

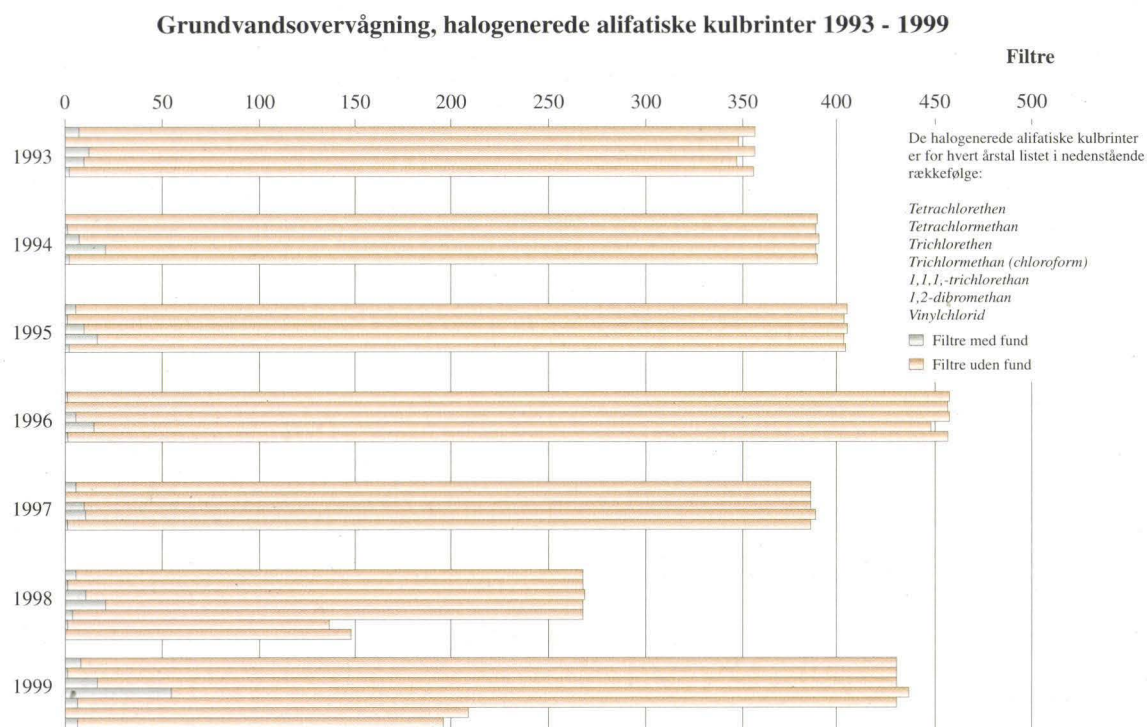
Forekomsten af de organiske mikroforureninger på amtsniveau fremgår af figur 4.1, hver stofgruppe er repræsenteret af en søjle, som viser antal filtre med og uden fund i perioden 1993-1999. Antallet af analyserede filtre afspejler, om det er en stofgruppe, der har været analyseret for gennem lang tid. De 2 grupper med phenoler og aromatiske kulbrinter har de fleste filtre med fund.



Figur 4.1 Filtre med og uden fund af de organiske mikroforureninger (excl. detergenterne) fordelt på amter for de 6 stofgrupper i perioden 1993-1999.

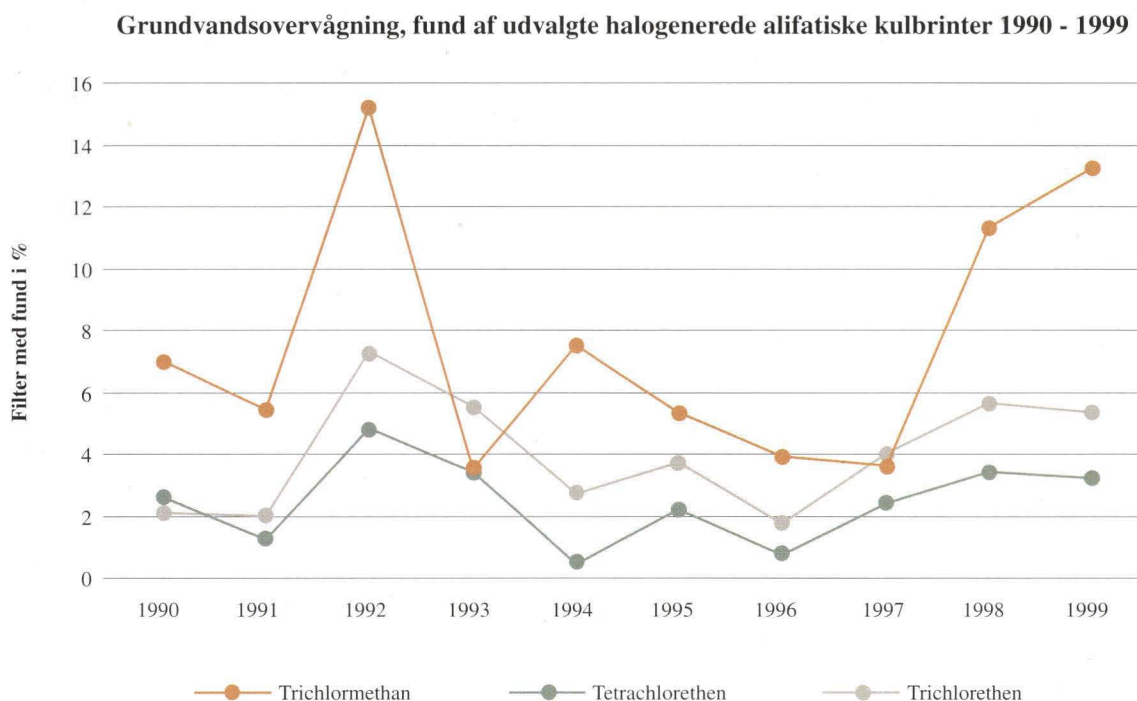
Figur 4.2 viser forekomsten af halogenerede alifatiske kulbrinter i perioden 1993-1999, hvert stof er repræsenteret af en søjle, som viser antal filtre med og uden fund. Antallet af filtre med fund i forhold til filtre uden fund indikerer en stigende tendens de sidste par år, om end data ikke tillader en egentlig statistisk tidsanalyse. I 6 ud af 7 år er chloroform fundet med den højeste procent. Trichlorethen optræder alle år med fund fra ca. 1% til 4%.

Der er udført analyser for vinylchlorid siden 1996. De første to år er der kun udført en enkelt analyse, mens der er udført et større antal analyser i 1998 hvor der er fundet vinylchlorid i ét filter ud af 148 undersøgte. I 1999 er der fundet vinylchlorid i 7 ud af 196 undersøgte filtre. I 1998 er der analyseret for stoffet 1,2-dibromethan og det er fundet i 2 ud af 137 filtre. I 1999 er der ingen fund i de 209 filtre, der er undersøgt. Der var som nævnt ikke udpeget laboratorier til at udføre analyser for vinylchlorid og 1,2-dibromethan, da prøverne blev udtaget. GEUS mener, at det er sandsynligt at prøverne indeholder vinylchlorid, mens det som nævnt er vanskeligere at konkludere på de foreliggende 1,2-dibromethan data, uden en verifikation af fundene ved genanalyse.



Figur 4.2 Filtre med og uden fund af alifatiske kulbrinter i perioden 1993-1999.

I figur 4.3 er vist udviklingen i grundvandets indhold af tre udvalgte opløsningsmidler (trichlormethan (chloroform), tetrachlormethan og trichlorethen) i perioden 1990-1999. Generelt er trichlormethan fundet hyppigere end trichlorethen, som igen ligger et par procent over tetrachlorethen. Alle 3 stoffer fluktuerer gennem perioden.



Figur 4.3 Filtre med fund af tre udvalgte opløsningsmidler (trichlormethan (chloroform), tetrachlormethan og trichlorethen) i perioden 1990-1999.

Landovervågningsoplande

I landovervågningsoplandene er der i 1993-1999 blandt andet analyseret for 6 af de 7 grupper af organiske mikroforureninger (se bilag 4.2). Undersøgelserne har især været rettet mod phenol (73 analyser) og chlorphenoler. Der er udført 73 analyser for phenol, og stoffet er fundet i 8 ud af 39 filtre svarende til 21 %. De 103 analyser, der er udført for 2,4-dichlorphenol, repræsenterer 45 filtre heraf er der 1 filter med fund, svarende til 2 %. Analyser for 2,6-dichlorphenol og pentachlorphenol i 39 filtre gav for begge vedkommende ingen fund. Medianværdierne for de stoffer, der er medtaget i bilag 4.2, er alle under grænseværdierne for indhold i drikkevand. Der er endnu ingen analyser for MTBE, vinylchlorid og 1,2-dibromethan. Der er nogle få gennemgåede data for nonylphenoler og nonylphenoethoxylater. Nonylphenoethoxylater er ikke fundet, men ud af 12 analyser for nonylphenoler er der 3 filtre med fund. Der er også udført analyser for DBP i landovervågningsoplandene. Der var oprindeligt 12 analyser repræsenterende 12 filtre med fund i de 8 filtre. Efter en kritisk gennemgang af analyserne er tallene reduceret til 7 analyser fra 7 filtre med fund i de 6, og den maksimale koncentration er 0,8 µg/l.

Vandværksboringer

Datasættet som omhandler vandværkernes kontrol af boringer adskiller sig i år fra tidligere års data sæt. Der er således kun medtaget boringer, som er indberettet til GEUS' Vandressource-register med en virksomhedskode, der angiver at det indvundne vand skal være af drikkevandskvalitet. Andre boringer, som blandt andet omfatter markvandingsboringer og andre boringer, hvorom det ikke vides, om der er indvundet grundvand til drikkevand, er

samlet i en særskilt gruppe. Denne gruppe foreligger ikke i kvalitetssikret form, og forventes derfor først rapporteret til næste år.

Der er i perioden 1993–1999 i alt udtaget 8.202 vandprøver fra 3.871 boringer til analyse for organiske mikroforureninger (excl. anioniske detergenter) (tabel 4.3). Der er fundet organiske mikroforureninger i 823 boringer svarende til 21 %. Antallet af analyser og antallet af boringer med analyser stiger i perioden og tilsvarende stiger antallet af boringer med fund. Opgøres antal boringer med fund i forhold til antal undersøgte boringer der imidlertid ikke nogen stigning. Bilag 4.3 indeholder en oversigt over de udvalgte organiske mikroforureninger og data for disse.

Prøvetagningsår	Analyser antal	Boringer med analyser antal	Boringer med fund	
			antal	%
1993	241	174	36	21
1994	1.195	831	131	16
1995	997	579	151	26
1996	777	500	95	19
1997	1.069	801	154	19
1998	1.900	1.382	252	18
1999	2.023	1.573	369	23
Antal	8.202	3.871	823	21

Tabel 4.3 Analyse for organiske mikroforureninger pr. år i vandværksboringer (excl. anioniske detergenter) 1993-1999. Data indberettet til GEUS database.

I vandværksboringer er der i perioden 1993- 1999 blandt andet udført analyser for de 7 grupper (jf. tabel 4.1). Blødgøreren DBP er dog ikke med, til gengæld er der nogle få analyser af DEHP. Data for de enkelte stoffer er listet i bilag 4.3.

For enkelt stofferne i gruppen af **aromatiske kulbrinter** er der udført ca. 3000 analyser repræsenterende omtrent 1.500 boringer.

Der er meget få analyser for **nonylphenol** og **nonylphenoethoxylater**, men for **phenol** er der knapt 2.000 analyser repræsenterende ca. 1.200 boringer med fund i ca. 6 % af boringerne. I gruppen af **chlorerede phenoler** er der udført mellem 2.000 og 3.400 analyser repræsenterende mellem 1.600 og 2.600 boringer. Fundene ligger på mellem 0,2 % og 0,5 %.

I gruppen af **halogenerede alifatiske kulbrinter** er der for stofferne: tetrachlorethen, tetrachlormethan, 1,1,1,-trichlorethan, trichlorethen og trichlormethan (chloroform) udført ca. 3.000 analyser repræsenterende omtrent 1.700 boringer. Fundene varierer fra 2 % for tetrachlormethans vedkommende til 10 % for trichlorethen. Vinylchlorid er et forholdsvis nyt stof i grundvandsovervågningen, men i vandværksboringer blev der allerede udtaget prøver til analyse i 1993. Der er udført 275 analyser repræsenterende 180 boringer og der er fund i de 13, svarende til ca. 7 %. Medianværdien er 0,5 µg/l, hvilket er over grænseværdien for drikkevand der er på 0,3 µg/l. Der er indtil nu ikke rapporteret analyser for 1,2-dibromethan.

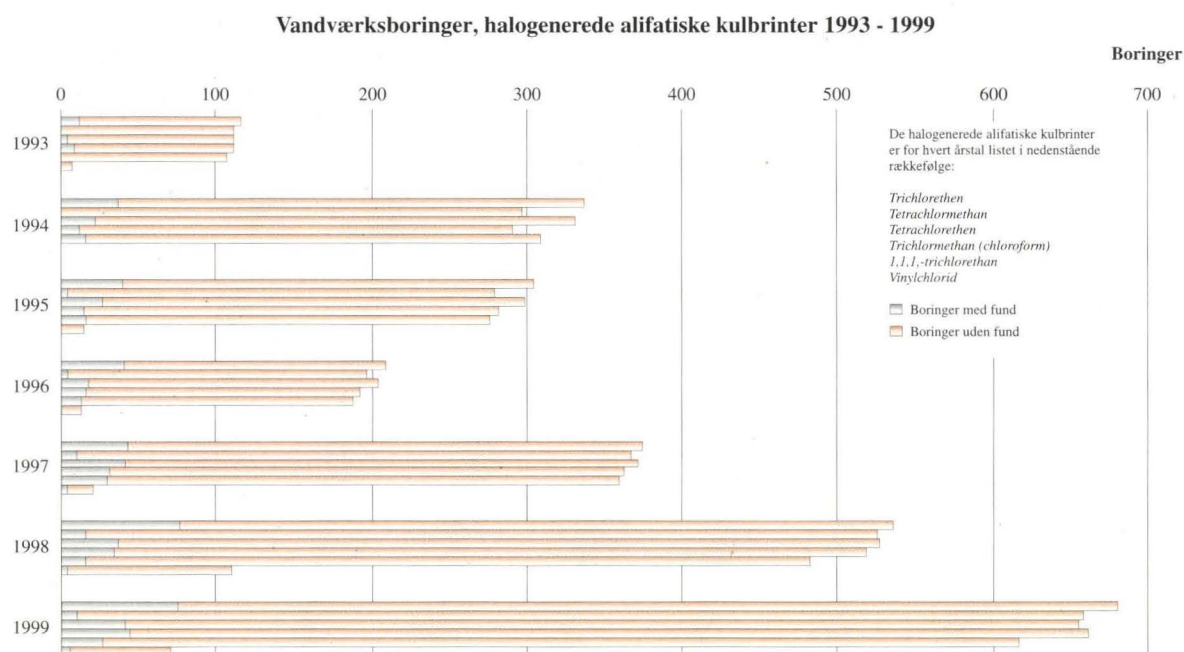
I de 13 boringer, hvor der er fundet vinylchlorid er der i 12 af boringerne også analyseret for trichlorethen og i 11 af de 12 boringer er der derudover analyseret for tetrachlorethen. Trichlorethen er fundet i 11 af boringerne og tetrachlorethen i 4 af boringerne. Der er en boring, hvor der kun er analyseret for vinylchlorid. Er der analyseret for både trichlorethen og vinylchlorid er det fundet i alle boringer på nær en. GEUS ser ingen grund til at se bort fra analyserne af vinylchlorid.

Der er kun udført én analyse for kationiske detergenter, og der er endnu ingen laboratorier, der har haft muligheden for at deltage i en præstationsprøvning.

For etheren **MTBE** er der udført ca. 200 analyser repræsenterende 164 borer, hvor der er fundet MTBE i 28 svarende til 17%. Medianværdien er på 0,29 µg/l, hvilket er langt under grænseværdien for MTBE i drikkevand der er 30 µg/l.

Figur 4.4 viser forekomsten af halogenerede alifatiske kulbrinter i perioden 1993-1999, hvert stof er repræsenteret af en søjle, som viser antal borer med og uden fund. Antallet af borer med fund i forhold til borer uden fund viser ingen klar tendens i perioden. Trichlorethen er det stof, som er fundet hyppigst i 6 ud af 7 år, svingende mellem 10% og 20% af de undersøgte borer.

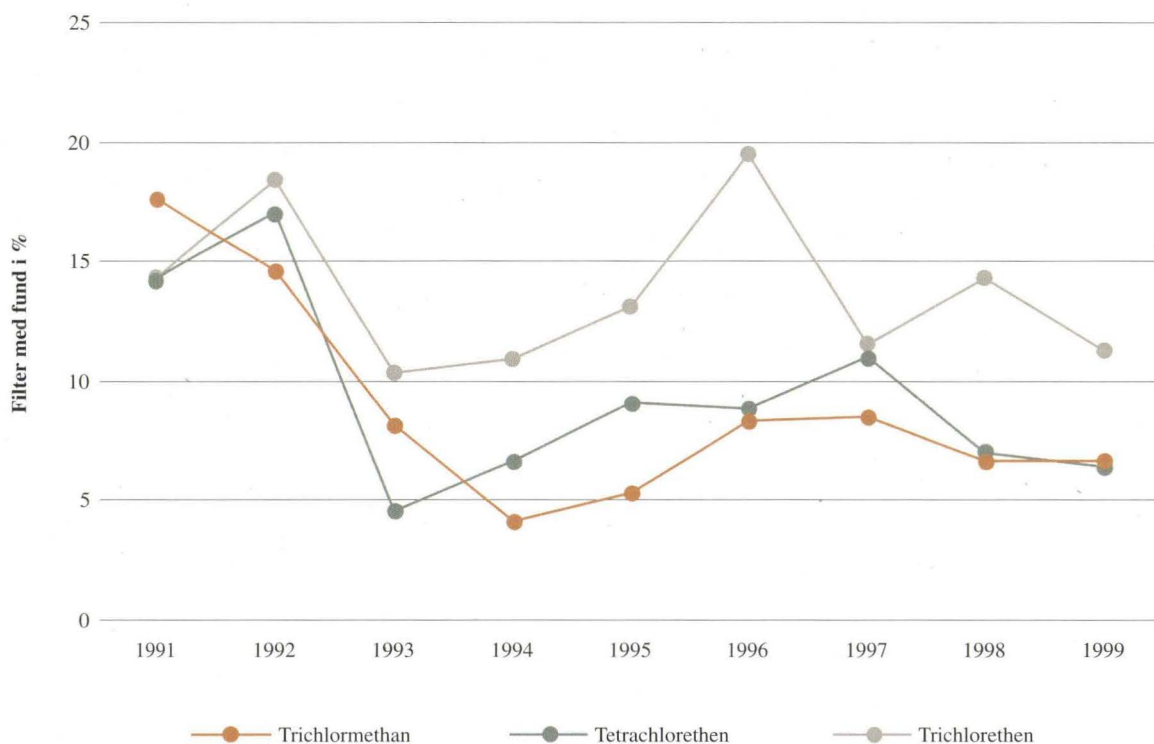
Medianværdierne for de stoffer, der er medtaget i bilag 4.3, er med undtagelse af vinylchlorid og pentachlorphenol under grænseværdien for indhold i drikkevand.



Figur 4.4 Boringer med og uden fund af alifatiske kulbrinter i perioden 1993-1999.

I figur 4.5 illustreres udviklingen i grundvandets indhold af tre udvalgte opløsningsmidler (trichlormethan, tetrachlormethan og trichlorethen) i perioden 1991-1999. Generelt har trichlorethen, som kan dannes ved nedbrydning af tetrachlorethen, flest fund. Alle 3 stoffer fluktuerer gennem perioden. Den primære forskel på tidsserierne for GRUMO og vandværksboringer (fig. 4.3 og 4.5) er niveauet. I vandværksboringerne udgør fund mellem 5% og 20% af de undersøgte borer, mens der i overvågningsfiltrene kun er få værdier over 8% (trichlormethan (chloroform)).

Vandværksboringer, fund af udvalgte halogenerede alifatiske kulbrinter 1991 - 1999



Figur 4.5 Boringer med fund af tre udvalgte opløsningsmidler (trichlormethan (chloroform), tetrachlormethan og trichlorethen) i perioden 1991-1999.

Sammenfatning om organiske mikroforureninger

Fund af mikroforureningerne MTBE, DBP, nonylphenoler og nonylphenoethoxylaterne har i årets løb specielt haft offentlighedens interesse, hvilket har medført, at GEUS har udført en målrettet gennemgang af analysekvaliteten. DBP er eksempelvis et stof, som forekommer i mange forbindelser og dets fysiske/kemiske egenskaber medfører, at det er hyppigt forekommende i miljøet. Det er derfor meget svært i forbindelse med analyser af DBP at undgå et vist baggrunds niveau. Det kan ikke udelukkes, at der kan være DBP i noget af det materiale, som borerne består af, det er derfor vigtigt at grundvandsprøverne bliver udtaget og behandlet korrekt, så en eventuel forurening af prøverne undgås. Der er også DBP i mange af de materialer, der er anvendt i bygninger, så også på dette trin er der mulighed for forurening af prøverne. Miljøstyrelsens udpegning af laboratorier, som kan dokumentere, at de kan udføre disse vanskelige analyser, er derfor vigtig. Det giver amterne og andre, der måtte benytte sig af at få udført analyse, en mulighed for at vælge et laboratorium, som har kunnet dokumentere en tilfredsstillende analysekvalitet. Det er vigtigt at bemærke, at det for analyser udført ved boringskontrol kun er påkrævet at anvende et akkrediteret laboratorium, der ikke nødvendigvis er godkendt af MST til denne type analyser i overvågningssammenhæng.

Der var høje fund af phthalaten DBP, som formentlig kunne forklares ved, at der var anvendt laboratorier, som endnu ikke mestrede at analysere på tilfredsstillende vis. En stor del af fundene i GRUMO og især fund i høje koncentrationer var derfor efter GEUS vurdering ikke troværdige. Sikre fund findes i ca. 2% af de undersøgte filtre.

Der er i grundvandsovervågningen i perioden 1993-1999 i alt gennemført analyser for organiske mikroforureninger (excl. anioniske detergenter) i 5.932 vandprøver repræsenterende 1.069 forskellige filtre. I 563 af de 1.069 undersøgte filtre er der i perioden mindst en gang fundet én eller flere organiske mikroforureninger, svarende til fund i 53 % af filtrene. Antallet af gennemførte analyser pr. år har været stigende gennem perioden.

Der er i vandværksboringer i perioden 1993-1999 i alt udtaget 8.202 vandprøver fra 3.871 boringer til analyse for organiske mikroforureninger (excl. anioniske detergenter) . Der er i perioden mindst en gang fundet én eller flere organiske mikroforureninger i 823 af de 3.871 boringer, svarende til fund i 21 % af boringerne. Antallet af analyser og antallet af boringer med analyser stiger i perioden, tilsvarende gør antallet af boringer med fund. Opgøres antal boringer med fund i forhold til antal undersøgte boringer, ses der ikke nogen stigning.

Pesticider og nedbrydningsprodukter

Dette afsnit er udarbejdet på grundlag af analysedata fra grundvandsovervågningen (GRUMO og LOOP) og vandværksboringer, der er indberettet til grundvandsdatabasen ved GEUS. Der er i år skelnet mellem pesticidanalyser af vandprøver udtaget før og efter 1993. Dette skyldes en formodning om at laboratorierne er blevet bedre til at gennemføre pesticidanalyse efter 1992 og at fund af pesticider, der ikke siden er genfundet, ikke fortsat skal påvirke konklusionerne. Det betyder, at der er i grundvandsovervågningen er udeladt oplysninger om 1.220 pesticidanalyser fra perioden 1989-1992.

I vandværksboringer er der kun gennemført få pesticidanalyser før 1993, og der udeladt 112 analyser udtaget fra 24 boringer, mens der er medtaget 11.921 analyser fra 5.774 boringer. Datasættet som omhandler vandværksboringer adskiller sig i år fra tidligere års data sæt ved at der kun er medtaget boringer fra vandværker, hvor der i de sidste tre år er modtaget oplysninger om, at der er indvundet grundvand som anvendes til drikkevand. Andre boringer, som omfatter vandværkernes egne overvågningsboringer, markvandingsboringer, afværgeboringer, nødforsyningsanlæg og andre boringer hvorom det ikke vide om der er indvundet grundvand til drikkevand, er samlet i en særskilt gruppe. Denne gruppe foreligger ikke i kvalitetssikret form, og forventes derfor først rapporteret til næste år.

Grundvandsovervågning

Der er i 1996-99 analyseret for flere pesticider og nedbrydningsprodukter i flere vandprøver end i den foregående periode. Det skyldes at en lang række amter allerede fra 1996 igangsatte en del af analyseprogrammet fra NOVA 2003 før programmets start i 1998. Det nye analyseprogram omfatter analyse af 45 pesticider og nedbrydningsprodukter, mens amterne i perioden før 1998 kun var forpligtet til at analysere de udtagne grundvandsprøver for 8 pesticider, som omfattede 2 triaziner, 4 phenoxysyrer samt 2 phenolmidler. Analyseprogrammet for pesticider og nedbrydningsprodukter er beskrevet i NOVA 2003 (Miljøstyrelsen 2000).

Der er i grundvandsovervågningen i perioden 1993-1999 gennemført 5.467 analyser af grundvandsprøver udtaget fra 1.061 overvågningsfiltre, tabel 5.1 og 5.2. Oftest er et filter en boring med et 0,5 meter langt filter, hvorfra der udtages vandprøver efter en kort renpumpning af boringen. Der kan i nogle boringer godt være installeret flere filtre, men de er da normalt fuldt adskilte. De volumenmoniterende boringer er vandværksboringer med længere filtre.

Der er i perioden 1993-99 fundet ca. 50 pesticider og nedbrydningsprodukter i grundvands-overvågningen, hvoraf ca. 20 er nedbrydningsprodukter, se bilag 5.1. Derudover er der fundet en række phenolforbindelser, som kan stamme fra nedbrydning af phenoxysyrer eller fra andet organisk stof. Disse stoffer er ikke medtaget i opgørelsen,

I hele analyseperioden, 1993-1999, er der en eller flere gange fundet et eller flere stoffer i 371 filtre ud af 1.061 undersøgte filtre, svarende til 35%, og grænseværdien for indhold af et pesticid i drikkevand på 0,1 µg/l, er overskredet en eller flere gange i 10,7% af de undersøgte filtre, tabel 5.2. Den største påvirkningsgrad af filtrene er på ca. 35,6%, hvilket svarer til det antal filtre som gennem perioden 1993-99 har været i berøring med pesticidholdigt grundvand. De 36% kan således ses som den andel af filtrene der er sårbare.

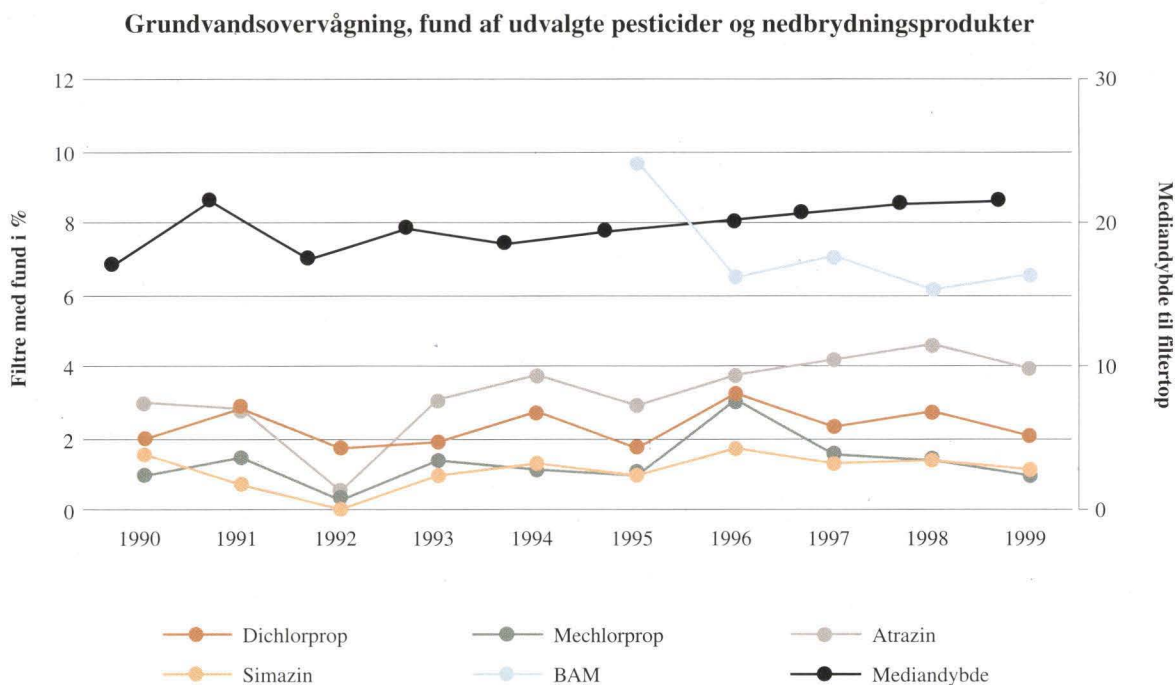
Amt	Antal analyser 1993-1999
Københavns / Frederiksberg Kommune	132
Københavns Amt	265
Frederiksborg Amt	390
Roskilde Amt	327
Vestsjælland Amt	326
Storstrøms Amt	339
Bornholms Amt	123
Fyns Amt	761
Sønderjyllands Amt	442
Ribe Amt	267
Vejle Amt	332
Ringkjøbing Amt	251
Århus Amt	575
Viborg Amt	416
Nordjyllands Amt	521
I alt i grundvandsovervågningen	5.467

Tabel 5.1 Analyserede vandprøver og filtre i grundvandsovervågningen 1993-1999, baseret på oplysninger indsendt af amterne til GEUS's grundvandsdatabase.

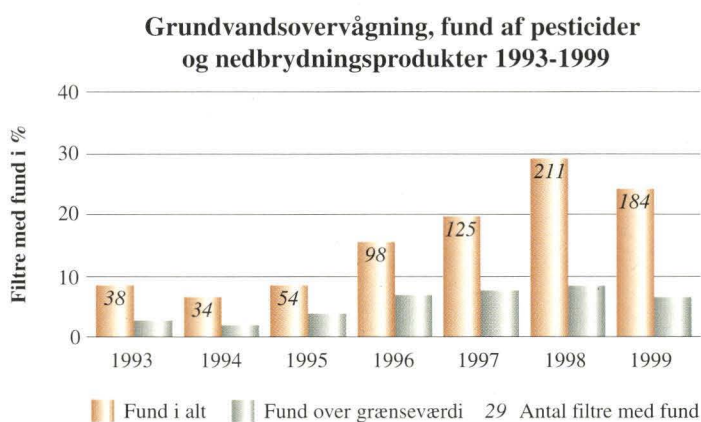
Grundvandsovervågning	Analyser	Analyserede filtre	Filtre med fund		Filtre med fund $\geq 0,1\mu\text{g/l}$	
	antal	antal	antal	%	antal	%
Alle pesticider, 1989-1999	6.687	1.137	405	35,6	133	11,7
Alle pesticider, 1993-1999	5.467	1.061	371	35,0	114	10,7
Alle pesticider, 1999	1.042	778	189	24,3	51	6,6

Tabel 5.2 Oversigt over gennemførte analyser for pesticider og nedbrydningsprodukter i grundvandsovervågningen 1989-1998. "Alle pesticider, ..." omfatter alle analyser for pesticider og nedbrydningsprodukter. "Alle pesticider, 1999" omfatter kun analysedata fra 1999, rapporteret til GEUS i 2000.

I perioden 1989-1999 er der fundet pesticider i 35,6 % af de undersøgte filtre, mens grænseværdien for drikkevand var overskredet i 11,7% af filtrene. Der er således ikke den store forskel på de beregnede fund for de to perioder 1989-1999 og 1993-1999. Der var dog problemer forbundet med analyse af nogle af de oprindelige 8 stoffer, f.eks. DNOC og mulig forveksling af atrazin og visse plastblødgørere, hvilket betinger udeladelse af data fra før 1993. Hvor stofferne er fundet i længerevarende tidsserier udelukkes disse oplysninger naturligvis ikke fra bearbejdningen af analysedata. Af figur 5.1 fremgår også, at der ikke er signifikant forskel på udviklingen for de 4 mest almindelig fundne stoffer, når der ses bort fra 1992, hvor antallet af fundne pesticider var lavt.



Figur 5.1 Filtre med fund af udvalgte pesticider og nedbrydningsprodukter fra grundvands- overvågningen 1990-1999 i forhold til antal undersøgte filtre. En kurve angiver mediandybde til filtertop for filtre med fund.



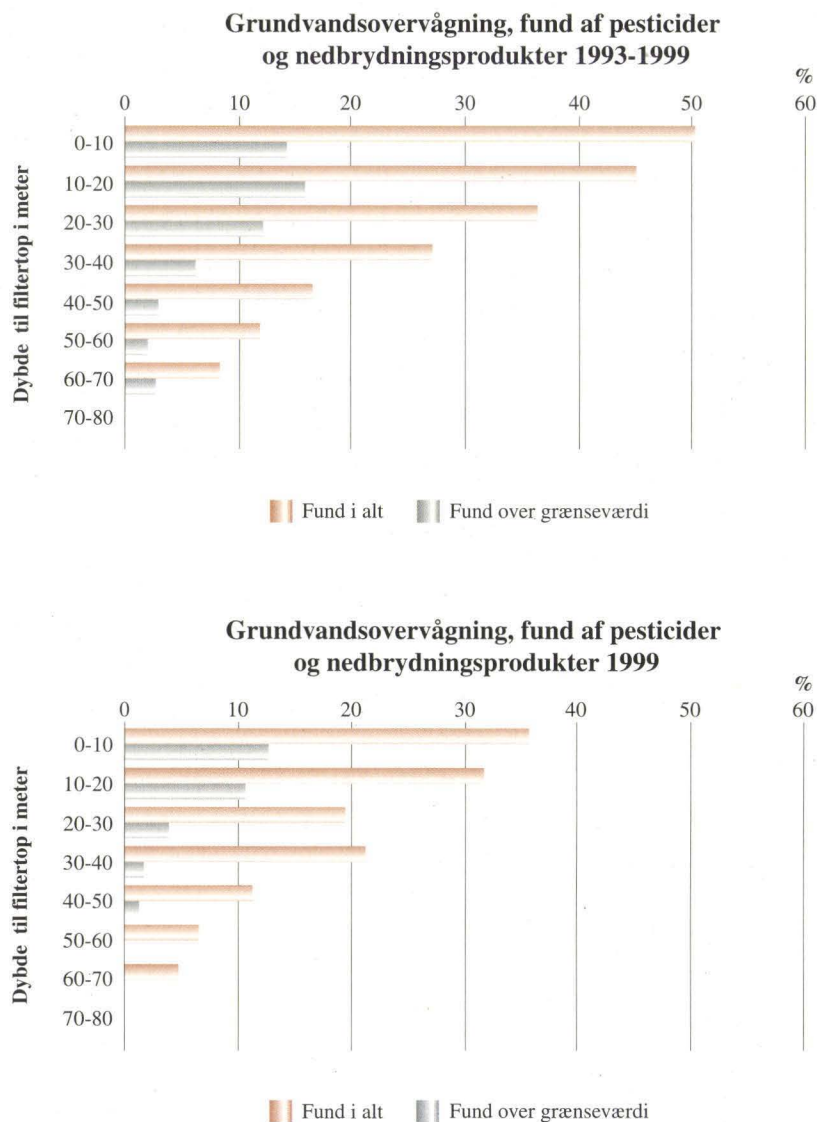
Figur 5.2 Filtre med fund af pesticider og nedbrydningsprodukter fra grundvands- overvågningen 1993-1999 i forhold til antal undersøgte filtre. Over søjlerne er vist antal filtre med fund af pesticider og nedbrydningsprodukter. Kun data fra GEUS's databaser er medtaget.

Det fremgår af figur 5.2, at antallet af filtre med fund i perioden 1993-1995 ligger lidt under 10% pr. år, men stiger til næsten 30% i 1998 for så at falde til ca. 25% i 1999. Antallet af filtre med overskridelser af grænseværdien har været næsten konstant i perioden 1996-1999.

Den dybdemæssige fordeling af pesticidfund (figur 5.3) viser, at der i perioden 1993-1999 er fundet pesticider i 50% af filterne i dybdeintervallet 0-10 meter under terræn, og at grænse-

værdien for drikkevand på 0,1 µg/l var overskredet i 14% af disse filtre. Fundhyppigheden aftager med dybden, men der er ikke helt det samme relative fald for filtre med fund over grænseværdien for drikkevand. De hyppige fund i det højtliggende grundvand skyldes især forekomsten af BAM og nedbrydningsprodukter fra triaziner og phenoxyzyrer.

Opgøres antal filtre med fund for året 1999 alene, ses samme tendens, men dog med en noget mindre fundhyppighed. Figur 5.3 giver et klart indtryk af, at det sårbare grundvand særligt ligger tæt ved terræn, men også at der findes høje koncentrationer selv i mere end 30 meters dybde.

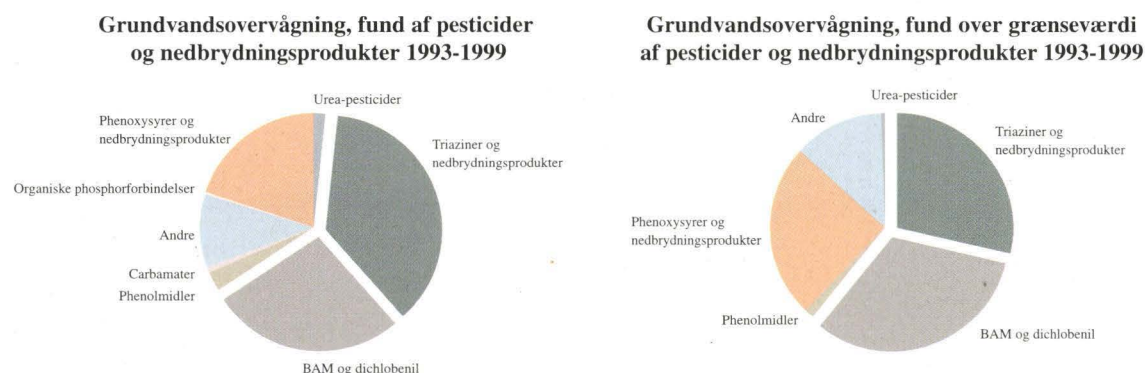


Figur 5.3 Fund af pesticider og nedbrydningsprodukter i forskellige dybdeintervaller målt i meter under terræn for perioden 1993 – 1999 og for 1999, opgjort som filtre med fund og filtre med fund over grænseværdien for drikkevand på 0,1 µg/l. Det yngste vand findes fortrinsvis i intervallet 0-10 meter under terræn, hvor antallet af filtre med fund er mere end 50% for perioden 1993-1999. Der forekommer også enkelte fund af pesticider og nedbrydningsprodukter under 70 meters dybde, men da der kun er undersøgt få filtre er disse udeladt.

Nedbrydningsprodukterne deethyldeisopropyl-, deethyl-, deisopropyl- og hydroxyatrazin fra triaziner er fundet hyppigt i grundvandet. De mange fund af deethylisopropylatrazin på henholdsvis 5,1% og 1,3% over grænseværdien er repræsentative, da der nu er analyseret vandprøver fra mere end 500 boringer.

Nedbrydningsproduktet BAM er fundet hyppigt i grundvandsovervågningen med henholdsvis 18% og 6,6% over grænseværdien. BAM er et nedbrydningsprodukt, som stammer fra nedbrydning af herbiciderne dichlobenil (Prefix og Casoron G) og chlorthiamid (Casoron). Chlorthiamid nedbrydes i jord til dichlobenil, som igen ved mikrobiel aktivitet nedbrydes til BAM (2,6-dichlorbenzamid) og til 2,6-dichlorbenzoesyre. Chlorthiamids opløselighed i vand er ca. 950 mg/l, mens dichlobenils opløselighed er 14,6 mg/l. Den langt større opløselighed og en halveringstid i jord på 14-35 døgn betyder, at der formodentlig har været en risiko for udvaskning af høje koncentrationer af moderstoffet, som så er blevet nedbrudt til bl.a. dichlobenil og BAM. Dichlobenil har været anvendt som granulat ved bekæmpelse af ukrudt på udyrkede arealer, i plantager og under prydræer og prydbuske i doseringer op til 400 kg/ha med 6,75% aktivstof, svarende til 27 kg aktivstof/ha.

Bentazon er fundet i 3,4% af de undersøgte filtre, hvoraf 0,9% var over grænseværdien for drikkevand. Der er analyseret for glyphosat i 737 filtre med fund af stoffet i 3 boringer i Roskilde Amt. Der er tilsvarende fundet AMPA i de samme 3 boringer. Bilag 5.1.



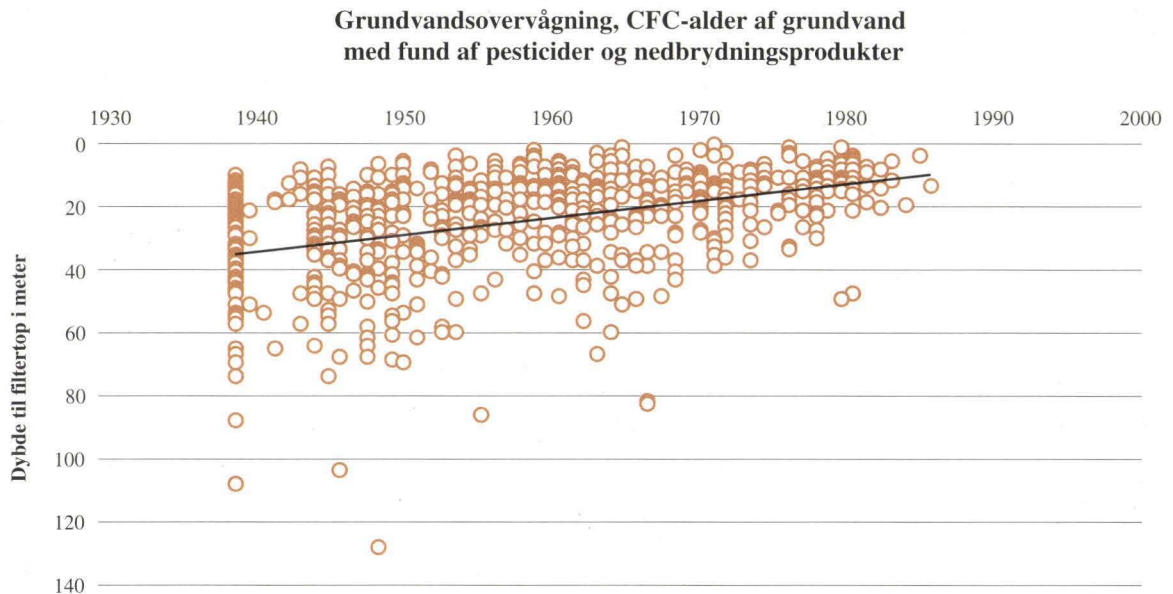
Figur 5.4 Fordeling af filtre med fund af pesticider og nedbrydningsprodukter i grundvandsovervågningen i 1993-1999. (Phenolmidler er denitrophenoler som dinoseb og DNO. Urea-midler er f.eks. isoproturon og metsulfuron methyl)

Den relative forekomst af pesticider og nedbrydningsprodukter i grundvandsovervågningen (figur 5.4), beregnet på grundlag af data i bilag 5.1, viser at gruppen triaziner og nedbrydningsprodukter fra triaziner og gruppen "BAM og dichlobenil" forekommer hyppigst, mens gruppen "Phenoxysyrer og nedbrydningsprodukter" også forekommer hyppigt. Vurderes hyppigheden af stofferne, hvor de er fundet over grænseværdien for drikkevand ses, at gruppen "BAM og dichlobenil" er på størrelse med gruppen "Triaziner og nedbrydningsprodukter"

Opgøres filtre med fund af pesticider og nedbrydningsprodukter efter anvendelsestype, i såvel grundvandsovervågning som landovervågning og vandværksboringer, kan det konstateres at herbicider generelt er langt de mest dominerende formodentlig fordi de er mere mobile (vandopløselige) end fungicider og insekticider ligesom herbicider er brugt i langt de største mængder. Der er kun fundet herbicider over grænseværdien for drikkevand i grundvandsovervågningen. I landovervågningen er der også fundet nogle fungicider over grænseværdien

mens der er fundet ganske få tilfælde af fungicider og insekticider over grænseværdien i vandværksboringer.

Figur 5.5 viser dybde for filtre med fund af pesticider og nedbrydningsprodukter i forhold til vandets CFC-alder og her ses at grundvandet i grundvandsovervågningen generelt er ældre med stigende dybde.



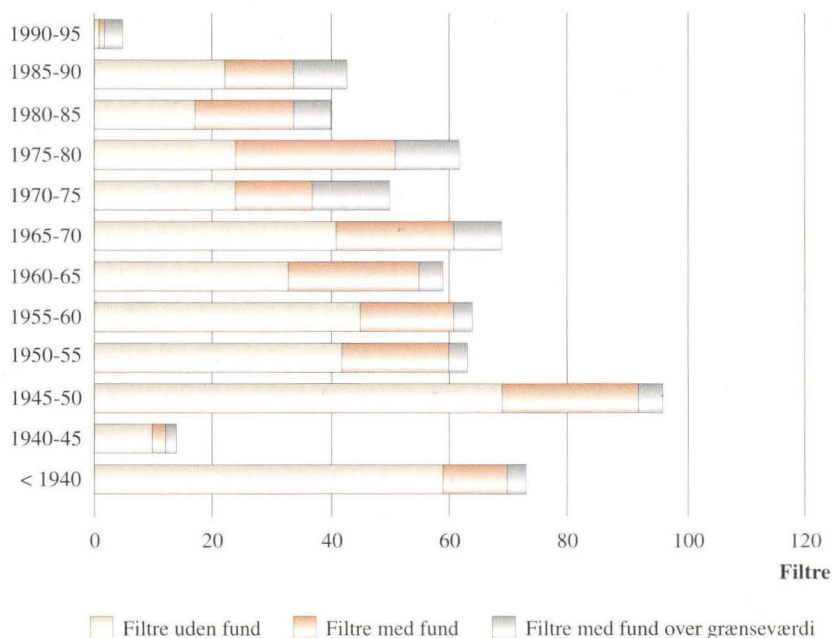
Figur 5.5 CFC-alder på grundvand og dybde til filtertop for filtre med fund af pesticider og nedbrydningsprodukter. $N = 638$. Der er vist en tendenslinie for alle dateringer.

Opdeles de filtre, hvor der både er analyseret for pesticider og for CFC i aldersgrupper ses, at der ikke er mange filtre med helt ungt vand og at gruppen med vand, der er ældre end 1940, er relativt lille med kun ca. 70 analyserede filtre, figur 5.6. Der er i grundvand, dannet indenfor de sidste 25 år, fundet pesticider og nedbrydningsprodukter i halvdelen af de undersøgte grundvandsfiltre.

Opgøres samme datamængde, men med relativ fordeling af filtre uden fund og filtre med fund ses (figur 5.7), at pesticiderne som forventeligt optræder hyppigt i det yngre grundvand, og at antallet af fund falder med tiltagende alder, sammenlign figur 5.6. Der er i 73 filtre dateret til perioden før 1945 kun fundet pesticider i 14 filtre. Disse filtre er ikke domineret af volumenmoniterende boringer og opblandingsvand.

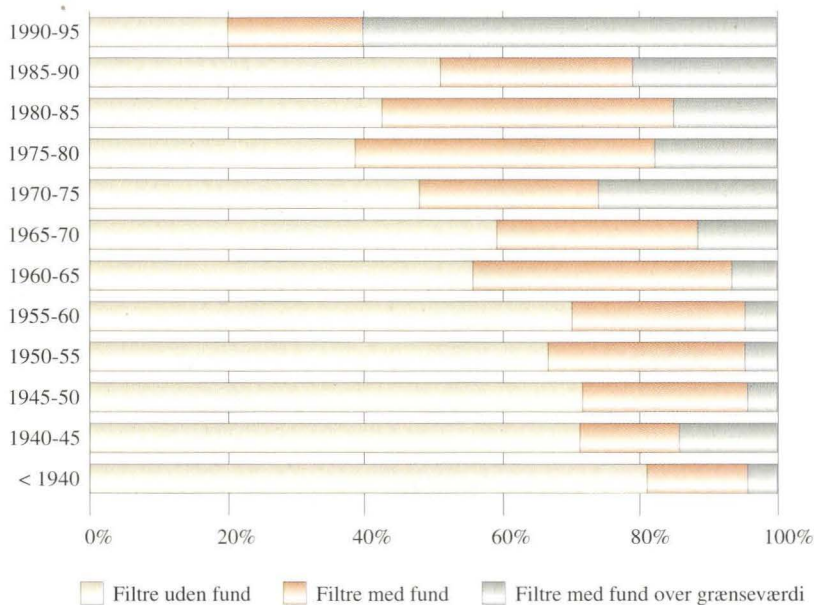
Langt hovedparten af de pesticidpåvirkede filtre er sat i grundvand fra perioden efter 1945. Den relative andel af filtre med fund af pesticider over grænseværdien falder med stigende alder. Dette kan tolkes som at pesticiderne omsættes eller fortyndes under transporten gennem grundvandsmagasinerne. Figur 5.7 viser også at hovedparten af pesticidfundene stammer fra op til 40 år gammelt grundvand.

Grundvandsovervågning, CFC-alder af grundvand med fund af pesticider og nedbrydningsprodukter



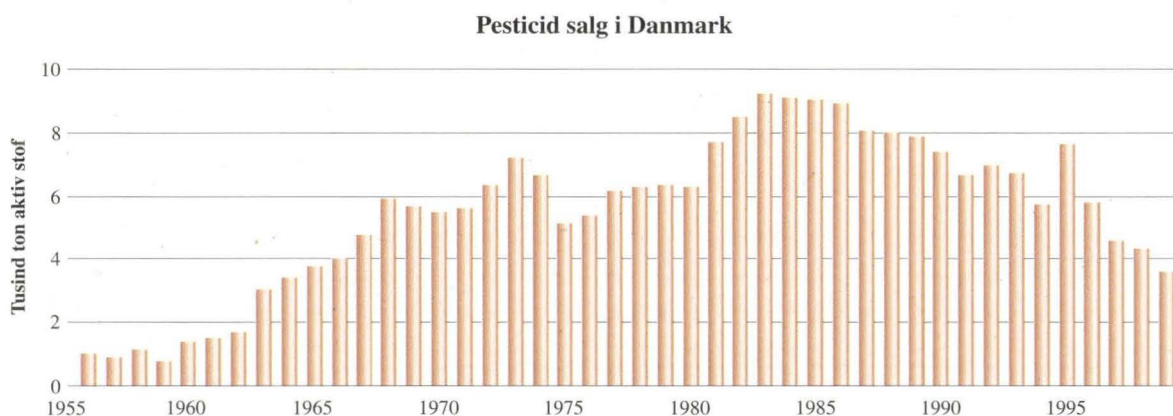
Figur 5.6 Filtre der er analyseret for pesticider og CFC-dateret opdelt i aldersperioder. I hver periode er der skelnet mellem filtre uden fund, filtre med fund over detektionsgrænsen på 0,01 µg/l og filtre med fund større end eller lig med 0,1 µg/l.

Grundvandsovervågning, CFC-alder af grundvand med fund af pesticider og nedbrydningsprodukter



Figur 5.7 Relativ fordeling af filtre der er analyseret for pesticider og CFC-dateret opdelt i aldersperioder. I hver periode er der skelnet mellem filtre uden fund, filtre med fund over detektionsgrænsen på 0,01 µg/l og filtre med fund større end eller lig med 0,1 µg/l. Bemærk at der kun er analyseret få filtre (5) fra perioden 1990-1995.

Sammenholdes figur 5.7 med det samlede forbrug af pesticider, figur 5.8, ses at den maksimale påvirkning af de filtre som undersøges i grundvandet skete i midten af firsene, for så vidt den solgte mængde kan sammenholdes med påvirkningen af grundvandet. Det samlede salg af pesticider toppede i starten 80'erne og mange af de kendte mobile og grundvandstruende pesticider er blevet forbudt af Miljøstyrelsen i løbet af halvfemserne.



Figur 5.8 Salg af pesticider (aktiv stof) i Danmark. Opgørelse af forbrug stammer fra Miljøstyrelsen.

Landovervågning

Der er fundet 38 pesticider og nedbrydningsprodukter ud af ca. 90 analyserede stoffer i de undersøgte landovervågningsoplande, LOOP. I perioden 1993-1999 er der gennemført 886 analyser af vandprøver, heraf er 259 med fund af pesticider og nedbrydningsprodukter og 50 fund over grænseværdien for drikkevand.

Vandprøverne er udtaget fra 119 filtre i ungt grundvand, og der er en eller flere gange fundet pesticider eller nedbrydningsprodukter i 63 filtre svarende til 53 %. Grænseværdien var overskredet én eller flere gange i 20 filtre svarende til 17%, tabel 5.3.

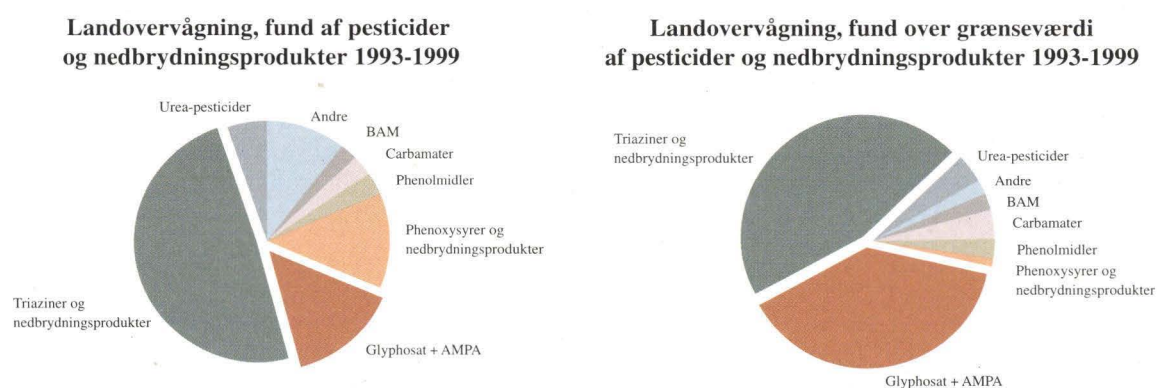
Landovervågning	Analyser	Filtre med analyse	Filtre med fund	
			antal	%
1993	44	38	4	11
1994	129	57	24	42
1995	131	63	34	54
1996	93	48	16	33
1997	96	58	12	21
1998	186	48	19	40
1999	199	52	29	56
1993-1999	886	119	63	53

Tabel 5.3 Analyser, undersøgte filtre og filtre med fund af pesticider og nedbrydningsprodukter i landovervågningen 1993-1999.

I 1999 blev der udtaget 199 vandprøver fra 52 grundvandsfiltre. I 29 af disse filtre blev der fundet pesticider eller nedbrydningsprodukter, svarende til 56%. Grænseværdien var overskredet en eller flere gange i 14 filtre svarende til 27%.

Da samtlige filtre, med enkelte undtagelse, er placeret mellem 0 til 10 meter under terræn, kan de undersøgte filtre sammenlignes med GRUMO filtrene i intervallet 0 til 10 meter under terræn, hvor der er fundet pesticider eller nedbrydningsprodukter i ca. 40% af de analyserede filtre, og ca. 15% over grænseværdien. Der er i grundvandsovervågningen fundet BAM i ca. 24% af de undersøgte filtre mod ca. 5% i landovervågningen, se bilag 5.2.

Det er især triaziner og nedbrydningsprodukter fra triaziner, som er fundet hyppigt i landovervågningen, bilag 5.2 og figur 5.9. De mange fund af deethyldeisopropylatrazin er overraskende, og da der stadig kun er analyseret relativt få filtre må en nærmere vurdering afvænte yderligere analyser. Bentazon er fundet hyppigt, men kun i et tilfælde i koncentrationer over grænseværdien for drikkevand. Glyphosat og AMPA er fundet ved Lillebæk i Fyns Amt og nu også i andre landovervågningsoplande, se afsnit om glyphosat og AMPA næste side.



Figur 5.9 Filtre med fund af pesticider og nedbrydningsprodukter i landovervågningen 1993-1999. (Phenolmidler er denitrophenoler som dinoseb og DNOC). Se også bilag 5.2.

Den relative forekomst af pesticider og nedbrydningsprodukter i landovervågningen, viser at gruppen "Triaziner og nedbrydningsprodukter" fra triaziner forekommer hyppigst, mens grupperne "Phenoxysyrer og nedbrydningsprodukter" og "Glyphosat og AMPA" forekommer omtrent lige hyppigt, figur 5.9. I modsætning til i grundvandsovervågningen er der stort set ikke fundet BAM i landovervågningen, hvilket skyldes, at de installerede filtre under markerne i landovervågningen kun i ringe grad er påvirket af pesticidanvendelse langs veje og på gårdspladser m.m.

Vurderes hyppigheden af stofferne, hvor de er fundet over grænseværdien, ses overraskende, at grupperne "Triaziner og nedbrydningsprodukter" og "Glyphosat og AMPA" er dominerende mens gruppen "Phenoxysyrer og nedbrydningsprodukter" stort set er forsvundet som en betydelig gruppe.

Fund af pesticider og nedbrydningsprodukter kan opgøres efter anvendelsesformål. Herbicider er dominerende og fungicider og insekticider findes kun i ringe omfang. Der er kun fundet herbicider og i mindre grad fungicider over grænseværdien for drikkevand.

Glyphosat og AMPA

Der er i landovervågningsoplandene gennemført henholdsvis 199 og 196 analyser for glyphosat og AMPA, tabel 5.4, hvor både glyphosat og AMPA er fundet i 8 ud af 45 undersøgte filtre. Se også bilag 5.2. Samtlige fund af glyphosat og AMPA er medtaget i tabel 5.5, hvoraf det fremgår, at det særligt er ved Lillebæk på Fyn, at der er fundet glyphosat eller AMPA, men også, at stofferne er fundet i landovervågningsoplandene i Storstrøms Amt, Vejle Amt og i Sønderjyllands Amt.

LOOP	Analyser			Filtre				
	I alt	med fund	med fund ≥ 0,1µg/l	med analyse	med fund		med fund ≥ 0,1µg/l	
	antal	antal	antal	antal	antal	%	antal	%
AMPA	196	21	12	45	8	17,8	4	8,9
Glyphosat	199	19	10	45	8	17,8	6	13,3

Tabel 5.4 Glyphosat og AMPA analyser gennemført i landovervågningsoplandene (LOOP).

Amt	DGU nr.	LOOP nr.	Dybde i meter	År	Dato	AMPA µg/	Glyphosat µg/
Storstrøm	230. 206	01.02.02.11	5	1999	1999-01-25	0,059	<0,01
Vejle	98. 873	03.28.03.02		1999	1999-11-09	<0,01	0,01
Fyn	165. 297	04.01.02.11	5	1998	1998-10-29	0,11	2
Fyn	165. 297	04.01.02.11	5	1998	1998-11-18	0,17	0,22
Fyn	165. 297	04.01.02.11	5	1998	1998-12-14	0,18	0,08
Fyn	165. 297	04.01.02.11	5	1999	1999-01-25	0,09	0,04
Fyn	165. 297	04.01.02.11	5	1999	1999-02-18	0,1	0,11
Fyn	165. 297	04.01.02.11	5	1999	1999-04-12	0,14	0,1
Fyn	165. 297	04.01.02.11	5	1999	1999-06-23	0,11	0,03
Fyn	165. 297	04.01.02.11	5	1999	1999-09-16	0,05	<0,02
Fyn	165. 297	04.01.02.11	5	1999	1999-10-20	0,1	0,02
Fyn	165. 297	04.01.02.11	5	1999	1999-11-22	0,14	0,05
Fyn	165. 296	04.01.02.12	3	1998	1998-12-17	0,7	0,74
Fyn	165. 296	04.01.02.12	3	1999	1999-01-25	0,05	0,03
Fyn	165. 296	04.01.02.12	3	1999	1999-02-18	0,1	0,13
Fyn	165. 296	04.01.02.12	3	1999	1999-11-22	0,02	<0,02
Fyn	165. 295	04.01.02.13	1,2	1999	1999-01-25	0,04	0,05
Fyn	165. 295	04.01.02.13	1,2	1999	1999-02-18	0,08	0,46
Fyn	165. 300	04.01.02.21	5	1999	1999-02-18	0,04	0,12
Fyn	165. 299	04.01.02.22	3	1999	1999-02-18	0,13	0,34
Fyn	165. 298	04.01.02.23	1,2	1999	1999-02-18	0,27	2,6
Fyn	165. 333	04.71.45.38	9,5	1998	1998-05-28	0,013	<0,01
Sønderjylland	159. 941	06.04.02.11	3,2	1998	1998-02-04	<0,01	0,02

Tabel 5.5 Samtlige fund af glyphosat og AMPA i de 5 landovervågningsoplande. Der er ikke fundet glyphosat og AMPA i landovervågningsoplandet Odder Bæk i Nordjylland.

I undersøgelsen ved Lillebæk, Fyns Amt, hvor der blev fundet glyphosat og AMPA i både grundvand og vandløbsvand, blev der bl.a. konkluderet følgende, efter Nilsson et al, 2000:

"Geologiske undersøgelser af jordprofilen ned til 5 m under terræn ved jordvandsstation 01, LOOP 4 i Lillebæk har vist, at der er udviklet makroporer / sprækkesystemer fra terrænoverfladen til mindst 5 meters dybde på lokaliteten. Sporstofforsøget har vist, at makroporer / sprækker i et vist omfang er hydraulisk aktive, idet spredning af konservativ sporstof (bromid) har fundet sted til 5 meters dybde via naturlige spredningsveje indenfor en periode på 2-3 uger. Den vertikale spredning af sporstoffet under forsøget formodes at være nært knyttet til en nedbørshændelse, hvor sporstoffet blev ført fra ca. 2.5 meters dybde til 5 meters dybde indenfor et døgn. Samme sporstofforsøg har vist, at det konservative sporstof (bromid) har spredt sig lateralt via naturlige spredningsveje til drænsystemet med stor hastighed (mindre end 3 timer).

.....

Der er en vis usikkerhed omkring fortolkningen af de "korrekte" hændelsesforløb omkring nedsivningen af glyphosat i Lillebæk-området i perioden oktober 1998 til november 1999. Med hensyn til prøvetagning i perioder, hvor drænet løber (dvs. 29.10.98, 14.12.98 og 25.01.99), kan det dog ikke udelukkes at der er sket en kontaminering af vandprøverne med overfladenært vand. Omvendt vurderes det for overvejende sandsynligt, at påvisningen af glyphosat og AMPA i perioden november 1998 - november 1999, hvor der ikke er drænafstrømning, er begrundet i nedsivning via naturlige strømningsveje.

....."

Vandværksboringer

Årets behandlede oplysninger om pesticidanalyser adskiller sig lidt i forhold til tidligere. Der er kun medtaget oplysninger fra perioden 1993 -99, og data omfatter kun pesticidanalyser fra boringer ved vandværker, hvor der indenfor de sidste tre år er registreret oplysninger om oppumpede vandmængder som anvendes til drikkevandsformål. Der er gennemført 11.809 analyser fra 5.774 vandværksboringer i perioden 1993-1999, tabel 5.6 og 5.7.

"Andre analyser" fra f.eks. vandværkernes overvågningsboringer, markvandingsboringer og andre overvågningsboringer f.eks. nær lossepladser er ikke omfattet af nærværende rapport i år, men denne gruppe indeholder 879 analyser udtaget fra 606 boringer, hvor der er fundet pesticider og nedbrydningsprodukter i 31,2 % og hvor grænseværdien for drikkevand var overskredet i 15,3%.

Der er fundet 46 pesticider og nedbrydningsprodukter i vandværksboringer, heraf 24 stoffer en eller flere gange over grænseværdien for drikkevand på 0,1 µg/l. Der er også fundet andre stoffer, bl.a. phenolforbindelser, som kan stamme fra nedbrydning af bl.a. phenoxysyrerne, men som også kan stamme fra nedbrydning af naturligt organisk materiale. Disse er ikke medtaget ved databearbejdningen.

I vandværksboringer er der i 1993-1999 en eller flere gange fundet pesticider i 1.396 boringer ud af 5.774 undersøgte. Det svarer til 24,2% af de undersøgte boringer. Grænseværdien for drikkevand på 0,1µg/l var overskredet i 509 boringer, svarende til 8,8% af de undersøgte boringer, tabel 5.7.

I 1999 blev der fundet et eller flere pesticider, en eller flere gange, i 29 % af de undersøgte boringer, mens grænseværdien var overskredet i 9,2% af de undersøgte drikkevandsboringer, tabel 5.7, tabel 5.8, figur 5.10 og bilag 5.3.

Amt	Antal analyser
Københavns / Frederiksberg Kommune	0
Københavns Amt	465
Frederiksborg Amt	292
Roskilde Amt	811
Vestsjælland Amt	966
Storstrøms Amt	641
Bornholms Amt	77
Fyns Amt	2.064
Sønderjyllands Amt	928
Ribe Amt	455
Vejle Amt	371
Ringkjøbing Amt	385
Århus Amt	2.354
Viborg Amt	540
Nordjyllands Amt	578
Uden amtskode ?	882
I alt i Danmark	11.809

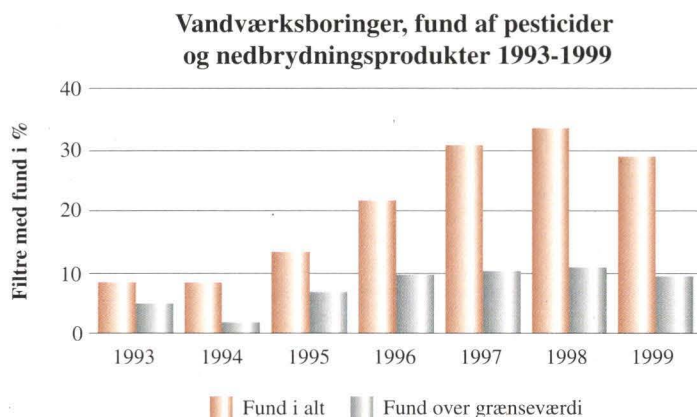
Tabel 5.6 Analyser fra vandværksboringer 1993-1999. Tabellen er baseret på oplysninger indsendt til GEUS's grundvandsdatabase.

Fund af pesticider i vandværksboringer er steget gennem perioden 1993-1999. Dog er der sket et svagt fald fra 1998 til 1999. Denne udvikling med stigende antal fund skyldes formodentlig, at vandværksboringerne gennem perioden er blevet undersøgt for et stadigt større antal stoffer. Se også afsnittet om fund af pesticider i udenlandsk grundvand.

Vandværksboringer	Analysér	Analyserede boringer	Boringer med fund		Boringer med fund $\geq 0,1\mu\text{g/l}$	
	antal	antal	antal	%	antal	%
Alle pesticider, 1993-99	11.809	5.774	1.396	24,2	509	8,8
1999, alle pesticider	2.714	2.007	581	29,0	185	9,2

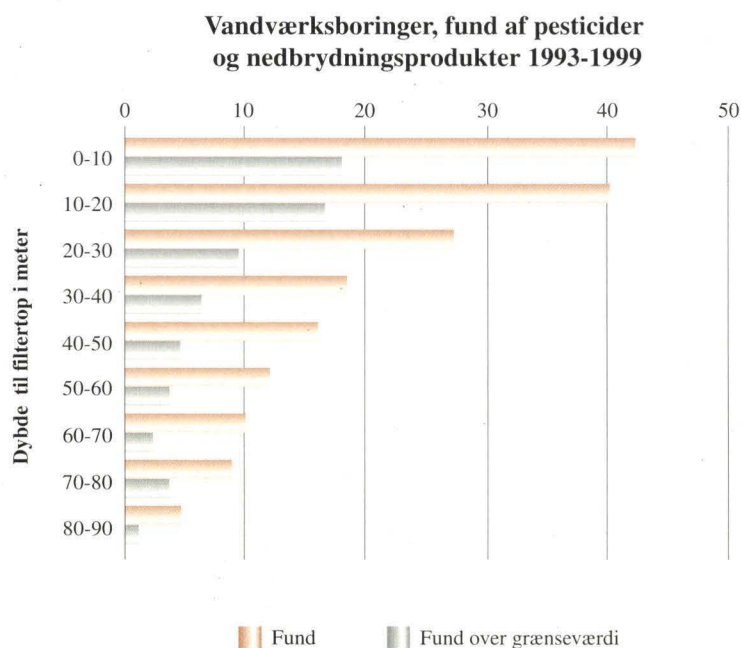
Tabel 5.7 Samlet antal analyser, antal analyserede boringer, boringer med fund af pesticider og nedbrydningsprodukter, boringer med fund af pesticider og nedbrydningsprodukter over grænseværdien på 0,1 $\mu\text{g/l}$ i vandværksboringer 1993-1999.

Der er kun fundet 30 boringer som er analyseret hvert år i hele perioden 1993-1999. Sammenlignes de sidste tre år, 1997-1999 er der i 1999 fundet pesticider i 183 boringer, mens der i 1997 er fundet pesticider i ca. 100 af disse 183 boringer. Der må konkluderes, at der ikke eksisterer tilstrækkelig konsistente analysedata fra vandværksboringer til at gennemføre en vurdering af udviklingen indenfor samme gruppe boringer.



Figur 5.10 Fund af pesticider og nedbrydningsprodukter i vandværksboringer 1993-1999.

Fordelingen af pesticidfund i forhold til dybde, figur 5.11, viser, at mere 40% af de undersøgte boringer i intervallet 0-20 meter under terræn inderholder et eller flere pesticider eller nedbrydningsprodukter. Grænseværdien var overskredet i mindst én vandprøve i knap 20% af boringerne i intervallet 0-20 meter under terræn. Antallet af fundene falder med dybden, men selv i boringer som indvinder grundvand i intervallet 60-70 meter under terræn er der fundet pesticider eller nedbrydningsprodukter i ca. 10% af de undersøgte boringer.



Figur 5.11 Fund af pesticider i vandværksboringer i perioden 1993-1999. Se også tabel 5.8. Der forekommer nogle få fund af pesticider og nedbrydningsprodukter under 90 meters dybde. Disse er udeladt her.

Vandværksboringer	Analyser	Analyserede boringer	Boringer med fund		Boringer med fund $\geq 0,1 \mu\text{g/l}$	
	antal		antal	antal	%	antal
1993	159	142	12	8,5	7	4,9
1994	2.437	2.189	182	8,3	43	2,0
1995	1.213	1.014	135	13,3	69	6,8
1996	1.152	957	207	21,6	92	9,6
1997	1.747	1.340	410	30,6	139	10,4
1998	2.387	1.796	603	33,6	197	11,0
1999	2.714	2.007	581	28,9	185	9,2
1993-1999	11.809	5.774	1.396	24,2	509	8,8

Tabel 5.8 Analyse for pesticider og nedbrydningsprodukter i vandværksboringer i perioden 1993-1999.

BAM er fundet hyppigst i vandværksboringer. Stoffet er fundet i ca. 24% af de undersøgte boringer, og i ca. 10 % af boringerne med mindst én overskridelse af grænseværdien for drikkevand. Blandt de "gamle" pesticider er det især atrazin der forekommer hyppigt (4,1%), mens to af phenoxysyrerne dichlorprop og mechlorprop er fundet hyppigt (2,0%). Overskridelser af grænseværdien for drikkevand ligger for alle stoffer under én procent, bilag 5.3.

Der foreligger nu analyser for fem nedbrydningsprodukter, som kan stamme fra nedbrydning af triaziner som f.eks. atrazin, terbuthylazin og simazin. Deethyldeisopropyl-, deethyl-, deisopropyl- og hydroxyatrazin samt hydroxyterbuthylazin forekommer i op til 5% af de undersøgte boringer. Den høje forekomst af deethyldeisopropylatrazin er antagelig ikke repræsentativ, fordi der kun foreligger analyser fra 39 boringer.

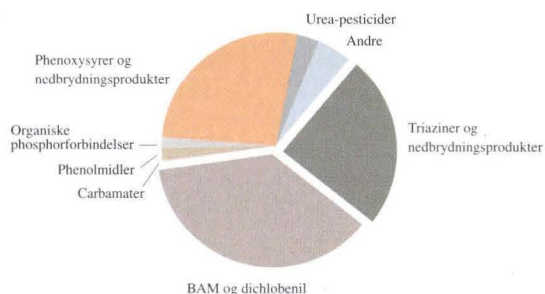
Ethylthiourea, ETU, et nedbrydningsprodukt som kan stamme fra nedbrydning af en række svampemidler som maneb og mancozeb, er fundet i to boringer. Oplysninger om enkelte fund i markvandingsboringer ikke er medtaget i dette års rapport.

Glyphosat og AMPA er ikke fundet i nogle af de ca. 120 vandværksboringer som er rapporteret undersøgt for stofferne.

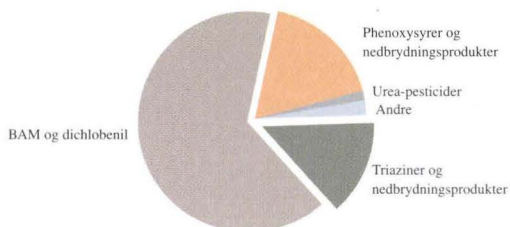
Den relative forekomst af forskellige pesticider og disses nedbrydningsprodukter viser, at "BAM og dichlobenil" forekommer hyppigst mens gruppen "Triaziner og nedbrydningsprodukter" og gruppen "Phenoxysyrer og nedbrydningsprodukter" forekommer i omtrent lige stor mængde, figur 5.12. Vurderes på samme måde fund over grænseværdien for drikkevand, ses at BAM og dichlobenil er den stofgruppe, som udgør langt de fleste fund. Gruppen "Triaziner og nedbrydningsprodukter" og gruppen "Phenoxysyrer og nedbrydningsprodukter" forekommer også her omtrent lige hyppigt. Det skal bemærkes, at nogle af nedbrydningsprodukterne fra phenoxysyrer også kan stamme fra nedbrydning af andre stoffer end phenoxysyrer.

Vurderes fund af pesticider og nedbrydningsprodukter efter anvendelsesformål kan det konstateres at det i overvejende grad er herbicider som dominerer fundmønstret i vandværksboringer, men at der også findes både fungicider, insekticider samt stoffer som kan stamme fra træbeskyttelse. Medtages kun fund over grænseværdien for drikkevand indtager herbiciderne en helt dominerende rolle, men de andre typer er også repræsenterede.

Vandværksboringer, fund af pesticider og nedbrydningsprodukter 1993-1999



Vandværksboringer, fund over grænseværdi af pesticider og nedbrydningsprodukter 1993-1999



Figur 5.12 Filtre med fund af pesticider og nedbrydningsprodukter i vandværksboringer 1993-1999. (Phenolmidler er denitrophenoler som dinoseb og DNOC)

Vandværksboringer, fund af pesticider og nedbrydningsprodukter 1989-1999



Figur 5.13 Fund af pesticider og nedbrydningsprodukter ved vandværksboringer 1989-1999. Der er medtaget 4.760 koordinatsatte boringer, hvoraf der er fundet pesticider og nedbrydningsprodukter i 984. I 379 boringer er der én eller flere gange fundet koncentrationer over grænseværdien for drikkevand på 0,1 µg/l.

På kortet, figur 5.13, ses, hvor de undersøgte borer er placeret og hvor der er fund af pesticider og nedbrydningsprodukter i vandværksboringer. Der foreligger dog ikke oplysninger om koordinater for alle borer. Af figuren fremgår, at der især er fundet mange pesticider og nedbrydningsprodukter ved de større byer, og at der tilsyneladende er en overrepræsentation af fund af pesticider og nedbrydningsprodukter i lerede områder. F.eks. er der kun fundet få pesticider og nedbrydningsprodukter på de sandede jyske hedesletter og i de marine aflejringer i Nordjylland.

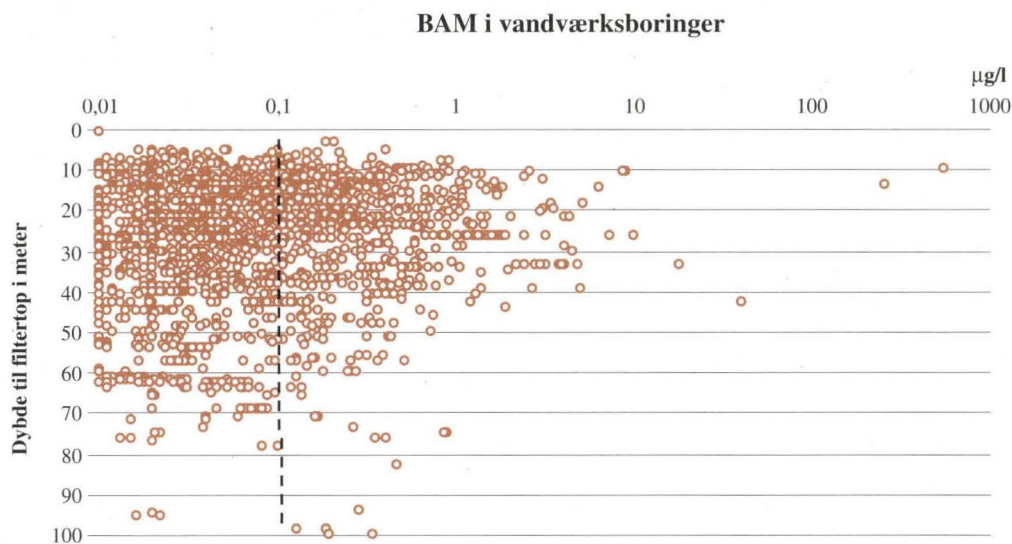
Dette stemmer godt overens med tidligere sammenstillinger af analysedata, som viser, at en række pesticider og nedbrydningsprodukter tilsyneladende er stabile i iltfattige grundvandsmiljøer, og at pesticider og nedbrydningsprodukter hurtigt kan transporteres til disse grundvandsmiljøer ved præferentiel strømning gennem f.eks. sprækker. Desuden viser amternes analyser af vandløbsprøver også, at der netop i de lerede og drænedede oplande, findes mange pesticider og nedbrydningsprodukter.

I modsætning hertil er de sandede oplande, hvor der oftest kun findes triazinere og nedbrydningsprodukter heraf samt BAM i vandløbsvandet. Hertil kommer at fortyndingsgraden i Midt- og Vestjylland er langt større end i Østdanmark der har en mindre nedbør og en betydelig mindre grundvandsdannelse.

BAM – 2,6-dichlorbenzamid

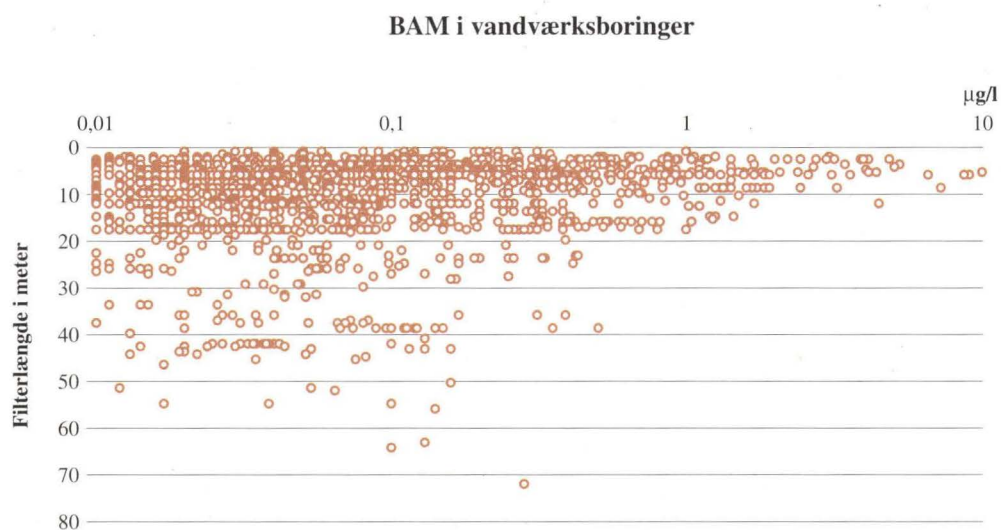
Der er oplysninger i GEUS boringsdatabase om 6.942 BAM analyserede vandprøver udtaget fra 4.202 borer. Der er fundet BAM i 2.420 vandprøver, udtaget fra 1.000 borer. Der er således konstateret fund af BAM i 23,8% af de undersøgte 3.191 borer. Grænseværdien for drikkevand var overskredet i 413 borer svarende til 9,8%.

Forekomsten af filtre med BAM-fund i forskellig dybde er vist i figur 5.14, hvor det fremgår, at langt hovedparten af BAM fundene stammer fra grundvand i intervallet 0-60 meter under terræn, men også at der i meget dybtliggende grundvandsmagasiner kan findes høje koncentrationer af BAM.



Figur 5.14 Borer med fund af BAM i vandværksboringer i 1993-1999. Figuren er baseret på 1986 analyser fra borer med fund af BAM, hvor der er oplysninger om filterinterval.

En række af de rapporterede fund skyldes med sikkerhed anvendelse af moderstoffet nær de påvirkede borer og da der er tale om vandværksboringer vil der med sikkerhed også være tale om opblanding af gammelt og yngre grundvand i vandværksboringerne filtre. Længden af det filter hvorfra drikkevandet indvindes spiller muligvis også en rolle for hvilke BAM koncentrationer der findes i vandet, figur 5.15. I længere filtre er BAM koncentrationerne markant lavere, hvilket måske viser at der sker en opblanding af højtliggende ungt og dybereliggende gammelt grundvand.



Figur 5.15 BAM koncentration sat i forhold til filterlængden i vandværksboringer

Fund af pesticider i udenlandsk grundvand.

Tabel 5.9 viser de 20 hyppigst forekommende stoffer i en sammensat datamængde bestående af danske og udenlandske pesticidanalyseprogrammer. Der er kun medtaget stoffer som er analyseret mere end 100 gange i de enkelte undersøgelser, og stoffer som er analyseret i mere end 2-3 udenlandske analyseprogrammer, ligesom der er kun medtaget stoffer som har været anvendt i Danmark. I større sammenstillinger af analysedata er der kun medtaget stoffer som er analyseret mere end 200 gange.

Af tabellen fremgår hvor mange sammenstillinger som de enkelte stoffer indgår i, samt hvilket antal points de enkelte stoffer har opnået i gennemsnit. Sammenstillingen viser at det er BAM, triaziner og triazinformbindelser som dominerer blandt de hyppigst detekterede stoffer, men også at et stof som bentazon er detekteret ofte i udlandet og Danmark.

I tabel 5.10 er stofferne opdelt i 4 grupper : USA, Europa og Danmark (det nationale overvågningsprogram og alle udvidede analyseprogrammer). Af denne sammenstilling fremgår, at BAM (2,6-dichlorbenzamid) er detekteret hyppigst i Danmark både i overvågningsprogrammet og i de udvidede analyseprogrammer, mens atrazin og nedbrydningsprodukter fra triaziner er detekteret hyppigst i USA og i Europa. BAM er særligt detekteret under eller ved befæstede arealer i Danmark, og ikke under landbrugsarealer. De hyppige fund af BAM i Danmark har bl.a. betydet, at Tyskland har inddraget stoffet i analyseprogrammer, hvor stoffet også er fundet hyppigt. Dette betyder, at BAM forekommer som det 3. hyppigst detekterede stof i Europa.

Pesticider og nedbrydningsprodukter i danske og udenlandske undersøgelser		Sammenstillinger antal	Gennemsnit points
Atrazin, desethylen-desisopropyl-	1	3	2,0
Dichlorbenzamid, 2,6-	2	6	2,8
Atrazin, desethyl-	3	12	3,0
Atrazin	4	13	3,1
Bentazon	5	7	5,7
Simazin	6	12	6,3
Atrazin, desisopropyl-	7	7	6,9
Metolachlor	8	6	7,5
Isoproturon	9	4	7,8
Dieldrin	10	3	8,0
Carbofuran	11	4	8,5
Dichlorprop	12	6	8,8
Terbuthylazin	13	3	9,0
Alachlor	14	4	9,3
Cyanazin	15	4	9,3
Mechlorprop	16	8	9,8
Diuron	17	4	10,0
Metribuzin	18	4	10,3
MCPA	19	5	10,6
Atrazin, hydroxy-	20	4	14,0

Tabel 5.9 De pesticider og nedbrydningsprodukter som gennemsnitligt er detekteret hyppigst i danske og udenlandske analyseprogrammer. I de enkelte undersøgelser er der kun medtaget de 12 hyppigste detekterede stoffer, dog undtaget de største datasammenstillinger. Lavt tal i kolonnen "gennemsnit points", betyder at stoffet er detekteret hyppigst. Der er kun medtaget stoffer, som har været anvendt i Danmark. Fra Brüsch og Felding, 2000.

I Europa er også isoproturon, bentazon, diuron og 2 phenoxysyrer detekteret hyppigt.

I Danmark er der, ud over BAM, også hyppigt fundet nedbrydningsprodukter fra triaziner, bentazon og 3 phenoxysyrer. Der er endvidere i Danmark detekteret en række nedbrydningsprodukter fra triaziner, som ikke er detekteret hyppigt i udlandet. Dette skyldes at disse nedbrydningsprodukter kun sjældent analyseres i udlandet.

I USA er der hyppigt detekteret to stoffer, som ikke er anvendt i Danmark. Prometon som er en triazinforbindelse, som formodentlig har været anvendt på samme måde i USA som dichlobenil, (moderstof for BAM), har været anvendt i Danmark. Det andet stof, tebuthiuron, er et urea-middel.

USA		Europa		Danmark overvågning		Danmark, alle analyseprogrammer	
Gennemsnitlig hyppighed		Gennemsnitlig hyppighed		Gennemsnitlig hyppighed		Gennemsnitlig hyppighed	
Atrazin	1,3	Atrazin	2	Dichlorbenzamid, 2,6-	1	Dichlorbenzamid, 2,6-	1
Atrazin, desethyl-	2,5	Atrazin, desethyl-	2	Atrazin, desethyl-	4,3	Atrazin, desethylen-desisopropyl-	2
Simazin	3	Dichlorbenzamid, 2,6-	2,5	Atrazin, desisopropyl-	4,3	Atrazin, desethyl-	6
Prometon	3,8	Bentazon	4	Atrazin	5	Atrazin, desisopropyl-	7
Metolachlor	5	Simazin	5,3	Bentazon	6,7	Bentazon	8
Tebuthiuron	6,5	Diuron	5,5	Mechlorprop	7,7	Atrazin	9
Alachlor	8,3	Isoproturon	6,5	Dichlorprop	8	Simazin	12
Carbofuran	9,3	Atrazin, desisopropyl-	7	MCPA	8	Dichlorprop	13
Cyanazine	9,3	Mechlorprop	7,7	Simazin	9,5	Ethylentiurea	14
Metribuzin	10,3	Dichlorprop	8	Atrazin, hydroxy-	10	Mechlorprop	15

Tabel 5.10 De 10 hyppigst fundne stoffer i USA, Europa (uden de danske fund), i det danske nationale overvågningsprogram, vandværksboringer samt alle analyseprogrammer i Danmark. Ved beregningen er der kun medtaget stoffer som er analyseret hyppigt, og som er analyseret i flere analyseprogrammer. Fra Brüsch og Felding, 2000.

Sammenfatning for pesticider og nedbrydningsprodukter

Årets rapport omfatter hovedsagelig perioden 1993-1999, mens sidste års rapport omfattede perioden 1989-1998. Den væsentligste grund til ændringen af periode er, at fund før 1993, der ikke siden er dokumenteret, ikke bør påvirke de nuværende samlede oversigter for perioden.

Der er kun sket en mindre stigning i antallet af fundne pesticider og nedbrydningsprodukter siden sidste år og der er fundet færre filtre med pesticider og nedbrydningsprodukter i 1999. Den samlede procentvise stigning i filtre med fund og fund over grænseværdien for drikkevand kun steget moderat siden sidste år.

Der er siden 1993 fundet pesticider eller nedbrydningsprodukter i 34,7% af de undersøgte overvågningsfiltre, og grænseværdien for drikkevand på 0,1 µg/l er overskredet i 10,8% af filtrene. I landovervågningsoplandene er der fundet pesticider eller nedbrydningsprodukter i koncentrationer over grænseværdien i 16,8% af de undersøgte filtre.

Alene i 1999 er der fundet pesticider eller nedbrydningsprodukter i 25,4% af de undersøgte filtre i grundvandsovervågningen og i 28,9% af de undersøgte vandforsyningsboringer. Overskridelserne af grænseværdien for drikkevand er sket i henholdsvis 7,3% og 9,2% af filtrene/boringerne

Det kan konstateres at der er et ret jævnt fald i antallet af fund af pesticider eller nedbrydningsprodukter jo dybere vandprøverne er taget og jo ældre vandet er. Men samtidig må det konstateres at der findes pesticider ned til 80 meters dybde og i enkelte tilfælde endda væsentligt dybere. Tilsvarende findes der pesticider i grundvand i alle aldersklasser tilbage til før 1950. I grundvandsovervågningen er omkring 50% af det grundvand der er dannet indenfor de sidste 25 år forurenet med pesticider.

Nedbrydningsproduktet 2,6-dichlorbenzamid, kaldet BAM, og moderstoffet dichlobenil er den hyppigst fundne stofgruppe i grundvandet. BAM er et totalherbicid, der har været brugt meget i bynære bebyggelser, langs veje og jernbaner og på gårdspladsen. BAM er fundet i ca. 24% af

vandforsyningsboringerne og grænseværdien for drikkevand er overskredet i ca. 10% af de undersøgte boringer.

Gruppen af triaziner og nedbrydningsprodukter er også fundet hyppigt i grundvandet, men med en lidt anden forekomst, idet disse stoffer er fundet meget hyppigt i landbrugsområder. I landovervågningsoplandene udgør triaziner og deres nedbrydningsprodukter næsten halvdelen af alle fundne pesticider og nedbrydningsprodukter.

Glyphosat og AMPA er fundet i 3 boringer i Roskilde ud af 686 undersøgte filtre i grundvandsovervågningen, men er ikke fundet i 120 analyser i vandværkernes boringskontrol. I landovervågningen er der gennemført knap 200 analyser i 45 filtre og glyphosat og AMPA fundet i 8 filtre, svarende til 18 % af de undersøgte.

Fundene er gjort i fire landovervågningsoplande, i Fyns Amt, Sønderjyllands Amt, Storstrøms Amt og i Vejle Amt. GEUS har tidligere gennemført en undersøgelse af fund i Lillebæk-oplandet på Fyn. I undersøgelsen, der skulle søge at redegøre for årsagen til forekomsten af glyphosat og AMPA i en 5 meter dyb boring er forklaringen er ikke entydig, idet forureningen kan skyldes utætheder i hætter over overvågningsboringerne der er beliggende 60-70 cm under terræn. Det skønnes dog snarere at der hovedsagelig er tale om en naturlig infiltration af pesticidforurenet vand gennem ormegange, rodkanaler, sprækker og måske sand ned til filtrene der hovedsagelig er beliggende i 3-5 meters dybde.

Alle pesticider, der er fundet hyppigt i grundvandet, er i dag forbudt, eller stærkt reguleret af Miljøstyrelsen. Men det forhindrer ikke at pesticider og deres nedbrydningsprodukter stadig og i lang tid frem vil blive fundet i grundvandet.

Grundvandsressourcen

En vurdering af grundvandsressourcens størrelse samt påvirkninger af ressourcen som følge af ændringer i eksempelvis klimaforhold og arealanvendelse har stor betydning for planlægningen af Danmarks fremtidige vandindvindingsmuligheder.

Et redskab til at vurdere disse forhold kan være en beregningsmodel, som er i stand til at simulere det hydrologiske kredsløb. På GEUS er der de senere år blevet arbejdet på at opstille en model for hele landet, den såkaldte Nationale Vandressourcemodel (DK-modellen). Det overordnede formål med DK-modellen har været at udvikle og etablere en landsdækkende vandressource model som kan anvendes til at vurdere Danmarks samlede drikkevandsressource herunder ressourcens tidslige variation og regionale fordeling. Arbejdet med modelopstillingen er stadig i gang, hvorfor det endnu ikke er muligt at komme med et estimat for Danmarks samlede vandressource og dens fordeling.

På grundlag af DK-modellen er det imidlertid muligt at vise tal for nettonedbøren bestemt forskellige steder i landet. Nettonedbøren kan ikke bruges til direkte at bestemme størrelsen af grundvandsdannelsen, idet grundvandsdannelsen udover størrelsen af nettonedbøren også vil afhænge af et områdes hydrogeologiske forhold. Variationen i nettonedbøren kan dog give et billede af variationen i grundvandsdannelsen.

En anden mulighed for at vurdere ændringer i mængden af grundvand er ved hjælp af regelmæssige pejlinger af grundvandsstanden. Variation i nettonedbøren hen over året gør at grundvandsstanden ligeledes varierer naturligt hen over året med maksimum omkring april måned og minimum omkring oktober. På få år kan grundvandsstanden dog ændre sig betydeligt i forhold til den normale årsvariation, enten som følge af ændringer i nedbørmængden eller i grundvandsoppumpningen eller en kombination af ændringer i begge forhold.

Nettonedbør

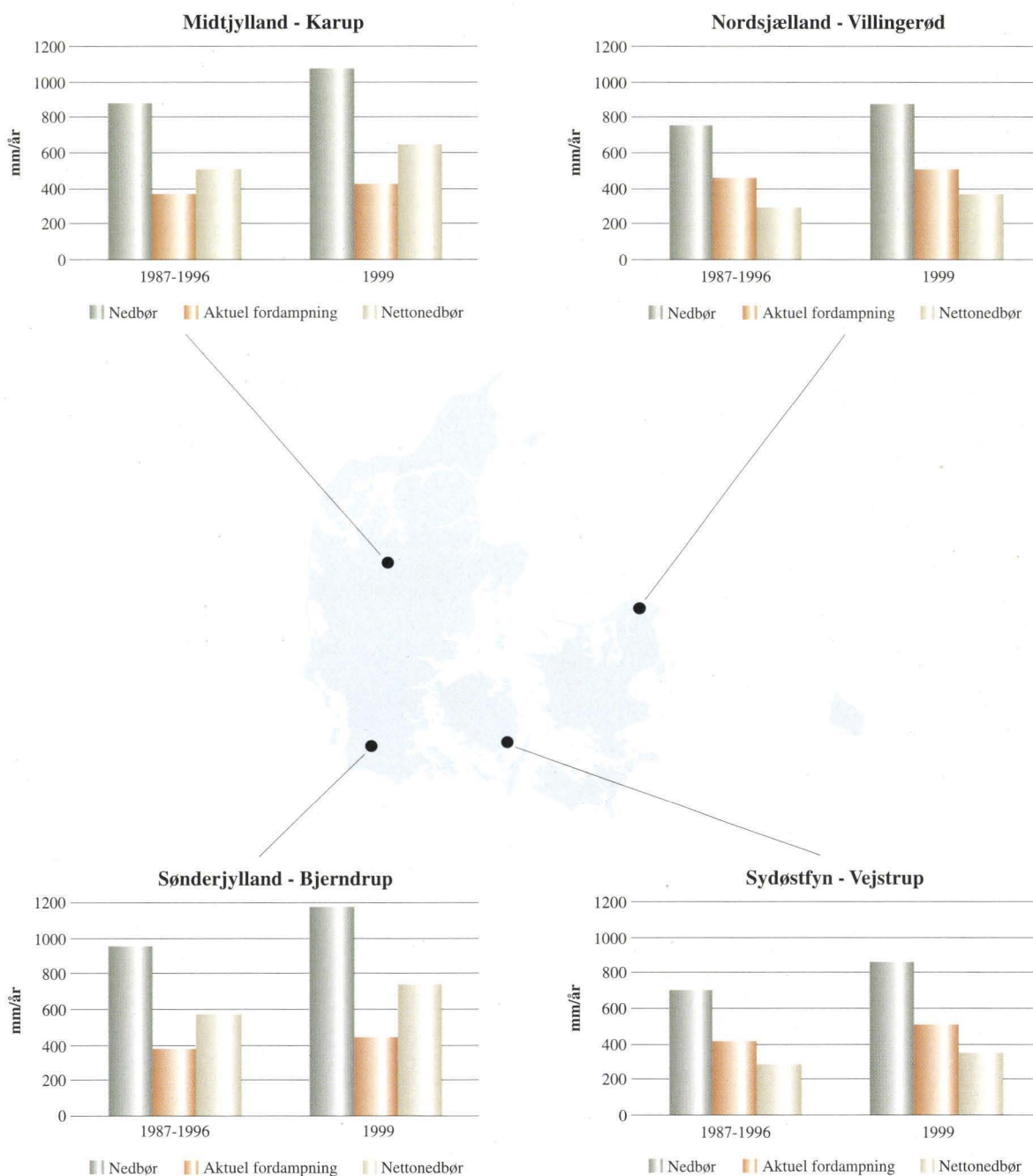
Nettonedbøren er den del af nedbøren som ikke fordamper enten direkte fra overfladen eller via planternes transpiration. En del af nettonedbøren strømmer af til vandløbene enten i form af overfladisk afstrømning eller som drænvandsafstrømning (især af betydning i lerjorde), mens resten siver ned i jorden og danner grundvand.

I DK-modellen bestemmes nettonedbøren ved at opstille en simpel vandbalance for rodzonen, hvor nedbøren ud fra vandindholdet i rodzonen fordeles mellem nettonedbør og aktuel fordampning. Den styrende parameter i beregningen udgøres af markkapaciteten som afhænger af vegetationstype samt jordart. Som inddata anvendes døgnværdier for nedbør og potentiel fordampning fra det landsdækkende 40x40 km klimagrid. Klimagriddata kommer for perioden 1971-96 fra Danmarks Jordbrugsforskning, Forskningscenter Foulum, mens data fra 1997 og frem kommer fra Danmarks Meteorologiske Institut. Afhængig af arealanvendelse, jordart og terrænkote opnås forskellige nettonedbørsserier. Der skelnes således mellem skov, vådbundsområde, højt- og lavtliggende åbent land med enten sand- eller lerjord. I Jylland hvor der i forbindelse med landbrugsjorde er et stort vandingsbehov medregnes markvanding som et ekstra tilskud til nedbøren.

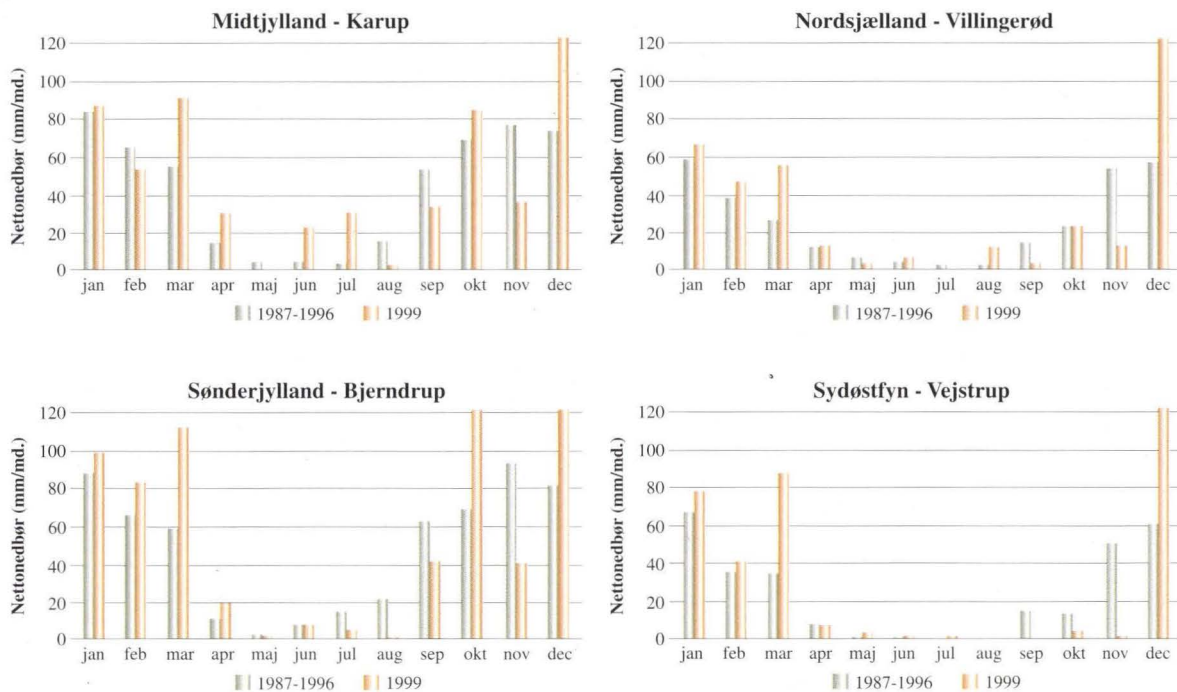
På figur 6.1 ses den gennemsnitlige årlige nedbør, nettonedbør og aktuel fordampning for perioden 1987-96 bestemt 4 forskellige steder i landet sammenholdt med værdierne for 1999. Kombinationen af sandede jorde og en større nedbørmængde i det vestlige Jylland i forhold til Øerne resulterer i en stor nettonedbør for de to områder i Jylland. På Øerne giver de lerede jorde en forholdsmæssig stor fordampning og sammenholdt med en mindre nedbørmængde

resulterer dette i en mindre mængde nettonedbør. Disse forhold bevirker sammen med den ofte betydelige mængde drænvandsafstrømning for lerjorde, at grundvandsdannelsen er væsentlig større i Vestjylland end i den østlige del af landet.

Sammenlignet med årene 1987-96 ses 1999 at have været et nedbørsrigt år, hvilket også har resulteret i en nettonedbørsmængde over gennemsnittet. På figur 6.2 ses variationen i nettonedbøren hen over året for 1999 sammenlignet med den gennemsnitlige værdi for årene 1987-96.



Figur 6.1 Den gennemsnitlige årlige nedbør, aktuel fordampning og nettonedbør for perioden 1987-96 bestemt vha. den Nationale Vandressource model for 4 forskellige steder i landet sammenholdt med værdier for 1999.



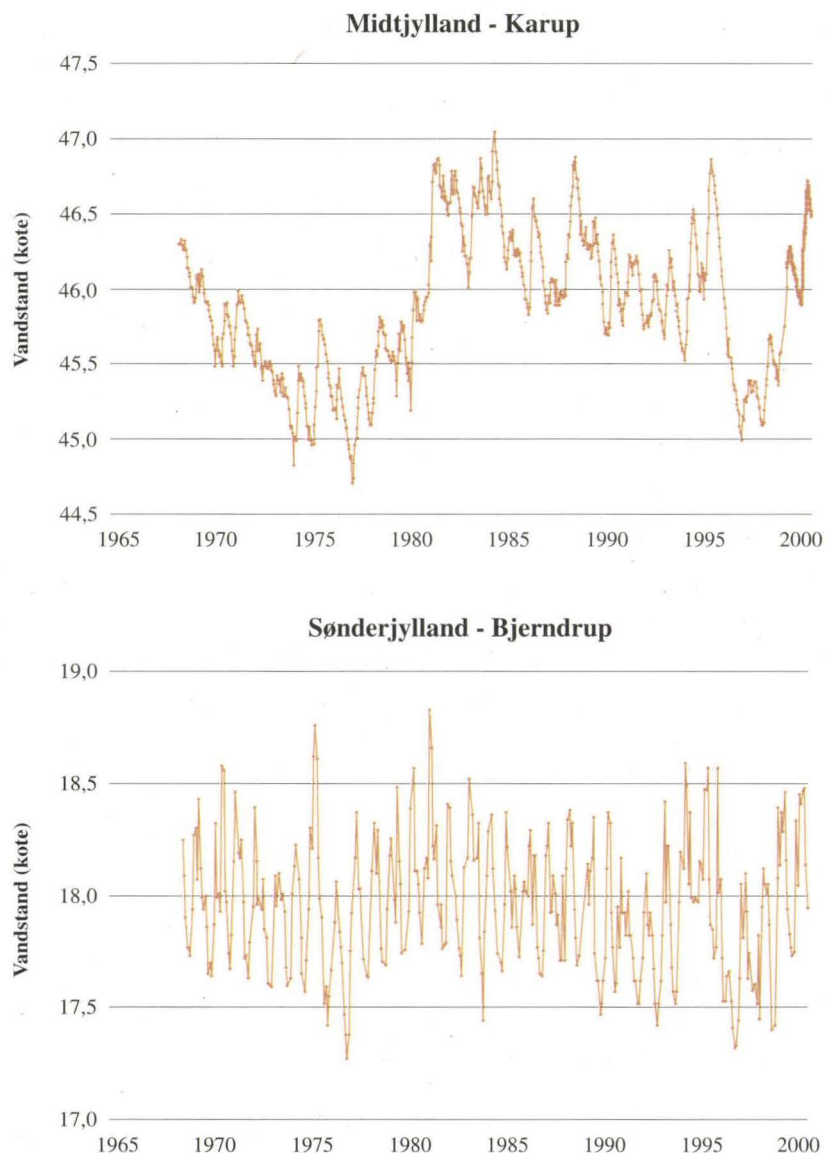
Figur 6.2 Årsvariation i nettonedbør for 1999 sammenholdt med den gennemsnitlige værdi for 1987-96.

Langt hovedparten af nettonedbørsmængden genereres i vinterhalvåret, hvor nedbørsmængden er forholdsvis stor og den aktuelle fordamning lille. Generelt for de 4 områder gælder, at der i 1999 i forhold til årene 1987-96 er dannet en stor mængde nettonedbør i årets første måneder, mens mængden af nettonedbør i årets sidste måneder udviser store udsving i forhold til de gennemsnitlige værdier.

Grundvandspotentialer

I dette års amtslige rapportering præsenteres en lang række tidsserier over variationerne i grundvandsstandens niveau i overvågningsområderne i perioden 1990 – 1999. Enkelte amter behandler desuden tidsserier over grundvandsstanden som går længere tilbage i tiden, f.eks. præsenterer Sønderjylland og Viborg amter pejleserier som er påbegyndt i starten af 1980'erne.

Pejleserierne afspejler generelt fire situationer: (1) terrænnære grundvandsmagasiner med hurtig og markant respons på nedbørs- og klimaforhold, (2) dybere magasiner med afdæmpet, forsinket og/eller begrænset respons på år til år variationer i nedbørsforhold, (3) vandindvindingsstrategien for en nærliggende boring eller kildeplads, og (4) korttids- og sæsonbetingede oppumpninger, f.eks. markvandinger. Figur 6.3 og figur 6.4 viser variationen i grundvandsstanden over en længere årrække for 4 udvalgte repræsentative pejlestationer fra GEUS's nationale pejlestationsnet og er eksempler på situation (1). Også i Viborg Amt (2000) og Ribe Amt (2000) ses gode eksempler på situation (1). Bl.a. i Nordsjælland haves eksempler på situation (2) (Frederiksborg Amt, 2000; GEUS, 1996). Københavns Amt (2000) og Vestsjællands Amt (2000) præsenterer nogle illustrative eksempler på situation (3). I Fyns Amt (2000) og Sønderjylland (2000) ses eksempler på situation (4).

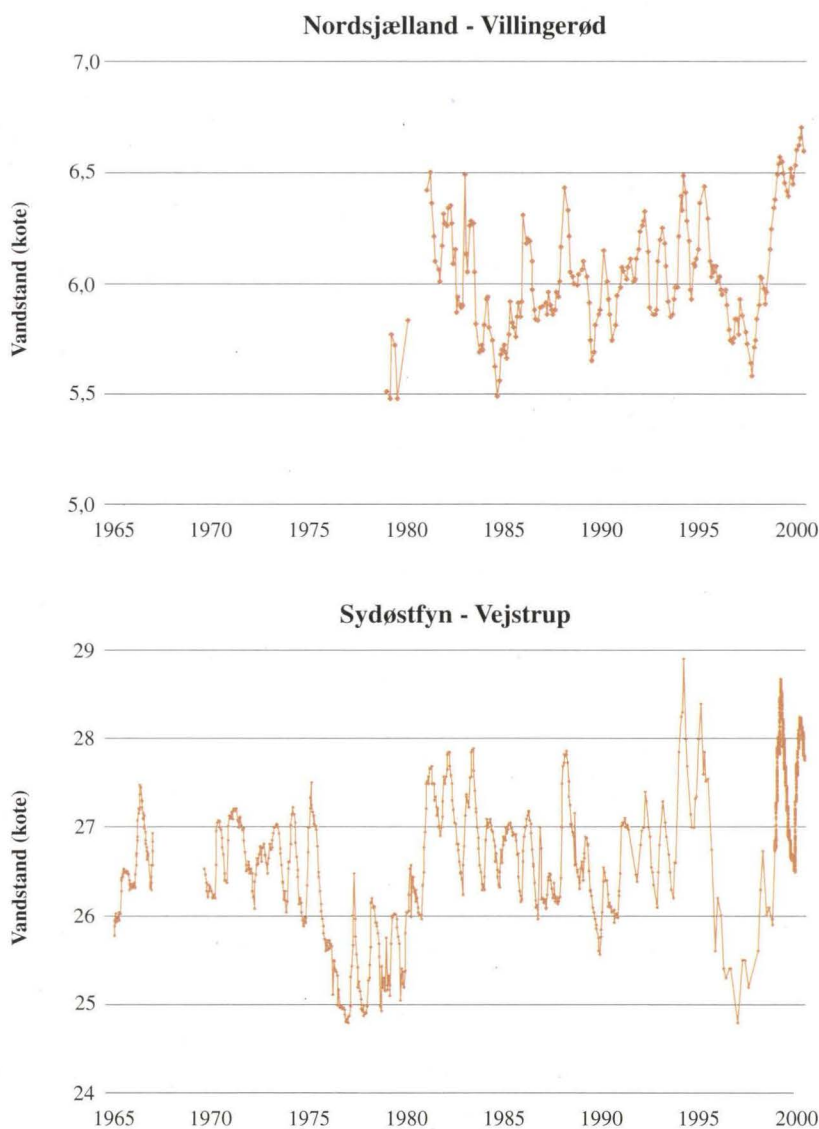


Figur 6.3 Grundvandstand for 1993-99 for to jyske pejlestationer fra det GEUS's nationale pejlestationsnet (Karup i Midtjylland og Bjerndrup i Sønderjylland).

I overvågningsperioden 1989-1999 har der været målt store variationer i grundvandstanden. I 1994 og 1995 var grundvandstanden høj, på niveau med den højeste grundvandstand registreret i den forudgående 20-årige periode. De meget nedbørsfattige vintre 1995/96 og 1996/97 betød at grundvandstanden faldt til et niveau svarende til det laveste målte i den forudgående 20-årige periode.

Både 1998 og 1999 var for landet som helhed nedbørsrige år, f.eks. var nedbøren på Fyn i begge disse år omkring 950 mm pr. år mod en normalnedbør på 760 mm (Fyns Amt, 2000).

De 'våde' år 1998 og 1999 har betydet at grundvandsstanden mange steder er tilbage på samme høje niveau som i 1994-95 og i begyndelsen af 1980'erne. Nedbørsrige år, med deraf følgende mindre behov for markvanding, har en særlig gunstig effekt på grundvandsressourcens størrelse i det syd- og vestjyske område, hvor oppumpning til markvanding visse steder udgør mere end halvdelen af den samlede grundvandsindvinding (se næste afsnit).

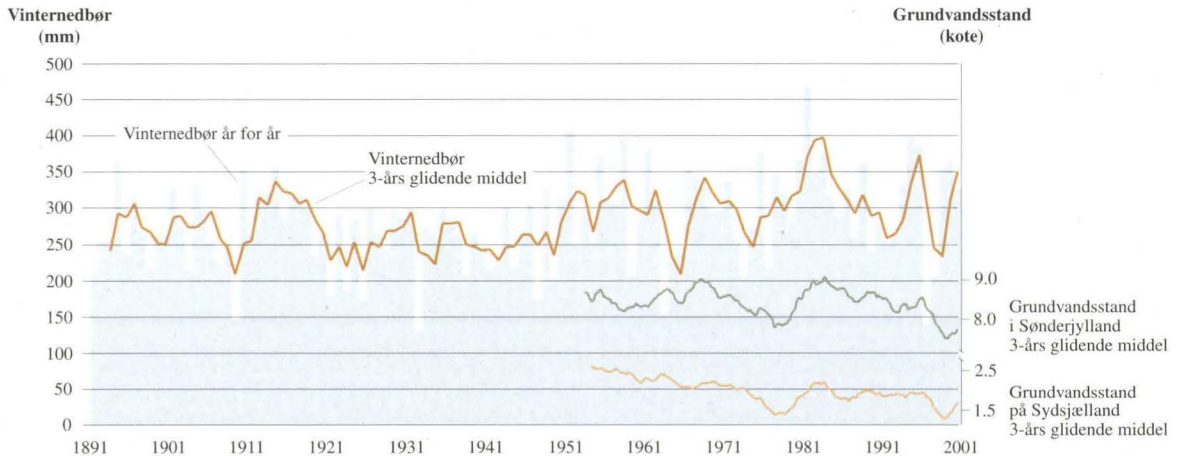


Figur 6.4 Grundvandstand for to pejlestationer på øerne fra GEUS's pejlestationsnet (Vejstrup på Sydøstfyn og Villingerød i Nordsjælland).

Generelle nationale tendenser i vandindvindings påvirkning af grundvandsstanden kan ikke drages ud fra de relativt få pejleboringer der indgår i overvågningsprogrammet. Ændringer i grundvandsstanden i den enkelte pejleboring er helt afhængig af oppumpningsstrategien for nærliggende pumpeboringer. Men informationer om ændringer i grundvandsstanden omkring kildepladser er meget værdifuld i den regionale og lokale forvaltning af grundvands- og overfladevandsressourcer.

Nedbørsregistreringen er begyndt for mange år siden. I figur 6.5 ses en opgørelse over vinterne i København de sidste godt 100 år for at illustrere variationer i grundvandsdannelsen. Mens nedbøren er præget af klimaet er grundvandspejlet også præget af vandindvindingen. I figur 6.5 er vist vandspejlskurver for to boringer hvor konsekvensen af lav nedbør og deraf følgende stor indvinding til vanding i 1970'erne er tydeligt. En tilsvarende udvikling ses i slutningen af 1980'erne og første del af 1990'erne.

**Vinternedbør København 1891-2000 og
Grundvandsstand Sydsjælland og Sønderjylland 1954-1999**



Figur 6.5 Grundvandsstanden er nu igen normal efter rigelig nedbør i vintrene 1997-2000. Baggrundskurven viser nedbøren i København i en årrække, mens de optrukne kurver viser udviklingen i grundvandsstanden to steder i landet.

I mange grundvandsovervågningsområder pejles grundvandsstanden 2-4 gange om året, hvilket ofte er tilstrækkeligt til vurdering af de overordnede udviklingstendenser. Men til en nøjere forståelse og vurdering af samspillet i enkelte områder mellem klima, geologi og grundvandsdannelse er hyppigere pejlinger nødvendige, ofte vil der være behov for mindst 12 årlige pejlinger. Brugen af automatisk registrering af grundvandsstanden med dataloggere, med f.eks. én måling i døgnet, vinder dog stadig større udbredelse, også i grundvands-overvågningsområderne.

Udover at tjene som en metode til overvågning af den kvantitative udvikling i grundvandsressourcens størrelse, udgør tidsserier over variationer i grundvandsstanden i forskellige grundvandsmagasiner et meget vigtigt datainput til grundvandsmodeller. Der vil i de kommende år blive opstillet mange grundvandsmodeller i forbindelse med arbejdet med den zoneopdelte beskyttelse af de danske grundvandsressourcer (Miljøstyrelsen, 2000).

Tidsserier over variationer i grundvandsstanden kan også være et nyttigt redskab i analysen af ændringer i geokemiske forhold, især nitrat- og redoxforhold, i lokale områder (Århus Amt, 2000; Nordjylland Amt, 2000).

Vandindvinding

Vandindvindingen i Danmark er altovervejende baseret på grundvand, mere end 99% af vandet hentes fra grundvandsmagasiner. To steder (Haraldsted Sø nord for Ringsted og Christiansø) anvendes også en beskeden mængde overfladevand i vandforsyningen. Drikkevandsforsyningen i Danmark er bygget op omkring en decentral struktur med 2.887 almene vandforsyninger, heraf er 175 offentlige fællesanlæg (Vandforsyningsstatistik, 1998). Derudover findes en række lokale vandforsyninger til bl.a. institutioner, industri, markvanding, sportspladser, gartneri og dambrug samt såkaldte enkelt-vandforsyninger som hver forsyner 1-9 til husstande.

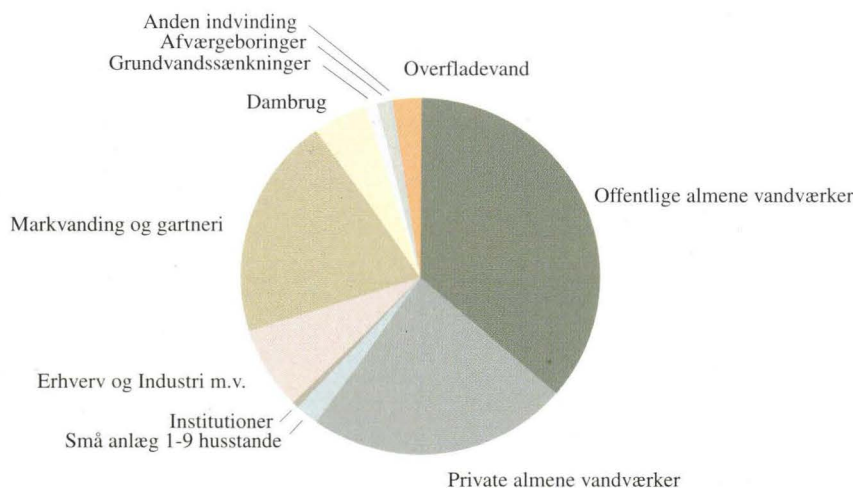
Amtskommunerne samt Københavns og Frederiksberg kommuner opgør i årets overvågningsrapporter de indvundne grundvandsmængder i 1999 i følgende kategorier:

1. offentlige almene vandværker,
2. private almene vandværker,
3. små ikke almene anlæg (1-9 husstande),
4. institutioner med egen indvinding,
5. erhverv/industri med egen indvinding,
6. oppumpning af vand til markvanding og gartneri,
7. oppumpning af vand til dambrug,
8. oppumpning ved grundvandssænkninger,
9. oppumpning fra afværgeboringer,
10. eventuel anden indvinding.

De indvundne vandmængder fra kategorierne 3., 8., 9. og 10 er ofte skønnede. Flere amter gør desuden opmærksom på, at der også kan ligge skøn til grund for den samlede markvandingsmængde, da der ofte mangler indberetninger om aktuel markvanding fra en mindre del af de givne tilladelser. Desuden skal det bemærkes at kategorierne ikke er helt entydige, f.eks. forsynes mange industrier fra almene vandværker.

Indvinding af overfladevand er også indberettet opdelt på ovenstående kategorier, men er her præsenteret som en samlet indvinding af overfladevand for hvert amt. Indvinding af overfladevand er dog ikke oplyst af alle amter, hvorfor opgørelsen kun er et udtryk for størrelsesordenen af anvendelsen af overflade vand på landsplan. Overfladevand anvendes hovedsageligt til vanding og kun en forsvindende del anvendes til drikkevand.

Den almene vandforsyning og oppumpning af grundvand til markvanding og gartneri tegner sig for 80% af grundvandsindvindingen i Danmark (figur 6.6). I bilag 6.1 er vandindvindingen opgjort på de 10 grundvandskategorier samt overfladevand for hvert amt.



Figur 6.6 Indvundne vandmængder i Danmark i 1999 fordelt på 11 forbrugskategorier

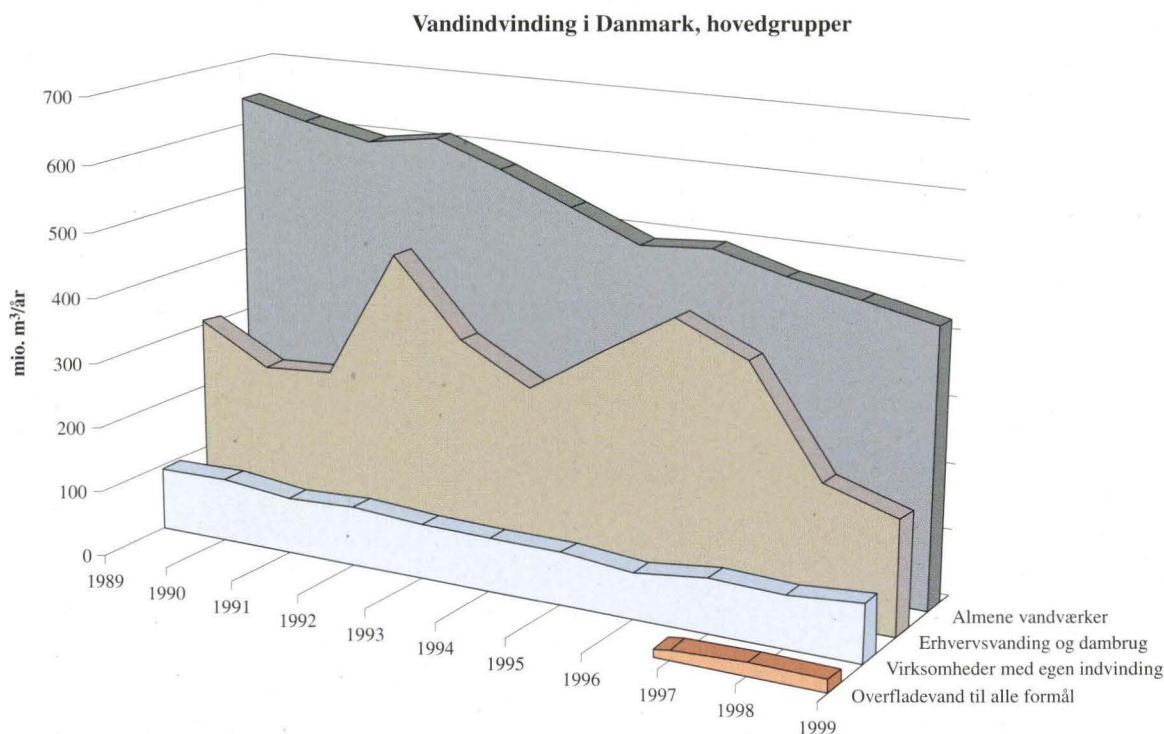
På grundlag af amtsrapporter og indberettede data er der foretaget en opgørelse for hele landet på fire hovedkategorier (tabel 6.1 og figur 6.7):

1. Almene vandværker: offentlige og private enkeltanlæg.
2. Erhvervsvanding: markvanding, gartneri og dambrug.
3. Industri mv.: erhverv, industri, institutioner, afværgepumpninger, grundvands-sænkninger, enkeltindvindinger til husholdninger og anden grundvandsindvinding.
4. Overfladevand.

Grundvandsindvinding	Vandværker	Erhvervsvanding	Industri mv.	Overfladevand
	mio. m ³ / år			
Kbh. og Fr:berg K.	2,481	0,000	7,722 ¹⁾	i.o.
København	39,938	0,201	6,973	i.o.
Frederiksborg	42,300	0,900	2,381	1,3
Roskilde	40,030	0,544	2,632	0,240
Vestsjælland	31,555	i.o.	0,151	5,444
Storstrøm	18,768	0,740	2,378	1,896
Bornholm	4,007	0,100	0,435	0,050
Fyn	37,379	3,487	1,892	2,543
Sønderjylland	18,740	20,381	10,980	1,725
Ribe	21,625	40,159	2,131	0,229
Vejle	25,720	20,146	15,910	i.o.
Ringkjøbing	27,682	53,538	11,437	3,030
Århus	49,064	4,163	5,725	1,297
Viborg	22,450	7,608	5,912	0,353
Nordjylland	39,253	21,944	10,976	0,200
I alt på landsplan	420,992	173,911	87,635	18,307

1) Heraf 6,7 mio. m³ pr. år fra oppumpning i forbindelse med større anlægsaktiviteter.

Tabel 6.1 Grundvandsindvinding i 1999 fordelt på 4 hovedkategorier baseret på amternes grundvandsrapporter for 1999 samt indberettede data til GEUS. Den samlede grundvandsindvinding i Danmark var i 1999 på 683 mio. m³. (i.o.= ingen oplysninger)



Figur 6.7 Vandindvinding i Danmark (mill. m³/år) fordelt på indvindingskategorier baseret på indberetninger til GEUS og oplysninger fra amternes overvågningsrapporter for perioden 1989-1999. Der er ingen opgørelse af indvinding af overfladevand for 1997.

Det er ikke alle amter som indberetter indvindingsdata for samtlige kategorier til GEUS på elektronisk form. Tallene i tabel 6.1 og bilag 6.1 er derfor baseret på såvel amternes rapporter som de elektronisk indberettede indvindingsdata.

I figur 6.7 er vist vandindvindingen opgjort på fire hovedkategorier for perioden 1989-1999. Den totale grundvandsindvinding i 1999 var på 683 mill. m³, og indvindingen af overfladevand var på over 18 mill. m³.

Faldet i de almene vandværkers vandindvinding er fortsat i 1999. Denne indvinding er faldet med 34% fra 1989 til 1999.

Den våde sommer i 1999 har betydet at vandindvindingen til markvanding og gartneri er faldet igen i 1999. I 1999 har vandforbruget til markvanding og gartneri været 16% lavere end i 1998, hvor forbruget var det laveste i 10 år.

Virksomhedsindvindingen er steget med 9% fra 1998 til 1999. Afværgepumpninger og større anlægsprojekter udgør en ikke ubetydelig del af denne grundvandsindvinding. F.eks. udgør grundvandssænkninger i forbindelse med metrobyggeriet i København 7,6% af den samlede virksomhedsindvinding på landsplan. Og den samlede oppumpning af grundvand ved grundvandssænkninger og afværgeprojekter udgør 17% af virksomhedsindvindingen.

Enkelte amter opgør fordelingen af vandværker efter indvindingstilladelser i årets grundvandsrapporter. Men datagrundlaget er endnu for begrænset til at der kan foretages en national sammenstilling. Der henvises til GEUS (1996 og 1997). Også datagrundlaget med hensyn til grundvandsindvindingen fra forskellige magasintyper og indvindingsdybder er endnu for sparsomt til en landsdækkende sammenstilling og vurdering.

Sammenfatning om grundvandsressourcen

Den Nationale Vandressourcemodel (DK-modellen) bruges nu til at beregne nettonedbøren og dermed få et billede af grundvandsdannelsen i forskellige dele af landet.

Grundvandspejleprogrammet benyttes til at få et billede af variationerne i grundvandsressourcen, naturligt betingede og menneskeintroducerede. Endelig indberettes den årlige vandindvinding til GEUS én gang om året. Disse tre faktorer vil i fremtiden være vigtige værktøjer til vurdering og beskyttelse af grundvandsressourcen.

Efter et par meget tørre vintre 1995-1997 er grundvandsstanden nu normal. Samtidig har våde forsomre i 1998 og 1999 medført at vandindvindingen til erhvervsvanding har været den laveste i mange år. Den samlede vandindvinding på almene vandværker udgjorde i 1999 421 millioner m³ mod 640 millioner m³ i 1989, et fald på næsten 35%. Indvindingen til erhvervsvanding var i 1999 på 173 millioner m³ mod 453 millioner m³ i 1992, hvor den var højest i nyere tid. Indvindingen til erhvervsvanding forventes at stige igen i år 2000.

Geologisk modellering



Figur 7.1 Status for udarbejdelsen af geologiske / hydrologiske modeller over GRUMO områderne.

Indledning

Der er nu på tredje år lavet og beskrevet geologiske / hydrologiske modeller i amternes grundvandsovervågningsrapporter. Der er opbygget geologiske modeller for to ud af tre GRUMO områder. Der er også godt styr på udarbejdelsen af de numerisk geologiske modeller som der nu er lavet for hver tredje GRUMO område. Den hydrologiske modellering er der derimod stadig ikke rigtigt igangsat. Siden sidste år er der således kun udført hydrologisk modellering af syv af områderne. Der tegner sig samtidigt en tendens til, at amterne får udført

den hydrologiske modellering af rådgivende firmaer (herunder GEUS). Det skal sammenholdes med, at det oprindelige formål også var at indrage den hydrologiske modellering i NOVA 2003 for at styrke amternes modelleringserfaring. Som en undtagelse til denne tendens bør dog nævnes Frederiksborg Amts modellering af GRUMO 20.11 Skuldelev. For at fremme amternes erfaringsopbygning ved modellering vil der blive afholdt flere kurser i hydrologisk modellering i det kommende år

Geologisk modellering

Siden sidste år er der (se Tabel 7.1) især blevet fokuseret på den geologiske modellering, både den konceptuelle og den matematisk geologiske, samt indsamling af de data der er nødvendige for en hydrologisk modellering. Således er der nu opbygget geologiske modeller for 42 ud af de 68 aktive GRUMO. Den matematiske opsætning af de geologiske modeller er også ved at komme i gang og der er nu udarbejdet matematisk geologiske modeller for 22 GRUMO. Tabel 7.2 viser en status over de enkelte amters arbejde med modelleringen af de enkelte GRUMO.

Amt	Siden sidste år
Københavns & Frederiksberg Komm.	Intet da der allerede findes en hydrologisk model der dækker begge kommuner
Københavns Amt	Geologisk model over sidste GRUMO område
Frederiksborg Amt	Hydrologisk model over GRUMO 20.11 Skuldelev
Roskilde Amt	Geologiske model over Brokilde
Vestsjællands Amt	Geologisk model for alle 5 områder
Storstrøms Amt	Geologiske modeller over Holeby, Sibirien, Hjelmsølle og Store Heddinge
Bornholms Amt	Intet da GRUMO området er under revurdering
Fyns Amt	Geologisk model over Harendrup
Sønderjyllands Amt	Intet da man snarligt forventer en forbedring af datagrundlaget som følge af adskillige zoneringsundersøgelser.
Ribe Amt	Ingen beskrivelse i rapporten, men hydrologisk model over Grindsted er udarbejdet
Vejle Amt	Geologisk model over Trudsbro
Ringkøbing Amt	Sammenstilling af jordbundstyper og arealanvendelse for GRUMO områderne.
Århus Amt	Geologisk model over Hvinningdal.
Viborg Amt	Hydrologisk modellering herunder modellering af oplande ved partikel tracking
Nordjyllands Amt	Modellering af Drastrup (i anden anledning)

Tabel 7.1 Oversigt over fremdriften i udarbejdelsen af geologiske / hydrologiske modeller over GRUMO områderne i 1999-2000.

Modellering i Amter	GRUMO områder	Konceptuel geologisk model	Numerisk geologisk model	Hydrologisk model	Stof- transport- model
Kbh. & Fr:berg K.	2	1 ¹⁾	1 ¹⁾	1 ⁵⁾	-
Københavns Amt	3	3	1	-	-
Frederiksborg Amt	5	2	1	1	-
Roskilde Amt	4	3	3	-	-
Vestsjællands Amt	5	5	5	-	-
Storstrøms Amt	5	4	-	-	-
Bornholms Amt	1	1 ²⁾	-	-	-
Fyns Amt	6	3	1	1 ⁵⁾	-
Sønderjyllands Amt	5	0 ³⁾	-	-	-
Ribe Amt	5	2	-	1 ⁵⁾	-
Vejle Amt	5	3	1	1 ⁵⁾	-
Ringkøbing Amt	5	1 ⁴⁾	-	-	-
Århus Amt	6	6	4	-	-
Viborg Amt	5	4	4	4 ⁵⁾	1
Nordjyllands Amt	6	3	1	1 ⁵⁾	-
I alt	68	42	22	10	1

¹ Dækker begge kommuner og dermed GRUMO området i kommunerne.

² Området udstrækning er under revurdering så modelarbejdet er udsat.

³ Har i 1998 lavet en geologisk hydrologisk model over Abild området som nu er sat i bero.

⁴ Har i 1999 lavet en geologisk hydrologisk model over Herning området som nu er sat i bero.

⁵ Modellerne er alle udført i forbindelse med andre opgaver i amtet eller i kommuner i amtet og dermed ikke rettet direkte mod GRUMO områderne.

Tabel 7.2 Samlet status over modelarbejdet for de forskellige GRUMO frem til nu.

Hydrologisk modellering

Siden sidste år er der udarbejdet hydrologiske modeller over syv GRUMO. Af disse er den ene ikke beskrevet i året rapporter, og fem er lavet ”i anden anledning”. Der er altså kun ét GRUMO der er modelleret, med det som formål. Da formålet med at inddrage grundvandsmodellering under NOVA 2003 blandt andet var at styrke modelleringserfaringen i amterne, ville det dog betyde mindre om modellen er udarbejdet kun med det formål, at modellere det aktuelle GRUMO. Af de fem hydrologiske modeller der er lavet siden sidste år, er mindst 4 lavet af eksterne konsulenter (den sidste er ikke beskrevet, men blot nævnt i året rapport), og har altså ikke i samme grad bidraget til modelleringserfaringen i amtet.

Vælges det, at overlade modelleringen til eksterne konsulenter, så bør amterne kræve, at der ikke blot leveres en rapport over modelleringen, men et fungerende model-setup som kan bruges i amtet. Skal disse modeller kunne anvendes i praksis, vil det dog også kræves, at de modellerne bliver lavet med det samme modelleringsværktøj, så det skal specificeres sammen med de andre krav til modelleringen.

Der er nu i alt udført hydrologisk modellering af 10 af de 67 GRUMO. Af disse modeller er seks er udført af eksterne rådgivere (incl. GEUS), for fire modeller er det ikke beskrevet hvem der har udført den hydrologiske modellering og én er udført af amtet selv. Denne trend ser ud til at ville fortsætte næste år, hvor flere amter har planlagt at få udført hydrologisk modellering af GRUMO af eksterne konsulenter.

De modelleringer der er lavet er typisk udført med ModFlow (Visual / GMS) og modelopsætningen er lavet ved hjælp af Visual / GMS ModFlow eller GeoEditoren. Det planlægges, at bruge Mike SHE til den hydrologiske modellering i et amt.

Sammenfatning om modellering

Oprindeligt var formålet med modelopbygningen at etablere en bedre viden om strømningssforholdene i grundvandsovervågningsområderne og styrke amternes modelleringserfaring. Der tegner sig nu en tendens til, at amterne får udført den hydrologiske modellering af rådgivende firmaer. Den matematiske opsætning af de geologiske modeller er ved at komme i gang og der er nu udarbejdet matematisk geologiske modeller for 22 GRUMO, mens der er udført hydrologisk modellering af 10 GRUMO, hovedsagelig med andet formål.

Datering af grundvand

Indledning

CFC-datering af grundvand i overvågningsområderne blev gennemført i 1997-98 og rapporteret af GEUS i 1999 (GEUS, 1999). Aldersbestemmelse af grundvandet omfattede 790 filtre, fortrinsvis de filtre, der viste ungt vand ifølge de tidligere udførte tritiumanalyser. Konklusionen på CFC-dateringerne var, at kun ca. 10 procent af grundvandet i overvågningsområderne, er dannet efter Vandmiljøplanens vedtagelse i 1987. Det vil sige at planens mål med hensyn til reduktion af kvælstofudvaskningen til grundvandet kun i begrænset omfang kan forventes at vise sig i de indtil nu opnåede overvågningsresultater.

Grundvand uden tritium er så gammelt, at det formodentlig heller ikke indeholder CFC, der først optræder i målelige mængder efter 1940. Kombinationen af tritium- og CFC-dateringerne har givet os et overblik over grundvandets alder i alle overvågningsområderne, og der er derfor ikke foretaget flere CFC-dateringer af grundvand fra nye filtre i løbet af 1999.

Imidlertid viste en del af CFC-dateringerne dårlig overensstemmelse med de tidligere tritiummålinger, og GEUS har derfor foretaget fornyede analyser fra de 40 filtre, der viste den største forskel. Der blev også foretaget fornyede tritiumanalyser på de 40 filtre. Endvidere har GEUS foretaget gentagne CFC-dateringer af grundvandet i to GRUMO, hvor nitratkoncentrationen varierede meget markant med tiden, for om muligt at finde årsagerne til disse variationer. Godt 50 genbestemmelser af CFC blev foretaget i disse to GRUMO

I kapitlet præsenteres resultaterne af disse genbestemmelser og de mulige årsager til forskellen mellem tritium og CFC-datering diskuteres. Endelig beskrives hvordan vandets forskellige strømningmønstre i sand og ler kan afspejle sig i overvågningsresultaterne for CFC og tritium.

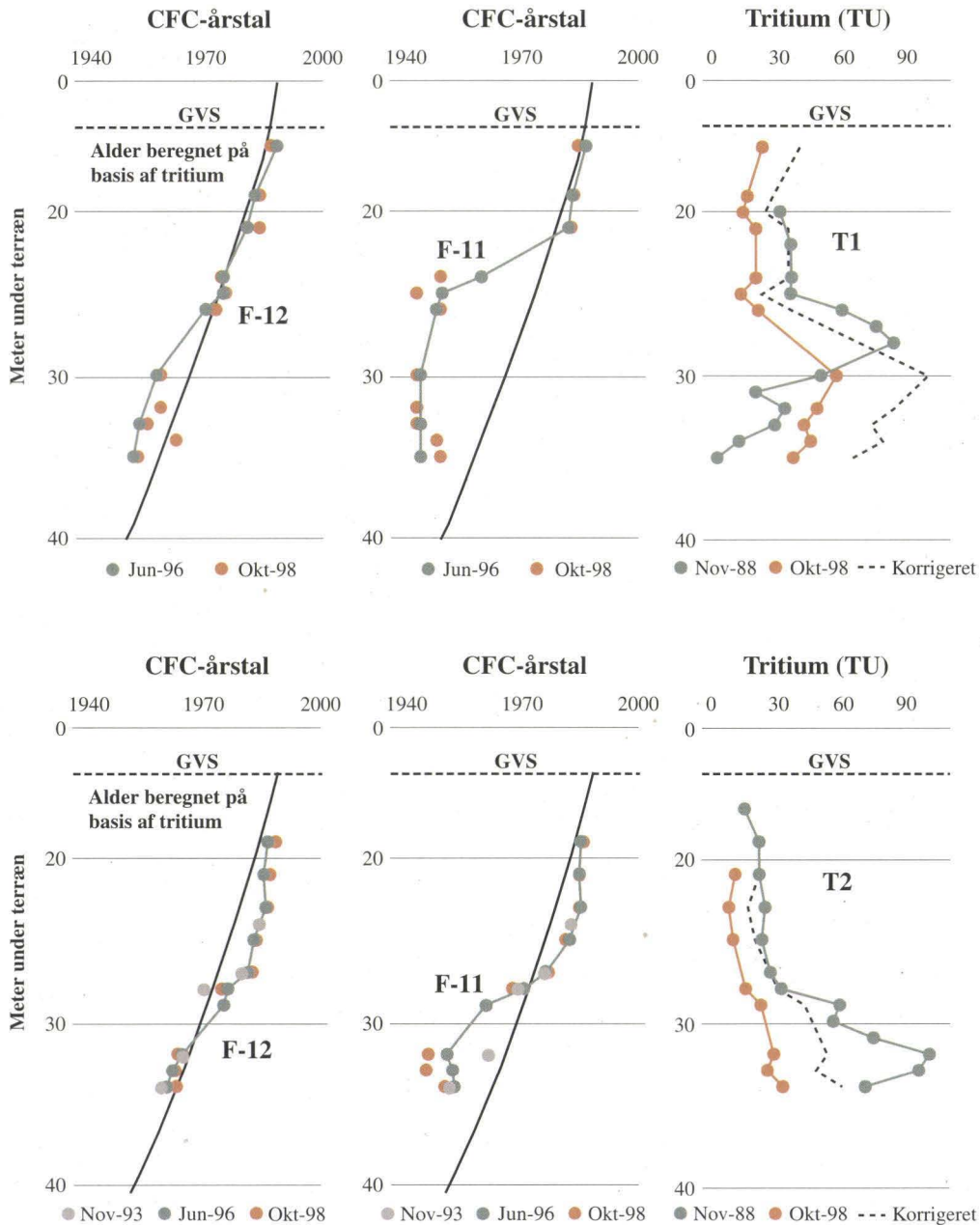
Aldersbestemmelse af grundvand

Tritium

Principperne bag aldersbestemmelse af grundvand ved hjælp af tritium- og CFC-metoderne er beskrevet i Grundvandsovervågning 1999 (GEUS, 1999) og vil kun blive omtalt kort. Ved brintbombsprængningerne i atmosfæren i 50'erne og 60'erne blev der frigjort betydelige mængder af den tunge brintisotop tritium, og koncentrationen af denne toppede i 1963. Brint er den ene af vands atomare bestanddele og tritium fra atmosfæren blev gradvis tilført grundvandet via nedbøren. Tritium er en radioaktiv isotop, med en halveringstid på 12,43 år, og kan måles i grundvandet i selv meget lave koncentrationer. Aldersbestemmelse ved hjælp af en enkelt tritiummåling er ikke mulig, men bestemmelse af tritiummaksimum i et dybdeprofil, som vist i figur 8.1, viser hvor vandet fra 1963 befinder sig, og dermed kan aldersprofilet beregnes for et simpelt strømningmønster. Eksemplet i figur 8.1 stammer fra et sandmagasin med frit vandspejl (Rabis Bæk), hvor vandets strømningmønster nogenlunde sikkert lader sig beregne (Engesgaard *et al.*, 1996). Tritiummaksimummet er rykket et par meter ned i boring T1 i løbet af de 10 år der gælder mellem de to sæt tritiumbestemmelser, men profilet har ikke ændret sig meget. I boring T2 var det ikke muligt at bestemme tritiummaksimummet, men profilet antyder at maksimummet befinder sig ca. 3 m under det dybeste filter i T2 boringen.

CFC

CFC gasserne er udelukkende menneskeskabte og findes ikke i naturen. De er meget bestandige og er derfor gradvis blevet ophobet i atmosfæren siden slutningen af 1930'erne, hvor produktionen startede. CFC tilføres grundvandet via nedbøren, fordi der hurtigt indstiller sig en ligevægt mellem gasfase og vandfase i atmosfæren.



Figur 8.1. CFC-aldre sammenlignet med beregnede "tritium" aldre (Engesgaard and Molson, 1998) i to borer, T1 og T2 i Rabis Bæk området. F-11 og F-12 referer til CFC-11 og CFC-12. Tritium måles i Tritium Units (TU) som ikke direkte kan omsættes til aldre. TU maksimum viser hvor vandet fra 1963 befandt og herudfra kan den "gennemsnitlige" alderskurve beregnes (den grå ubrudte kurve). Tritiumanalyserne fra 1998 også angivet som korrigerede værdier for 10 års radioaktivt henfald. Boringen T1 er placeret ca. 250 m nedstrøms for T2 boringen.

Det nogenlunde jævnt stigende indhold af CFC i atmosfæren har derfor medført en tilsvarende stigning af CFC-indholdet i grundvandet. Da der er tale om simpel fysisk ligevægt kan man ved at bestemme CFC-indholdet i grundvandet beregne atmosfærens daværende CFC-koncentration og derudfra vandets alder. CFC-koncentrationerne i atmosfæren gennem tiden kendes fra et globalt net af målestationer, der blev etableret på grund af bekymringen for CFC-gassernes mulige rolle ved nedbrydningen af jordens ozonlag.

Ved CFC-datering benyttes både CFC-12 (CF_2Cl_2) og CFC-11 (CFCl_3) angivet som henholdsvis F-12 og F-11 på figur 8.1. CFC-12 dateringerne viser så god overensstemmelse med alderskurven beregnet ud fra tritiummålingerne, som man med rimelighed kan forvente. De noget højere CFC-12 aldre i de dybere lag af T1 kan skyldes lavere strømningshastigheder for vandet i disse lag, som antydtes ved pumpningen under prøvetagning. De dybere lag er også mere finkornede, som det fremgår af boreprøvebeskrivelserne, men det er der ikke taget højde for ved beregning af alderskurven ud fra tritiummålingerne.

CFC-11 viser markant højere aldre end CFC-12 og tritium-alderskurven, og det mest markante skift sker ved overgangen fra nitratholdigt til nitratfrit grundvand i 25-30 m dybde. Årsagen hertil er givet en delvis mikrobiel nedbrydning af CFC-11 ved overgangen til anoxiske forhold. Laboratorieforsøg har vist, at både CFC-11 og CFC-12 kan nedbrydes mikrobiologisk under anoxiske forhold (Lovley and Woodward, 1992), og Oster (1996) har på basis af mange CFC-analyser af grundvand skønnet, at CFC-12 nedbrydes 10 gange langsommere end CFC-11. De forskere, der først anvendte CFC-metoden på grundvand har imidlertid ikke fundet sikre tegn på at CFC-12 nedbrydes i naturen (Plummer *et al.*, 1998).

Korrektion af CFC aldre på basis af generelle nedbrydningshastigheder, som foreslået af Oster (1996) bør man være varsom med, da nedbrydningen sandsynligvis sker i zoner med høj mikrobiologisk aktivitet, og næppe sker med samme hastighed langs hele vandets strømningsbane i den anoxiske zone.

CFC-analyser gennem et sydnorsk fjordprofil med en skarp grænse mellem oxisk og anoxisk vand viste høj nedbrydningshastighed for CFC-11 i selve overgangszonen, der er kendetegnet ved en usædvanlig høj mikrobiologisk aktivitet (Shapiro *et al.*, 1997). Forfatterne kunne imidlertid ikke konstatere en målelig nedbrydning af CFC-12 over den pågældende zone. Da der ikke foreligger sikre oplysninger om CFC-12s nedbrydningshastigheder har vi valgt ikke at foretage korrektion af CFC-dateringerne, men at lade spørgsmålet stå åbnet indtil videre.

Der blev foretaget CFC-datering af grundvandet i Rabis Bæk i både 1996 og 1998, og resultaterne viser god overensstemmelse mellem "dobbelbestemmelserne" for CFC-12 i hele profilet og for CFC-11 i den øverste del af profilet, den ilt- og nitratholdige zone. I den anoxiske zone er der større spredning på CFC-11 "dobbelbestemmelserne", sikkert på grund af forskellig grad af nedbrydning af CFC-11.

Såvel tritiummålinger som CFC-dateringer i Rabis Bæk viser at grundvandets strømning lader sig beskrive ved en simpel stempelstrømningsmodel (Engesgaard *et al.*, 1996), og dermed er det relativt simpelt at forudsige hvordan stofferne, der er opløst i vandet, vil bevæge sig.

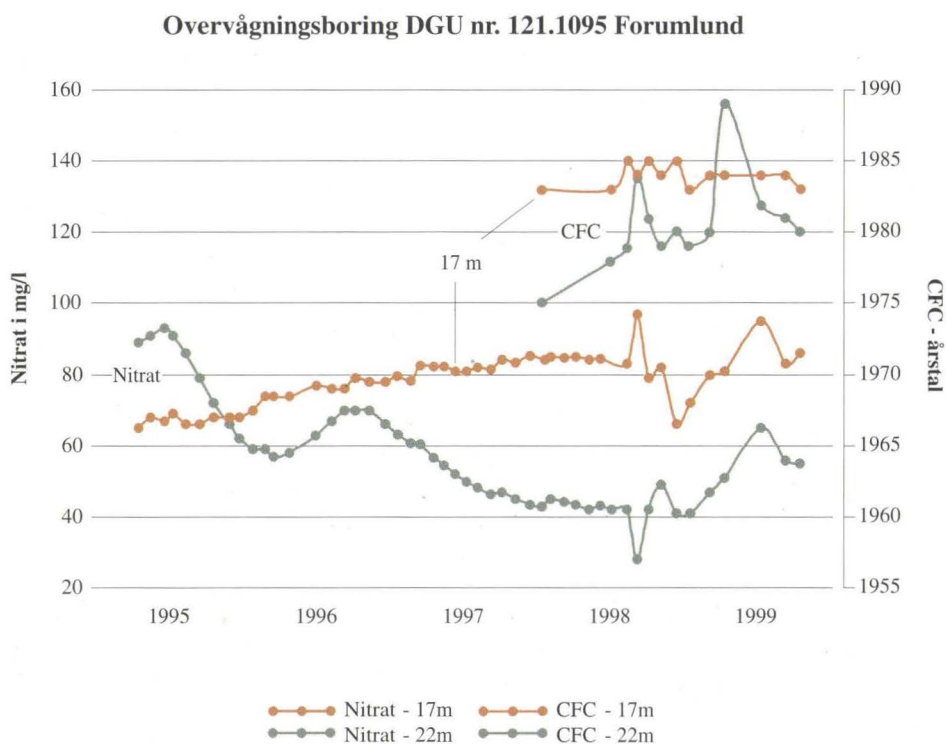
Markante variationer i nitrat og CFC i sandmagasin med frit vandspejl

Overvågningsresultaterne fra Forumlund øst for Esbjerg viser, at det ikke altid er simpelt at forudsige, hvordan stofferne bevæger sig i et sandmagasin med frit vandspejl, selv om det er denne type grundvandsmagasin det er lettest at opstille en strømningsmodel for.

Nitratresultaterne for de to øverste filtre i overvågningsboring DGU nr. 121.1095 viste markant forskellig udvikling i 3 års perioden fra 1995 til 1997 (Ribe Amt, 1998). Øverste

filter, i 17 meters dybde viste en nogenlunde jævn stigning i nitratindhold fra godt 60 mg/l til godt 80 mg/l, mens nitratindholdet for næstøverste filter i 22 meters dybde både steg og faldt betydeligt i samme periode, figur 8.2.

For at afklare årsagerne til den markante forskel i nitratudviklingen i to så tætliggende målepunkter udførte GEUS i samarbejde med Ribe Amt 12 ekstra CFC-dateringer i perioden fra juni 1998 til oktober 1999, se figur 8.2. CFC-dateringerne af grundvandet i øverste filter viste stort set samme alder, 1984-85, for alle målingerne, mens CFC-dateringerne af næstøverste filter viste markante forskelle fra gang til gang, og med en forskel på 9 år mellem ældste og yngste grundvand. Den mest sandsynlige forklaring på den forskellige nitratudvikling i de to filtre er derfor, at grundvandet i øverste filter stammer fra en og samme strømbane og derfor repræsenterer nitratudviklingen i den pågældende periode, mens grundvandet i næstøverste filter stammer fra forskellige strømbaner og derfor ikke kan tages som udtryk for en sand tidlig udvikling i nitratkoncentrationen. Årsagen til ændringerne af vandets strømbaner i 22 m dybde kendes ikke, men kan skyldes ændringer i vandspejlet i løbet af året. Eller ændrede strømningsforhold på grund af ændrede indvindingsforhold f.eks. som følge af markvanding.



Figur 8.2. Variation af nitrat og CFC-alder i henholdsvis 17 og 22 meters dybde i boring 121.1095, Forumlund – Ribe Amt.

Genbestemmelse af CFC og tritium i boringer med ringe overensstemmelse

CFC-genbestemmelser

I en række overvågningsboringer viste CFC-dateringerne dårlig overensstemmelse med de tidligere tritiummålinger, idet tritiumindholdet var langt højere end man umiddelbart ville vente i vand, der var dannet før brintbombsprængningerne, dvs. før 1953. Problemet var størst for anoxisk grundvand og kunne muligvis skyldes, at en del CFC-12 var forsvundet på grund af mikrobiel nedbrydning. Det var imidlertid vanskeligt at foretage en direkte sammenligning mellem de to dateringsmetoder, fordi de fleste tritiummålinger var foretaget 8 år før CFC-dateringerne. Endvidere viste dobbeltbestemmelser af tritium, at der var nogen usikkerhed med hensyn til repræsentativiteten af de første målinger, idet der konstateredes store udsving for prøver udtaget over en relativ kort periode for nogle boringers vedkommende. Det blev derfor besluttet, at foretage både CFC- og tritiumanalyser på en række nye prøver.

Prøverne blev udtaget fra de boringer, der viste størst forskel mellem CFC og tritium, dog ikke fra boringer hvor tidligere resultater antydede, at der kunne være tale om utætheder, og muligvis opblanding med vand fra andre niveauer end det hvori filteret var placeret. Første prioritet havde boringer, hvor vandet oppumpedes med MP-1 dykpumpe, men da der var for få af disse blev der også udtaget prøver fra boringer, hvor grundvandet blev trykket op ved hjælp af nitrogen, efter "Montejus"-princippet. Sidstnævnte boringer kan være noget mere sårbare overfor opståen af utætheder på grund af trykbelastningen af borerøret. Derfor blev prøverne ved 2. prøvetagning udtaget med dykpumpe i "Montejus"-boringerne, hvor det kunne lade sig gøre.

Resultaterne af de to sæt CFC-dateringer er vist i figur 8.3, og det er værd at bemærke, at der er nogenlunde god overensstemmelse mellem prøver udtaget med dykpumpe i "Montejus"-boringerne og de tidligere prøver udtaget med kvælstoftryk. Dog viser to filtre markant yngre vand ved udtagning med dykpumpe. Forklaringen kan være, at der ved den første prøvetagning er trængt kvælstof ud i grundvandsmagasinet via filteret, og at der er sket en kvælstof-gennemstrømning af grundvandet og dermed en delvis afgang af CFC-gasserne. Problemet kan opstå ved at kugleventilen over filteret ikke lukker helt tæt (p.g.a. sandpartikler?) når der sættes kvælstoftryk på boringen i forbindelse med tømning af denne.

Kun en boring gav vand uden CFC ved begge prøvetagninger dvs. grundvand dannet før 1940. For andre 7 boringer viste vandprøverne fra 1. prøvetagning ingen CFC, mens små mængder CFC-12 blev registreret i vandprøverne fra 2. prøvetagning. Forklaringen herpå er at ved meget lave koncentrationer vil kromatografens integrationssoftware ikke altid automatisk registrere det pågældende stof og dermed angive dets koncentration. Ved CFC-analyserne af prøverne fra anden prøvetagning var der fokus på de lave koncentrationer således at også meget lave koncentrationer af stofferne altid blev registreret. Sammenligning af kromatogrammerne fra første og anden prøvetagning viste i flere tilfælde tilstedeværelse af en CFC-12 top i det første kromatogram, men toppen var ikke blevet registreret og kvantificeret i det andet kromatogram, og derfor var alderen blevet angivet som "<1940". Der er ikke forsøgt at re-integrere kromatogrammerne for at kvantificere CFC-12 indholdet, da de meget lave CFC-indhold under alle omstændigheder betyder usikre dateringer.

For de øvrige dobbeltbestemmelser er overensstemmelsen formodentlig så god som man kan forvente for grundvandsprøver, idet en vis naturlig variation ikke kan udelukkes, jævnfør eksemplet fra Forumlund, figur 8.2.

Grundvandsovervågning, sammenligning af CFC-dateringer

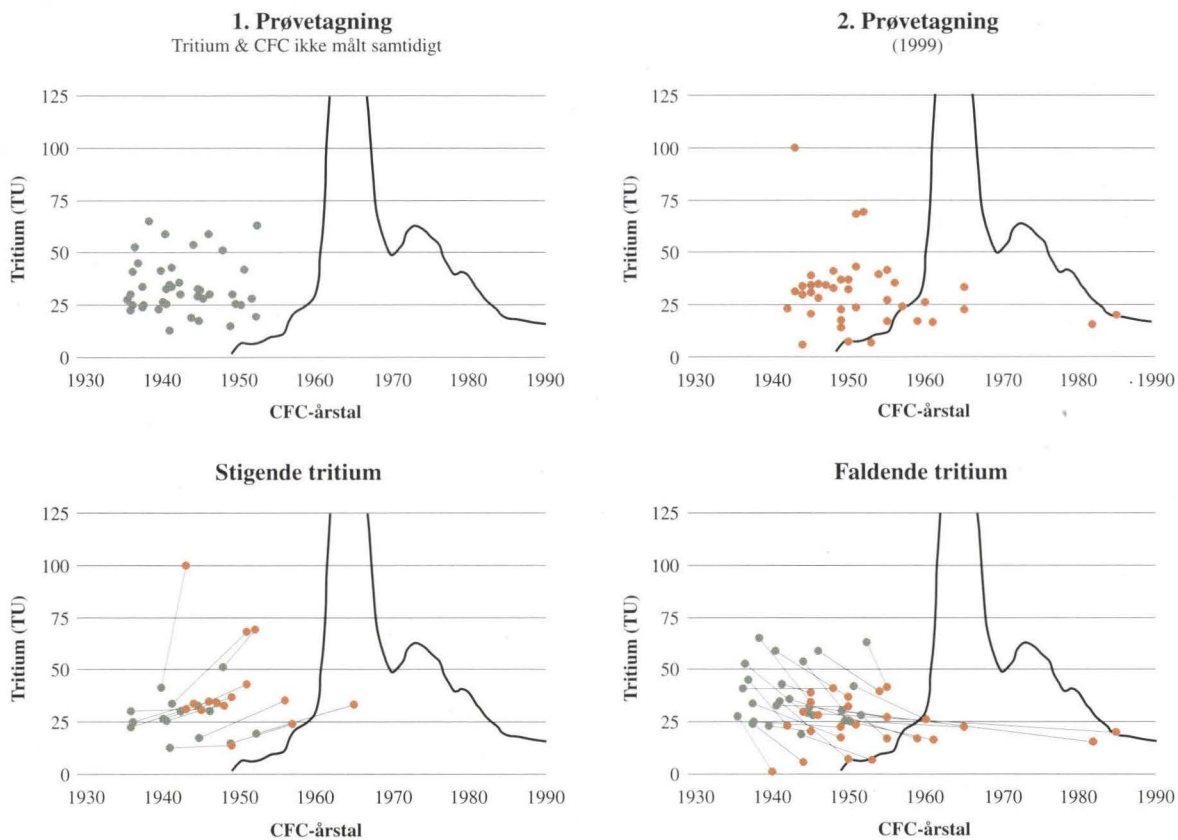


Figur 8.3. Sammenligning af CFC-resultaterne af 1. og 2. prøvetagning. Tidsrummet mellem de to prøvetagninger var 1-1½ år.

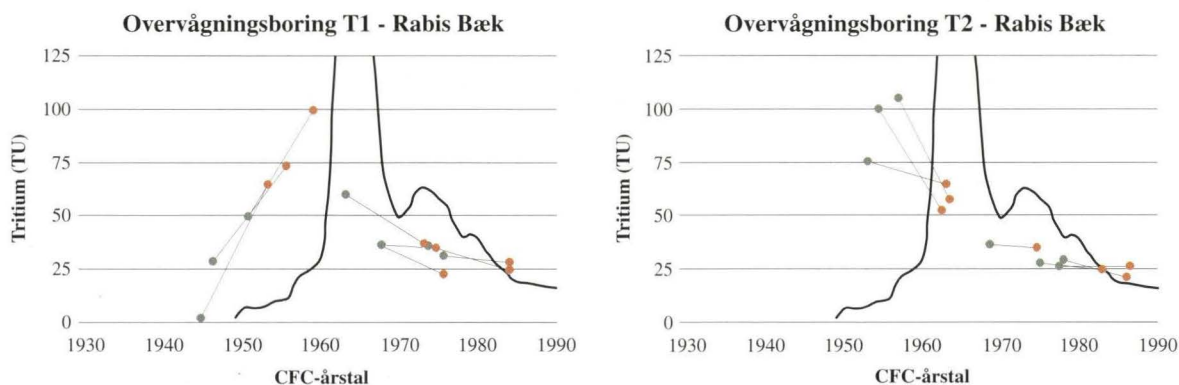
Sammenligning af tritium- og CFC-dateringer

De nye tritiumanalyser blev udført af GGA i Hannover, fordi Force-instituttet i Danmark er ophørt med at lave tritiumanalyser på grundvand. Tritiumresultaterne er afbildet mod CFC-årstal i figur 8.4, sammen med tritiumindholdet i nedbøren siden 1950. Tritium-nedbørskurven er korrigeret for henfald frem til 1990, hvor de fleste tritiumanalyser under overvågningsprogrammet blev gennemført. Kurven er beregnet som et glidende 5 års middel for at tage for at simulere end vis spredning som følge af grundvandets dispersion. Det bør dog understreges, at kurven ikke repræsenterer tritiuminputfunktionen til grundvandet, idet der ikke er taget højde for variationerne i nettonedbøren i den pågældende periode.

De samtidigt udførte tritium- og CFC-analyser giver et sikrere sammenligningsgrundlag for de to dateringsmetoder fordi vi ikke behøver at foretage en usikker korrektion, på grund af forskellige analysetidspunkter, som tilfældet var for det første datasæt. En anden usikkerhed ved de første tritiumanalyser er, at de er udført relativt kort efter overvågningsboringerne var blevet etableret, og muligvis kan være påvirket af etableringseffekter, fordi systemet ikke har nået at vende tilbage til sin naturlige tilstand. Etableringseffekter er konstateret for andre parametre f.eks. nitrat i nogle af overvågningsboringerne. De boringer der indgik i tritium-CFC undersøgelsen er mere end 6 år gamle og vi kan derfor være nogenlunde sikre på at de opnåede data er repræsentative for det pågældende grundvand.



Figur 8.4. Tritiumindhold i grundvand vist som funktion af CFC-årstal for 1. og 2. prøvetagning. For 1. prøvetagning er CFC-årstallene korrigerede for forskel i analysetidspunkter. Hvis CFC-årstallet er bestemt til f.eks. 1950 og tritiumanalysen er udført 8 år før CFC-analysen er tritiumværdien markeret ved 1942. Tritiumværdierne for 2. prøvetagning er korrigeret for henfald i tiden mellem 1. og 2. tritiumanalyse. Ændringen i CFC og tritium for hver boring er vist på de to nederste figurer.



Figur 8.5. Tritiumindhold i grundvand fra borerne T1 og T2 i Rabis Bæk som funktion af CFC-årstal. grønne cirkler repræsenterer første analyser (CFC; 1996 og tritium; 1988). Røde cirkler angiver målinger foretaget i 1998. Korrektion af CFC og tritium er foretaget som beskrevet under figur 8.4.

De nye tritiumdata er stadig væsentlig forskudt mod højere alder sammenlignet med tritiumkurven for nedbør, om end forskydningen er mindre end for det første datasæt. En del af den store afvigelse i første sæt skyldes den ovenfor omtalte usikre korrektion fordi analyserne ikke var udført samtidig. Som nævnt viser tritiumkurven et glidende 5-års middel dvs. en ensartet spredning igennem hele perioden, og tager således ikke højde for at spredningen i grundvandet øges langs strømbanen dvs. med alderen af grundvandet. Figur 8.5 viser at heller ikke Rabis Bæk data, fra 1998, følger tritium kurven tæt.

Også tritium data for Rabis Bæk ligger lidt forskudt i retning af højere alder end tritiumnedbørskurven. Det kan enten skyldes, at tritiumkurven ikke i tilstrækkelig grad tager højde for den naturlige spredning i grundvand, eller at en del af CFC er forsvundet, enten ved nedbrydning eller tilbageholdt ved adsorption, og derfor viser lidt for høje aldre.

En mere realistisk sammenligning mellem CFC- og tritiumdateringerne ses i figur 8.1, hvor der er taget højde for nettonedbør og strømningsforholdene i Rabis Bæk magasinet.

Sammenholdes figur 8.5 med dybdeprofilerne for borerne T1 og T2 i Rabis Bæk i figur 8.1 ser man at tritiumindholdet er steget i de prøvetagningsfiltre, der befandt sig under tritiummaksimummet ved første måling, mens tritiumindholdet er faldet i de filtre der befandt sig over maksimummet. Sådan som man ville vente for grundvand, der bevæger sig ved simpel stempelstrømning. Da første-runde tritiumdata i figur 8.4 er væsentlig forskudt mod højere alder i forhold til tritiumnedbørskurven, kunne man forvente, at det drejede sig om grundvand, der var dannet før tritiummaksimum i 1963, og dermed at finde en stigning i tritiumindholdet ved 2. prøvetagning (når der er korrigeret for radioaktivt henfald). Men det forholder sig i flere tilfælde omvendt, tritiumindholdet er faldet i de fleste borer, som det ses af figur 8.4. For nogle af borerne er tritiumindholdet faldet så meget, at der sandsynligvis er tale om etableringseffekt eller analysefejl for de første prøvers vedkommende. Et eksempel for en enkelt boringen kan belyse dette.

Boringens filter findes i 50 m dybde, og der er et 27 m lerdække over grundvandsmagasinet. Begge CFC-analyser viste ingen CFC i vandet, d.v.s. at grundvandet er dannet før 1940. Den første tritiumanalyse fra 1993 udført kort efter boringens etablering viste 27 TU, mens anden tritiumanalyse viste mindre end 2 TU. Når de geologiske forhold tages i betragtning er det sandsynligt, at første tritiumbestemmelse ikke er repræsentativ for grundvandet i det pågældende magasin, enten fordi prøven er taget for hurtigt efter boringens etablering eller fordi analysen var forkert.

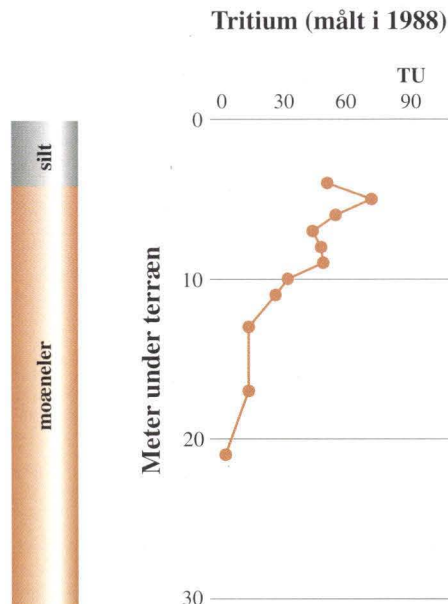
Selv om forskellen mellem CFC og tritium i første datasæt i nogle tilfælde kan skyldes, at de først bestemte tritiumværdier ikke var repræsentative for grundvandet, viser andet datasæt, at der stadig er betydelig forskel for godt halvdelen af genbestemmelserne. Tritiumværdier over 20 i vand dateret til 1950 eller før med CFC-metoden må betegnes som en betydelig forskel.

Sprækkestrømning i ler

Ved udvælgelsen af borer til genbestemmelse gik vi efter de borer der viste den største uoverensstemmelse mellem CFC og tritium, og det viste sig, at det i alle tilfælde drejede sig om borer placeret i områder med lerdække over grundvandsmagasinet, som vist i skitsen figur 1.2.

Det er derfor muligt, at den ringe overensstemmelse mellem CFC og tritium ikke blot skyldes nedbrydning af CFC, som nævnt ovenfor, men også kan have at gøre med at strømningsforholdene i ler er anderledes end i sand og derfor er sammenligningen i figur 8.4, der gælder for ideelt stempelstrømning næppe dækkende.

De forskellige strømningsforhold i ler og sand kan illustreres ved at sammenligne tritiumprofilen gennem et lerlag (figur 8.6) med tritiumprofilerne i sand (figur 8.1). Tritiummaksimummet, svarende til 1963, befinder sig i 5 m dybde i lerlaget, og da målingen blev foretaget i 1988 kan man noget forenklet sige, at det har taget vandet 25 år at tilbagelægge denne afstand. Da vandets vertikale hastighed sjældent øges med dybden kunne man vente finde vand fra 1950 eller før i 7 til 8 m dybde, altså vand der ikke indeholder tritium. Men i 9 m dybde er grundvandets tritiumindhold stadig over 50 TU, og tritiumindholdet falder kun langsomt med dybden. I sandmagasinet forholder det sig omvendt, her falder tritiumindholdet under maksimummet brat med dybden (figur 8.1).



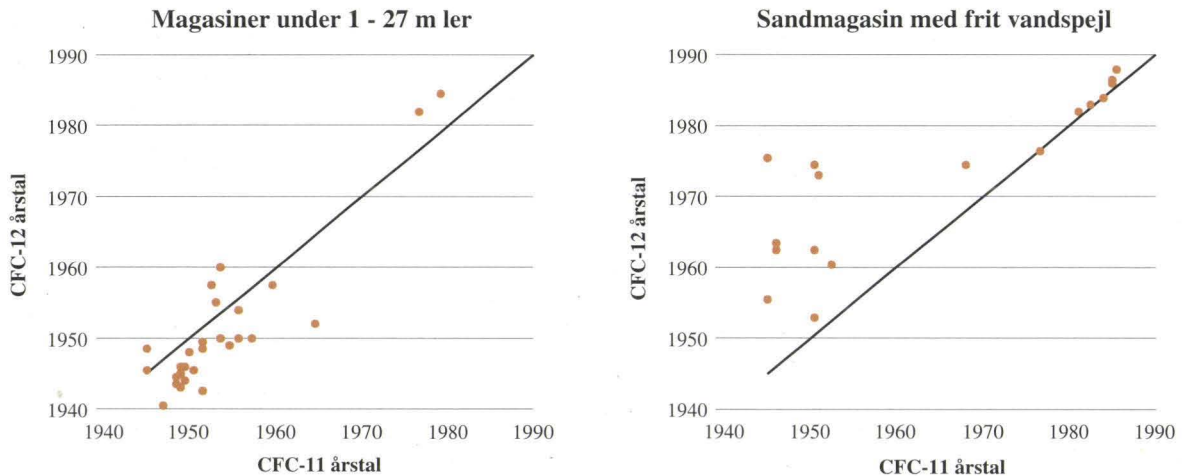
Figur 8.6. Tritiumprofil for boring SBI, ved Langvad Å. Modificeret efter Ernstsens et al. (1990). Analyserne er udført på totalvand i lerprøverne.

Tritiumprofilens form i lerlaget kan forklares ved, at vandet i sprækkerne, der normalt udgør mindre end 5% af det samlede vandindhold, bevæger sig meget hurtigere end vandet i lermatrix. Udveksling af vand mellem sprækker og vand i matrix foregår ved diffusion, d.v.s. ved molekylebevægelsen i vandet. Det samme gælder for stoffer opløst i vandet. En del af 1963 nedbøren kan derfor via strømning i sprækkerne godt nå ned under de 5 m hvor maksimummet befinder sig, og dermed give forhøjede tritiumindhold i væsentlig større dybde.

Det skal bemærkes, at tritiumanalyserne i ler blev udført på total vandindhold i prøverne, både matrix og sprækker (Ernstsens et al., 1990). Da vandet i sprækkerne normalt udgør mindre end 5% af det samlede vandindhold, viser det relativt høje tritiumindhold (78 TU) i 5 m dybde, at en betydelig mængde tritiumrigt vand er ført ind i matrix. De høje tritiumindhold mellem 5 og 10 m dybde vil gradvist udveksles med yngre vand i sprækkerne og blive ført mod større dybde.

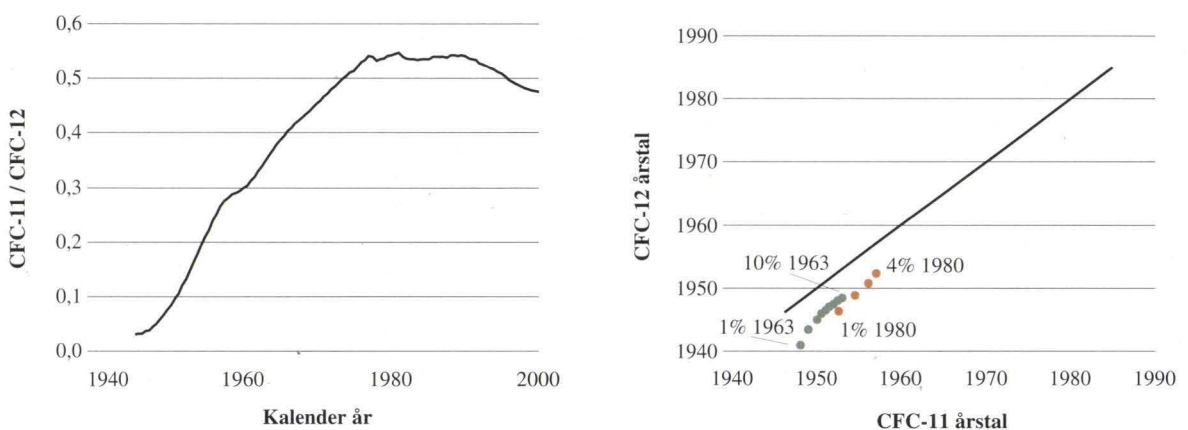
Som nævnt gælder udveksling mellem sprækker og matrix også stoffer opløst i vandet d.v.s. også CFC. Udveksling ved diffusion er forskellig for forskellige opløste stoffer inklusiv vandet selv. Kendes diffusionskoefficienterne for stofferne kan udvekslingen beregnes og bevægelsen ned gennem lerlaget modelleres. Vi har ikke endnu de nødvendige oplysninger til opstille en model der giver en blot nogenlunde realistisk sammenligning bevægelsesmønstret for CFC og tritium ned gennem et lerlag og er derfor ikke i stand til at afgøre om den markante forskel mellem CFC og tritium i figur 8.4 primært skyldes sprækkestrømning gennem lerlag, eller nedbrydning under anoxiske forhold.

At sprækkestrømning også påvirker CFC-resultaterne ses ved at sammenligne forholdene mellem CFC-11 og CFC-12 dateringerne i prøver fra henholdsvis magasiner med lerdække og sandmagasin med frit vandspejl. CFC-11 og CFC-12 dateringerne fra de 40 genbestemmelser er vist sammen med CFC-11 og CFC-12 dateringerne fra Rabis Bæk (figur 8.7).



Figur 8.7. Krydsplot af CFC-11 årstal og CFC-12 årstal bestemt i samme prøve.

I Rabis Bæk sandmagasinet viser alle CFC-12 dateringerne yngre vand end CFC-11 fordi CFC-11 som nævnt nedbrydes ved overgangen til anoxiske forhold. I lerområderne viser CFC-12 derimod lidt ældre vand end CFC-11 dateringerne i adskillige borer. Forklaringen er sandsynligvis den, at vandet består af en blanding af en stor del gammelt vand plus en lille del yngre vand. CFC-11/ CFC-12 forholdet har ændret sig gennem tiden, således at den nævnte opblanding af gammelt og relativ ungt vand vil give en yngre CFC-11 gennemsnitsalder end CFC-12, hvis ikke man tager højde for opblandingen, som illustreret med eksemplerne i figur 8.8.

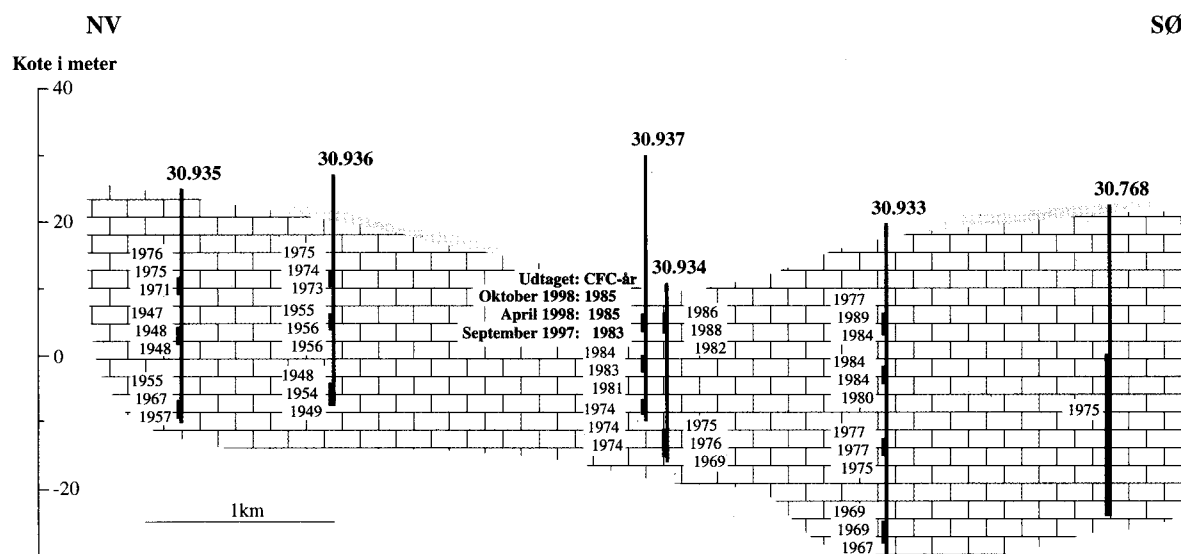


Figur 8.8. Ændring i forholdet mellem CFC-11 og CFC-12 i atmosfæren gennem tiden. Figuren til højre viser eksempler på beregning af gennemsnitsalder for blandingsvand. I første eksempel består blandingen af gammelt CFC-frit vand plus 1-10% 1963-vand, og i andet eksempel er 1-4% 1980-vand blandet i CFC-frit vand.

Forskellen mellem CFC-12 og CFC-11 dateringerne i lerområder antyder, at en mindre del af yngre vandet relativt hurtigt føres ned til magasinet via sprækker, og at det derfor gennemsnitsalderen af blandingsvandet vi bestemmer med CFC-metoden. Det samme gælder naturligvis for tritiummetoden. Det bør man også være opmærksom på ved tolkning af andre overvågningsdata. Forklaringen på, at man i nogle overvågningsboringer har fundet pesticider i grundvand, der er tilsyneladende er dannet før første ibrugtagningstidspunkt for det pågældende pesticid, kan f.eks. skyldes opblanding af yngre og ældre vand.

CFC-dateringer i kalkmagasin med skiftende vandspejl

Grundvandspejlet i overvågningsområdet nordvest for Thisted kan nogle år variere op til 7 m mellem højeste og laveste vandspejl. Alle overvågningsboringerne står i kalk, figur 8.9, så den store variation i vandspejlet skyldes sandsynligvis, at det er primært er grundvandet i sprækkerne, der drænes ud af magasinet i tørre perioder.



Figur 8.9. CFC-årstal bestemt 3 gange i overvågningsboringerne i kalkmagasin nordvest for Thisted. September 1997 lavt grundvandspejl og april 1998 højt grundvandspejl.

Grundvandet i kalkmatrix ændres sandsynligvis kun langsomt, men må formodes at vekselvirke med vandet i sprækkerne via diffusion, som omtalt i afsnittet sprækkestrømning i ler. Kalkmagasinet ved Thisted er også kendetegnet ved markante udsving i nitratkoncentrationerne over korte tidsrum. Det ville derfor være interessant at undersøge om CFC-dateringer på forskellige årstider kunne sættes i relation til variationerne i nitratkoncentrationerne og i vandspejlet. Der blev gennemført 3 dateringer i Thisted-området; 1. gang i september 1997, hvor vandspejlet stod lavt; 2. gang i april 1998, hvor vandspejlet stod højt og endelig 3. gang i oktober 1998. Resultaterne fremgår af skitsen på figur 8.9. Som det ses er der i nogle filtre en betydelig forskel på de beregnede CFC-årstal fra gang til gang, og i andre filtre ses ingen ændring.

Det var ikke muligt at påvise en entydig sammenhæng mellem ændringerne i vandspejlet og alderen af grundvandet, men variationerne i CFC-indholdet var som ventet størst i de øverste filtre. Det er derfor sandsynligt, at de markante variationer i nitratinholdet i nogle filtre blandt andet skyldes, at det er vand af forskellige aldre man måler på fra gang til gang. Som nævnt under sprækkestrømning i ler er det nok mere korrekt at tale om gennemsnitsaldrer af blandingsvand i et reservoir, hvor strømmingen foregår i sprækker.

Sammenfatning om datering

Fornyeede CFC- og tritiumanalyser på de 40 overvågningsboringer, der har vist den største forskel mellem de to dateringsmetoder i første forsøg, bekræftede, at der stadig er dårlig overensstemmelse i godt halvdelen af boringerne. I den anden halvdel af boringerne konstateredes imidlertid en væsentlig mindre eller ingen forskel i andet forsøg. Den bedre overensstemmelse ved 2. forsøg skyldes sikkert, at analyserne blev udført samtidigt i modsætning til første forsøg, og at resultaterne ved andet forsøg ikke var påvirket af mulige etableringseffekter. Vurderingen af god eller dårlig overensstemmelse mellem CFC- og tritiumresultaterne blev gjort med den forudsætning, at grundvandet bevæger sig ved stempelstrømning. Det er muligvis ikke en realistisk forudsætning, idet alle de boringer, der viste dårlig overensstemmelse stammer fra lerområder. Sprækkestrømning gennem lerlagene kan muligvis være en af forklaringerne på den ringe overensstemmelse, men det er også muligt at der er sket et fald i CFC-koncentrationer som følge af mikrobiel nedbrydning eller adsorption af CFC.

Gentagne CFC-dateringer er gennemført for at afklare årsagerne til nogle markante ændringer i nitratkoncentrationerne i to overvågningsområder. CFC-dateringerne viser, at de markante ændringer næppe repræsenterer en sand tidlig udvikling i nitratkoncentrationen, fordi målingerne er udført på vand af forskellig alder.

Litteratur

- Andersen, L.J., 1987:* Grundvandsmoniteringsnet af 1. orden i Danmark. – ATV-komiteen vedrørende grundvandsforurening. Vingstedcentret 5.-6. oktober 1987.
- ATV-fonden for Jord og Grundvand 1998:* Kemiske Analyser – sådan skal de forstås!!!
- Albrechtsen, H-J og Bjerg, B.L., 2000:* Nedbrydning i grundvandsmiljøer. – I Kemiske stoffer i miljøet (Red. Helweg, A.).
- Bornholms Amt, 2000:* Vandforsyning på Bornholm 1999.
- Bornholms Amt, 2000:* Vandmiljøovervågning. Grundvand 1999.
- Danske Vandværkers Forening, Miljøstyrelsen & GEUS, 1998:* Vandforsyningsstatistik 1998.
- Engvild, K.C., 2000:* Naturlige halogenforbindelser. – I Kemiske stoffer i miljøet (Red. Helweg, A.).
- EUREAU, 1991:* Drinking Water Directive 80/778/EC. Proposals for modification. Views of EUREAU.
- Felding, G. & Brüsch, W. 2000:* Status for fund af DBP (Di-n-Butyl Phthalat) i grundvand. - GEUS notat nr. 05-VA-00-12.
- Frederiksberg kommune, Københavns kommune, 1999:* Grundvandsovervågning 1999. – Vandmiljøovervågning, NOVA 2003.
- Frederiksborg Amt, 2000:* Grundvandsovervågning 1999.
- Frederiksborg Amt, 2000:* Skuldelev, GRUMO 20.11. Strømningsmodel..
- Fyns Amt, 2000.* Landovervågning 1999. - Vandmiljøovervågning.
- Fyns Amt, 2000:* Grundvand 1999. - Vandmiljøovervågning.
- GEUS, 1996:* Grundvandsovervågning 1996.
- GEUS, 1997:* Grundvandsovervågning 1997.
- Københavns Amt, 2000:* Københavns Amt. Vandmiljøplan. Grundvandsovervågning 1999. – Miljøserie nr. 96.
- Miljø- og Energiministeriet, 1997:* Bekendtgørelse 637/30. juni 1997
- Miljøministeriet 1988:* Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. – Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 515 af 29. august 1988.
- Miljøstyrelsen, 1990:* Vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. - Vejledning fra Miljøstyrelsen 3/1990.
- Miljøstyrelsen, 1992:* Vurdering af analysekvaliteten for specialanalyser i grundvands-overvågningen - Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen 50/1992
- Miljøstyrelsen 1994:* Øko-toksikologiske kvalitetskriterier for overfladevand. - Miljøprojekt nr. 250.
- Miljøstyrelsen, 1995a:* Toksikologiske kvalitetskriterier for jord og vand - Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen 12/1995. Udarbejdet af Elsa Nielsen m.fl.
- Miljøstyrelsen, 1995b:* Vandmiljø-95. – Redegørelse fra Miljøstyrelsen 3/1995.
- Miljøstyrelsen, 1997:* Boringskontrol på vandværker. - Vejledning fra Miljøstyrelsen 2/1997.
- Miljøstyrelsen 1998:* Kvalitetskriterier for grundvand

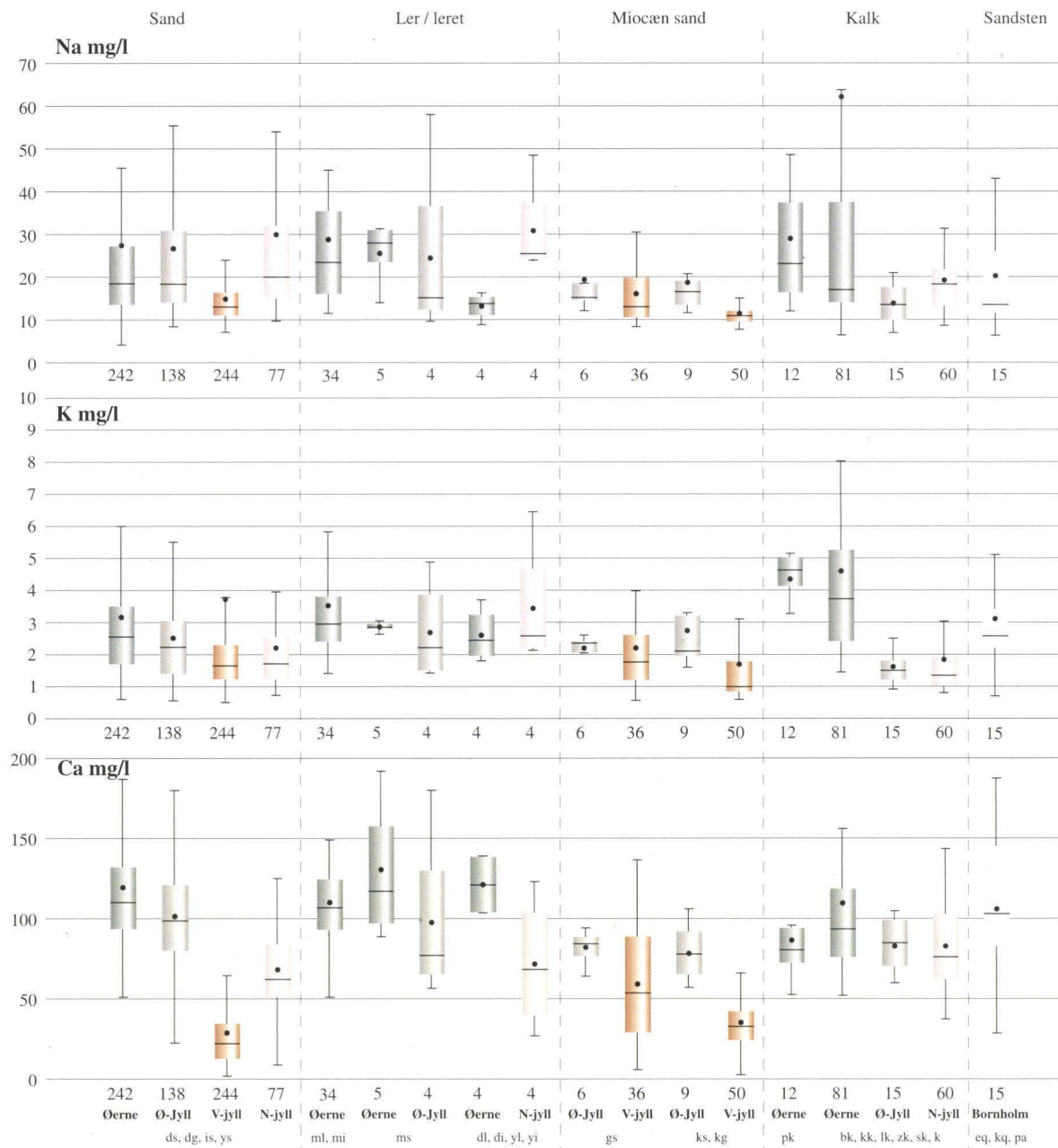
- Miljøstyrelsen, 1998: Oprydning på forurenede lokaliteter - Hovedbind. - Vejledning fra Miljøstyrelsen 6/1998.*
- Miljøstyrelsen, 1999: Fjernelse af metaller fra grundvand ved traditionel vandbehandling på danske vandværker. Vandfonden. - Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen 17/1999.*
- Miljøstyrelsen, 2000: Nationalt program for overvågning af vandmiljøet 1998 - 2003 - "NOVA 2003" – Redegørelse fra Miljøstyrelsen 1/2000.*
- Miljøstyrelsen, 2000: Zonering. Detailkortlægning af arealer til beskyttelse af grundvandsressourcen. - Vejledning fra Miljøstyrelsen, 2000/3.*
- Nilsson, B., Brüsch, W., Morthorst, J., Vosgerau, H., Abildtrup, H.C., Pedersen, D., Jensen, P & Clausen, E.V., 2000: Undersøgelse af landovervågningsboringerne DGU nr. 165.295 – 165 – 297 i LOOP område 4, Lillebæk, Fyns Amt. – GEUS rapport*
- Nordjyllands Amt, 2000: Landovervågning 1999 med bilag (Interviewundersøgelse).*
- Nordjyllands Amt, 2000: Vandmiljø overvågning. Redox-multiboring DGU-nr. 180310, Præstbro Vandværk, Albæk, GRUMO nr. 80.13.01. Teknisk rapport.*
- Nordjyllands Amt, 2000: Vandmiljøplanens Grundvandsovervågning 1999.*
- Nyegaard, P. & Stockmarr, J., 2000: Groundwater quality in Denmark – Nitrate status. – delrapport sammen med DMU til EU Kommissionen.*
- Ribe Amt, 2000: Grundvand, Vandmiljøovervågning.*
- Ringkjøbing Amt, 2000: Vandmiljø overvågning. Grundvand 1999.*
- Roskilde Amt, 2000: Grundvandsovervågning. Status for NOVA 2003's grundvandsdel.*
- Storstrøms Amt, 2000: GRUMO-område Holeby.*
- Storstrøms Amt, 2000: NOVA 2003. Grundvandsovervågning 1999.*
- Storstrøms Amt, 2000: Redoxboring Sibirien.*
- Storstrøms Amt, 2000: NOVA 2003. Landovervågning 1999.*
- Sønderjyllands Amt, 2000: Vandmiljøovervågning 1999. Grundvand.*
- Sønderjyllands Amt, 2000: Vandmiljøovervågning 1999. Landovervågning.*
- Vejle Amt, 2000: Grundvandsovervågning. Vejle Amt 1999.*
- Vejle Amt & Århus Amt, 2000: Landovervågning 1999. Hornstrup Bæk (LOOP 3). Landbrugsdrift, Næringsstofudvaskning, Stoftransport*
- Vestsjællands Amt, 1999: Vandmiljø Overvågning. Grundvand 1999.*
- Viborg Amt, 1999: Viborg Amt Grundvandsovervågning 1999.*
- Århus Amt, 2000: Redoxboring i Århus Amt. Kasted boring 17, DGU nr. 78.796 - Etableringsrapport*
- Århus Amt, 2000: Statusrapport 1999. Grundvandsovervågning i Århus Amt*

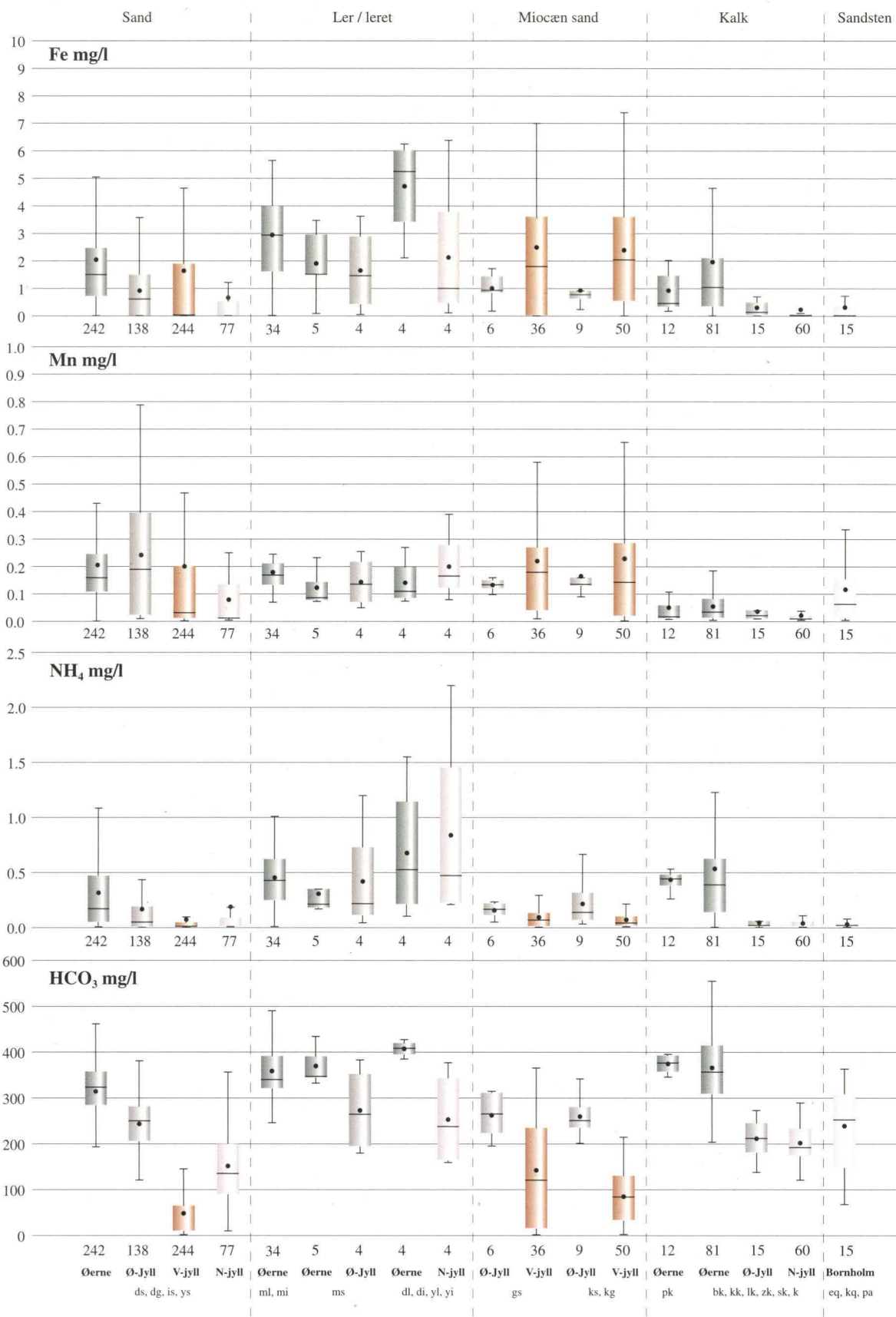
Bilag

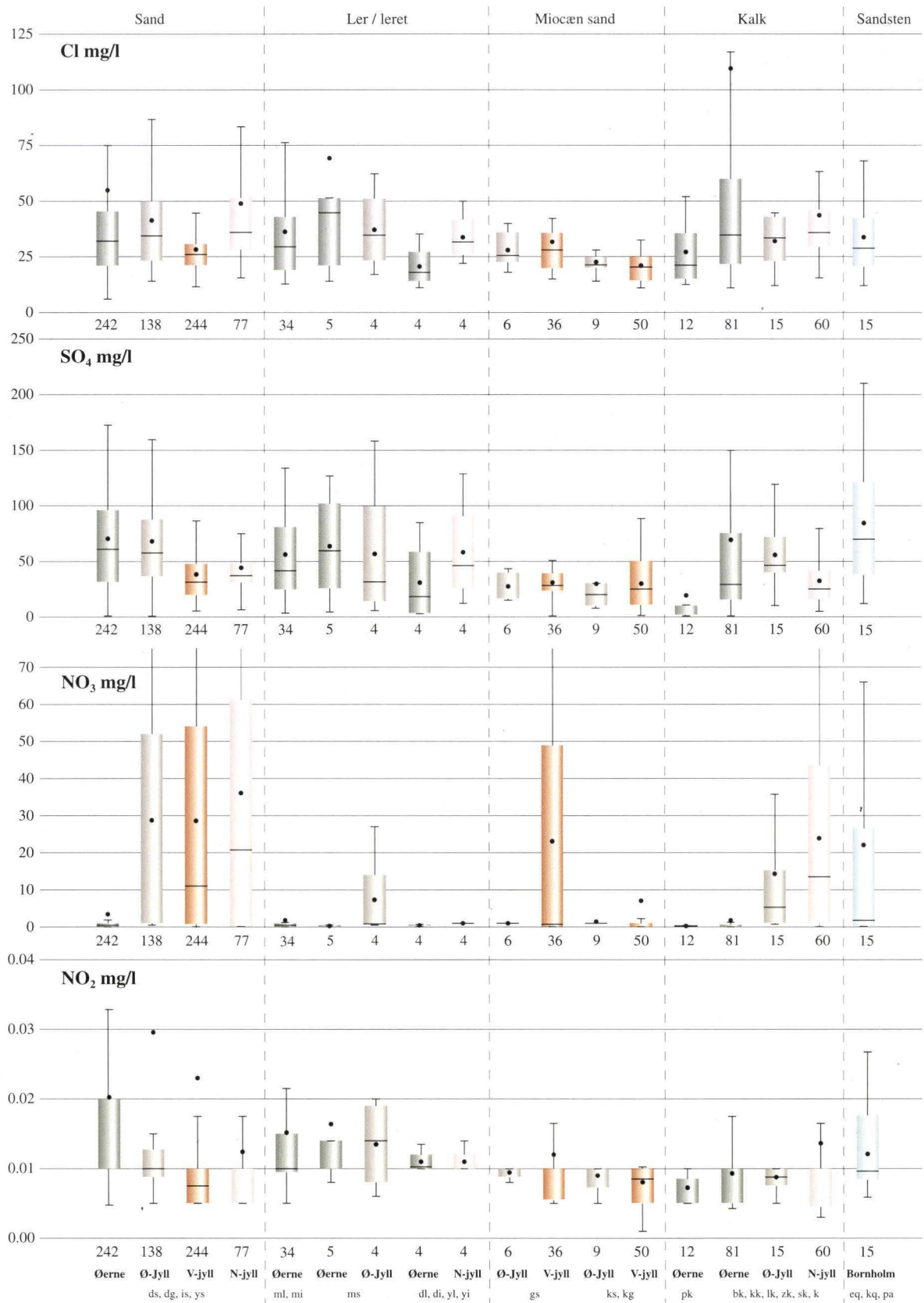
Bilag 2.1. Grundvandets Hovedbestanddele.	111
Status for grundvandets hovedbestanddele fordelt på regioner i Danmark svarende til de vigtigste grundvandskemiske forskelligheder.	
Bilag 3.1. Nikkel i grundvandsovervågningen 1993-1999.	117
Oversigt over aktive overvågningsfiltre med mere end 20 µg/l nikkel.	
Bilag 3.2. Zink i grundvandsovervågningen 1993-1999.	119
Oversigt over aktive overvågningsfiltre med mere end 100 µg/l zink.	
Bilag 4.1 Organiske mikroforureninger i grundvandsovervågningen 1993-1999	121
Udvalgte analyser	
Bilag 4.2 Organiske mikroforureninger i landovervågningen 1995-1999	123
Udvalgte analyser	
Bilag 4.3 Organiske mikroforureninger i vandværksboringer 1993-1999	125
Udvalgte analyser	
Bilag 5.1 Pesticider og nedbrydningsprodukter i grundvandsovervågningen 1993-1999	127
Bilag 5.2 Pesticider og nedbrydningsprodukter i landovervågningen 1993-1999	131
Bilag 5.3 Pesticider og nedbrydningsprodukter i Vandværksboringer 1993-1999	133
Bilag 6.1 Vandindvinding i 1999 fordelt på 11 kategorier	137

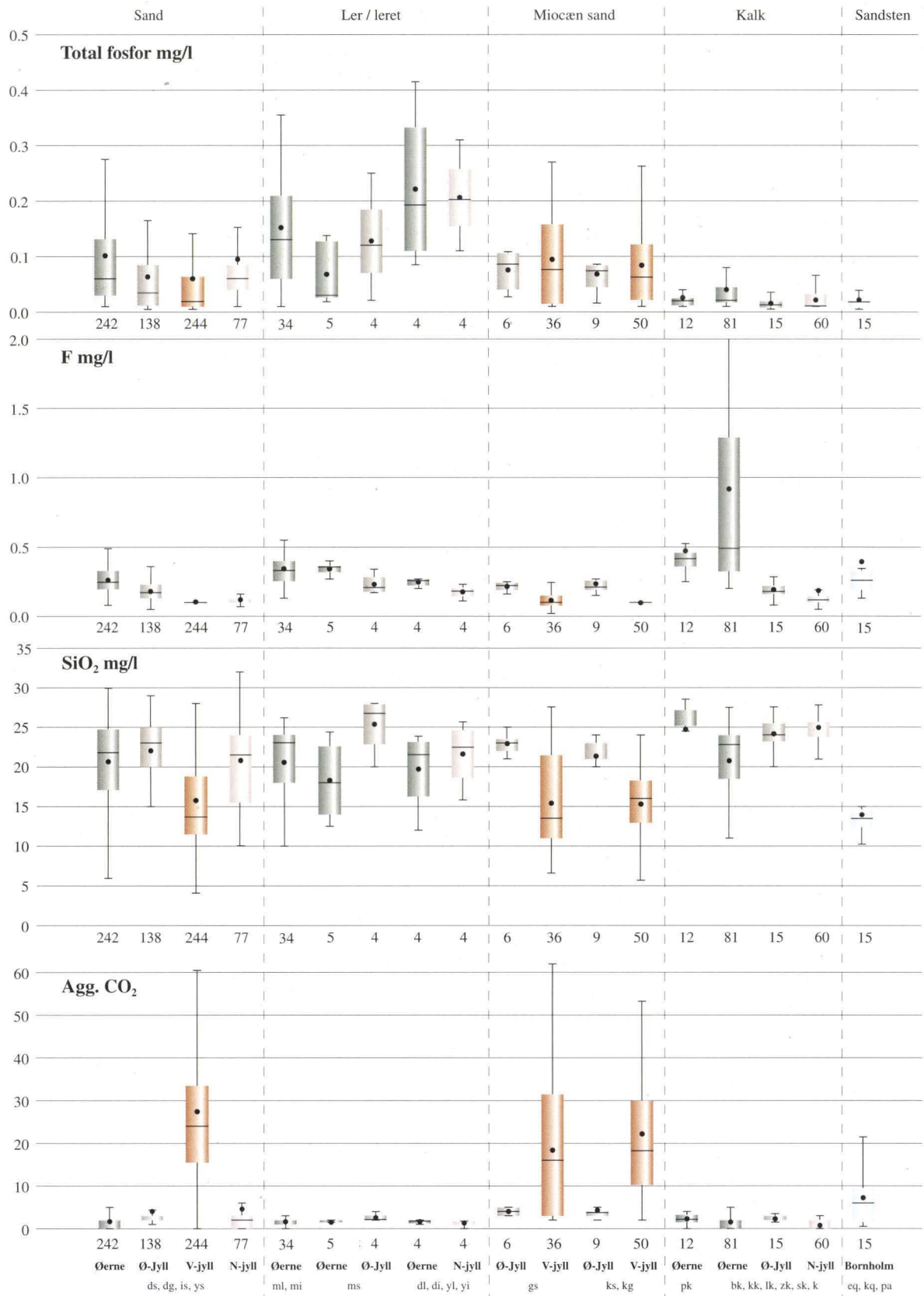
Bilag 2.1. Grundvandets Hovedbestanddele.

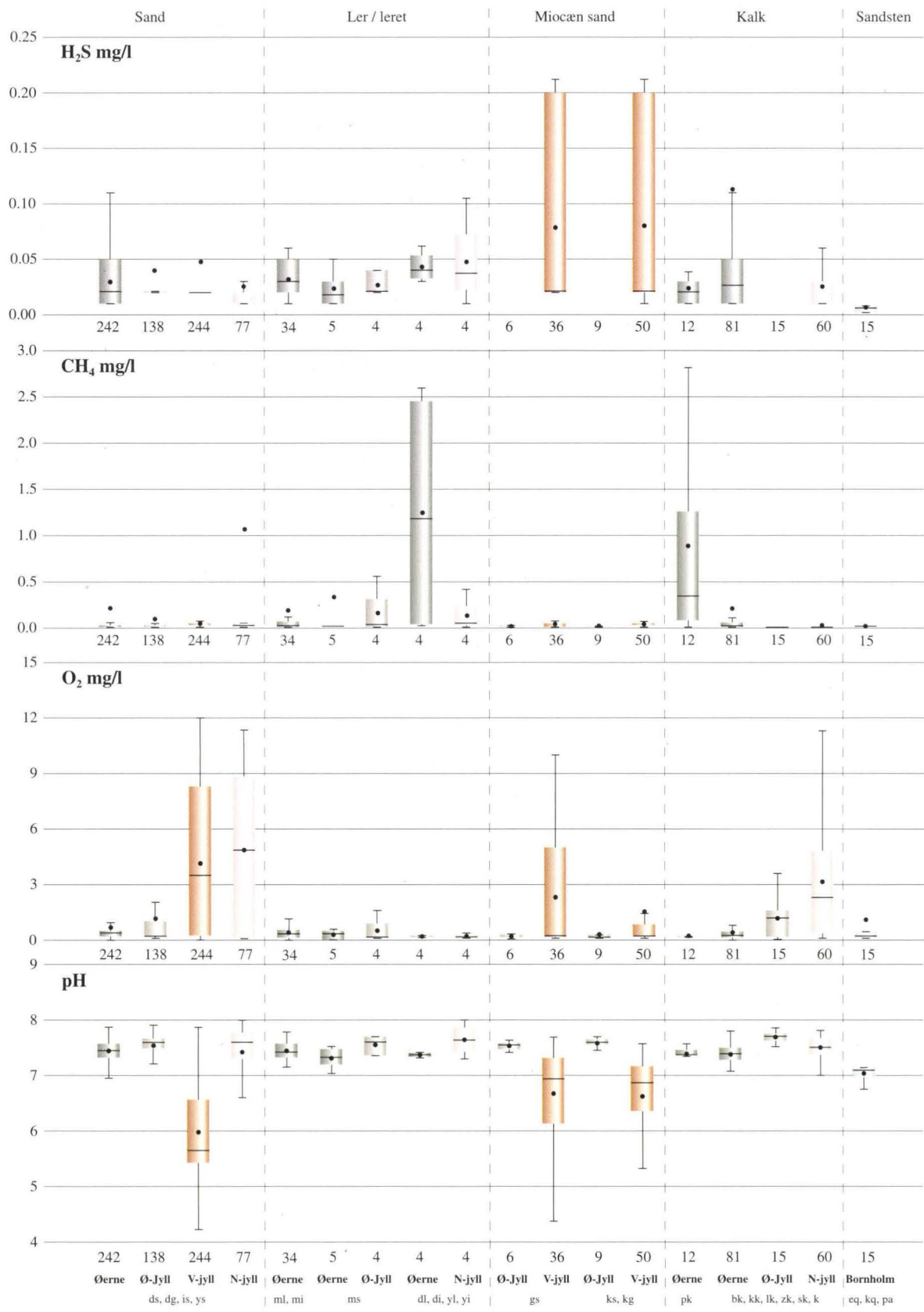
Status for grundvandets hovedbestanddele fordelt på regioner i Danmark svarende til de vigtigste grundvandskemiske forskelligheder.

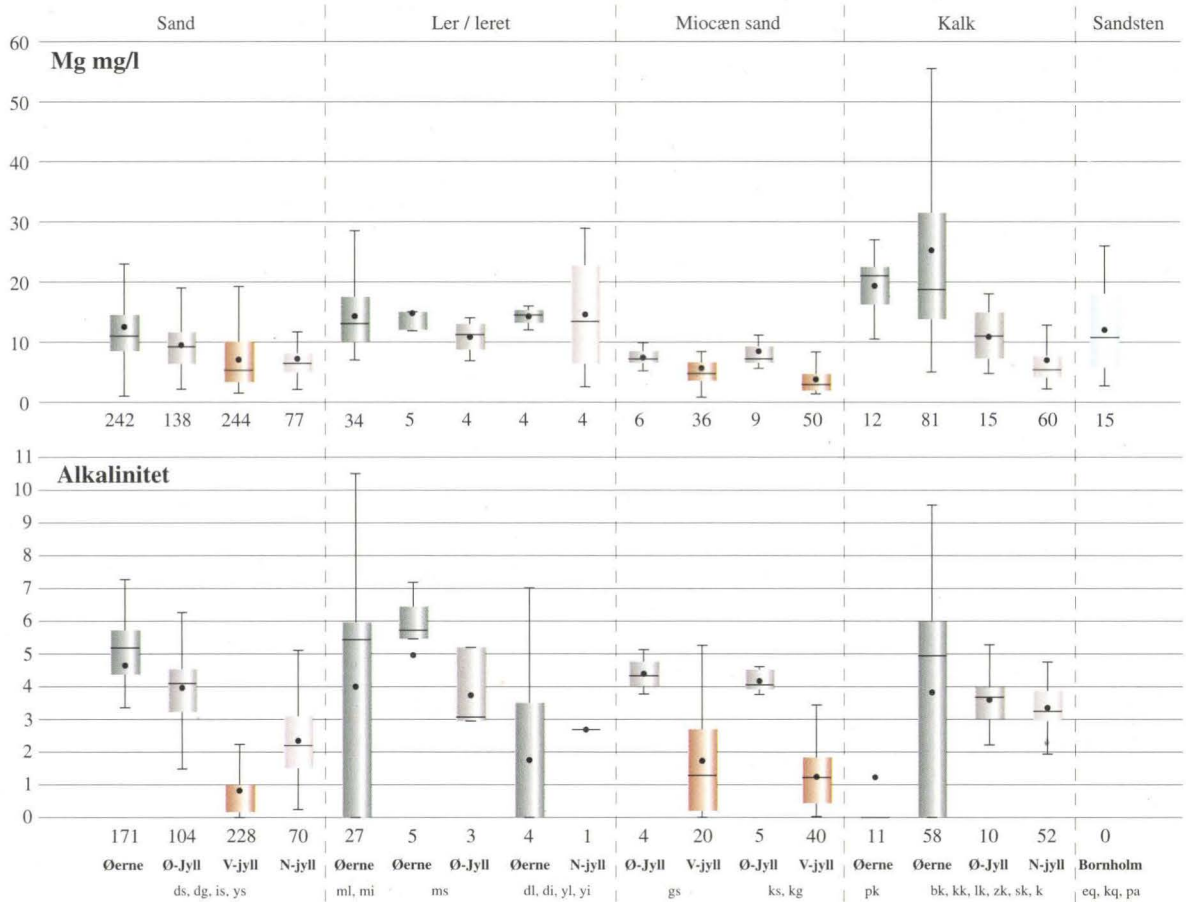












Bilag 3.1. Nikkel i grundvandsovervågningen 1993-1999.

Oversigt over aktive overvågningsfiltre med mere end 20 µg/l nikkel.

Filtre med stigende koncentration eller konstant over kvalitetskravene for drikkevand er fremhævede.

Filter nr.	Amt	Filter dybde, m	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
13.11.14.01	Kbh. Kommune	23,50	27,4	-	4,1	-	-	27,4	-
13.11.14.03	- "- -	7,70	7,6	-	3,0	-	-	26,0	4,3
13.11.18.01	- "- -	12,00	39,0	-	-	50	-	95	-
13.11.18.02	- "- -	8,20	-	-	38	48	-	44	35,8
15.13.06.02	København	15,50	-	-	-	12	-	31	17,1
15.14.04.01	- "- -	13,70	21,5	-	8,8	-	-	21,5	9,7
25.11.01.01	Roskilde	10,00	93,0	100,0	75,0	61	51	0,04	85,0
- "- -	- "- -	- "- -	99,0	90,0	4,2	34	58	-	-
- "- -	- "- -	- "- -	30,0	78,0	34,0	61	35	-	-
- "- -	- "- -	- "- -	140,0	-	-	29	38	-	-
25.11.02.01	- "- -	9,80	-	-	71	-	-	< 0,03	5,2
25.11.03.01	- "- -	10,00	24,0	29,0	14,0	35	23	< 0,03	32,0
- "- -	- "- -	- "- -	31,0	30,0	28,0	30	21	-	-
- "- -	- "- -	- "- -	24,0	-	34,0	35	28	-	-
- "- -	- "- -	- "- -	33,0	-	27,0	-	21	-	-
25.11.04.01	- "- -	9,0	-	-	16,0	-	-	19,0	27,0
30.01.06.02	Vestsjælland	25,5	-	-	22	-	-	-	37,0
35.13.03.02	- "- -	15,00	100,0	-	-	130	-	150	144
50.11.02.02	Sønderjylland	3,70	33,0	-	29,0	-	-	48,0	66,0
50.11.04.02	- "- -	1,80	-	-	-	30	-	44,0	58,0
50.11.05.03	- "- -	1,50	52,0	-	-	-	-	42,0	-
50.12.03.01	- "- -	16,00	-	-	-	10	-	28,5	28,5
55.11.03.01	Ribe	11,50	110,0	-	53,0	-	-	130	41,0
55.11.04.01	- "- -	11,50	-	-	390	-	-	370	330
55.11.06.03	- "- -	7,00	-	-	46,0	-	-	38	15,0
55.11.07.02	- "- -	10,50	59,0	-	-	77	-	56	38,0
55.11.10.01	- "- -	14,50	-	-	21,6	-	-	31	14,0
55.12.07.02	- "- -	19,50	33,0	-	-	64	-	29	14,0
55.13.06.01	- "- -	16,50	-	15,0	-	-	8,7	5,6	21,2
55.13.10.01	- "- -	64,0	-	10,0	-	-	-	15,0	21,3
55.13.12.06	- "- -	22,00	-	-	-	32	-	23	30,0
60.11.10.03	Vejle	12,70	-	-	20,0	-	-	21	25,0
60.11.11.01	- "- -	6,60	-	-	16,0	-	-	23	23,0
60.14.13.02	- "- -	17,60	-	-	36,0	-	-	29	27,0
65.11.02.02	Ringkjøbing	4,60	-	7,4	-	-	34	33	14,0
65.13.01.02	- "- -	10,00	-	-	53,0	-	-	55	31,0
65.13.01.03	- "- -	6,50	-	-	20,0	-	-	43	49,0
65.13.02.01	- "- -	19,00	-	-	39,0	-	-	59	42,0
65.13.03.01	- "- -	13,50	-	-	44,0	-	-	3,2	27,0
65.13.03.03	- "- -	7,60	-	-	37,0	-	-	44	41,0
65.13.04.01	- "- -	20,60	-	-	54,0	-	-	68	43,0
65.13.05.01	- "- -	31,50	-	-	21,0	-	-	23	20,0
76.13.01.04	Viborg	6,50	-	56,0	-	-	21	-	25,0
80.02.05.02	Nordjylland	23,40	-	-	-	-	-	29	0,9
80.13.07.03	- "- -	-	-	-	0,10	-	29	-	<0,05

Bilag 3.2. Zink i grundvandsovervågningen 1993-1999.

Oversigt over aktive overvågningsfiltre med mere end 100 µg/l zink.

Filtre med stigende koncentration eller konstant over kvalitetskravene for drikkevand er fremhævede. Desuden er data fra Fyns Amt fra 1995 påfaldende høje.

Filter nr.	Amt	Filterdybde, m	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
13.11.15.01	Kbh./Fr:berg. K.	10,50	-	-	2,5	-	-	<0,5	253
13.11.16.01	- " -	27,70	-	-	120	-	-	43	-
13.11.16.02	- " -	23,70	-	-	860	-	-	392	338
13.11.16.03	- " -	13,80	-	-	140	-	-	66	43,4
13.11.18.01	- " -	12,00	102	-	-	74	-	60	-
20.12.06.01	- " -	23,10	-	-	200	-	-	<0,5	3,0
35.11.07.01	Storstrøm	11,40	-	260	-	-	9,2	4,5	4,5
35.11.09.01	- " -	11,00	-	110	-	-	5,1	610	863
35.13.03.02	- " -	15,00	100	-	-	160	-	150	108
40.01.03.03	Bornholm	23,00	-	-	-	-	-	280	-
40.01.06.01	- " -	33,00	-	-	-	-	-	110	-
40.01.13.02	- " -	18,00	-	-	-	-	-	140	98
42.02.10.03	Fyn	11,50	-	-	170	-	-	4,3	<0,5
42.11.09.02	- " -	45,30	-	-	220	-	-	30	5,9
42.11.09.03	- " -	11,40	-	-	160	-	-	149	49,0
42.12.08.01	- " -	20,50	-	-	180	-	-	3,8	3,6
42.13.07.04	- " -	25,00	-	-	740	-	-	87	32
42.13.07.05	- " -	12,50	-	-	120	-	-	4,4	11
42.14.09.01	- " -	54,00	-	-	150	-	6,4	-	1,9
42.14.09.02	- " -	41,00	-	-	250	-	60	-	-
50.11.01.03	Sønderjylland	37,00	-	0,4	0,2	-	390	0,7	-
50.11.05.03	- " -	1,50	88	-	-	-	-	161	-
50.12.08.02	- " -	34,00	5,0	-	-	2,4	-	4,8	500
50.13.09.01	- " -	13,00	-	37,0	-	-	60	57,4	131
50.13.10.01	- " -	17,00	-	82	-	-	140	-	-
55.01.05.01	Ribe	18,00	64	-	-	87	-	170	1.300
55.01.09.01	- " -	5,12	1100	630	-	-	660	2,1	260
55.01.11.01	- " -	8,50	-	-	1,4	-	-	670	2,1
55.01.13.01	- " -	18,00	-	-	84,0	-	-	46,0	110
55.11.03.01	- " -	11,50	86	-	78	-	-	120	180
55.11.04.01	- " -	11,50	-	-	280	-	-	320	350
55.11.07.02	- " -	10,50	150	-	-	132	-	90	130
55.11.10.01	- " -	14,00	-	-	45,0	-	-	68,0	140
55.12.12.01	- " -	27,00	-	-	-	-	-	220	150
55.13.10.01	- " -	64,00	-	510	-	-	-	67	110
60.11.02.01	Vejle	55,00	-	-	240	-	-	36	21,0
60.11.04.01	- " -	43,70	-	-	8,3	-	-	95,0	163
60.14.13.02	- " -	17,60	-	-	190	-	-	140	190
65.13.04.01	- " -	20,60	-	-	190	-	-	78	72,0
65.14.01.01	- " -	26,30	-	-	110	-	-	17	22,0
80.02.10.02	Nordjylland	29,00	-	-	0,9	-	-	1,1	161
80.02.11.01	- " -	18,00	-	-	-	-	-	215	-
80.12.05.01	- " -	14,00	54,0	-	-	6,7	-	71,0	120
80.13.03.01	- " -	39,00	32,0	-	-	10,4	-	68,0	171

Bilag 4.1 Organiske mikroforureninger i grundvandsovervågningen 1993-1999

Udvalgte analyser

Alle medianværdier er beregnet på grundlag af medianværdier for de enkelte filtre, da en simpel gennemsnitsberegning ville være meget påvirkelig af enkeltstående meget høje koncentrationer.

Grundvandsovervågning Organiske mikroforureninger	Analyser	Analyser med fund	Filtre med analyse	Filtre med fund antal	Filtre med fund %	Median af fund (µg/l)	Maksimum af fund (µg/l)
Aromatiske kulbrinter							
Benzen	2.629	169	997	80	8,0	0,08	25,1
Naphthalen	2.623	14	996	11	1,1	0,05	0,16
Toluen	2.637	184	996	132	13,3	0,10	2,4
<i>m+p</i> -xylen	2.397	117	984	85	8,6	0,07	0,96
<i>m</i> -xylen	157	0	131	0			
<i>o</i> -xylen	2.551	68	995	50	5,0	0,07	0,43
<i>p</i> -xylen	185	0	141				
Xylen (uspecifik)	20	1	20	1	5,0	0,03	0,03
Halogenerede alifatiske kulbrinter							
1,2-dibromethan	350	3	331	2	0,6	0,56	0,67
Tetrachlorethen	2.750	42	1.011	15	1,5	0,09	2,8
Tetrachlormethan	2.736	9	1.012	8	0,8	0,09	0,47
1,1,1-trichlorethan	2.747	25	1.011	14	1,4	0,06	0,39
Trichlorethen	2.752	82	1.011	35	3,5	0,09	3,5
Trichlormethan (chloroform)	2.733	164	1.009	87	8,6	0,08	11,0
Vinylchlorid	351	8	330	7	2,1	0,98	5,6
Phenoler							
Nonylphenoler	192	5	153	5	3,3	0,6	4,2
Nonylphenoethoxylater	151	0	109	0			
Phenol	4.231	147	1.044	123	11,8	0,07	5,1
Chlorphenoler							
2,4-dichlorphenol	4.381	36	1.046	21	2,0	0,05	0,34
2,6-dichlorphenol	4.216	5	1.044	4	0,4	0,01	0,04
Pentachlorphenol	4.270	5	1.045	5	0,5	0,04	0,07
Blødgørere							
Dibuthylphthalat (DBP)	129	2	90	2	2,2	0,3	1,0
Detergenter							
Kationiske DTDMAC (sum)	113	2	110	2	1,8	5,5	6
Ethere							
MTBE	29	1	28	1	3,6	1,4	1,4

Bilag 4.2 Organiske mikroforureninger i landovervågningen 1995-1999

Udvalgte analyser

Alle medianværdier er beregnet på grundlag af medianværdier for de enkelte filtre, da en simpel gennemsnitsberegning ville være meget påvirkelig af enkeltstående meget høje koncentrationer.

Landovervågning (LOOP) Organiske mikroforureninger	Analyser	Analyser med fund	Filtre med analyse	Filtre med fund		Median af fund µg/l	Maksimum af fund µg/l
				Antal	%		
Aromatiske kulbrinter							
Benzen	25	0	25	0			
Naphtalen	25	0	25	0			
Toluen	25	11	25	11	44,0	0,04	0,63
<i>o</i> -xylene	18	2	18	2	11,1	0,18	0,31
<i>m+p</i> -xylene	18	2	18	2	11,1	0,52	0,89
Xylen	7	6	7	6	85,7	0,15	0,44
Halogenerede alifatiske kulbrinter							
Tetrachlorethen	7	0	7	0			
Tetrachlormethan	7	0	7	0			
1,1,1-trichlorethan	7	0	7	0			
Trichlorethen	7	0	7	0			
Trichlormethan (chloroform)	7	0	7	0			
Phenoler							
Nonylphenoler	12	3	12	3	25,0	0,43	0,52
Nonylphenoethoxylater	7	0	7	0			
Phenol	73	8	39	8	20,5	0,09	0,27
Chlorphenoler							
2,4-dichlorphenol	103	1	45	1	2,2	0,04	0,04
2,6-dichlorphenol	80	0	39	0			
Pentachlorphenol	79	0	39	0			
Blødgørere							
Dibuthylphthalat (DBP)	7	6	7	6	86	0,42	0,81
Detergenter							
Kationisk DTDMAC (sum)	5	0	5	0			

Bilag 4.3 Organiske mikroforureninger i vandværksboringer 1993-1999

Udvalgte analyser

Alle medianværdier er beregnet på grundlag af medianværdier for de enkelte filtre, da en simpel gennemsnitsberegning ville være meget påvirkelig af enkeltstående meget høje koncentrationer.

Vandværkernes boringskontrol	Analyser	Analyser med fund	Boringer med analyse	Boringer med fund		Median af fund (µg/l)	Maksimum af fund (µg/l)	
				Antal	%			
Aromatiske kulbrinter								
	Benzen	2.714	193	1.644	76	4,6	0,1	1.200 ¹⁾
	Naphthalen	2.387	33	1.517	22	1,4	0,11	1,03
	Toluen	2.696	169	1.638	129	7,9	0,1	80
	<i>m+p</i> -xylen	1.832	82	1.239	68	5,5	0,11	47,3
	<i>m</i> -xylen	198	0	150	0	0		
	<i>o</i> -xylen	2.000	42	1.319	36	2,7	0,07	5,2
	<i>p</i> -xylen	199	0	147	0	0		
	Xylen (uspecifik)	420	25	331	25	7,6	0,04	0,21
Halogenerede alifatiske kulbrinter								
	Tetrachlorethen	3.232	444	1.686	105	6,2	0,1	73
	Tetrachlormethan	3.069	68	1.679	34	2,0	0,06	17,9
	1,1,1-trichlorethan	3.043	256	1611	67	4,2	0,07	810 ¹⁾
	Trichlorethen	3.398	878	1713	171	10,0	0,23	2.500 ¹⁾
	Trichlormethan (chloroform)	3.061	219	1664	122	7,3	0,12	6,9
	Vinylchlorid	275	16	180	13	7,2	0,5	1,9
Phenoler								
	Nonylphenoler	6	0	6	0			
	Nonylphenoethoxylater	2	0	2	0			
	Phenol	1.769	136	1169	69	5,9	0,1	28
Chlorphenoler								
	2,4-dichlorphenol	3.365	4	2552	4	0,2	0,05	0,27
	2,6-dichlorphenol	2.089	5	1603	5	0,3	0,06	0,07
	Pentachlorphenol	2.308	10	1773	8	0,5	0,07	0,17
Detergenter								
	Kationiske DTDMAC (sum)	1	0	1	0			
Ethere								
	MTBE	208	54	164	28	17,1	0,29	45

1) Disse høje værdier komme fra boringer, som ikke leverer drikkevand, men som alligevel er indberettet til Vandressourceregistret ved GEUS.

Bilag 5.1 Pesticider og nedbrydningsprodukter i grundvandsovervågningen

1993-1999

Der er kun medtaget data fra GEUS's databaser. Data er sorteret i to dele: Først i tabellen er vist stoffer fundet i vandværksboringer, mens den sidste del af tabellen viser de stoffer som der er analyseret for men som ikke er fundet.

Pesticid og nedbrydningsprodukter i grundvandsovervågning 1993-1999	Analyser				Filtre				Koncentration		
		m. fund	m fund $\geq 0,1 \mu\text{g/l}$	gnst. af fund	med analyse	med fund		med fund $\geq 0,1 \mu\text{g/l}$		Median	Max.
	antal	antal	antal	$\mu\text{g/l}$	antal	antal	%	antal	%	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$
2,3,4,6-tetraclorphenol	2.834	2		0,01	946	2	0,2			0,01	0,03
2,4,6-trichlorphenol	2.830	2		0,01	946	2	0,2			0,01	0,02
2,4_D	4.602	14		0,02	1.039	14	1,4			0,02	0,04
2,4-dichlorphenol	4.381	36	9	0,08	1.046	21	2,0	9	0,9	0,05	0,34
2,4-dimethylphenol	2.820	9	5	0,22	944	8	0,9	4	0,4	0,08	0,72
2,6-Dichlorbenzamid	2.693	430	159	0,49	934	168	18,0	62	6,6	0,05	43
2,6-dichlorebnzoyre	174	5		0,03	65	3	4,6			0,02	0,09
2-CPP	54	1		0,01	39	1	2,6			0,01	0,01
4-clor,2-methylphenol	2.964	12	4	0,31	963	9	0,9	4	0,4	0,07	1,88
AMPA	964	4		0,02	735	3	0,4			0,02	0,03
Atrazin	4.848	170	22	0,06	1.046	50	4,8	11	1,1	0,02	1,52
Atrazin, desethyl-	2.537	159	35	0,1	923	51	5,5	9	1,0	0,02	1,18
Atrazin, desisopropyl	2.512	108	21	0,08	922	51	5,5	12	1,3	0,03	0,84
Atrazin, hydroxy-	1.843	20	2	0,08	849	19	2,2	2	0,2	0,04	0,78
BAM 2,6-Dichlorbenzamid	2.486	413	154	0,51	887	161	18,2	59	6,6	0,05	43
Bentazon	2.539	72	19	0,15	922	31	3,4	8	0,9	0,03	2,8
Bromoxynil	1.356	2		0,02	816	2	0,3			0,02	0,02
Carbofuran	1.833	1		0,01	839	1	0,1			0,01	0,01
Chloridazon	1.338	3	1	0,07	816	3	0,4	1	0,1	0,04	0,13
Clopyralid	175	2	2	0,11	66	1	1,5	1	1,5	0,11	0,12
Cyanazin	2.484	1		0,01	920	1	0,1			0,01	0,01
Dalapon	724	2		0,02	628	2	0,3			0,02	0,02
Desethylisopropylatrazin	787	42	12	0,11	622	32	5,1	8	1,3	0,04	0,72
Dichlobenil	2.102	14		0,03	879	8	0,9			0,02	0,09
Dichlorprop	4.848	141	70	9,27	1.045	35	3,4	7	0,7	0,02	370
Dimethoat	2.168	2		0,04	882	2	0,2			0,04	0,06
Dinoseb	4.839	17	1	0,04	1.045	15	1,4	1	0,1	0,03	0,17
Diuron	1.887	8		0,02	871	7	0,8			0,02	0,02
DNOC	4.845	10	2	0,05	1.045	9	0,9	2	0,2	0,03	0,23
Ethylentiurea	1.096	4		0,03	675	4	0,6			0,03	0,06
Fenpropimorph	1.320	2		0,02	813	2	0,3			0,02	0,03
Glyphosat	964	4		0,04	737	3	0,4			0,03	0,08
Hexazinon	2.496	36	18	0,33	916	17	1,9	5	0,5	0,02	1,8
hydroxysimazin	716	1		0,01	518	1	0,2			0,01	0,01
Isoproturon	2.509	4	1	0,17	916	3	0,3	1	0,1	0,05	0,63
Lenacil	917	1		0,02	687	1	0,2			0,02	0,02
Maleinhydrazid	183	1	1	0,1	174	1	0,6	1	0,6	0,1	0,1
MCPA	4.840	34	12	0,14	1.045	12	1,2	2	0,2	0,01	1,6
Mechlorprop	4.845	79	35	0,18	1.045	24	2,3	4	0,4	0,02	1,68
Metamitron	2.147	1		0,04	877	1	0,1			0,04	0,04
Metribuzin	1.385	17	1	0,09	816	9	1,1	1	0,1	0,05	0,8
Metsulfuron methyl	846	2		0,02	693	2	0,3			0,02	0,03
Pendimethalin	2.190	14	1	0,62	879	14	1,6	1	0,1	0,02	8,39
Pentachlorphenol	4.270	5		0,04	1.045	5	0,5			0,04	0,07
Simazin	4.841	57	12	0,09	1.045	20	1,9	4	0,4	0,03	0,51
Terbutylazin	2.461	15		0,02	915	14	1,5			0,02	0,05
Terbutylazin, hydro	45	1		0,01	44	1	2,3			0,01	0,01

Pesticid og nedbrydningsprodukter i grundvandsovervågning 1993-1999	Analyser					Filtre				Koncentration	
		m. fund	m fund ≥0,1µg/l	gnst. af fund	med analyse	med fund		med fund ≥ 0,1µg/l		Median	Max.
	antal	antal	antal	µg/l	antal	antal	%	antal	%	µg/l	µg/l
Trans-1,2-dichlorethen	50	1	1	0,62	47	1	2,1	1	2,1	0,62	0,62
Triadimenol	388	1		0,01	202	1	0,5			0,01	0,01
2,3,4,5-tetraclorphenol	89				89						
2,3,5,6-tetraclorphenol	25				25						
4,6-diclor,2-methylphenol	114				113						
6-clor,2-methylphenol	102				101						
Chlormethylphenoler	31				28						
2-(2,6-dich.ph)props	3				2						
2,3,6-TCBA	174				65						
2,4,5-T	203				69						
2,6-D	174				65						
2,6-DCPP	339				183						
2-M-4,6-DCPA	174				65						
2-M-4,6-DCPP	174				65						
2-M-6-CPA	174				65						
4-CPP	176				123						
Alachlor	293				193						
Aldicarb	26				26						
Aldrin	25				25						
Benazolin-ethyl	184				70						
Bromacil	25				25						
Bromophos	33				30						
Bromophos-ethyl	25				25						
Carbofenotion	25				25						
Chlordan	25				25						
Chlorfenvinphos	25				25						
Chlorpyrifos	25				25						
Chlorpyrifos	174				65						
Chlorsulfuron	844				692						
Cycloat	25				25						
DDD, o,p-	25				25						
DDD, p,p-	25				25						
DDE, o,p-	25				25						
DDE, p,p-	25				25						
DDT, o,p-	25				25						
DDT, p,p-	25				25						
Diazinon	199				66						
Dicamba	394				204						
Dieldrin	25				25						
Dinoterb	174				65						
Endosulfan, alpha	25				25						
Endosulfan, beta	25				25						
Endrin	25				25						
Esfenvalerat	25				25						
Ethofumesat	1.164				789						
Fenitrothion	25				25						
Fenvalerat	25				25						
Flamprop	174				65						
Flamprop-M-isopropyl	6				6						
Fluazifop	187				72						
Fluazifop-butyl	171				159						
Fonofos	25				25						
Gamma Lindan (HCH)	26				26						
HCH-alfa	25				25						
HCH-beta	25				25						
HCH-delta	25				25						
Heptachlor	25				25						

Pesticid og nedbrydningsprodukter i grundvandsovervågning 1993-1999	Analyser				Filtre				Koncentration		
		m. fund	m fund $\geq 0,1\mu\text{g/l}$	gnst. af fund $\mu\text{g/l}$	med analyse	med fund		med fund $\geq 0,1\mu\text{g/l}$		Median	Max.
	antal	antal	antal		antal	antal	%	antal	%	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$
Heptachlorepoxyd	25				25						
Heptenophos	3				3						
Hexachlorbenzen	25				25						
hydroxycarbofuran	988				763						
Hydroxyterbutylazin	13				13						
Imazalil	1				1						
Ioxynil	1.368				817						
Linuron	1.071				545						
Malathion	26				26						
MCPB	200				67						
Metazachlor	394				252						
Methabenzthiazuron	360				203						
Methomyl	53				46						
Metolachlor	25				25						
Mirex	25				25						
Omethoat	93				53						
Parathion	227				178						
Parathion-methyl	25				25						
Pesticider	1				1						
Phenmedipham	89				89						
Pirimicarb	1.296				796						
Prochloraz	217				94						
Prometryn	29				29						
Propazin	154				145						
Propiconazol	1.368				816						
Propyzamid	399				207						
Sebutylazin	91				91						
Terbacil	25				25						
Thifensulfuron methyl	12				11						
Triasulfuron	12				11						

Bilag 5.2 Pesticider og nedbrydningsprodukter i landovervågningen 1993-1999

Der er kun medtaget data fra GEUS's databaser. Data er sorteret i to dele: Først i tabellen er vist stoffer fundet i vandværksboringer, mens den sidste del af tabellen viser de stoffer som der er analyseret for men som ikke er fundet.

Pesticid og nedbrydningsprodukter i landovervågning 1993-1999	Analyser				Boringer					Koncentration	
		m. fund	m fund ≥0,1µg/l	gnst. af fund	med analyse	med fund		med fund ≥ 0,1µg/l		Median	Max.
	antal	antal	antal	µg/l	antal	antal	%	antal	%	µg/l	µg/l
2,4_D	733	5	1	0,04	119	5	4,2	1	0,8	0,02	0,12
2,4-dichlorphenol	103	1	0	0,04	45	1	2,2			0,04	0,04
2,4-dimethylphenol	51	1	0	0,00	16	1	6,3			0	0
4-CPP	20	1	0	0,07	13	1	7,7			0,07	0,07
AMPA	196	21	12	0,13	45	8	17,8	4	8,9	0,07	0,7
Atrazin	776	44	1	0,03	125	8	6,4	1	0,8	0,02	0,12
Atrazin, desethyl-	467	57	10	0,05	90	15	16,7	2	2,2	0,02	0,22
Atrazin, desisopropyl	444	50	12	0,07	84	18	21,4	6	7,1	0,02	0,3
Atrazin, hydroxy-	310	11	0	0,02	65	4	6,2			0,02	0,03
BAM 2,6-Dichlorbenzamid	376	13	2	0,05	78	4	5,1	1	1,3	0,02	0,13
Bentazon	513	55	1	0,02	93	19	20,4	1	1,1	0,01	0,19
Bromoxynil	232	1	0	0,05	53	1	1,9			0,05	0,05
Carbofuran	428	1	0	0,03	88	1	1,1			0,03	0,03
Cyanazin	461	2	0	0,02	88	2	2,3			0,02	0,02
deethylisopropylatrazin	115	30	9	0,18	24	10	41,7	3	12,5	0,04	1,7
deethylterbutylazin	153	6	2	0,15	38	3	7,9	1	2,6	0,05	0,62
Dichlorprop	768	11	0	0,02	125	8	6,4			0,02	0,04
Dinoseb	764	4	1	0,03	124	4	3,2	1	0,8	0,01	0,12
Diuron	292	2	0	0,01	64	2	3,1			0,01	0,02
DNOC	764	6	1	0,04	124	5	4,0	1	0,8	0,02	0,1
Ethofumesat	209	2	1		44	1	2,3	1	2,3	39,01	78
Glyphosat	199	19	10	0,38	45	8	17,8	6	13,3	0,12	2,6
Hexazinon	391	3	0	0,04	66	3	4,5			0,04	0,07
Isoproturon	531	20	3	0,10	93	9	9,7	2	2,2	0,02	1,07
Lenacil	85	1	0	0,03	33	1	3,0			0,03	0,03
MCPA	768	15	0	0,02	125	10	8,0			0,02	0,07
Mechlorprop	764	19	0	0,02	125	13	10,4			0,02	0,08
Metamitron	426	5	0	0,02	84	4	4,8			0,01	0,03
Metribuzin	231	2	0	0,03	51	2	3,9			0,03	0,06
Pendimethalin	298	2	0	0,03	56	2	3,6			0,03	0,04
Pirimicarb	236	2	0	0,01	53	2	3,8			0,01	0,01
Propyzamid	90	1	1	0,11	23	1	4,3	1	4,3	0,11	0,11
Simazin	763	22	0	0,03	125	3	2,4			0,03	0,05
TCA	59	1	1	0,17	8	1	12,5	1	12,5	0,17	0,17
Terbutylazin	428	2	1	0,08	88	1	1,1	1	1,1	0,08	0,13
Triasulfuron	17				11					0	0
2,3,6-TCBA	59				9						
2,4,5-T	59				9						
2,4-DB	83				23						
2,6-D	59				9						
2,6-DCPP	106				34						
2,6-dichlorebenzoyre	59				9						
2,6-dichlorphenol	80				39						
2-CPP	34				13						
2-M-4,6-DCPA	59				9						
2-M-4,6-DCPP	59				9						
2-M-6-CPA	59				9						

Pesticid og nedbrydningsprodukter i landovervågning 1993-1999	Analyser				Boringer				Koncentration		
		m. fund	m fund ≥0,1µg/l	gnst. af fund	med analyse	med fund		med fund ≥ 0,1µg/l		Median	Max.
	antal	antal	antal	µg/l	antal	antal	%	antal	%	µg/l	µg/l
Alachlor	185				57						
Aldicarb	24				14						
Benazolin	12				6						
Benazolin-ethyl	76				20						
Chloridazon	246				62						
Chlorpyrifos	62				9						
Chlorsulfuron	145				36						
Clopyralid	63				10						
Cypermethrin	5				5						
Dalapon	92				23						
Diazinon	62				9						
Dicamba	87				23						
Dichlobenil	285				56						
Dimethoat	407				80						
Dinoterb	79				22						
Ethylentiurea	196				33						
Fenpropimorph	214				47						
Flamprop	76				20						
Fluazifop	76				20						
Fluazifop-butyl	11				8						
Heptenophos	69				29						
hydroxycarbofuran	181				47						
Hydroxysimazin	114				34						
Hydroxyterbuthylazin	6				3						
Ioxynil	256				60						
Isoxaben	24				14						
Lineacil	70				14						
Linuron	206				61						
Maleinhydrazid	22				8						
MCPB	59				9						
Metazachlor	136				54						
Methabenzthiazuron	105				41						
Metsulfuron methyl	145				36						
Parathion	28				16						
Pentachlorphenol	79				39						
Prochloraz	90				23						
Propiconazol	236				53						
Propoxur	24				14						
Terbuthylazin, hydro	17				11						
Thifensulfuron methyl	17				11						
Triadimenol	90				23						

Bilag 5.3 Pesticider og nedbrydningsprodukter i Vandværksboringer 1993-1999

Der er kun medtaget data fra GEUS's databaser. Data er sorteret i to dele: Først i tabellen er vist stoffer fundet i vandværksboringer, mens den sidste del af tabellen viser de stoffer som der er analyseret for men som ikke er fundet.

Pesticid og nedbrydningsprodukter i vandværksboringer 1993-1999	Analyser				Boringer					Koncentration	
		m. fund	m fund ≥0,1µg/l	gnst. af fund	med analyse	med fund		med fund ≥ 0,1µg/l		Median	Max.
	antal	antal	antal	µg/l	antal	antal	%	antal	%	µg/l	µg/l
2,3,5,6-tetraclorphenol	178	2		0,08	155	1	0,7			0,08	0,08
2,3,6-TCBA	118	1		0,05	110	1	0,9			0,05	0,05
2,4_D	8.768	19	1	0,05	5.470	14	0,3	1	0,02	0,02	0,38
2,4-dichlorphenol	3.365	4	1	0,1	2.558	4	0,2	1	0,04	0,05	0,27
2,4-dimethylphenol	1.425	20	12	0,42	987	8	0,8	4	0,4	0,07	2,6
2,6-DCPP	691	3		0,02	637	2	0,3			0,02	0,03
2,6-dimethylphenol	1.413	68	53	8,06	973	8	0,8	7	0,7	0,18	215
2C6MPP, 2-(2-chlor-6 .)	204	2		0,03	191	2	1,1			0,03	0,04
2CCP, 2-(2-Chlorphenol)	74	1		0,01	69	1	1,5			0,01	0,01
4CCP, 2-(4-Chlorphenol)	174	11	1	0,04	168	11	6,6	1	0,6	0,02	0,19
4-CPP	895	47		0,02	706	14	2,0			0,02	0,07
Alachlor	694	1		0,01	596	1	0,2			0,01	0,01
Aldicarb	70	2		0,02	68	2	2,9			0,02	0,02
Atrazin	9.290	412	61	0,06	5.604	230	4,1	43	0,8	0,02	1,11
Atrazin, desethyl-	4.673	208	24	0,05	3.629	135	3,7	18	0,5	0,03	0,82
Atrazin, desisopropyl	4.587	146	10	0,04	3.593	106	3,0	10	0,3	0,02	1
Atrazin, hydroxy-	3.143	19	3	0,05	2.680	18	0,7	3	0,1	0,02	0,22
BAM 2,6-Dichlorbenzamid	6.942	2.420	891	0,63	4.202	1.000	23,8	413	9,8	0,06	560
Bentazon	4.689	129	34	0,15	3.651	71	1,9	12	0,3	0,02	2,65
Chlorpyrifos-methyl	43	1		0,03	34	1	2,9			0,03	0,03
Chlorsulfuron	138	1		0,01	134	1	0,8			0,01	0,01
Cyanazin	4.476	9	1	0,04	3.582	9	0,3	1	0,03	0,03	0,18
deethylisopropylatrazin	39	2		0,06	39	2	5,1			0,06	0,06
Diazinon	187	1		0,02	147	1	0,7			0,02	0,02
Dichlobenil	4.724	36	3	0,07	3.746	33	0,9	3	0,1	0,02	1,1
Dichlorprop	9.229	264	40	0,11	5.575	109	2,0	21	0,4	0,02	5,37
Dimethoat	4.314	6	1	0,03	3.518	6	0,2	1	0,03	0,02	0,11
Dinoseb	9.019	14		0,01	5.554	14	0,3			0	0,05
Dinoterb	135	1		0,02	126	1	0,8			0,02	0,02
Diuron	2.229	15	4	0,11	1.868	12	0,6	2	0,1	0,02	0,47
DNOC	9.034	11		0,03	5.563	8	0,1			0,02	0,09
Ethylentiurea	56	2		0,01	56	2	3,6			0,01	0,02
Hexazinon	4.914	122	35	0,09	3.802	64	1,7	9	0,2	0,03	1,12
Ioxynil	809	2		0,04	692	1	0,1			0,04	0,04
Isoproturon	4.409	31	3	0,08	3.510	22	0,6	2	0,1	0,02	0,98
Linuron	2.243	1	1	0,24	1.841	1	0,1	1	0,1	0,24	0,24
MCPA	9.089	55	10	0,07	5.576	35	0,6	6	0,1	0,03	0,56
Mechlorprop	9.181	263	33	0,15	5.574	111	2,0	17	0,3	0,03	11,4
Metamitron	4.183	2		0,02	3.448	2	0,1			0,02	0,02
Pendimethalin	4.235	37	1	0,03	3.435	36	1,1	1	0,03	0,02	0,33
Pentachlorphenol	2.308	10	2	0,07	1.778	8	0,5	2	0,1	0,07	0,17
Pirimicarb	791	1		0,01	634	1	0,2			0,01	0,01
Simazin	9.172	200	11	0,03	5.587	129	2,3	10	0,2	0,02	0,42
TCA	7	1		0,05	7	1	14,3			0,05	0,05
Terbutylazin	4.481	12		0,02	3.578	12	0,3			0,01	0,07
2,3,4,5-tetraclorphenol	140				121						

Pesticid og nedbrydningsprodukter i vandværksboringer 1993-1999	Analyser				Boringer				Koncentration		
		m. fund	m fund ≥0,1µg/l	gnst. af fund	med analyse	med fund		med fund ≥ 0,1µg/l		Median	Max.
	antal	antal	antal	µg/l	antal	antal	%	antal	%	µg/l	µg/l
2,3,4,6-tetrachlorphenol	1.456				1.170						
2,4,5-T	478				399						
2,4,6-trichlorphenol	1.245				1.003						
2,4-DB	115				107						
2,6-D	121				113						
2,6-dichlorebnzoyre	142				124						
2346tetrachlorphenol	5				5						
2CPA, 2-Chlorphenoxy	175				169						
2-CPP	198				193						
2-M-4,6-DCPA	121				113						
2-M-4,6-DCPP	121				113						
2-M-6-CPA	122				114						
2-Nitrophenol	6				6						
4-Nitrophenol	40				38						
Aldrin	58				58						
AMPA	108				108						
Azinphos-ethyl	43				43						
Azinphos-methyl	43				43						
Benazolin	24				15						
Benazolin-ethyl	216				185						
Bromacil	99				85						
Bromophos	25				24						
Bromophos-ethyl	34				34						
Bromopropylat	19				19						
Bromoxynil	726				635						
Bupirimat	19				19						
Captafol	19				19						
Carbaryl	19				19						
Carbendazim	19				19						
Carbofenotion	15				15						
Carbofuran	2.375				1.901						
Chinomethionat	19				19						
Chlordan	15				15						
Chlorfenvinphos	34				34						
Chloridazon	816				675						
Chlormefos	19				19						
Chlorothalonil	19				19						
Chlorpropham	19				19						
Chlorpyrifos	40				40						
Chlorpyrifos	113				93						
Clopyralid	189				150						
Cyanofenphos	19				19						
Cycloat	15				15						
Cyfluthrin	19				19						
Cypermethrin	41				27						
Dalapon	13				13						
DDD, o,p-	15				15						
DDD, p,p-	34				34						
DDE, o,p-	15				15						
DDE, p,p-	34				34						
DDT, o,p-	34				34						
DDT, p,p-	34				34						
Deltamethrin	19				19						
desethylterbuthylazin	193				182						
Desmetryn	19				19						
Dibenzofuran	2				2						
Dicamba	698				607						

Pesticid og nedbrydningsprodukter i vandværksboringer 1993-1999	Analyser				Boringer				Koncentration		
		m. fund	m fund ≥0,1µg/l	gnst. af fund	med analyse	med fund		med fund ≥ 0,1µg/l		Median	Max.
	antal	antal	antal	µg/l	antal	antal	%	antal	%	µg/l	µg/l
Dichlorfluanid	19				19						
Dieldrin	58				58						
Dimetachlor	19				19						
Endosulfan, alpha	34				34						
Endosulfan, beta	34				34						
Endrin	39				39						
Esfenvalerat	84				62						
Ethion	19				19						
Ethofumesat	411				329						
Fenchlorphos	19				19						
Fenitrothion	58				58						
Fenpropimorph	611				536						
Fenson	19				19						
Fenvalerat	34				34						
Flamprop	121				113						
Flamprop-M-isopropyl	45				42						
Fluazifop	166				135						
Fluazifop-butyl	263				251						
fluazifop-p-butyl	8				8						
Flucythrinat	19				19						
Fonofos	15				15						
Formothion	19				19						
Gamma Lindan (HCH)	47				45						
Glyphosat	121				119						
HCH-alfa	34				34						
HCH-beta	15				15						
HCH-delta	15				15						
Heptachlor	15				15						
Heptachlorepoxyd	15				15						
Heptenophos	19				19						
Herbicider	2				2						
Hexachlorbenzen	34				34						
hydroxycarbofuran	157				154						
Hydroxysimazin	113				111						
Hydroxyterbuthylazin	100				90						
Imazalil	38				37						
Iprodion	19				19						
Isobutanol	13				13						
Isofenphos	19				19						
Isoxaben	17				17						
Lenacil	202				195						
Malathion	23				21						
Malathion	40				40						
MCPB	181				150						
Mecarban	19				19						
Metalaxyl	19				19						
Metazachlor	697				569						
Methabenzthiazuron	570				467						
Methidathion	19				19						
Methomyl	139				139						
Methoxychlor	19				19						
Metolachlor	15				15						
Metribuzin	653				544						
Metsulfuron methyl	123				121						
Mirex	15				15						
Parathion	86				83						
Parathion-methyl	58				58						

Pesticid og nedbrydningsprodukter i vandværksboringer 1993-1999	Analyser				Boringer				Koncentration		
		m. fund	m fund ≥0,1µg/l	gnst. af fund	med analyse	med fund		med fund ≥ 0,1µg/l		Median	Max.
	antal	antal	antal	µg/l	antal	antal	%	antal	%	µg/l	µg/l
Permethrin	19				19						
Phenmedipham	314				290						
Phosalon	19				19						
Phosmet	19				19						
Phosphamidon	19				19						
Pirimiphos-methyl	19				19						
Prochloraz	288				248						
Procymidon	19				19						
Promecarb	19				19						
Prometryn	19				19						
Propachlor	43				43						
Propazin	419				400						
Propham	19				19						
Propiconazol	843				686						
Propoxur	70				68						
Propyzamid	802				660						
Prothiofos	19				19						
Pyrazophos	19				19						
Quinalphos	19				19						
Sebutylazin	15				15						
Sulfotep	19				19						
Terbacil	18				18						
Terbacil	16				16						
Terbuthylazin, hydro	59				56						
Terbutryn	19				19						
Tetrachlorphenol	17				17						
Tetrachlorvinfos	15				15						
Tetradifon	19				19						
Tetrasul	5				5						
Thiabendazol	19				19						
Tolclofos-methyl	19				19						
Tolyfluanid	19				19						
Triadimefon	26				24						
Triadimenol	534				424						
Tri-allat	7				5						
Triazophos	19				19						
Trifluralin	166				136						
Vinclozolin	19				19						

Bilag 6.1 Vandindvinding i 1999 fordelt på 11 kategorier

Amter	Offentlige Almene Vandværker	Private Almene Vandværker	Små ikke Almene anlæg, 1-9 husst.	Institutioner	Erhverv og Industr i m.v.	Markvandin g og gartneri	Dambrug	Grundvands-sænkn-inger	Afværge-boringer	Anden Ind-vinding	Total grundvands-indvinding	Overflade-vands-indvinding
Mio. m ³ /år												
Københavns og Frederiksberg Komm.	2,481	0	0	0,002	0,059	0	0.	7,573 (6,683 ⁴⁾)	0,088	i.o.	10,203	i.o.
København	39,458 (23,168 ²⁾)	0,480	0,296	0,030	0,838	0,201	0	i.o.	5,809	i.o.	47,112	i.o.
Frederiksborg	31,400 ¹⁾ (16,864 ²⁾ (3,148 ³⁾)	10,900	1,000	0,081	0,400	0,900	0	i.o.	0,900	i.o.	45,581	1,300
Roskilde	30,974 (21,357 ²⁾)	9,056	0,016	0,116	2,500	0,544	i.o.	i.o.	i.o.	i.o.	43,150	0,240
Vestsjælland	17,076 (4,500 ²⁾)	14,479	0,151	i.o.	i.o.	i.o.	i.o.	i.o.	i.o.	i.o.	31,706	5,444
Storstrøm	8,317	10,451	i.o.	i.o.	2,378	0,740	i.o.	i.o.	i.o.	i.o.	21,886	1,896
Bornholm	3,138	0,869	0,400	i.o.	0,035	0,100	i.o.	i.o.	i.o.	i.o.	4,542	0,050
Fyn	9,016	28,363	0,025	0,018	1,688	3,477	0,010	i.o.	i.o.	0,161	42,758	2,543
Sønderjylland	7,820	10,920	6,490	2,300	2,190	20,360	0,021	i.o.	i.o.	i.o.	50,101	1,725
Ribe	12,545	9,080	i.o.	0,024	1,301	35,083	5,076	0,020	0,779	0,007	63,951	0,229
Vejle	14,180	11,540	4,100	0,150	11,660	10,980	9,166	i.o.	i.o.	i.o.	61,776	i.o.
Ringkjøbing	16,636	11,046	0,014	0,069	11,354	53,538	i.o.	i.o.	i.o.	i.o.	92,657	3,030
Århus	30,874	18,190	0,381	0,081	4,892	3,312	0,851	i.o.	i.o.	0,371	58,952	1,297
Viborg	12,575	9,875	0,240	i.o.	4,219	5,830	1,778	i.o.	i.o.	1,453	35,970	0,353
Nordjylland	18,438	20,815	0,264	0,157	10,482	5,300	16,644	i.o.	i.o.	0,073	72,173	0,200
Danmark	255,928	166,064	13,377	3,028	53,996	140,365	33,546	7,593	7,576	2,065	682,538	18,307

1) Incl. Københavns Vands og Sjælsø Vandværks kildepladser.

2) Eksport til Københavns Kommune (Københavns Vand).

3) Eksport til Københavns Amt (Lyngby og Gentofte kommuner).

4) Metro-projektet.

i.o.= ingen oplysninger

Danmarks og Grønlands
Geologiske Undersøgelse (GEUS)
Miljø- og Energiministeriet

Thoravej 8
2400 København NV
Danmark

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

GEUS er en forsknings-
og rådgivningsinstitution
i Miljø- og Energiministeriet

Hovedparten af det grundvand der indvindes til drikkevand i Danmark er dannet efter 1950 og derfor påvirket mere eller mindre af menneskelig aktivitet.

Halvdelen af det øvre grundvand, ned til omkring 40 meter er belastet med nitrat og pesticider, der især hidrører fra landbrugsdrift.

Med skyldig hensyn til de variationer der forekommer på landsplan, må det på nuværende grundlag konstateres, at der ikke kan ses nogen signifikant effekt af Vandmiljøplanen i grundvandet.

I grundvandsovervågningen analyseres der nu for 45 pesticider eller nedbrydningsprodukter af pesticider og heraf er der fundet rester af i alt 32. Der er yderligere fundet 18 andre stoffer der ikke indgår i overvågningen.

I vandværksboringer er der fundet endnu flere pesticider og nedbrydningsprodukter, men i overvejende grad under grænseværdien for drikkevand.

Indenfor de sidste syv år er der fundet pesticider og nedbrydningsprodukter i 24% af vandværkernes boringer, og i 9% er grænseværdien for drikkevand på 0,1 ug/l overskredet. I overvågningen af det terrænnære grundvand under landbrugsjorder er der hyppigt fundet pesticider, mest under grænseværdien for drikkevand, heriblandt aktivstoffet glyphosat og nedbrydningsproduktet AMPA fra sprøjtemidlet Roundup. Efter et par våde vintre er grundvandsstanden igen normal. Samtidig har to våde forår i 1998 og 1999 medført at vandingsbehovet var det mindste i mange år.