

Redegørelse fra Miljøstyrelsen

Nr. 1 1990

Vandmiljø-90



Miljøministeriet **Miljøstyrelsen**

Redegørelse fra Miljøstyrelsen

1985

Nr. 1 : Miljøstyrelsens handlingsplan 1985-1990

Nr. 2 : Sløjfning af olietanke

1986

Nr. 1 : Anvendelse af overskudshalm

1987

Nr. 1 : Affaldsredegørelse

Nr. 2 : Danish waste policy

Nr. 3 : Atomkraftværker nær Danmark

Nr. 4 : Pant

Nr. 5 : Kviksølvredegørelse

1988

Nr. 1 : Det europæiske miljøsamarbejde

Nr. 2 : Fosfor – kilder og virkninger

1989

Nr. 1 : Bly

1990

Nr. 1 : Vandmiljø-90

**Redegørelse fra Miljøstyrelsen
Nr.1 1990**

Vandmiljø-90

Samlet status over vandmiljøet i Danmark

**Miljøministeriet
Miljøstyrelsen**

Indhold

	Forord	side 7
1.	Indledning	9
1.1	Kilder til belastning med kvælstof	9
1.2	Kilder til belastning med fosfor	10
1.3	Kilder til belastning med organisk stof	10
1.4	Begrænsning af udledningen af næringssalte	10
2.	Kilder for tilførsel af næringssalte	13
2.1	Landbrug	14
2.1.1	<i>Gødningstilførsel til afgrøderne</i>	<i>14</i>
2.1.2	<i>Udvaskning af kvælstof</i>	<i>17</i>
2.1.3	<i>Ammoniakfordampning</i>	<i>23</i>
2.1.4	<i>Gårdbidrag</i>	<i>27</i>
2.1.5	<i>Denitrifikation</i>	<i>28</i>
2.1.6	<i>Tilførsel, omsætning og transport af fosfor</i>	<i>28</i>
2.1.7	<i>Tab af fosfor fra landbrugsjorden</i>	<i>29</i>
2.2	Renseanlæg	31
2.3	Regnvandsbetingede udløb	33
2.4	Industri	36
2.5	Akvakultur	37
2.6	Energi og trafik	39
2.7	Kvælstoftilførsel fra atmosfæren	41
2.7.1	<i>Vådafsætning</i>	<i>41</i>
2.7.2	<i>Tørafsætning</i>	<i>42</i>
2.7.3	<i>Samlet kvælstofabsætning</i>	<i>42</i>

3.	Virkninger i vandmiljøet af øget næringsstofftilførsel	45
3.1	Grundvand	46
3.1.1	Grundvandsdannelse	46
3.1.2	Kvælstof i grundvandet	47
3.1.3	Ammonium i grundvandet	50
3.1.4	Fosfor i grundvandet	50
3.2	Vandløb	51
3.2.1	Fra kildebæk til havet	51
3.2.2	Vandløbssystem, vandskel og oplande	53
3.2.3	Tilførsel af forurenende stoffer til vandløb	54
3.2.4	Målsætninger for danske vandløb	55
3.2.5	Overvågningen af tilstanden i danske vandløb	58
3.3	Søer	60
3.3.1	De danske søer	60
3.3.2	Næringsstoffbelastning af danske søer	61
3.3.3	Målsætninger for de danske søer	65
3.3.4	Overvågningen af tilstanden i danske søer	67
3.4	Marine områder	68
3.4.1	Fysiske og hydrografiske forhold	68
3.4.2	Tilførsel og transport af næringssalte	72
3.4.3	De marine områders biologi og stofomsætning	73
3.4.4	De åbne havområder	75
3.4.5	Kystvandenes forhold	76
3.4.6	Effekter af forøget næringssaltbelastning	78
3.4.7	Kvalitetsmålsætninger for marine områder	82
3.5	Sårbare terrestriske økosystemer	85
3.5.1	Skove	85
3.5.2	Heder, fattigkær og højmoser	85
4.	Status og udvikling for tilførsel af kvælstof og fosfor til vandmiljøet	87
4.1	Landbrug	88
4.1.1	Gødningsforbrug	88
4.1.2	Ammoniakfordampning	89
4.1.3	Gårdbidrag	91
4.1.4	Denitrifikation	91
4.1.5	Kvælstofudvaskning	92
4.1.6	Sammenstilling af posterne i landbrugets kvælstofregnskaber	96
4.1.7	Udvaskningsreduktion som følge af driftsændringer	99

4.1.8	<i>Effekten af forårs- kontra efterårsudbragt husdyrgødning</i>	100
4.1.9	<i>Virkningen af afvigelse fra normal gødningstilførsel</i>	103
4.1.10	<i>Effekten af ændret afgrødestruktur med flere grønne marker</i>	107
4.1.11	<i>Handelsgødningsforbruget som barometer for husdyrgødningsudnyttelsen</i>	110
4.1.12	<i>Oversigt over opnåede reduktioner i tabet til vandmiljøet</i>	112
4.2	Renseanlæg	113
4.3	Regnvandsbetingede udløb	118
4.4	Særskilte udledninger fra industrien	121
4.5	Akvakultur	127
4.6	Energi og trafik	129
4.7	Kvælstoftilførsel fra atmosfæren	130
5.	Status og udvikling for tilstanden i vandmiljøet	133
5.1	Grundvand	134
5.1.1	<i>Status og udvikling for grundvandets kvalitet</i>	135
5.1.2	<i>Kvælstof i grundvandet</i>	135
5.1.3	<i>Fosfor i grundvandet</i>	138
5.1.4	<i>Grundvandsressourcens størrelse</i>	138
5.1.5	<i>Status og udvikling for vandindvindingen</i>	141
5.1.6	<i>Drikkevandskvalitet</i>	143
5.2	Vandløb	146
5.2.1	<i>Kildebække</i>	146
5.2.2	<i>Vandløbenes biologiske forhold</i>	146
5.2.3	<i>Stoftransport og -koncentration i danske vandløb</i>	149
5.2.4	<i>Sammenligning af typeoplande</i>	151
5.2.5	<i>Udviklingstendenser i koncentration og transport af kvælstof i danske vandløb</i>	154
5.2.6	<i>Samlet transport af kvælstof og fosfor i danske vandløb</i>	154
5.2.7	<i>Transporten af kvælstof og fosfor i vandløbene i et "normalt år"</i>	157
5.2.8	<i>Konklusion og vurdering af tilstanden i danske vandløb</i>	157

5.3	Søer	159
5.3.1	<i>Udvikling i søernes tilstand</i>	160
5.3.2	<i>Muligheder for forbedring af søernes tilstand</i>	162
5.4	Marine områder	165
5.4.1	<i>Hydrografi og tilførsel af næringssalte</i>	165
5.4.2	<i>Næringssalte i åbne havområder</i>	169
5.4.3	<i>Ekstrem opvækst af alger</i>	170
5.4.4	<i>Iltsvind, bunddyr og fisk</i>	170
5.4.5	<i>Udbredelse af ålegræs</i>	172
5.4.6	<i>Årsagen til eutrofieringseffekterne</i>	173
5.4.7	<i>Opfyldelse af kvalitetsmålsætninger</i>	175
6.	Vandmiljøplanens økonomi	179
6.1	Landbruget	179
6.2	Den kommunale spildevandsrensning	180
6.3	Industriens spildevandsrensning	180
7.	Sammenfatning	181
7.1	Kilder til næringssaltbelastning	181
7.1.1	<i>Landbrugets udledninger</i>	181
7.1.2	<i>Byernes udledninger</i>	182
7.1.3	<i>Industriens udledninger til vandmiljøet</i>	183
7.2	Næringssaltene virkninger i vandmiljøet	183
7.2.1	<i>Grundvand</i>	183
7.2.2	<i>Vandløb</i>	184
7.2.3	<i>Søer</i>	184
7.2.4	<i>Fjorde og kystnære farvande</i>	185
7.2.5	<i>De åbne farvande</i>	185
7.3	Konklusion	187
	Referencer	189

Forord

Miljøstyrelsen udsendte i 1984 sin NPO-redegørelse, der for første gang opstillede en samlet oversigt over de problemer, der kan opstå ved udledning af kvælstof, fosfor og organisk stof til miljøet.

Folketinget vedtog i 1985 NPO-handlingsplanen og i 1987 Vandmiljøplanen, og begge planer tog deres faglige udgangspunkt i NPO-redegørelsen.

Det var allerede da erkendt, at der var behov for et bredere og mere veldokumenteret grundlag vedrørende kilderne til udledningerne af næringssalte til vandmiljøet og sammenhængen mellem disse udledninger og udviklingen i vandmiljøets tilstand.

Derfor er der siden 1985 iværksat, dels et omfattende NPO-forskningsprogram, dels særlige forskningsprogrammer vedrørende spildevandsrensning, havmiljø og grønne marker. Desuden iværksattes et landsdækkende overvågningsprogram for vandmiljøet.

I dette efterår rapporteres det nu afsluttede NPO-forskningsprogram af Miljøstyrelsen, medens de første resultater af Vandmiljøplanens overvågningsprogram rapporteres af amtskommunerne, Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks Geologiske Undersøgelse.

I denne redegørelse, **Vandmiljø-90**, sammenfattes resultaterne af disse programmer, sammen med foreløbige resultater fra de øvrige forskningsprogrammer, til et samlet billede af vort vandmiljø - dets tilstand idag, den udvikling, der er gået forud og årsagerne hertil.

Vandmiljø-90 repræsenterer hermed en naturlig fortsættelse af NPO-redegørelsen fra 1984.

Vandmiljø-90 er blevet til i et samarbejde mellem Miljøstyrelsen, amtskommunerne, og en lang række forskningsinstitutioner, specielt Danmarks Miljøundersøgelser, Danmarks Geologiske Undersøgelse og Statens Planteavlfsforsøg.

1. Indledning

I løbet af de seneste årtier er der i det danske vandmiljø konstateret en række forringelser i form af øget algevækst, iltsvind, fiskedød, mv. Disse må tilskrives en forøget belastning af vandmiljøet med kvælstof og fosfor.

Kvælstof og fosfor, med de kemiske betegnelser N og P, er næringssalte, der indgår som betydningsfulde forudsætninger for væksten af det organiske stof i alger og andre planter i vort vandmiljø.

Under naturlige forhold hersker der en balance mellem tilførslen af næringssalte og væksten af det organiske stof, der sikrer et alsidigt og stabilt samfund af plante- og dyrearter. Men øges tilførslen af næringssalte, kan dette stabile samfund bringes ud af balance, idet en forøget algeproduktion gør vandet så uklart, at levebetingelserne for planter og dyr ændres drastisk. Endvidere vil nedbrydningen af de øgede organiske stofmængder være årsag til et forøget iltforbrug, der i ugunstige tilfælde kan give anledning til iltsvind og fiskedød.

Endvidere kan forøget kvælstofnedsivning til grundvandet forøge vort drikkevands nitratinhold ud over de grænseværdier, der anses for nødvendige for sikring af en acceptabel drikkevandsforsyning.

1.1 Kilder til belastning med kvælstof

Spildevand indeholder en vis mængde kvælstof, men hovedkilden til kvælstofudledningen skal findes i den aktuelle landbrugspraksis. Mens der i et naturområde kun sker meget begrænsede kvælstoftab, medfører gødningstilførslen for opnåelse af de høje produktionsniveauer i moderne landbrug et uundgåeligt kvælstoftab. Dette tab forstærkes i mange tilfælde ved uhensigtsmæssig gødskningspraksis, der dog er under forbedring. Der er i de seneste 30 år sket næsten en fordobling af de totale gødningstilførsler til den danske landbrugsjord, der dog i et vist omfang modsvares af bortførsel gennem væsentligt øgede udbytter.

En del af tabet, ammoniakfordampningen, vil blive ført afsted gennem atmosfæren, hvorfra det igen tilbageføres med nedbør eller direkte fra luften. Specielt i havområder og i naturområder yder denne kilde et væsentlig bidrag til kvælstofbelastningen.

Resten af kvælstoftabet, det såkaldte markbidrag, siver ud af rodzonen og videre til grundvandsmagasinerne. I drænedes områder vil en betydelig del blive ledt direkte i vandløbene. Noget af det kvælstof, der når grundvandet, vil blive fjernet ved naturlige nedbrydningsprocesser, den såkaldte denitrifikation. Men en del vil desuden belaste vandløbene, fordi en væsentlig del af afstrømningen stammer fra grundvandet.

Specielt i vådområder, søer og fjorde kan der ske en betydelig kvælstoffjernelse, og det medfører, at det kun er en del af landbrugets kvælstofudledning, der når frem til vore kystvande og åbne havområder.

1.2 Kilder til belastning med fosfor

Hovedkilden til fosforbelastningen er spildevandsudledninger fra beboelse og industri. Denne kilde er steget kraftigt gennem de seneste 20-30 år som følge af kloakeringen, idet der i mange tilfælde ikke har været foretaget rensning for fosfor. Selv om der tilføres landbrugsjorden meget store fosformængder, tages kun en relativt ringe del, f.eks. med drænvand og ved jorderosion.

Fosfor transporteres gennem vandløbssystemerne, men i modsætning til kvælstof sker der ingen egentlig fosforfjernelse her. Fosfor vil derfor nå frem til kystvandene, medmindre det indlejres i fosforpuljen i søernes og vandløbenes bund.

1.3 Kilder til belastning med organisk stof

Hovedkilden til produktionen af organisk stof er den vækst, der fremkommer som følge af kvælstof- og fosfortilførelserne. Men direkte udledning af organisk stof med spildevand kan have en betydelig lokal virkning, hvor nedbrydningen medfører dårlige iltforhold og forarmning af dyre- og plantelivet.

1.4 Begrænsning af udledningen af næringsalte

Det er på baggrund af ovenstående, man kan forklare de senere års forværring af tilstanden i vandmiljøet. Forøgede udledninger fra landbrug og af spildevand har forårsaget stigende nitratindhold i vort grundvand, forøget algevæksten i vore søer og havområder og medført iltvind og fiskedød.

Til at imødegå denne udvikling har Folketinget vedtaget en række indgreb til begrænsning af udledningen af næringssalte.

NPO-handlingsplanen blev vedtaget i 1985 og satte især ind overfor kvælstofudledninger forårsaget af anvendelse af husdyrgødning. Samtidig iværksattes en lang række undersøgelser, NPO-forskningsprogrammet, for at forbedre forståelsen af sammenhængen mellem gødningsanvendelsen og virkningerne i vandmiljøet.

I 1987 vedtoges Vandmiljøplanen, der udover stramninger af NPO-handlingsplanen tillige satte ind overfor spildevandsudledninger fra kommunale og industrielle renselanlæg. Målene i Vandmiljøplanen er en reduktion af udledningerne af kvælstof og fosfor til vandmiljøet på henholdsvis 50% og 80%.

Samtidig iværksattes et omfattende overvågningsprogram, samt en række yderligere forskningsprogrammer, herunder havforskningsprogrammet Hav-90, et forskningsprogram vedrørende grønne marker og et forskningsprogram vedrørende spildevandsrensning.

Denne redegørelse sammenstiller resultaterne fra disse forskningsprogrammer sammen med den øvrige viden, der er indsamlet på området siden NPO-redegørelsen udsendtes i 1984.

2. Kilder for tilførsel af næringssalte

De konstaterede stigninger i næringssalttilførslen til vandmiljøet kan henføres til en lang række kilder.

Hovedkilden til kvælstoftilførslen skal findes i tabene fra landbrugsdriften. Moderne landbrug medfører brug af store kvælstofmængder, og herved bliver tabene væsentligt større end i naturområder. Ganske vist medfører en øget gødningstilførsel også øget produktion, men den gældende driftspraksis har alligevel medført stigende tab. Tabet sker dels i form af udvaskning til grundvand, vandløb og søer, dels i form af fordampning til atmosfæren. Disse kvælstoftab sker i en meget kompliceret sammenhæng med afgrødetype, jordbund, klima og driftspraksis, og udviser som følge heraf store variationer fra mark til mark og fra år til år. Landbrugsdriften giver tillige anledning til et tab af fosfor, omend dette tab er lille sammenlignet med de tilførte fosformængder i gødningen.

Hovedkilden til fosfortilførslen skal findes i udledningerne fra byernes renskanlæg. Hertil kommer bidrag fra regnvandsoverløb fra kloakkerne, og spildevandsudledningen fra spredt bebyggelse. Byspildevandet indeholder også kvælstof, men i betydeligt mindre mængder end tilførslerne fra landbruget.

Størsteparten af industriens spildevand renses i fælles renskanlæg, men en del, ofte fra meget store industrier, udledes direkte. Endvidere medfører fiskedriften i dambrug og havbrug udledning af næringssalte.

Forbrænding af fossile brændstoffer som kul, olie og benzin i forbindelse med elektricitetsproduktion og transport medfører også betydelige kvælstofudledninger til atmosfæren.

Udledning til atmosfæren af gasformige kvælstofforbindelser fra landbrug, energiproduktion og transport vil indgå i den atmosfæriske transport. Derfor stammer kvælstofforbindelserne i atmosfæren fra såvel danske som udenlandske kilder. En del af disse kvælstofforbindelser vil afsættes med nedbør eller direkte ved den såkaldte tørafsætning. Som følge heraf er det atmosfæriske kvælstofbidrag betydningsfuldt, ikke mindst i vore naturområder og marine områder.

I kapitel 2 er disse forhold behandlet for de enkelte kildetyper.

2.1 Landbrug

Den store planteproduktion i landbruget kræver store næringsstofmængder, og da mange af produkterne - og dermed næringsstofferne - fjernes, må agerjorden gødes. I mere naturlige økosystemer recirkulerer næringsstofferne i betydelig grad. Det høje næringsindhold i jorden og den stadige tilførsel af næringsstoffer fører let til tab af næringsstoffer til omgivelserne, og der kræves stor omhu i gødningshåndteringen og i dyrkningsmåden for at undgå næringsberigelse (eutrofiering) af omgivelserne. Dette gælder specielt for kvælstof, der let flyttes fra et sted til et andet, fordi det forekommer i en række forbindelser, der kan udvaskes af jorden eller fordampe til atmosfæren.

2.1.1 Gødningstilførsel til afgrøderne

Der er forskel på afgrøders kvælstofbehov, og der er derfor lavet retningsgivende normer for kvælstoftilførslen til landbrugsafgrøder ud fra et stort antal udbytteforsøg i lokale landbo- og husmandsforeninger (tabel 2.1).

	kg N pr. ha pr. år
Vårbyg efter byg	130
Vårbyg i sædskifte	110
Vårbyg efter kløvergræs	80
Vinterhvede efter korn	180
Fodersukkerroer	180
Fodersukkerroer m. husdyrgødning	110
Vårtraps	180
Vinterraps	200-250
Rent græs til slæt	350
Markært	0

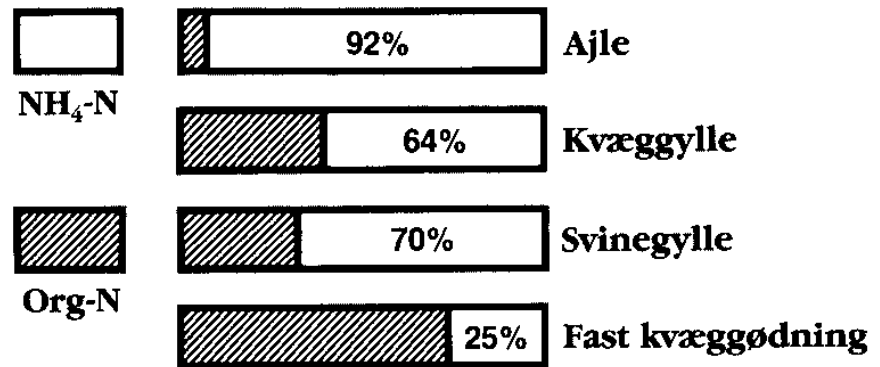
Tabel 2.1

Retningsgivende normer for vigtige og karakteristiske afgrøders kvælstofbehov. Kvælstoffet tilføres i form af handelsgødning eller ammonium-N i husdyrgødning (Efter Landbrugets Informationskontor 1990).

De nævnte kvælstofmængder er de gennemsnitligt økonomisk optimale og ikke de mængder, der giver det størst opnåelige planteudbytte. Det økonomisk optimale udbytte ligger gerne lavere end det størst opnåelige udbytte, da udgifterne til hjælpestoffer, så som gødning, stiger mere end merindtægten ved salg af afgrøden.

Afgrødernes kvælstofbehov kan dækkes ved hjælp af:

- Handelsgødning, hvor kvælstoffet findes på nitrat-, ammonium- eller ammoniakform,
- husdyrgødning, hvor kvælstoffet findes på både ammonium- og organisk form (figur 2.1),
- afgrøderester, hvor kvælstoffet især findes på organisk form.



Figur 2.1

Kvælstofindholdet i husdyrgødning. For hver kategori er det totale kvælstofindhold opdelt i organisk bundet kvælstof og ammoniumkvælstof, NH₄-N (Statens Planteavlsvforsøg 1989).

Kvælstof i form af nitrat og ammonium kan optages direkte fra jorden af planterne, medens kvælstof på organisk form først skal omdannes - mineraliseres - til ammonium. Ammonium såvel fra handels- som husdyrgødning kan omdannes i jordbunden til nitrat, og i praksis optager planterne derfor mere nitrat end ammonium.

Kvælstof i nedbør

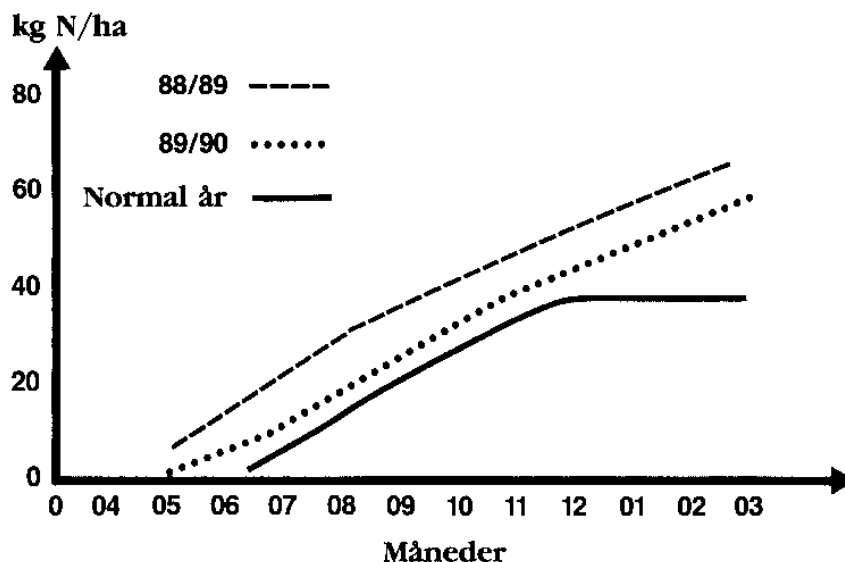
Udover gødningen kommer tilførsel af kvælstofforbindelser fra atmosfæren. Disse kvælstofforbindelser er dels blevet dannet ved forbrænding af fossilt brændstof, dels er de nedfald af tidligere fordampet ammoniak fra husdyrgødningen.

Kvælstoffiksering

Bælgplanter som kløver og markært behøver ikke kvælstofgødning (jævnfør tabel 2.1), da de ved hjælp af nogle bakterier i rodknoldene direkte kan binde luftens fri kvælstof og udnytte den. Generelt kan bælgplanterne binde op til 300 kg kvælstof pr. ha pr. år fra luften, dog kan markærter kun binde ca 200 kg N pr. ha (Jensen 1990).

Mineralisering

Mineralisering af organisk kvælstof (i form af halm, rødder, husdyrgødning og andet) til ammonium sker når temperatur og jordfugtighed er tilstrækkeligt høj. Figur 2.2 viser dels et skøn over forløbet i et normalår, dels målte værdier i to meget milde vintre, hvor mineraliseringen har kunnet fortsætte uhindret hele året.



Figur 2.2

Skøn over den opsummerede kvælstof-mineralisering i et normalår samt den af Lind et al. (1990) målte mineralisering på en sandblandet lerjord i 1988-89 og 1989-90. Kvælstoffrigørelsen stammer alene fra planterester, gødningsrester mv. fra tidligere år.

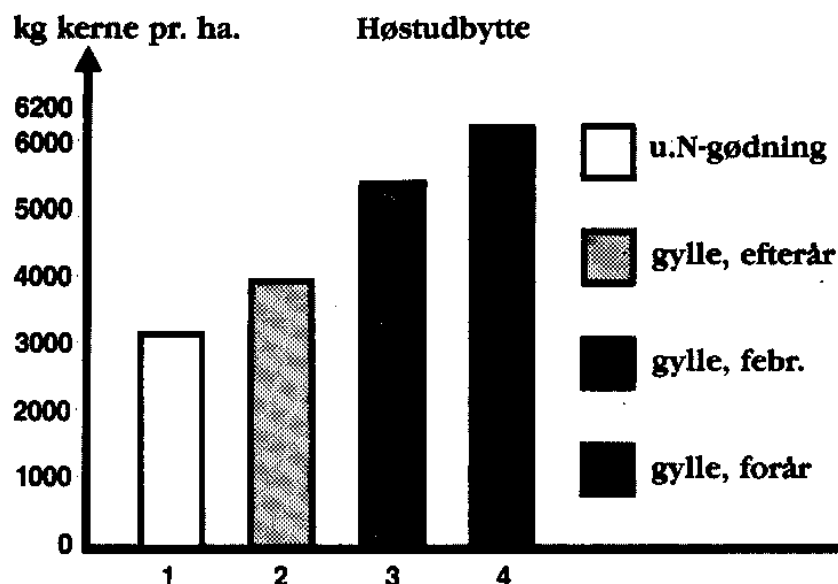
Mineraliseringen stiger med stigende pH i jorden. Det medfører en øget risiko for, at kalkning kan medføre øget mineralisering og dermed øget udvaskning.

Ammonium fra mineraliseringen fastholdes af jordminerale og må derfor omdannes til nitrat, før der opstår en egentlig udvaskningsrisiko. Nitratdannelsen falder med faldende jordtemperatur og går praktisk taget i stå ved jordtemperatur under 4 °C. Det vil sige, at kolde vintre begrænser nitratdannelsen og dermed udvaskningsrisikoen.

Kvælstof i husdyrgødning

Da en betydelig del af kvælstoffet i husdyrgødningen findes på organisk form kan man ikke umiddelbart sammenligne gødningsværdien af handels- og husdyrgødning. I gødningsplanlægningen tillægges husdyrgødningen derfor en ringere udnyttelsesgrad, så gødningsværdien af 100 kg kvælstof i husdyrgødning sættes lavere end gødningsværdien i 100 kg kvælstof i handelsgødning. Afhængig af især udbringningstidspunkt og gødningstype kan udnyttelsesgraden af total-N variere fra 10 til 60-70% (Pedersen og Østergård 1990).

Som vist i figur 2.3 afhænger udbyttet af en afgrøde stærkt af udbringningstidspunktet af gødningen, idet gødningen har størst virkning, når den udbringes umiddelbart før vækstsæsonen.



Figur 2.3

Hvedeudbyttets afhængighed af udbringningstidspunktet for husdyrgødning på en lerjord. 1. uden kvælstofgødning. 2,3 og 4 har alle fået tilført gylle med 150 kg ammonium-N, men på forskellige tidspunkter. (Danmarks Statistik et al. 1990.)

Da det organiske kvælstof frigives over en længere periode, vil tidligere udbragt husdyrgødning og sidste års afgrøde have en gødningseftervirkning på en kommende afgrøde. Afgrødens kvælstofbehov som vist i tabel 2.1 skal derfor justeres efter sidste års behandling (forfrugt).

Klimaet i vinterperioden har en betydelig effekt på den mængde kvælstof, der er tilgængelig for afgrøden om foråret. En forudgående regnfuld vinter med stor udvaskning (eller en kold vinter med ringe mineralisering) efterlader et lavt nitratindhold i jorden om foråret. Omvendt vil en vinter med en kombination af ringe udvaskning og mildt vejr efterlade et særligt stort nitratindhold.

Bestemmelse af jordens nitrat- og ammoniumindhold sidst på vinteren bør derfor bruges til at justere afgrødens normale kvælstofdoser, som den er vist i tabel 2.1. Dette sker ved hjælp af det såkaldte kvadratnet, hvor nitratindholdet bestemmes i et stort antal punkter fordelt jævnt over landet (Østergård og Mamsen 1990). Kvadratnettet er velegnet til støtte for gødningsplanlægningen, og vil fremover også kunne bruges til udvaskningsberegning.

2.1.2 Udvasning af kvælstof

Om sommeren er plantevæksten i stand til at optage og fordampe nedbøren, og som følge heraf sker der ingen ned-sivning fra rodzonen. Samtidig optager planterne en betydelig del af den nitrat, der findes opløst i jordvandet. Men hen på

efteråret falder fordampningen, og hvis der intet plantedække findes, sker der heller ingen optagelse af jordvandets kvælstof. Jordens vandindhold stiger og nedsivningen starter. Alt efter nedbørforhold og temperatur fortsætter den vinteren igennem, inden den ophører hen på foråret.

Nitrat kan udvaskes

Stoffer, der opløses i vandet, vil derfor kunne blive udvasket i denne periode. Dette gælder især for nitrat, og i nogen grad opløst organisk stof. Derimod bindes ammonium til jordens lerpartikler.

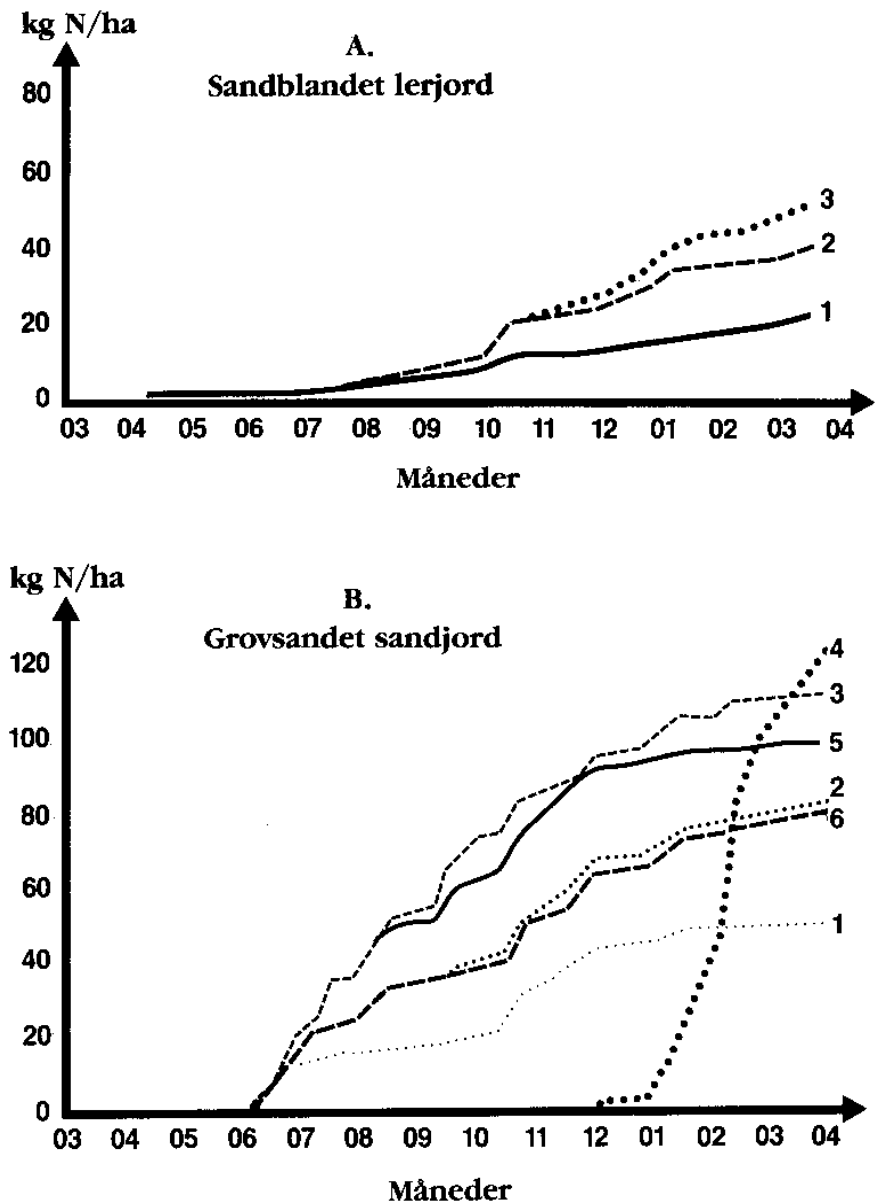
Som følge heraf tabes de nitratmængder, der er tilbage i jorden efter høst, samt en betydelig del af den nitrat, der tilføres som gødning om efteråret, samt hvad der mineraliseres i løbet af udvaskningsperioden. En begrænsning af nitratindholdet i jordvandet er derfor afgørende for at opnå en reduktion i landbrugets udvaskning af kvælstof.

Det er klart, at udvaskningen er meget afhængig af gødnings-tilførsel, halmnedmuldning, afgrødetype, jordbund og vejrforhold (især vinterens nedbør og temperatur). Gødningstilførslen og de forskellige afgrøders kvælstofoptagelse har naturligvis afgørende indflydelse på nitratindholdet i jorden. Temperaturen er afgørende for mineraliseringen og nitratdannelsen fra organisk materiale, mens nedbør og jordtype især påvirker nedsivningens størrelse og tidsforløb. Som følge heraf kan udvaskningen variere meget betydeligt fra mark til mark, fra måned til måned og fra år til år.

Det er derfor meget vanskeligt at foretage direkte målinger af udvaskningen. På grund af nitratindholdets store variationer må der indsamles jordvandsprøver med korte mellemrum, og det er derfor kun i forbindelse med forskningsprojekter, at der har været foretaget direkte udvaskningsmålinger.

Statens Planteavlsvforsøgs målinger viser en meget betydelig variation i udvaskningen, fra 5 til - i ekstreme tilfælde - 200 kg N pr. ha pr. år. Variationen er blandt andet betinget af afgrøde, jordtype og klimaforhold. Som et meget groft gennemsnitligt niveau for disse mange udvaskningsmålinger kan anføres størrelsesordenen 55-70 kg N pr. ha pr. år.

Et eksempel på nogle af de seneste af disse målinger er vist på figur 2.4, hvor afgrøden i alle tilfælde har været vårbyg (Lind et al. 1990). Det skal bemærkes, at den pågældende periode har været karakteriseret af ekstremt milde vintermåneder, og at de pågældende talværdier derfor ikke må betragtes som repræsentative. Ikke desto mindre viser figuren en række karakteristiske forhold vedrørende landbrugets udvaskning.



Figur 2.4

Den opsummerede udvaskning af nitrat-N i kg pr ha for to jorder. Afgrøden var i alle tilfælde vårbyg.

På den sandblandede lerjord (A) var der i 1988-89 tre behandlinger: A1: ingen kvælstofgødning, A2: 100 kg N som ammonium-N i gylle om foråret, A3: 133 kg N som handelsgødning.

På de grovsandede sandjord (B) var der i 1987-88 seks behandlinger: B1: ingen kvælstofgødning, B2: 55 kg N givet som ammonium-N i gylle om foråret, B3: 110 kg ammonium-N i gylle om foråret, B4: 110 kg ammonium-N i gylle givet om efteråret, B5: 110 kg ammonium-N i gylle givet om foråret, med udlæg, B6: 120 kg handelsgødning. (Lind et al. 1990)

Figur 2.4.A viser en lerjord ved Askov og 2.4.B en sandjord ved Jyndevad, ca 50 km sydligere. Der er således forholdsvis ringe forskel på klimaet ved de to lokaliteter. Det fremgår klart, at alt andet lige er udvaskningen størst på sandjorden, (jævnfør f.eks. A3 og B6, A2 og B3).

Det fremgår af forsøgene B1, B2 og B3, at der alt andet lige er sammenhæng mellem gødningstilførsel og udvaskning. Udvasningen var stigende fra 45 kg pr. ha uden gødning op til 110 kg pr. ha ved påførsel af 110 kg pr. ha, udbragt som ammonium-N i gylle om foråret.

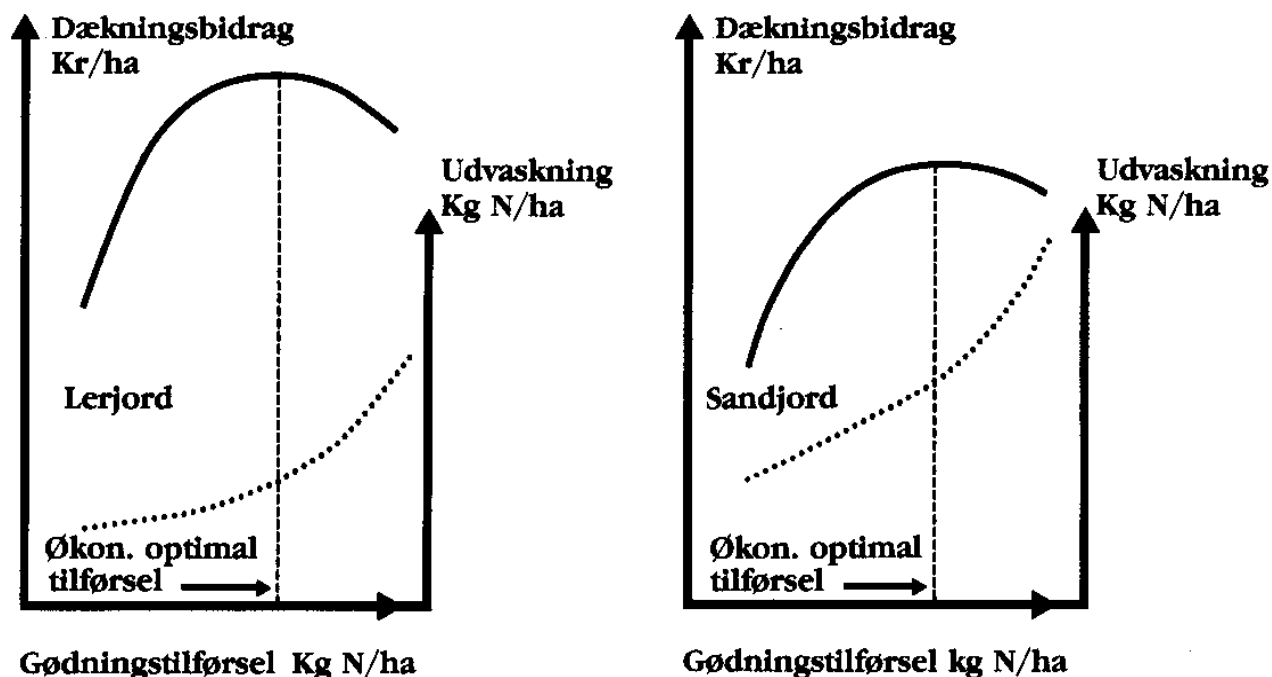
Udvaskning og gødningsmængde

Når man øger mængden af kvælstofgødning (og der er nok af andre næringsstoffer) vil man få øget udbytte og en kun relativt svagt stigende udvaskning, så længe afgrøden kan optage kvælstoffet. Når udbyttet nærmer sig det maximale, vil udvaskningen begynde at stige væsentligt, fordi planteoptagelsen ikke kan følge med, hvilket medfører, at der efterlades gødning i jorden, der kan udvaskes (se figur 2.5). Det er således særligt vigtigt at nedbringe eventuel overgødskning, dvs. gødskning udover det økonomisk optimale. Nyere resultater fra ukonventionelle driftsformer har desuden vist, at det er muligt at reducere gødningstilførslen (og dermed udvaskningen) yderligere under det økonomiske optimum uden nævneværdig reduktion i produktion og dækningsbidrag (Esbjerg et al. 1990).

Efterårsudbringning af gylle medfører store udvaskningstab (forsøg B4). På den grovsandede jord må al ammonium-kvælstoffet i den efterårsudbragte gylle formodes at være omdannet til nitrat og derpå udvasket, idet der er tilført 110 kg N, og der udvaskes 110 kg N. Det skal bemærkes, at undersøgelsesvinteren var ekstremt mild, hvilket indebar gunstige betingelser for mineraliseringen.

Den nitrat, der om efteråret er efterladt af en afgrøde, og den nitrat, der i løbet af efteråret og vinteren dannes som følge af mineralisering, vil i nogen grad kunne optages, hvis jorden er plantedækket, som det ses ved en sammenligning af resultaterne af forsøg B3 og B5.

De to marker er behandlet ens bortset fra, at der er en efterafgrøde (udlagt som græs i byggen) i B5. Det har i dette tilfælde nedsat udvaskningen med ca 15 kg N pr ha. Ved at holde jorden afgrødedækket om efteråret vil risikoen for vinterudvaskning derfor kunne mindskes.



Figur 2.5

Principskitser for gødskningens indflydelse på det økonomiske udbytte og kvælstofudvaskningen fra en lerjord og en sandjord.

Efterafgrøder

Der er stor forskel på, hvor meget kvælstof planterne kan optage i løbet af efteråret, jævnfør tabel 2.2. I mildt vejr udvikles planterne bedst, og de kan da optage mest i kraft af deres størrelse og veludviklede rodnet. Da mildt vejr samtidig øger mineraliseringen, er etablering af efterafgrøder et effektivt middel til at begrænse udvaskningen.

En vintersæd, der sås tidligt så som raps, kan nå at optage mere kvælstof end de vinterafgrøder, der sås sent på efteråret. En decideret efterafgrøde, der sås udelukkende med det formål at optage den kvælstof, der frigives i løbet af efteråret, vil have størst effekt, hvis den kan udlægges allerede om foråret i vårsæden. Etablering af sådanne efterafgrøder vil imidlertid indebære ekstra udgifter til frø og såning, samt øget høstbesvær og problemer med bortskaffelse af halm.

N-optagelse kg pr ha	
Vinterbyg, okt-dec	15-25
Vinterhvede, okt-dec	10-20
Vinterraps, sept-dec	15-55
Roer, sept-nov	60-70
Gul sennep efter korn, sept-dec	25-30
Rajgræs, udlæg i vårsæd, aug-dec	40-50

Tabel 2.2

Kvælstofoptagelsen i efterårsmånederne af en række forskellige afgrøder. (Nygaard og Jensen 1988)

I tilknytning til ovenstående tabel skal det bemærkes, at vinterafgrøders kvælstofoptagelse i milde vintre kan være indtil 50 kg N pr. ha (Olsen 1990).

Halmedmuldning

Hvis det organiske stof, der skal mineraliseres, er meget kvælstoffattigt (som f.eks. halm), kan kvælstoffet blive tilbageholdt i mikroorganismene i jorden. Derfor kan halmedmuldning, hvis der ikke samtidig gødes med kvælstof, nedsætte kvælstofudvaskningen med 5-25 kg N pr. ha det første år (Christensen & Schjønning 1987).

Kvælstofudvaskningen fra landbruget kan således i princippet reduceres selv ved stort udbytte, hvis man undgår sorte marker om efteråret, undgår overgødsning og udbringer husdyrgødningen om foråret, når risikoen for udvaskning er mindst.

En generalisering af udvaskningsmålingerne fra Statens Planavlfsforsøg til den praktiske landbrugsdrift vanskeliggøres af, at driftforholdene i praksis ofte afviger betydeligt fra forsøgsmarkernes behandlinger. Der er først fornylig udført direkte målinger af udvaskningen i perioden 1987-90 under aktuel landbrugsdrift (Hansen 1990c). Der er her som ventet konstateret en stor variation i gennemsnitsudvaskningen fra de enkelte afgrøder - fra 50 kg N pr. ha pr. år for handelsgødet vintersæd og græs til 80 kg pr. ha for husdyrgødet vintersæd og op til betydeligt over 100 kg pr. ha for husdyrgødet vårsæd og rodfrugt. Udvasningen androg i gennemsnit henholdsvis 93 og 79 kg total-N pr. ha pr år for sand- og lerjordene. Disse udvaskninger er generelt højere end resultaterne fra forsøgsmarkerne. Dette skyldes blandt andet, at de inkluderer 10-15 kg N pr. ha som organisk kvælstof, et bidrag, der ikke måles på forsøgsmarkerne. Selv om materialet er ret lille, antyder det også, at gødsningen i praksis medfører en lidt større udvaskning end den, der konstateres under forsøgsbetingelser.

Tilsvarende resultater er fundet i forbindelse med Vandmiljøplanens landovervågningsprogram, der har til formål at overvåge næringsstofudvaskningen fra landbrugsarealer. Overvågningsprogrammet omfatter 6 vandløbsoplande, der er udvalgt med henblik på at repræsentere de jordtyper og den dyrkningspraksis som forekommer i Danmark. De første målinger af nitratudvaskningen for kalenderåret 1989 fra ialt 23 marker viser en gennemsnitlig udvaskning for sandjorder på 78 kg N pr. ha pr. år og for lerjorder et gennemsnit på 41 kg N pr. ha pr. år. Der er ikke målt organisk kvælstof. Det bemærkes, at på grund af usædvanlig lav nedbør var nedslivningen i kalenderåret 1989 væsentlig under middel.

Humus i jorden

I jordbunden er der et lager på 5-10 tons kvælstof pr. ha i det organiske stof - humus'en. Dette lager vil gradvis ændre størrelse efter dyrkningsformen, idet det generelt antages, at husdyrgødskning og halmnedmuldning øger puljen, mens ensidig plantavl formindsker den. Der findes ingen generelle opgørelser af ændringen i humuspuljen i den danske landbrugsjord. Langtidsforsøg ved Askov gennem de sidste 30 år har vist faldende humusindhold i pløjelaget, såvel for handelsgødet som for husdyrgødet jord og for jord, hvor halmen er nedmuldet (Christensen 1988 og 1990). Disse resultater stammer fra forsøgsmarker og kan derfor vanskeligt generaliseres til praktisk landbrugsdrift.

Generelt er der stor usikkerhed om, hvorvidt der i det nuværende landbrug sker en opbygning eller en nedbrydning af humuspuljen.

Beregninger i NPO-forskningsprogrammet af marker under almindelig drift viser, at anvendelse af husdyrgødning og nedmuldning af halm kan øge humuspuljen med op til 20 kg N pr. ha pr. år. Ved ensidig plantedrift er der konstateret fald af størrelsesorden 10 kg N pr. ha pr. år (Johnsson 1990).

2.1.3 Ammoniakfordampning

I forbindelse med landbrugsproduktion sker der en stadig tilførsel af ammoniak til atmosfæren via fordampning både fra planter og gødning.

Fordampning fra planter

Fra planter, der har gunstige vækstbetingelser, kan der ske en mindre ammoniakfordampning direkte fra bladene - ca. 1 kg N pr. ha pr. år for byg (Schjørring & Byskov-Nielsen 1990). I tidligere undersøgelser (Schjørring et al. 1989), hvor planterne havde dårligere vækstbetingelser, er der skønnet et tab på helt op mod 40 kg N pr. ha.

*Fordampning fra
handelsgødning*

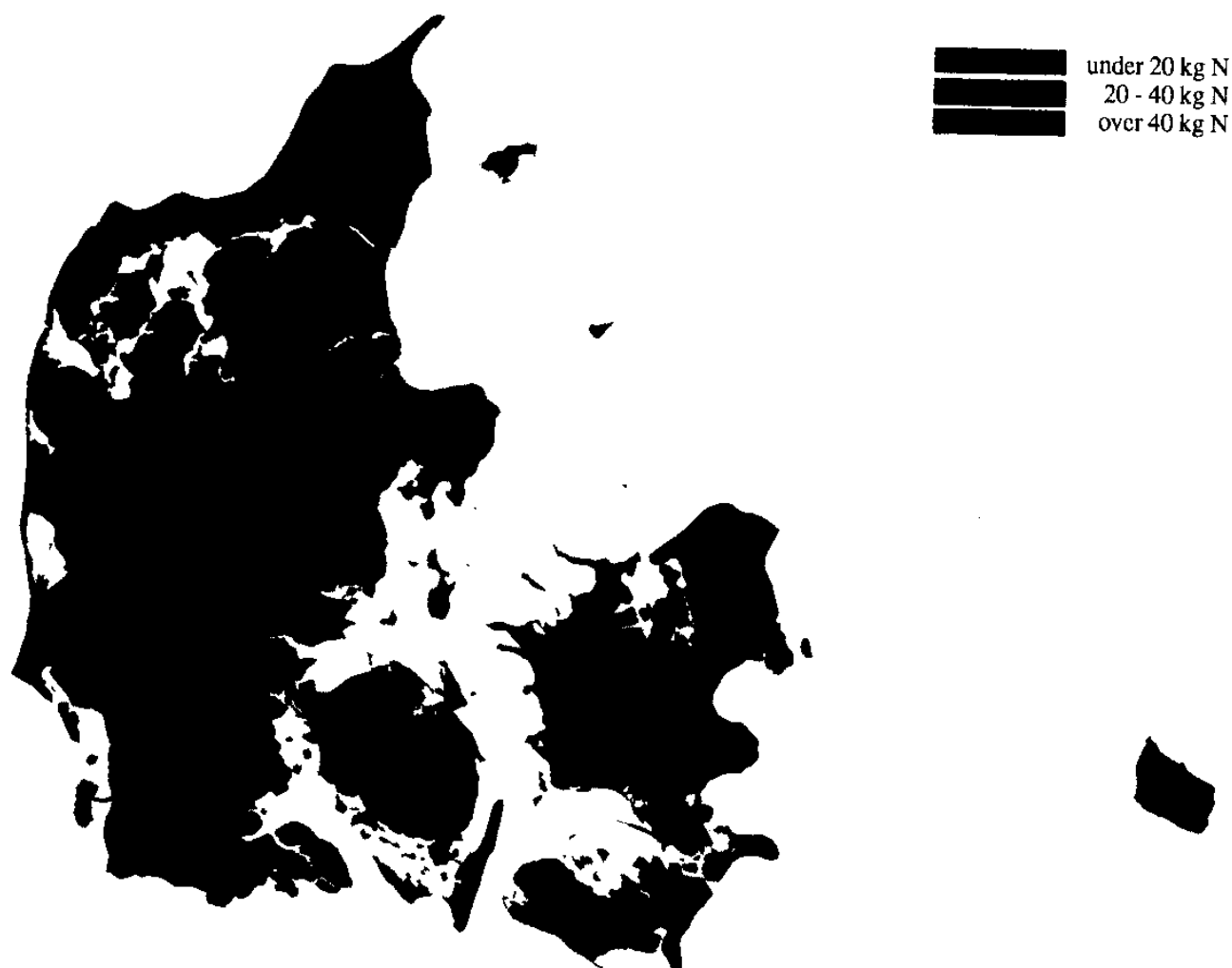
Fra handelsgødning fordampes der ikke ammoniak af betydning - heller ikke fra flydende ammoniak. Det drejer sig om få procent af den totale ammoniakfordampning.

*Fordampning fra
husdyrgødning*

Fra husdyrgødning sker ammoniakfordampningen såvel ved håndtering som lagring af husdyrgødningen. Ammoniak fordampes fra det øjeblik, gødningen forlader dyret, til den er nedbragt i jorden.

Den organiske andel af gødningen kan ikke fordampe, men ammonium omdannes let til den flygtige luftart ammoniak, og ved høj vindhastighed, varme, stor overflade, høj pH og lang henliggetid fremmes fordampningen.

Ammoniakfordampningen er størst i områder med tæt dyrebestand. Det afspejles i figur 2.6, der viser en beregning af ammoniakfordampningen fra husdyrgødning pr. kommune,



Figur 2.6

Beregnet ammoniakfordampning pr. kommune. Angivet i kg $\text{NH}_3\text{-N}$ pr. ha landbrugsareal (efter Asman 1990a).

baseret på anslåede standardværdier (Asman 1990). De kommuner, der har en høj ammoniakfordampning, svarer til kommunerne med en tæt dyrebestand.

Staldtab

Fra stalde sker der nogen fordampning, idet ammoniakken ledes ud med udsugningsluften (Pedersen & Takai 1987). I forskellige undersøgelser opgøres staldtabet varierende fra 2-20 % af total-N indholdet i den gødning, der produceres af dyr i stalden.

Lagertab

Opbevaringen af gødningen kan ske sammenblandet som gylle eller separat som fast møg og ajle. Gylle opbevares i gyllebeholder, fast møg på åben mødding med fast bund og ajle i lukket ajlebeholder.

Fordampning fra gylle

Fordampningen fra en udækket gylleoverflade kan være relativ stor og udgøre op mod 40% af det totale kvælstofindhold i beholderen. Tilstedeværelse af fast materiale i gyllen vil imidlertid samles i overfladen og danne et naturligt, relativt tæt flydelag. Eventuelt kan flydelag etableres kunstigt ved hjælp af letklinker o. lign. Fra en gyllebeholder, der er overdækket med et naturligt flydelag, letklinker eller lignende, fordamper mindre end 5% af det totale kvælstof (Sommer 1990a og Miljøstyrelsen 1990b) eller ca. 8% af ammoniumindholdet. Flydelag og lignende overdækning kan således nedsætte fordampningstabet med mindst 80% i forhold til tabet fra en beholder uden flydelag.

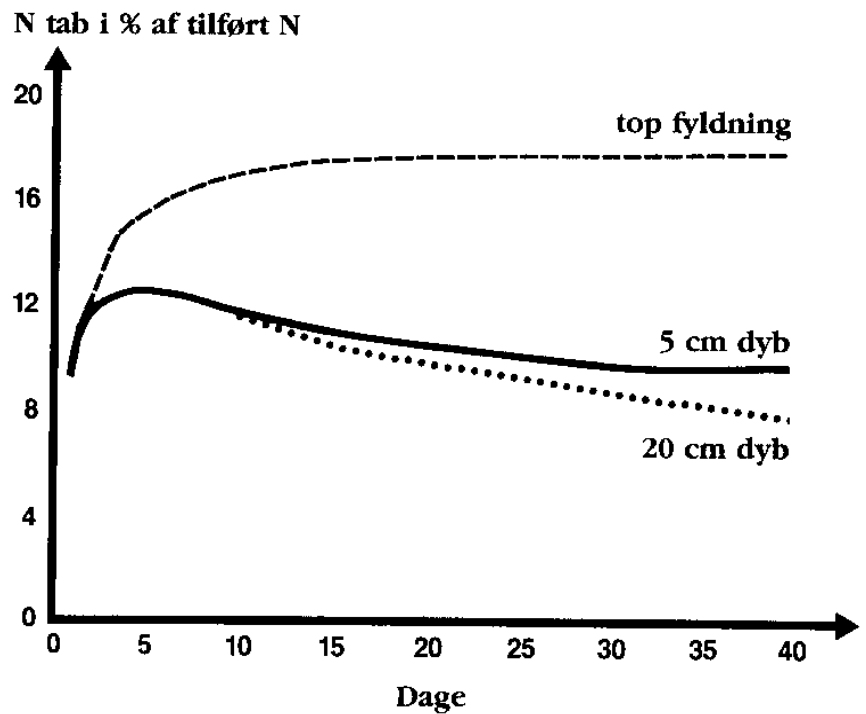
Påfyldning af gyllebeholderen fra bunden - ved hjælp af et dykket indløb - fremfor påfyldning ovenfra reducerer også ammoniakfordampningen, se figur 2.7.

Fordampning fra ajle

Fra ajlebeholdere fordamper noget kvælstof gennem revner og sprækker, fordi næsten al kvælstoffet er på den flygtige ammoniak-/ammoniumform. Der er stor usikkerhed om, hvor stort tabet er, men det anslås til mindre end 5% af det totale kvælstofindhold, hvis beholderen er tæt (Sommer 1990b). For meget utætte beholdere kan det sandsynligvis være betydeligt større.

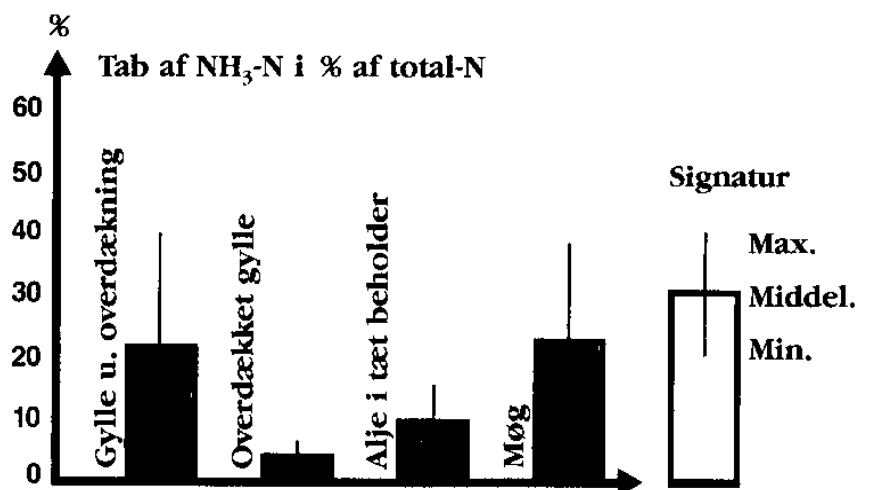
Fordampning fra møg

Fra fast møg fordamper det meste af det kvælstof, der findes på ammoniak-/ammoniumform under opholdet på møddingen, blandt andet fordi ny gødning placeres oven på den gamle. Tabet kan anslås til ca. en fjerdedel af det totale kvælstofindhold (Miljøstyrelsen 1984b). Det er tillige muligt, at der forekommer et vist tab af luftformigt kvælstof som følge af denitrifikation i møddingen, men der findes ingen undersøgelser af dette.



Figur 2.7

Ammoniaktabet som funktion af påfyldningsdybde og tid. Der påfyldes 2 cm pr dag. Tabet er angivet i procent af den til enhver tid tilførte mængde total-kvælstof (Muck & Steenhuis 1982).



Figur 2.8

Den gennemsnitlige ammoniakfordampning fra husdyrgødning under lagring. Ammoniaktabet er angivet i procent af det totale kvælstofindhold.

Udbringningstab

Fordampning fra gylle

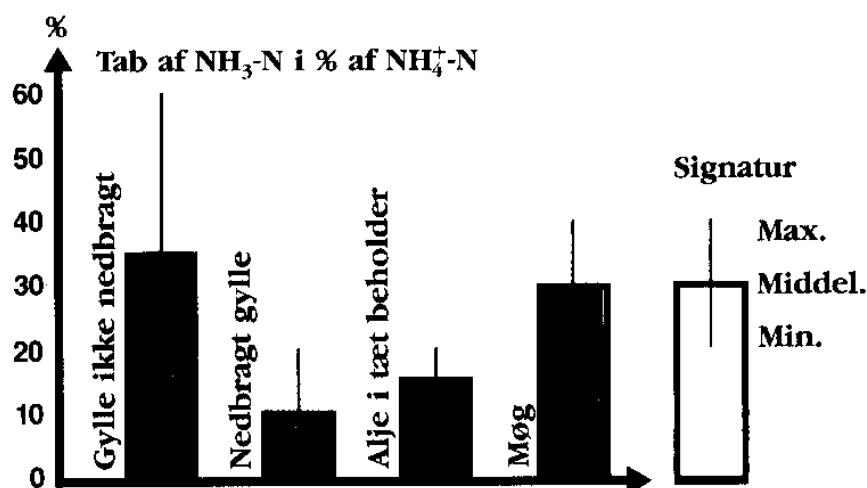
Fordampning fra ajle

Fordampning fra mæg

Betydelige tab kan forekomme i forbindelse med uhensigtsmæssig udbringning af gylle. Ved selve udspreddingen af gylle er der ganske vidst kun fundet tab fra 1-4 % af den udbragte ammonium. Men fra gylle, der ligger oven på jorden, kan der tabes op til 60% af ammonium-kvælstoffet, specielt hvis det er varmt eller blæsende. Nedbringes gyllen derimod hurtigt, kan tabet reduceres til helt ned til under 5% af ammonium-kvælstoffet (Sommer & Christensen 1990).

Ajle trænger let ned i jorden, og tabet vurderes kun til at udgøre 10-20% af den udbragte ammonium, selv uden nedbringning (Sommer & Christensen 1990).

Fra udbringning af den faste gødning regnes med, at der tabes 20-40% af den udbragte ammonium (Sommer & Christensen 1990). Da det meste kvælstof er bundet på organisk form, er det totale tab begrænset.



Figur 2.9

Den gennemsnitlige ammoniakfordampning fra husdyrgødning ved udbringning. Ammoniaktabet er angivet i procent af ammonium-/ammoniakinholdet i den udbragte gødning (Sommer & Christensen 1990).

2.1.4 Gårdbidrag

Betegnelsen "gårdbidrag" omfatter udledning af husspildevand fra gårdenes husholdning og spildevand fra malke- og vaskerum. Desuden indgår udsivning af ajle og møddingvand fra stalde og gødningslagre og ensilagesaft fra ensilering af grønfoder som græs og roetop.

Dette spildevand udledtes tidligere ofte urenset direkte til dræn eller vandløb, bortset fra visse sandjordsområder hvor det som regel nedsives (Hansen & Sommer 1987).

Spildevandet har et højt indhold af organisk stof og næringsstoffer som kvælstof, fosfor og kalium. Indholdet af organisk stof og ammonium indebærer, at spildevandet har et stort biologisk iltforbrug (BIS), hvorfor det har en kraftig lokal påvirkning af vandmiljøet.

2.1.5 *Denitrifikation*

Denitrifikation er en bakteriel proces, hvor organisk stof iltes under iltfattige forhold ved, at nitrats iltindhold benyttes i stedet for fri ilt. Herved omdannes nitrat til kvælstofilt (N_2O) og videre til frit kvælstof (N_2). Begge forbindelser fordamper til atmosfæren.

Denitrifikationen kræver derfor følgende tre forhold opfyldt samtidig: Nitrat, iltfattige forhold og en letomsættelig kulstofkilde (planterester, husdyrgødning og lign.).

Lille denitrifikation på sand

Denitrifikationstab er mindre på sandjorde end på lerjorde, fordi sandjordens lave vandholdende evne bevirker, at ilten ikke fortrænges fra hulrummene.

Denitrifikationen har vist sig lav - ikke målelig - på grove sandjorde. På lerede jorde udviser den betydelig variation, afhængig af klima og driftspraksis. Ifølge de seneste målinger er den for en sandblandet lerjord ved Askov bestemt til ca 7 kg N pr ha pr år i perioden 1987-89 (Lind et al. 1990). Imidlertid kan det ikke udelukkes, at der i nogle år - især om foråret - forekommer en kortvarig meget stor denitrifikation, hvis der opstår optimale betingelser. (Maag 1989).

I vådområder med tilførsel af nitratholdigt vand, som f.eks. udrænede enge, har der været påvist meget store denitrifikationsrater på helt op mod 400 kg N/ha om året (Brusch 1990). Der synes at være et potentiale for nitrutfjernelse, hvis arealet med udrænede enge udvides, således at den fulde denitrifikationsrate kan udnyttes.

2.1.6 *Tilførsel, omsætning og transport af fosfor*

Fosfor findes i jordbunden, dels i det organiske stof, dels på uorganisk form som fosfater. Det organiske stof vil mineraliseres og frigive fosfater, som planterne kan optage. Ikke alle fosfatformer er imidlertid lige tilgængelige for planterne. I velgennemluftet jord som almindelig dyrkningsjord er fosfater næsten uopløselige. De utilgængelige former, d.v.s. de uopløselige, vil blive tilbageholdt i jordbunden, og udvaskningen er derfor meget mindre end fra den vandopløselige nitrat.

Omsætning af fosfor

Landbrugsjorden gødes dels med husdyrgødning, hvor en del af fosforen er på organisk form og dels med handelsgødning, hvor fosforen findes som let tilgængelige fosfater. Værdien af fosfor i husdyrgødning er omtrent den samme som i handelsgødningen.

I gennemsnit findes der 1.800 kg fosfor pr ha i pløjelaget i danske landbrugsjorder. Ca. halvdelen er på organisk form og ca. halvdelen på uorganisk.

	Total P kg pr. ha pr. år
Tilført via husdyrgødning	17,5
Tilført via handelsgødning	16,4
Tilført via deposition	0,2
Tilført via slam	0,7
Ialt tilført	34,8
Fjernet med afgrøder	22,0
Fjernet ved udvaskning	0,3
Ialt fjernet	22,3
Netto tilførsel til jorde	12,5

Tabel 2.3

Fosforbalance for en ha landbrugsjord (Miljøstyrelsen 1988).

Det kan udledes af tabellen, at ca. en trediedel af den fosfor, der tilføres landbrugsjorden, ophobes.

Fosforgødning

De enkelte marker fosforgødes meget forskelligt, 5% af markerne får ingen P-gødning, og 5% får 125 kg P pr ha pr år, som det fremgår af figur 2.10. Specielt husdyrgødede marker tilføres meget fosfor, idet de både får fosfor i form af handels- og husdyrgødning. Forklaringen må være, at husdyrgødningens værdi fastsættes efter kvælstofmængden i gødningen (Hansen 1990), hvilket kan medføre en tilsyneladende overgødskning med fosfor det pågældende år. Eftersom fosfor bindes godt i jorden, vil den overskydende mængde fosfor imidlertid kunne udnyttes de efterfølgende år.

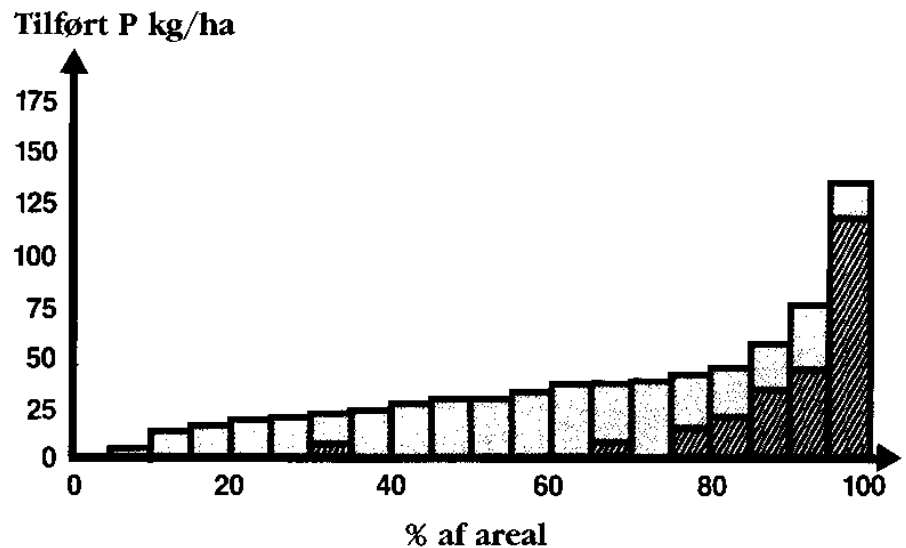
2.1.7 Tab af fosfor fra landbrugsjorden

Fosforudvaskning

Udvaskningen fra landbrugets mineraljorder er tidligere beregnet til ca. 0,3 kg total fosfor pr. år pr. ha (Tabel 2.3). Nyere undersøgelser viser imidlertid lidt højere tal. På 10 marker med forskellige jordtyper, afgrøder og brug af husdyrgødning varierede udvaskningen fra 0,6 til 1,3 kg total fosfor pr. ha pr år, heraf 0,1 til 0,2 kg fosfat-fosfor pr. ha

pr. år (Hansen 1990b). Udvaskning af organisk fosfor udgør altså en væsentlig del af den samlede fosforudvaskning. Det bemærkes dog, at der er betydelige metodemæssige vanskeligheder med at opnå en nøjagtig bestemmelse af den organiske fosforudvaskning. Udvaskningen fra tørvejorder kan være højere end fra almindelige mineraljorder.

Fosforkoncentrationen i jordvandet i 1 m's dybde varierede fra 0,1 til 2 mg pr 1 afhængig af jordtype, afgrøde og årstid (Hansen 1990b).



Figur 2.10

Tilførsel af fosfor til enkeltmarker i to vandløbsoplande, Rabis bæk ved Viborg og Syv bæk ved Roskilde. Den skraverede del af søjlerne viser fosfor i husdyrgødning.

Næringsberigelsen af vandløb og søer kan - ud over dræn - ske ved overfladisk afstrømning af jord, ved brinkerrosion og ved jordfygning. En undersøgelse i 1988-89-90 viste ingen jordfygning af betydning.

Fosforerosion

I samme periode var den overfladiske afstrømning og dermed jorderosionen ringe. Den højest målte værdi var 0,05 kg P pr ha pr år, målt på en lerjord med 12%’s hældning (Hasholt et al. 1990). Sandjorder og lerjorder med mindre hældning skønnes at have endnu mindre erosion. Det bør dog tilføjes, at den største risiko for erosion skønnes at være ved kraftig tøj, efter at jorden har været frosset. Denne vejsituation har ikke været tilstede i forsøgsperioden. Det er opgjort, at ca 3% af Danmarks areal er erosionstruet.

Brinkerrosion kan lokalt bidrage en del til vandløbenes fosforforsyning, da agerjorden som tidligere nævnt har et stort fosforindhold.

2.2 Renseanlæg

Størstedelen af Danmarks befolkning, ca. 93%, er tilsluttet et kloaknet, og hovedparten af spildevandet ledes således via renseanlæg til de ferske og marine vande.

Spildevandstyper

Udover husspildevand tilledes spildevandsanlæggene industri-spildevand, der på landsplan udgør en lige så stor mængde som husspildevand. Spildevandsmængden udtrykkes som regel i personækvivalenter (PE), d.v.s. den spildevandsmængde, som én person producerer.

Ved 1 PE forstås 21,6 kg organisk stof/år målt som BI5, 4,4 kg total kvælstof pr. år eller 1,5 kg total fosfor pr. år. BI5 betyder biokemisk iltforbrug efter 5 døgn.

Kun en ubetydelig del af den samlede spildevandsmængde udledes urenset.

Der har igennem årene været en klar tendens til at samle spildevandsrensningen på færre og større renseanlæg.

Antal anlæg

Således blev der i 1983/84 (Miljøstyrelsen 1984b) registreret 2.244 kommunale renseanlæg, hvilket i 1989 var faldet til 1.618.

Antallet forventes yderligere at falde til ca. 1.300 i løbet af de næste 5-10 år.

Hertil kommer en række private renseanlæg for husspildevand. I 1983/84 blev disse ikke registreret.

I 1989 var der registreret 357 private anlæg større end 30 PE. Antallet forventes at falde til ca. 300 i løbet af 5-10 år.

De private renseanlæg er primært små mekaniske renseanlæg, og spildevandsmængden, der tilledes disse anlæg, udgør kun 0,9% (1989) af den samlede spildevandsmængde.

Rensningen af den samlede spildevandsmængde i henholdsvis 1983/84 og 1989 fremgår af tabel 2.4.

Rensningsforanstaltninger

Den mekaniske rensning virker ved bundfældning af suspenderet stof, som herefter fjernes som slam. Ved denne rensningsmetode kan der regnes med en fjernelse af 20-40% af spildevandets indhold af BI5 og 10-20% N og P, alt efter spildevandets sammensætning. Den biologiske rensning foregår ved hjælp af mikroorganismer. Her fjernes op til 85-95% af det organiske stof samt 20-40% af N og P.

Rensningsforanstaltning	% af den samlede spildevandsmængde		Antal anlæg i 1989
	1983/84	1989	
ingen rensning	10	1	13
mekanisk	20	14	981
mekanisk-biologisk	67	59	764
mekanisk-kemisk	0,5	6	30
mekanisk-biologisk-kemisk	2	8	120
mekanisk-biologisk med kvælstoffjernelse	0,5	2	8
mekanisk-biologisk-kemisk med kvælstoffjernelse	0	10	59
Ialt	100	100	1975

Tabel 2.4

Rensningsforanstaltninger på kommunale og private renselanlæg over 30 PE.

Den kemiske rensning er især rettet mod fjernelse af P, og foregår ved en fældning med kalk, jern eller aluminiumsulte. Herved kan fjernes 80-97% af P.

Kvælstoffjernelse er en videregående biologisk proces. Først omdannes spildevandets indhold af ammoniak og organisk kvælstof til nitrat, hvilket sker ved tilstedeværelsen af ilt (nitrifikation). Dernæst omdannes nitratkvælstof til luftformigt atmosfærisk kvælstof, hvilket sker under iltfrie forhold (denitrifikation). Kvælstoffjernelsen er 85-95%.

Rensningsmetoderne kan kombineres og integreres på forskellig vis.

Udover spildevand i de kloakerede områder fremkommer der spildevand fra spredt bebyggelse samt fra ikke-kloakerede landsbyer og sommerhusområder.

2.3 Regnvandsbetingede udløb

To typer udledning

Der findes to hovedgrupper af udledninger for den overfladiske afstrømning fra befæstede arealer. Udledninger fra separatkloakerede områder, hvor regnvandet afledes separat i eget ledningsnet direkte til recipient, og udledninger fra fælleskloakerede områder, hvor regnvandet bortledes i samme ledningsnet som det øvrige spildevand. Udledningerne sker her via overløbsbygværker og opblandet med øvrigt spildevand.

Det samlede kloakerede areal i Danmark udgør 227.000 ha. Heraf er ca. 43% kloakeret med fællessystem, mens de resterende 57% er kloakeret med separatsystem.

I starten af firserne blev det samlede kloakerede areal skønnet til 180.000 ha, fordelt med 45% efter fællessystem og 55% efter separatsystem (Miljøstyrelsen 1984b).

Der er i 1989 registreret ca. 4.800 overløbsbygværker og ca. 7.300 udløb for separat overfladevand.

Rensningsforanstaltninger

I en årrække har det været almindeligt udbredt at kræve etableret rensforanstaltninger på begge typer regnvandsbetingede udløb, men der findes dog fortsat udløb uden sådanne foranstaltninger.

På udløb for separat overfladevand kræves typisk etableret sandfang og olieudskiller og i nogle tilfælde bassin. Bassinet har dels til formål at udjævne den hydrauliske belastning, der inddirekte kan medføre en forurening af recipienten ved erosion, dels at rense vandet før udledning ved en simpel bundfældning.

På overløbsbygværker kræves typisk rist og i nogle tilfælde bassiner. Bassinet har til formål at opmagasinere det vand, der ellers ville blive aflastet, indtil der efter nedbørsstop atter bliver plads i kloaksystemet, så vandet kan afledes til renseanlæg. Bassiner etableres sjældent med et så stort volumen, at det kan opmagasinere vandmængden ved samtlige regnhændelser. Der vil derfor fortsat ske en vis udledning fra overløbsbygværket.

Ved en hensigtsmæssig udformning af systemet vil det udledte vand imidlertid være blevet underkastet en bundfældning i bassinet og dermed stærkt fortyndet.

Ca. 20% af udledningen fra separatsystemer sker via et bassin.

For overløbsbygværker er det tilsvarende ca. 20% af det befæstede areal (det areal der bidrager til afstrømningen) der er forsynet med et bassin.

Kloaksystem	Antal udløb/overløb	Total areal (1000 ha)	Befæstet areal (1000 ha)
Fælles u. bassin	4.070	78	25
Fælles m. bassin	715	21	6
Fælles ialt	4.785	99	31
Separat u. bassin	6.353	102	28
Separat m. bassin	941	27	8
Separat ialt	7.294	129	36

Tabel 2.5

Antal udløb/overløb og arealer for fællessystemer og separat-systemer.

Note: Fordeling af arealer på anlæg med/uden bassin er skønnet af Miljøstyrelsen for så vidt angår Københavns kommune og amtskommunerne Frederiksborg, Bornholm, Fyn og Nordjylland.

En opgørelse af, hvad der udledes via de regnvandsbetingede udløb, kræver en kompliceret beregning, hvori der indgår mange parametre.

En af de væsentligste parametre er størrelsen af det areal, der bidrager til afstrømningen. Desuden er det ved fællessystemer nødvendigt at kende den vandmængde (regn- og spildevand) der ledes til renseanlæg, og sidst men ikke mindst er nedbørsmængden og dens tidsmæssige udstrækning af stor betydning.

Der er udviklet flere modeller til beregning af udledningen, der spænder lige fra simple overslagsmæssige håndregninger til avancerede EDB-beregninger.

I forbindelse med opgørelsen i 1989 er der primært anvendt simple beregninger.

Således er udledningen i 1989 for ca. 90%'s vedkommende baseret på forudsætninger, der er hentet fra de kommunale spildevandsplaner, og beregningerne er foretaget ud fra forudsatte enhedstal for den udledte vand- og stofmængde pr.

arealenhed. Den resterende del er opgjort ud fra mere detaljerede forudsætninger, såsom opmåling på kort, og beregningerne er som oftest foretaget med EDB-modeller.

De enhedstal, der med få undtagelser er anvendt, fremgår af tabel 2.6.

Nedbøren er altafgørende for udledningens størrelse. Da nedbøren og dens fordeling imidlertid varierer meget fra år til år, er der ved beregningerne ikke anvendt nedbøren fra ét konkret år, men derimod en serie af nedbørsmålinger gennem en periode på 33 år. Den såkaldte "Odenseserie".

De beregnede udledninger gælder således ikke for året 1989, men for et "normalår".

Resultaterne af opgørelsen er vist i afsnit 4.3.

Opgørelsen af udledningen fra de regnvandsbetingede udløb er behæftet med en væsentlig større usikkerhed end f.eks. opgørelsen af udledningen fra renseanlæg.

I de kommende år vil denne usikkerhed blive forsøgt minimeret, bl.a. ud fra de erfaringer der vil blive gjort i forbindelse med et intensivt måleprogram på et antal udvalgte regnvandsbetingede udløb.

Fællessystemer		Enhedstal pr. red. ha. pr. år		
Afløbstal ($\mu\text{m/s}$)	Bassin- volumen (mm)	Vand. m^3	Total-N kg	Total-P kg
0,1	0	2.317	29	7,7
	2	1.424	18	4,7
	10	299	3,6	0,95
0,3	0	1.434	17	4,4
	2	706	8,0	2,1
	10	137	1,5	0,39
1,0	0	466	5,0	1,3
	2	220	2,3	0,59
	10	49	0,51	0,13
Separatsystemer		3.800	7,6	1,9

Tabel 2.6

Arealenhedstal ved udledning fra regnvandsbetingede udløb.

2.4 Industri

Spildevand fra industrien

Fra industrivirksomheder udledes spildevandsstrømme af forskellig karakter og forureningsgrad, som f. eks. processpildevand, kølevand, rengøringsvand, sanitært spildevand og overfladevand.

De fleste industrivirksomheder afleder spildevandet til de kommunale spildevandsanlæg, men en del virksomheder renser selv deres spildevand og udleder det direkte til vandområder.

Der er registreret 100 industrielle virksomheder, hvorfra der afledes spildevand, med et vist indhold af forurenende stoffer, direkte til vandløb, søer eller havet. Ikke medregnet i denne opgørelse er udledninger mindre end 30 PE; dvs. kølevandsudledninger og mindre udledninger af sanitært spildevand m.m.

Der er desuden 62 industrivirksomheder, hvorfra der udspøjtes spildevand på landbrugsjord. Meget få industrivirksomheder har nedsivningsanlæg.

Specielle udledninger

Her ud over forekommer udledninger af urea fra optøning af vejbroer og flyvepladser.

I afsnittene om industrien behandles kun de særskilte udledninger, hvorimod industriudledninger til de kommunale kloaknet behandles som en del af udledningerne fra de kommunale renseanlæg. I de særskilte udledninger er inkluderet udledninger, der føres gennem den kommunale udløbsledning efter det kommunale renseanlæg.

Særskilte udledninger

Som følge af Vandmiljøplanen er der sat krav til større særskilte udledere af kvælstof og fosfor, idet alle industrivirksomheder, der årligt udleder mere end 66 tons kvælstof eller 7,5 tons fosfor, skal nedbringe udledningerne ved hjælp af den bedste, tilgængelige teknologi.

Herudover kan udledninger, der skal reguleres af recipient-kvalitetshensyn, efter amtsrådenes beslutning omfattes af samme krav.

2.5 Akvakultur

De akvakulturanlæg, der har væsentligst betydning i forhold til vandmiljøplanen, er ferskvandsdambrug, havbrug og saltvandsdambrug.

Dambrug

Det danske dambrugserhverv blev grundlagt for ca. 100 år siden, hvor man indførte æg af regnbueørred til landet fra USA. Produktionen og antallet af dambrug steg dog langsomt. Fra omkring 1950 kom der imidlertid gang i udviklingen, og ved midten af 60'erne var hovedparten af de nuværende danske ferskvandsdambrug anlagt. Ved udgangen af 1989 var der 509 danske ferskvandsdambrug, hvoraf de 483 var i drift. Så godt som alle ligger ved vandløb, hvor de bruger vandløbets vand til driften.

Årsproduktionen blev i 1977 angivet til ca. 15.000 tons (Markmann, 1977), i 1985 til ca. 25.000 tons (Hørlyck, 1985), og den var i 1988 og 89 henholdsvis 29.000 og 34.000 tons.

Dambrugsanlæggene er traditionelt udformet som jorddamme, men senere er der dog bygget enkelte anlæg med støbte betondamme. De nyeste anlægstyper har cirkulære beholdere, som udføres i jern eller glasfiberarmeret plast.

Forureningen fra dambrug har i de sidste 10-20 år givet betydelige problemer i vandløb og søer. En begrænsning af denne forureningen er kun til dels lykkedes, og der arbejdes derfor stadig med metode- og produktudvikling, herunder fremstilling af bedre foder og mere effektive mekaniske rensesystemer.

Forureningen stammer dels fra foderspild, dels fra fiskenes stofskifteprodukter, der udskilles via gællerne og med ekskrementer og urin. De faste bestanddele fra foderspild og fiskeekskrementer skiller man bedst muligt fra, f.eks. ved bundfældning. Jo bedre denne adskillelse fungerer, des mindre bliver vandløbsforureningen.

Man kan altså påvirke udslippet af faste stoffer ved forbedring af de rent mekaniske rensemetoder. Mængden af opløste forureningsstoffer kan derimod kun mindskes ved forbedring af foder og fodring.

Havbrug og saltvandsdambrug

Havbrugserhvervet i Danmark har udviklet sig inden for de sidste 10-15 år. I 1978 var produktionen under 100 tons, fordelt på 5 anlæg. Ved udgangen af 1986 var der 35 anlæg med en samlet produktion på 2.800 tons. 1989-produktionen var 4.700 tons.

Forureningsproblematikken for havbrug og saltvandsdambrug er den samme som for ferskvandsdambrug. I havbrugene er det dog ikke muligt at rense foderspild og fækaler fra, og de kan derfor alene formindske forureningen ved at forbedre foder og fodringsteknik.

2.6 Energi og trafik

Emission

Ved forbrænding af kul, olie og naturgas sker der en iltning, dels af den kvælstof der eventuelt er i brændslet, dels af den kvælstof der er i forbrændingsluften. Da kul indeholder mere kvælstof end fx. olie, vil forbrænding af kul give anledning til større emissioner af kvælstofoxider, NO_x , end forbrænding af olie.

Emissionen af NO_x fra forbrændingsprocesser afhænger også af forbrændingstemperaturen, således at jo højere temperatur forbrændingen sker ved, jo mere kvælstof bliver der iltet, og jo mere NO_x emitteres der.

Det vil sige, at kulfyrede kraftværker, der arbejder ved relativt høje temperaturer, ca. 1.500 °C, og forbrændingsmotorer, der arbejder ved meget høje temperaturer, ca. 2.500 °C, emitterer store mængder NO_x i forhold til brændselsforbruget.

Emissionen af kvælstofoxider, NO_x , sker som en blanding af kvælstofmonoxid, NO , og kvælstofdioxid, NO_2 , med vægten over mod NO ved udmundingen af skorstenen eller udstødningsrøret. I atmosfæren iltes NO efterhånden til NO_2 , som igen indgår i en lang række kemiske processer, der fx. danner salte af salpetersyre eller andre nitratforbindelser.

Såvel NO som NO_2 og nitraterne kan afsættes direkte på fx. vandoverflader, eller udvaskes fra atmosfæren som nitratforbindelser via nedbøren og dermed tilføres land- eller havområder.

Den nyeste officielle danske emissionsopgørelse for kvælstofoxider er fra 1988 og angiver en emission, omregnet til rent kvælstof, på ca. 76.000 tons. Emissionen fordelt på hovedkilder fremgår af tabel 2.7.

Kraftværker	38.400	tons	51%
Fjernvarmeværker	2.200	tons	3%
Industri	5.700	tons	8%
Individuel opvarmning	2.200	tons	3%
Transport, indenrigs	27.100	tons	36%
Ialt	75.600	tons	

Tabel 2.7

Emission af oxideret kvælstof, NO_x , 1988, fordelt på hovedkilder.

Industriens emissioner er udelukkende beregnet ud fra brændselsforbruget, idet emissionen fra procesanlæg, primært fremstilling af kunstgødning, er marginal, mindre end 300 tons kvælstof om året.

Transportsektoren omfatter vejtransport, jernbane og indenrigs skibs- og lufttrafik, hvor vejtransporten er ansvarlig for langt den største del, nemlig 24.900 tons.

Ammoniakemissionens fordeling på kildetyper er angivet i afsnit 4.1.2.

2.7 Kvælstoftilførsel fra atmosfæren

NH_x og NO_x

I luften findes der (udover det naturlige kvælstofindhold) adskillige kvælstofforbindelser på gasform, opløst i vanddråber og siddende adsorberet på partikler. Nogle kvælstofforbindelser (reduceret kvælstof eller NH_x) stammer fra fordampning af husdyrgødning, mens andre (oxideret kvælstof eller NO_x) stammer fra udledninger fra forbrænding i industri, kraftværker og transport. Betydelige dele stammer fra kilder beliggende udenfor Danmark.

Både land- og havområder tilføres disse kvælstofforbindelser fra atmosfæren. Kvælstoffet afsættes med regnvandet som våddeposition eller som tørdeposition ved den direkte kontakt med overfladen.

2.7.1 Vådafsætning.

Bulkafsætning

Nedbørens indhold af NO_x og NH_x måles i prøver opsamlet i permanent åbne tragte. Der opsamles derfor en del tørabsat partikel- og gasformigt kvælstof sammen med nedbørens indhold af NO_3^- og NH_4^+ (vådafsætning). Denne form for bestemmelse betegnes bulkafsætning, og metoden vurderes til at give et resultat, der er 0-30% højere end vådafsætningen alene, afhængigt af målerens placering i forhold til nærliggende ammoniakilder.

Målinger af den årlige bulkafsætning sidst i 1980'erne viser, at den er omkring 14 kg N pr. ha som årligt gennemsnit for landet (Grundahl og Hansen, 1990), med ca. 8 kg NH_x -N pr. ha og knap 6 kg NO_x -N pr. ha. Der er konstateret en fordobling af niveauet i forhold til 1950'erne, hvor det var omkring 7 kg N pr. ha. I forhold til niveauet i 1970'erne - 12 kg N pr. ha - er der dog kun tale om en mindre stigning, således at afsætningen stort set kan anses for at være stabiliseret i 1980'erne.

Der er registreret en tydelig regional forskel i afsætningen med det højeste niveau i Midt-, Vest- og Sønderjylland, 16-17 kg N pr. ha, og det laveste på Sjælland med ca. 10 kg N pr. ha. Der er ikke på Sjælland sket nogen ændring af niveauet siden 1970'erne.

Den øgede kvælstoftilførsel med nedbøren siden 1970'erne på de jyske målestationer skyldes sandsynligvis en kombination af øget nedbør og øget ammoniakfordampning fra et stigende husdyrhold.

2.7.2 Tørafsætning.

Tørafsætningen af kvælstofforbindelser er særdeles vanskelig at bestemme ved hjælp af målinger. Tørafsætningen kan kun måles med meget stor usikkerhed og bestemmes i praksis ved hjælp af beregninger ud fra luftkoncentrationer og depositions-hastigheder.

Undersøgelser har vist (Sommer 1990a), at omkring kilderne, møddinger, stalde og marker med udbringning af gødning, sker der en betydelig tørafsætning af ammoniak-kvælstof.

Det anslås, at i områder med stort husdyrhold ligger tørafsætningen omkring 10-15 kg N pr. ha, mens den i områder uden husdyrhold ligger omkring 1-2 kg N pr. ha. I gennemsnit for landet regnes der med omkring 7 kg N pr. ha.

Tørafsætning af NO_x og nitratforbindelser anses i denne sammenhæng for ubetydelig.

2.7.3 Samlet kvælstofafsætning.

Den samlede gennemsnitlige afsætning af kvælstof fra atmosfæren kan som helhed skønnes til at være omkring 21 kg pr. ha pr. år, varierende mellem ca. 12 og ca. 30 kg pr. ha pr. år, afhængig af nedbørmængde og husdyrhold. Fordelingen mellem de forskellige komponenter fremgår af tabel 2.8

	kg N pr. ha pr. år
NH_x vådafsætning	8
NH_x tørafsætning	7
NO_x vådafsætning	6
NO_x tørafsætning	0
Ialt	21

Tabel 2.8

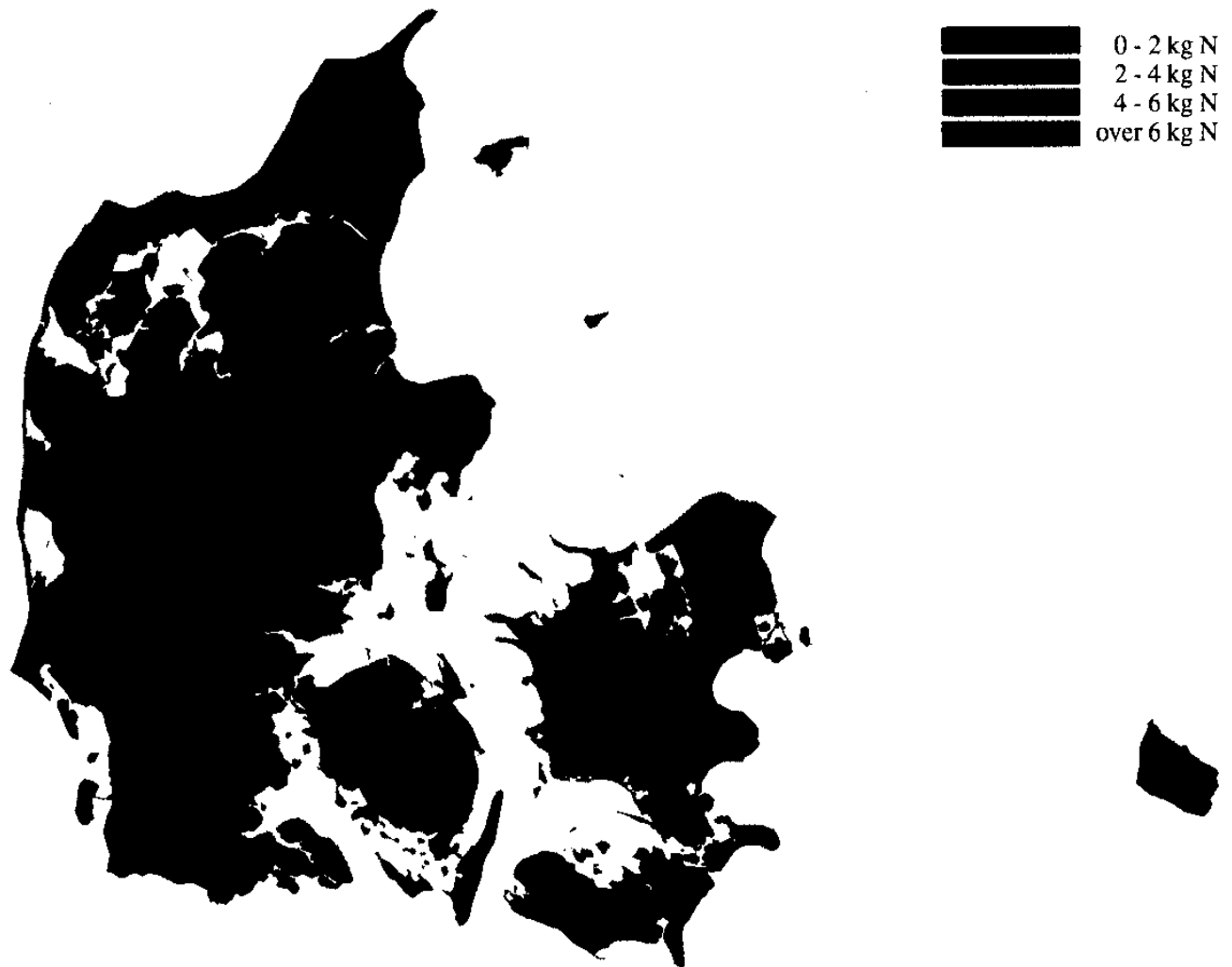
Gennemsnitlig kvælstoftilførsel fra atmosfæren i danske landbrugsområder

Disse målinger understøttes af modelberegninger udført under en arbejdsgruppe under ECE-konventionen om grænseoverskridende luftforurening, European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP). Dette program beskæftiger sig med emission, transport og deposition af luftforurening i Europa. Udgangsmaterialet for kortlægning af emissionen er de nationale opgørelser, medens transport- og depositions-beregningerne udelukkende sker ved hjælp af stadig mere avancerede

modeller. EMEP-beregningerne giver en samlet kvælstofdeposition på danske landområder på 20.2 kg N pr. ha i 1988 (Iversen 1990).

Regional fordeling

Den regionale fordeling af den gennemsnitlige NH_x -afsætning for landbrugsområderne i de enkelte kommuner er beregnet som vist i figur 2.11.



Figur 2.11

Beregnet ammoniakafsætning pr. kommune. Angivet i kg NH_x -N pr. ha (efter Asman 1990).

Afsætningen er stor i områder med tæt dyrebestand, men på grund af fjerntransporten ses også stor afsætning i andre områder. Der er ikke foretaget tilsvarende beregninger for NO_x , men den regionale fordeling antages at være betydelig mere ensartet.

Naturområder

I naturområder fjernt fra landbrugets emissioner er kvælstoftilførslen fra atmosfæren i 1989 anslået til ca. 10 kg N pr. ha (Hovmand 1990).

Havområder

Den årlige afsætning over havområderne er angivet til ca. 11 kg N pr. ha for 1989 (Hovmand 1990).

Der er ikke i EMEP-beregningerne foretaget beregninger for de danske farvande. Men ud fra kortmateriale i rapporten kan det for Kattegat skønnes, at afsætningen ligger på 6 kg N pr. ha for oxideret kvælstof og 7 kg N pr. ha for ammoniak-kvælstof, svarende til en samlet kvælstofafsætning på omkring 13 kg N pr. ha. Da afsætningshastigheden for visse forbindelser af oxideret kvælstof er mindre over vand end forudsat i beregningerne, må estimatet anses for at være for højt. En afsætning på omkring 10 kg N pr. ha på havområderne må således anses for et realistisk skøn.

3. Virkningerne i vandmiljøet af øget næringssalttilførsel

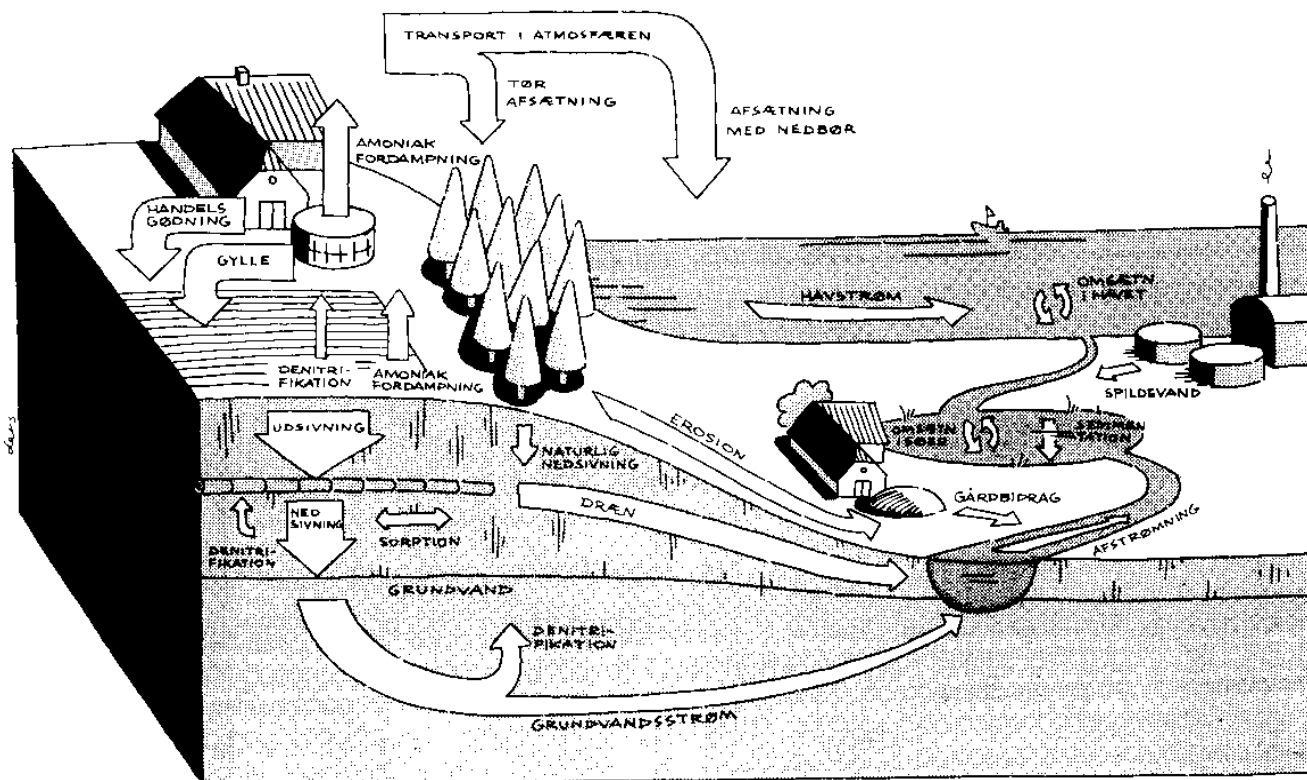
De forskellige kilder for tilførsel af næringssalte indgår i et kompliceret transport- og omsætningssystem i vandmiljøet, som skitseret på figur 3.1.

Landbrugets tab går til atmosfæren, grundvandet samt vandløb og søer. Udledningerne til vandløb og søer forøges med spildevandsudledningerne, inden de transporteres til de kystnære farvande og videre ud i det åbne hav. Undervejs sker der dog en betydelige omsætning, og i mange tilfælde en direkte fjernelse, især af kvælstof.

Når der sker en stigning i tilførslen, sker der tilsvarende ændringer i vandmiljøet. I grundvandet forringes grundvandskvaliteten, og i de ferske og marine områder sker der stigninger i både kvælstof- og fosforkoncentrationerne.

For stor næringssaltbelastning i de ferske og marine vandområder medfører øget produktion af organisk stof, den såkaldte eutrofiering, med forøget algevækst, grumset vand, iltsvind og fiskedød til følge. Imidlertid er den konkrete virkning af stigningerne stærkt afhængig af vandområdets karakter, samt de biologiske og klimatiske forhold. Som følge heraf udviser vandmiljøets tilstand store variationer som funktion af belastning, klima, mv.

I kapitel 3 er disse forhold belyst for henholdsvis grundvand, vandløb, søer og marine områder.



Figur 3.1

Kvælstofkredsløbet.

3.1 Grundvand

Den danske drikkevandsforsyning er næsten udelukkende baseret på indvinding af grundvand. Grundvandet udgør samtidig det væsentligste bidrag til de ferske overfladerecipienter.

Kvaliteten af grundvandet har derfor afgørende betydning for såvel drikkevandskvaliteten, som vandkvaliteten i søer, vandløb m.v.

Effekter af nitratindtagelse

Til trods for at nitrat er et essentielt næringsstof for dyr og planter, og dermed også for mennesker, er der en veldokumenteret sammenhæng mellem indtagelse af større nitratmængder og udvikling af methæmoglobinæmi hos spædbørn (nedsættelse af blodets evne til at binde ilt). Videnskabelige undersøgelser har i løbet af de senere år rejst mistanke om årsagssammenhæng mellem de omdannelsesprodukter af nitrat, der dannes i kroppen, og udvikling af kræft i mavesækken, samt visse fosterskader (Sundhedsministeren 1990). Koncentrationsgrænserne for nitrat i drikkevand må ses i sammenhæng med det nitratinntag, vi får fra andre kilder.

Fosfor er ikke egentligt sundhedsskadeligt, men kan indirekte skade vandkvaliteten ved sammen med nitrat og organisk stof at give anledning til bakterievækst i ledningsnettet (Miljøstyrelsen 1984b).

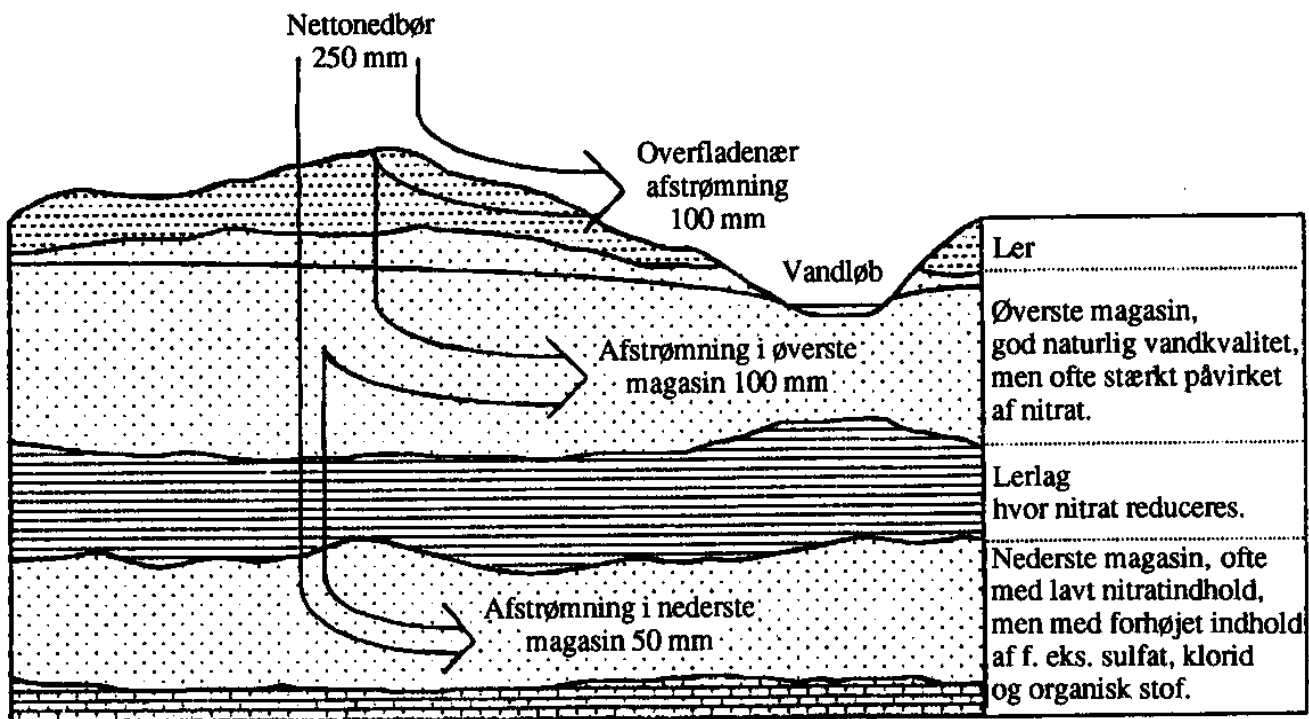
Grundvandets strømning

Grundvandet dannes af regnvand, der siver ned gennem jordlagene, indtil det når et grundvandsmagasin. Herfra sker der enten en afstrømning til ferske og marine vande, eller grundvandet udnyttes til vandforsyningsformål. En del af regnvandet kan fortsætte til dybereliggende grundvandsmagasiner, hvorfra der igen kan ske afstrømning til de ferske og marine vandmiljøer eller oppumpning til vandforsyningsformål.

3.1.1 Grundvandsdannelse.

Regnvandets nedsivning fra jordoverfladen til de dybere grundvandsmagasiner kan, afhængig af lokale geologiske forhold, strække sig over en periode fra få år op til hundrede år eller længere. Indvinding til vandforsyningsformål fra dybe borer kan således være baseret på meget gammelt regnvand, der stort set er upåvirket af menneskabte forurening.

Til gengæld har de dybest liggende grundvandsmagasiner mange steder en naturlig dårlig vandkvalitet, der enten gør vandet uanvendeligt til vandforsyningsformål eller forudsætter en omfattende og bekostelig vandbehandling på vandværkerne.



Figur 3.2

Sammenhængen mellem nettonedbør, afstrømning, grundvandsdannelse og vandkvalitet i forskellige grundvandsmagasiner.

Nitrat i nydannet grundvand

3.1.2. Kvælstof i grundvandet

Det grundvand, der dannes idag, er stærkt påvirket af nitrat. NPo-forskningsrapporterne fra Miljøstyrelsen konkluderer således, at nitrat-indholdet i det vand, der forlader rodzonen under landbrugsarealer, i betydeligt omfang overskrider de fastsatte grænseværdier for drikkevand (vejledende grænseværdi er 25 mg nitrat pr. liter og højest tilladte indhold er 50 mg nitrat pr. liter), med koncentrationer fra 50 - 400 mg nitrat pr. liter (svarende til 11-90 mg nitrat-N pr. liter) (B. Hansen 1990b).

Det nitratholdige vand vil enten via afstrømningen bliver tilledt vandløb, søer og havet, eller langsomt sive til grundvandsmagasinerne, og dermed i stigende omfang være bestemmende for kvaliteten af den grundvandsressource, der er til rådighed for vandforsyningen og for vandkvaliteten i de ferske og marine vande.

Nitratreduktion i jordlagene

I nogle områder vil den reelle påvirkning af grundvandskvaliteten begrænses som følge af en naturlig reduktionsproces i jordlagene, hvor nitrat omdannes til frit kvælstof. Denne denitrifikation er en af årsagerne til, at selv en betydelig nitratbelastning af det nedsivende vand kun i begrænset omfang medfører væsentlig påvirkning af de dybere grundvandsmagasiner.

Den naturlige nitratreduktion har især effekt på to områder:

- hvor jordlagene er karakteriseret af betydelige lerforekomster (f.eks. på Sjælland), vil der foregå en omdannelse af nitrat til frit kvælstof ved en reaktion med gitterbundet jern (Ernstsen et al. 1990),

- i udpræget sandede områder, med højt indhold af organisk stof og jernforbindelsen pyrit (eks. dele af Vestjylland), vil omdannelsen af nitrat til frit kvælstof være betinget af kemiske og mikrobiologiske reaktioner med forekomster af pyrit og organisk stof (Postma og Boesen 1990).

Nitratreduktionens betydning

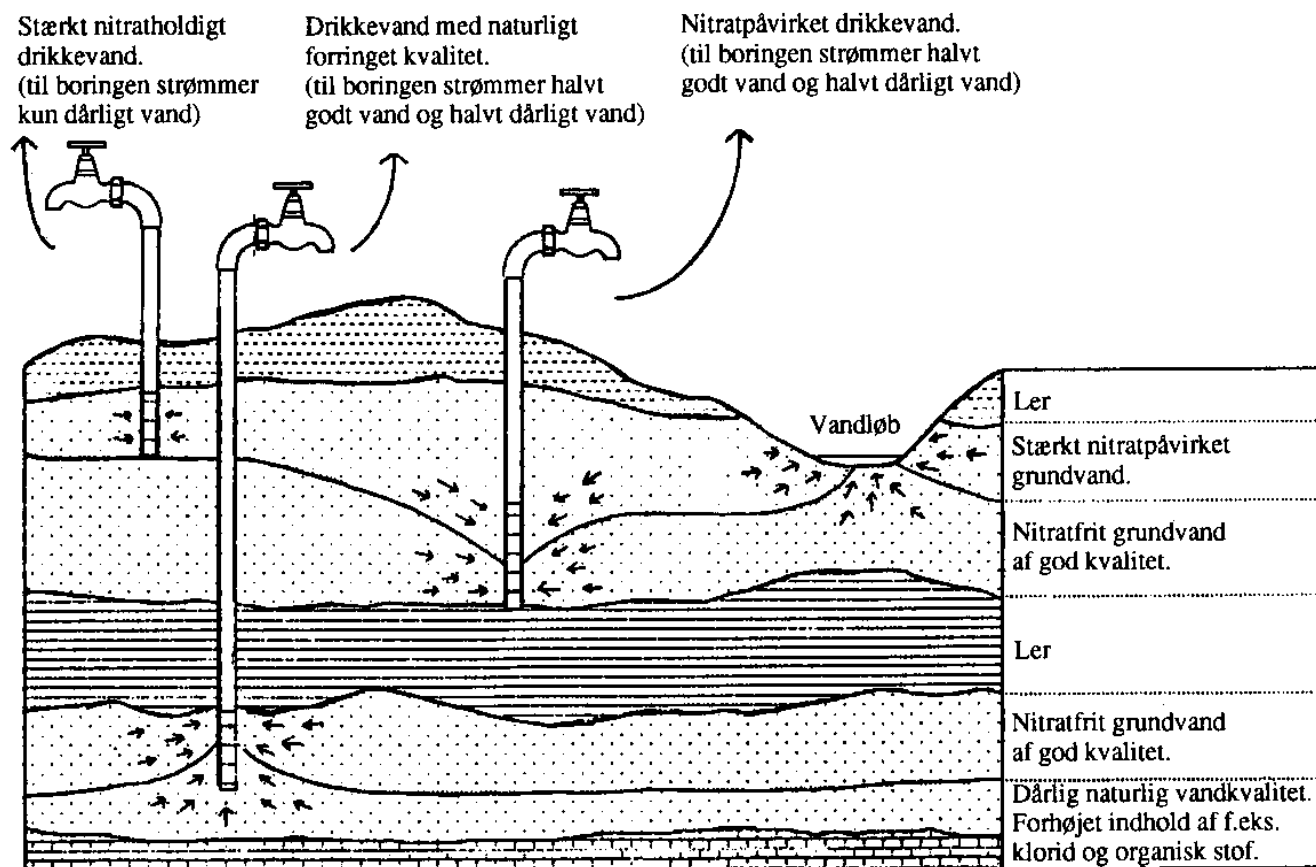
I praksis er det dog ikke i alle områder med de nævnte generelle geologiske forhold, at forudsætningerne for en større nitratreduktion er til stede. Eksempelvis vil lerlagene og pyritforekomsterne ikke altid være homogent fordelt. Pyritten optræder således pletvis og lerlagene er præget af opsprækninger og gennemskåret af sandslirer. Generelt er lerlag i stor skala mere sammenhængende på Sjælland og Fyn end i Jylland.

Det bør samtidig nævnes, at jordlagenes nitratreducerende kapacitet er en absolut størrelse. En betydelig og vedvarende nitratbelastning vil derfor i praksis kunne betyde, at effekten af den naturlige reduktionsproces nedsættes eller helt ophører.

Grundvandsindvindingens betydning

Det er endvidere vigtigt at skelne mellem grundvand, der strømmer naturligt, og grundvand, der er påvirket af vandindvinding. Indvinding af grundvand vil ofte kunne ændre strømningsretningerne i et område radikalt med det resultat, at forurenede vand kan trækkes ind i indvindingsboringen. Et grundvandsmagasin "i ro" kan således godt indeholde vand af god kvalitet, mens de ændrede strømningsforhold i forbindelse med en konkret indvinding kan medføre, at der trækkes forurenede vand ned fra højereliggende lag, eller der trækkes vand op med naturlig dårlig kvalitet fra dybereliggende magasiner. Et grundvandsmagasin, der umiddelbart må vurderes som velbeskyttet med en meget høj grad af naturlig nitratreduktion i forhold til dybden af boringens vandindtag, kan derfor alligevel medføre kvalitetsproblemer i vandforsyningen (jævnfør figur 3.3).

Den beskrevne effekt ("sænkingskegle") skønnes at være af særdeles stor betydning under danske geologiske forhold, og betyder i praksis, at der ikke altid kan opnås varige kvalitetsforbedringer i vandforsyningen gennem dybere boringer.



Figur 3.3

Sammenhængen mellem vandindvinding og grundvandskvalitet i forskellige magasiner. Det skal bemærkes, at vandindvindingen trækker nitratfronten nedad.

Uønskede konsekvenser af nitratreduktion

Dannelsen af sulfat og jern ved reaktion mellem nitrat og pyrit kan betyde en væsentlig begrænsning i den forbedring af grundvandskvaliteten, der opnås gennem nitratreduktionen, idet mængden af disse "biprodukter" i sig selv kan være så stor, at grundvandet er vanskeligt anvendeligt til vandforsyningsformål. Størrelsen af sulfatdannelsen kan illustreres med, at der for hvert mg reduceret nitrat dannes ét mg sulfat, samtidig med at der sker en forsurening af grundvandet (Postman & Boesen 1990). Afstrømning af surt og jernholdigt grundvand vil kunne betyde en kvalitetsforringelse af vandløbene på grund af sænkning af vandløbenes pH og okkerudfældninger.

Nitratforureningens omfang

Det er på nuværende tidspunkt vanskeligt at angive en entydig status over den aktuelle nitratpåvirkning af de forskellige grundvandsmagasiner. Ud fra de foreliggende oplysninger må det imidlertid antages, at nitratpåvirkningen af grundvandet idag har et omfang, der betyder, at en stor del af de øvre og enkelte af de dybere magasiner ikke bør eller kan anvendes til drikkevandsforsyning. Dette berører i øje-

blikket hovedsageligt de små enkeltvandforsyninger, der indvinder vand fra brønde og korte borer.

Ud fra en samlet vurdering af de forskellige aspekter af nitratbelastningen og afstrømningen i de forskellige grundvandsmagasiner kan det skønsmæssigt anslås, at omkring 2/3 af den aktuelle grundvandsdannelse er så påvirket, at det medfører kvalitetsmæssige begrænsninger i anvendeligheden til vandforsyningsformål.

Sammenfattende betyder forureningen af de øvre magasiner, sammenholdt med en naturlig dårlig vandkvalitet i de dybere magasiner, at den grundvandszone, der er velegnet til indvinding af drikkevand, løbende indsnævres. (Figur 3.2 og 3.3)

Iltning af ammonium

3.1.3. Ammonium i grundvandet

Ammonium fra landbrugsarealerne vil under nedsivning meget hurtigt omdannes til nitrat ved en iltningproces. Landbrugsdriften medfører derfor generelt set ikke ammoniumforurening af grundvand. Iltningen af ammonium er imidlertid en forurende proces, der fører til forsurende af det nydannede grundvand (Miljøstyrelsen 1986). Ammonium er endvidere naturligt tilstede i marine aflejringer, men i relativt lave koncentrationer. Ammonium vil i en velfungerende vandbehandling på vandværkerne først iltes til nitrit og videre til nitrat, som ved relativt lave koncentrationer generelt ikke udgør noget sundhedsmæssigt problem.

Binding af fosfor

3.1.4. Fosfor i grundvandet

Som beskrevet i kap 2.1, sker der et tab af fosfor fra landbrugsarealer, primært til de marine og ferske vande, ved overfladisk afstrømning og dræning. Da såvel sand- som lerjorde har en stor bindingskapacitet for fosfor, kan fosfor fra landbruget ikke aktuelt betragtes som et væsentligt grundvandsproblem. I sandede områder er det indholdet af aluminiumhydroxider og iltede jernforbindelser, der binder fosfor, mens det i lerede områder ligeledes er indholdet af kalk, der har betydning. (Gosk et al. 1990, Rasmussen & Gosk 1990 og Miljøstyrelsen 1990c).

De forhøjede fosforkoncentrationer, som findes i grundvand visse steder, stammer i altovervejende grad fra marine aflejringer.

3.2 Vandløb

De danske vandløb har en samlet længde på over 65.000 km. Tilsammen danner de et tæt netværk i landskabet.

Kildebække og vandløb er naturens system til overfladisk afledning af den nedbør, der falder over land og til afdræning af grundvand. Vandløbene og deres umiddelbare omgivelser er levested for en væsentlig del af det danske naturlige dyre- og planteliv.

Vandløbskvalitet

Vandløbenes miljømæssige og økologiske tilstand vurderes på basis af biologiske iagttagelser, samt iagttagelser af en række livsbetingelser, betinget af fysiske, hydrologiske og kemiske forhold. Dette gælder både vandløb, der er helt upåvirkede af menneskelige aktiviteter og regulerede, spildevandspåvirkede og vandindvindingspåvirkede vandløb. Vandløbskvalitet kan beskrives ved hjælp af tre forhold. Vandets renhed, vandføringen og vandløbets fysiske variation.

3.2.1 Fra kildebæk til havet

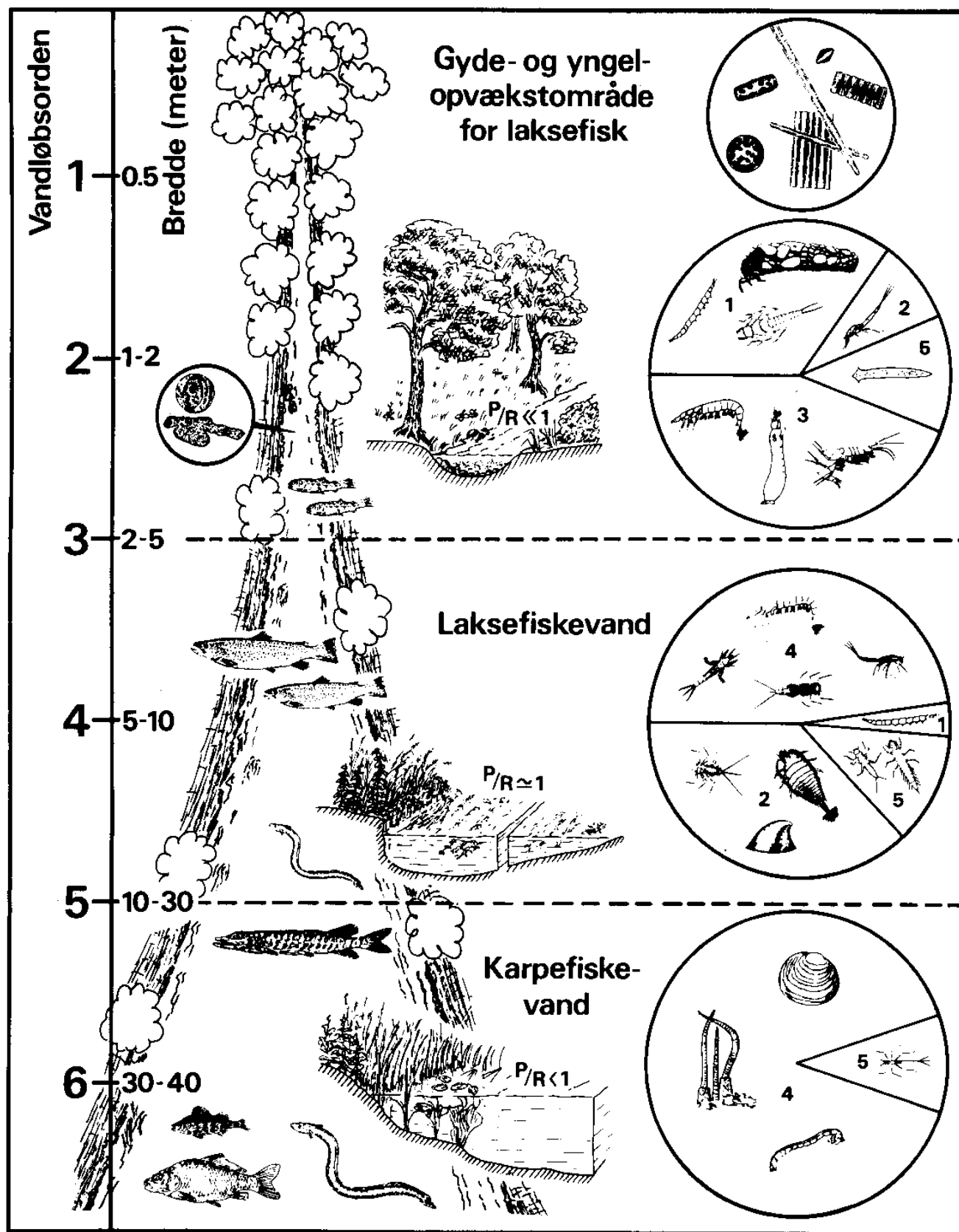
Flertallet af de danske vandløb begynder deres løb mod havet som små grøfter, der opsamler overfladevand, drænvand og grundvand. Øverst tørrer de ofte ud om sommeren. Længere nede bliver vandløbet permanent vandførende som følge af en større konstant (diffus) tilførsel af grundvand og muligvis spildevand.

Kilder, bække og åer

Nogle vandløb starter deres løb mere koncentreret med en umiddelbar synlig udstrømning af grundvand (væld). Disse øvre dele af vandløbet betegnes kilder og kildebække. De er først og fremmest karakteriseret ved en ret ensartet vandføring og temperatur (7-9 °C) over året. Den konstante temperatur og konstante vandføring gør, at dyre -og plantelivet ofte er væsentlig forskelligt fra alle andre vandløb. Efterhånden som vandtilførslen stiger bliver kildebækken større og betegnes herefter som bæk eller å. Vandets temperatur bliver mere varierende både over døgnet og over året. Dyre- og plantelivets artssammensætning ændres ligeledes ned gennem vandløbet (se figur 3.4).

Variation i afstrømning i danske vandløb

Vandgennemstrømningen i de danske vandløb foregår efter mønstre afhængig af det lokale og regionale klima og af jordbundsforhold. Således er variationen over året langt større i det østlige Danmark end i det vestlige Jylland. Dette skyldes, at vandløbene her udover følgerne af en større nedbør, tilføres langt mere grundvand end de østlig beliggende vandløb. Grundvandstilførslen til vandløbene er normalt konstant over hele året, og den er således et udtryk for et



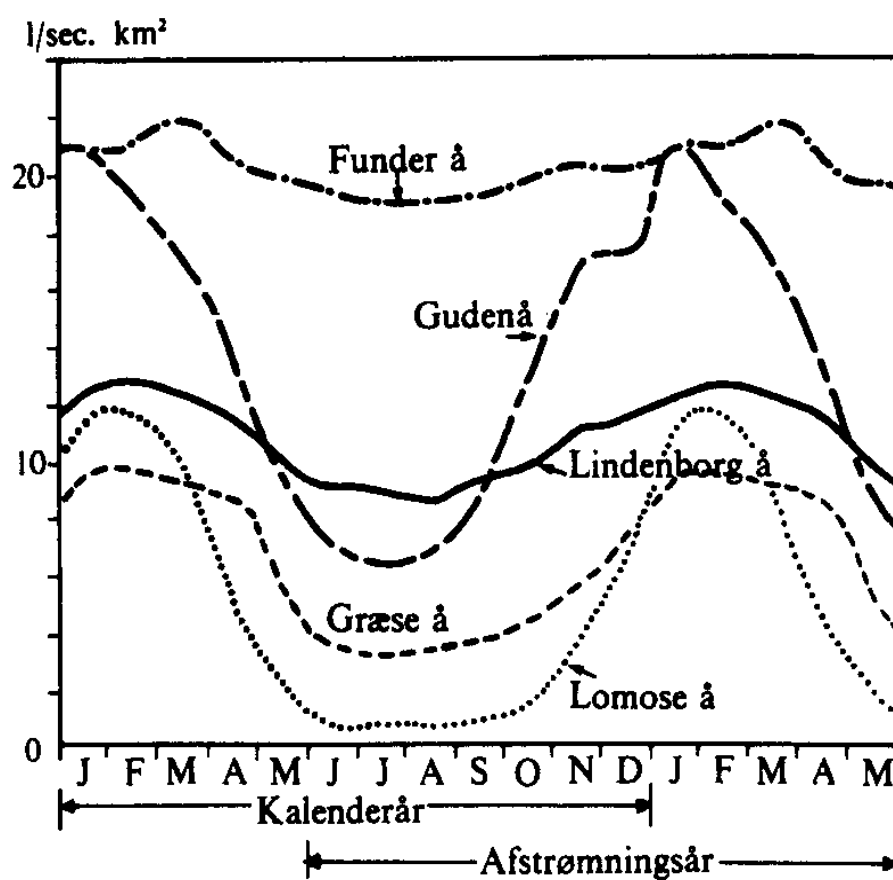
Figur 3.4

Ændringer i plante -og dyrelivet ned gennem et idealiseret vandløbssystem (Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium 1984).

Jyske vandløb

Østdanske vandløb

vandløbs minimums-vandføring. Afstrømningens normale årtidsvariation i tre jyske vandløb og to vandløb på øerne er vist i figur 3.5. Gudenå er repræsentant for morænelandskabet fra sidste istid. Lindenborg å i Himmerland er præget af den højt liggende kalkundergrund i oplandet, der giver en stærk udjævning af afstrømningen over året. Funder å løber i en meget dyb dal lige øst for den jyske højderyg, og tilstrømningen til åen består af grundvand, der har passeret tykke jordlag. Afstrømningen er her året rundt konstant høj. Lomose å på Lolland har et opland med lerede jorder og små højdevariationer. Græse å i Nordsjælland løber i et kuperet terræn med en del sandede jorder, hvilket giver noget større sommerafstrømning end i Lomose å.



Figur 3.5

Normale årstidsvariationer for afstrømningen i Gudenå, Lindenborg Å, Funder Å, Lomose Å og Græse Å (efter Kern-Hansen et al. 1984).

Vandløbssystem

3.2.2 Vandløbssystem, vandskel og oplande

Et vandløbssystem omfatter et hovedløb, der har udløb til havet, og samtlige tilløb til dette hovedvandløb i form af åer, bække og grøfter - herunder eventuelle rørlagte vandløb, foruden de søer, der har afløb gennem systemets vandløb.

Et vandløbssystems opland er det område, hvorfra der sker afløb til vandløbene inden for systemet. Når man bruger betegnelsen "opland" uden nærmere tilføjelse, tænker man i almindelighed på det topografiske opland, dvs det område, inden for hvilket al nedbør ville finde vej til vandløbet, dersom jorden overfladen var ugennemtrængelig. Grænselinjen mellem to topografiske oplande betegnes vandskellet.

I modsætning til det topografiske opland, kan man i visse tilfælde tale om grundvandsoplandet, dvs det område, hvorfra grundvandet strømmer til det betragtede opland. Grundvandsoplandet falder ikke altid sammen med det topografiske opland.

3.2.3 Tilførsel af forurenende stoffer til vandløb

Vandløb tilføres forurenende stoffer i form af organisk stof, næringssalte og miljøfremmede stoffer, som følge af jordbrugsdrift og af udledning af spildevand fra renseanlæg, industri, dambrugsdrift samt spredt bebyggelse.

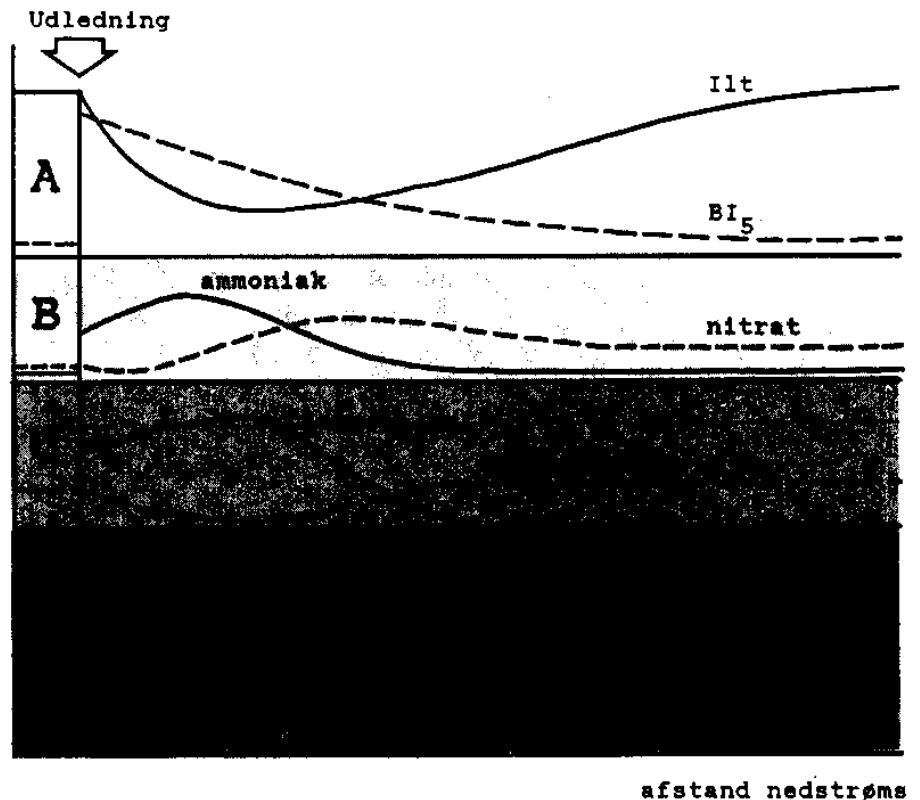
Organisk stof

Traditionelt har tilførslen af organisk stof været det største forureningsproblem i vandløb. Den primære effekt af forurening med organisk stof er et fald i vandets iltindhold som følge af mikroorganismers iltforbrug ved nedbrydning af det organiske stof (se figur 3.6).

Forurening med organisk stof ændrer de fysiske levevilkår for vandløbets dyre- og planteliv, fordi organiske partikler aflejres som slam på bunden, og fordi alle overflader kan blive dækket af fedtede belægninger af svampe og bakterier (lammehaler). Jo mere et vandløb belastes med organisk stof, jo mere ekstreme og ensartede bliver vilkårene for fisk og smådyr. Antallet af arter vil derfor mindskes, idet de enkelte arter simpelthen dør eller søger væk, når de ikke længere kan få opfyldt deres krav til levested. Til gengæld vil der ofte under disse vilkår være et stort antal individer af visse arter, som kan udnytte det tilførte organiske stof som føde.

Kvælstof og fosfor

Tilførslen af næringssalte (kvælstof og fosfor) til vandløb har først og fremmest indflydelse på artssammensætningen og produktionen af bundlevende alger, samt artssammensætningen af de øvrige vandplanter. Dyrelivet påvirkes direkte gennem ændringer i levedmulighederne ved ændringer i alge- og planteartssammensætningen. Vandløbets alger optager næringssalte fra vandet, hvorimod de øvrige planter normalt er rodfæstede og derfor også har mulighed for at optage næringssalte fra vandløbsbunden, hvor der normalt er rigeligt med næringssalte.



Figur 3.6

Effekten af udledning af byspildevand i en lille hurtigt strømmende bæk om sommeren. A: Ilt- og BI₅-koncentrationens middel og iltkoncentrations døgnvariation. B: Middelkoncentrationen af ammonium og nitrat. C: Biomassen af "lammehaler" og bundlevende alger. D: Det relative antal af forskellige grupper af smådyrsfauna (efter Moth-Iversen et al. 1986).

Det er normalt fosforkoncentrationen, der er afgørende og begrænsende for væksten af alger i vandløb. Kvælstof er oftest tilstede i sådanne koncentrationer, at det ikke kan blive begrænsende.

Tilbageholdelse af fosfor og kvælstof

Ved den lille sommervandføring i mange vandløb tilbageholdes ofte store mængder fosfor i aflejringer af organisk stof og slam. Kvælstof tilbageholdes derimod ikke i vandløbene. I begrænset omfang sker der en omdannelse til frit kvælstof ved denitrifikation.

Fastsættelse af vandløbsmålsætninger

3.2.4 Målsætninger for danske vandløb.

Målsætningen for den ønskede tilstand af de danske vandløb er optaget som retningslinier i amtsrådenes regionplaner. Nøjere beskrivelse af de enkelte vandløb og kravene til vandløbskvaliteten for opfyldelse af de fastsatte målsætninger fremgår af redegørelsen om vandkvalitet i amternes region- og recipientkvalitetsplaner.

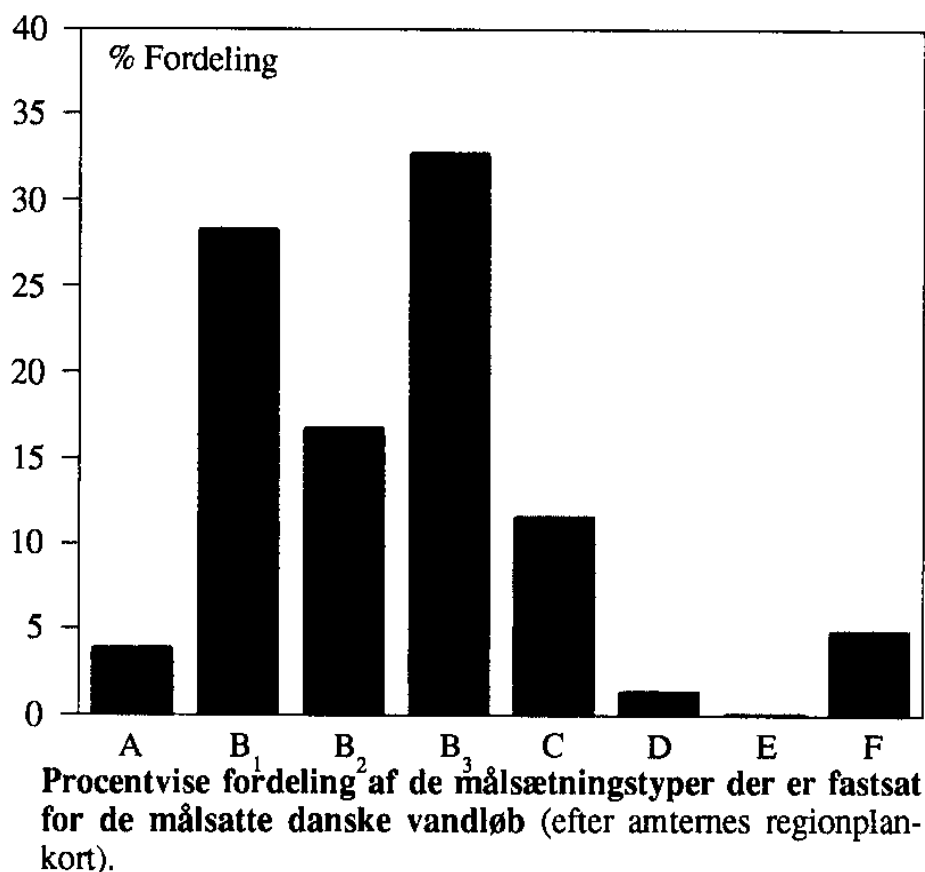
Vandløbenes målsætninger er fastsat ud fra de faktiske fysiske og vandføringsmæssige forhold og den påvirkning, der ønskes tilladt. De forskellige målsætningstyper fremgår af tabel 3.1. En væsentlig del af de danske vandløb er målsat med generel målsætning (B₁, B₂ og B₃), se figur 3.7 og figur 3.8. En række vandløb med væsentlige naturvidenskabelige interesser er målsat med en skærpet målsætning (A). I tilfælde hvor udnyttelsen af vandløbene ikke muliggør opfyldelse af en generel målsætning, er disse målsat med en lempet målsætning (C, D, E og F).

	Målsætning	Beskrivelse	Højeste tilladte forureningsgrad
Skærpet målsætning	A Særligt naturvidenskabeligt interesseområde	Vandløb, hvor særlige natur-elementer ønskes beskyttet.	II*
Generelle målsætninger	B ₁ Gyde- og yngelopvækstområde for laksefisk	Vandløb, der skal kunne anvendes som gyde- og yngelopvækstområde for ørred og andre laksefisk (herunder klækning og yngelproduktion på dambrug).	II
	B ₂ Laksefiskevand	Vandløb, der skal kunne anvendes som opvækst- og opholdsområde for ørred og andre laksefisk (herunder til ørredopdræt på dambrug).	II
	B ₃ Karpesfiskevand	Vandløb, der skal kunne anvendes som opholds- og opvækstområde for ål, aborre, gedde og karpesfisk.	II (II-III)
Lempede målsætninger	C Vandløb, der alene skal anvendes til afledning af vand		II-III
	D Vandløb påvirket af spildevand.		II-III
	E Vandløb påvirket af grundvandsindvinding.		II-III
	F Vandløb påvirket af okker		-

* Forureningsgraden fastsættes særskilt for de enkelte vandløb.

Tabel 3.1 Typer af kvalitetsmålsætninger for danske vandløb (efter Miljøstyrelsen 1983).

Figur 3.8



3.2.5 Overvågningen af tilstanden i danske vandløb

Tilsynet med den miljømæssige tilstand af vandløb udføres af amtsrådene i henhold til miljøbeskyttelseslovens § 55, jfr. §§ 61a og 61e.

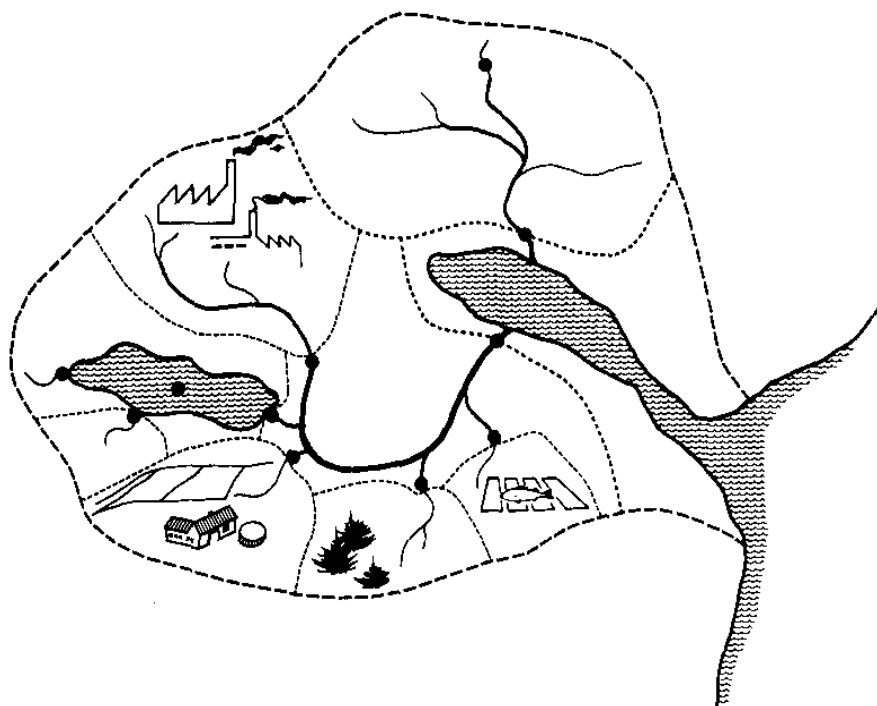
Vandløbsundersøgelser

Amtsrådenes tilsyn med vandløb omfatter undersøgelser af vandløbenes vandføring, vandkvalitet samt dyre -og planteliv. Undersøgelserne udføres ofte med varierende tidsintervaller af hele vandløbssystemer eller af alle vandløb i udvalgte kommuner. Herudover føres tilsyn med den biologiske tilstand før og efter udledninger fra spildevandsanlæg og dambrug.

Vandmiljøplanens overvågningsprogram

Vandmiljøplanens overvågningsprogram for kildebække og vandløb omfatter et nationalt og lokalt overvågningsnet (Miljøstyrelsen 1989). I det nationale net indgår kun vandløbsstationer med udløb til en fjord eller et havområde. I det lokale net indgår kildebække og vandløb. Formålet med dette net er at kunne dokumentere, i hvilket omfang Vandmiljøplanens reduktionsmål opfyldes.

Lokaliteterne i det lokale net er udvalgt dels i naturområder og dels i oplande, hvor belastningen overvejende kommer fra én kilde (jordbrug, spildevand, dambrug), se figur 3.9.



Figur 3.9

De forskellige oplandstyper (typeoplande)

Det nationale net giver en oversigt over tilførslen af organisk stof, kvælstof og fosfor til farvandsområderne omkring Danmark. Tilsvarende giver det lokale net en mulighed for at følge udviklingen i koncentration og transport af organisk stof, kvælstof og fosfor i vandløb, der afvander oplande med forskellig udnyttelsesgrad.

3.3 Søer

De danske søer er indbyrdes meget forskellige. Dette skyldes, at den enkelte sø har sin egen morfologiske udformning, dvs. vandgennemstrømning, opholdstid for vandet, jordbundsforhold i oplandet og kulturbetinget belastning m.m.. Søer må derfor behandles individuelt ud fra deres naturgivne og kulturbetingede forudsætninger.

Den naturlige sø

Efter søernes dannelse er der sket en stadig udvaskning af næringssalte fra omkringliggende jordlag. I søerne er disse stoffer dels aflejret i sedimentet, dels fjernet igen. Mest fremskreden er udvaskningen i de vestjyske moræneområder og i de sandene hedesletteområder. Den naturlige søudvikling i Nordvesteuropas lavland har overalt været en udvikling fra næringsrige mod mere næringsfattige søer. På grund af forskelle i jordbundsforholdene i søernes afstrømningsområder findes der en jævn overgang fra naturligt næringsfattige søer til naturligt næringsrige søer.

Den kulturpåvirkede sø

I det åbne, opdyrkede og beboede landskab er denne udvikling gradvist ændret i modsat retning gennem de seneste 100 år, idet den stigende intensive udnyttelse af jordene og byernes kloakering og spildevandsudledning har medført en stadig forøgelse af næringsaltkoncentrationer i de fleste danske søer.

Danske søer

3.3.1 De danske søer.

Der findes i Danmark 468 søer, der er større end 5 ha. Herudover findes der et meget større antal søer og vandhuller, der er under 5 ha (Danmarks Statistik 1968). Den typiske danske sø større end 5 ha er karakteriseret ved at være forholdsvis lille, lavvandet og ved at have en kort opholdstid for vandet. Det gennemsnitlige oplandsareal er 97 km². Medianstørrelsen er på kun 11 km² (tabel 3.2). Medianen er et udtryk for størrelsen af den midterste sø i en liste, hvor søerne er opstillet efter størrelse.

	middel	median	max.	min.
Oplandsareal (km ²)	97	11	1500	0.16
Areal (km ²)	1.1	0.22	42	0.05
Middeldybde (m)	2.9	2.0	16.3	0.2
Maksimumdybde (m)	6.1	3.7	37.4	0.2
Opholdstid (år)	1.6	0.3	27	<0.01

Tabel 3.2

Data for danske søer større end 5 ha (Kristensen et al. 1990b).

Tilbageholdelse af næringssalte i søer

3.3.2 Næringsstofbelastning af danske søer

Det biologiske samfund i søer ændres betydeligt ved ændringer i næringstofftilførslen - og dermed ændringer i søvandets næringsstofniveau. En del af de næringsstoffer, der tilføres fra omgivelserne, sedimenteres og indlejres permanent i søbunden eller tabes ved denitrifikation. I gennemsnit for en lang række danske søer var tabet for fosfor ca 25% af belastningen og for kvælstof ca 43% af belastningen (Kristensen et al. 1990a).

Fosfor og søens biologiske forhold

Der er konstateret en nøje sammenhæng mellem fosforkoncentrationen og søers biologiske samfund (Kristensen et al. 1990b). Kvælstof findes normalt i søer i så høje koncentrationer, at det ikke er begrænsende for planteproduktionen.

Den rene, lavvandede sø

Den rene og lavvandede sø, som har en lav fosforkoncentration, er karakteriseret ved stor udbredelse af bundplanter. Primærproduktionen foregår i tilknytning hertil og til mikroskopiske alger på planternes og søbundens overflade, medens mængden af planktonalger er lav og ofte domineret af gulalger. Søen er klarvandet. Fiskebestanden er domineret af rovfiskene gedde og aborre, medens mængden af de planktonædende fisk, som skalle og brasen, er lav (figur 3.10).

Ændringer i søens biologiske samfund

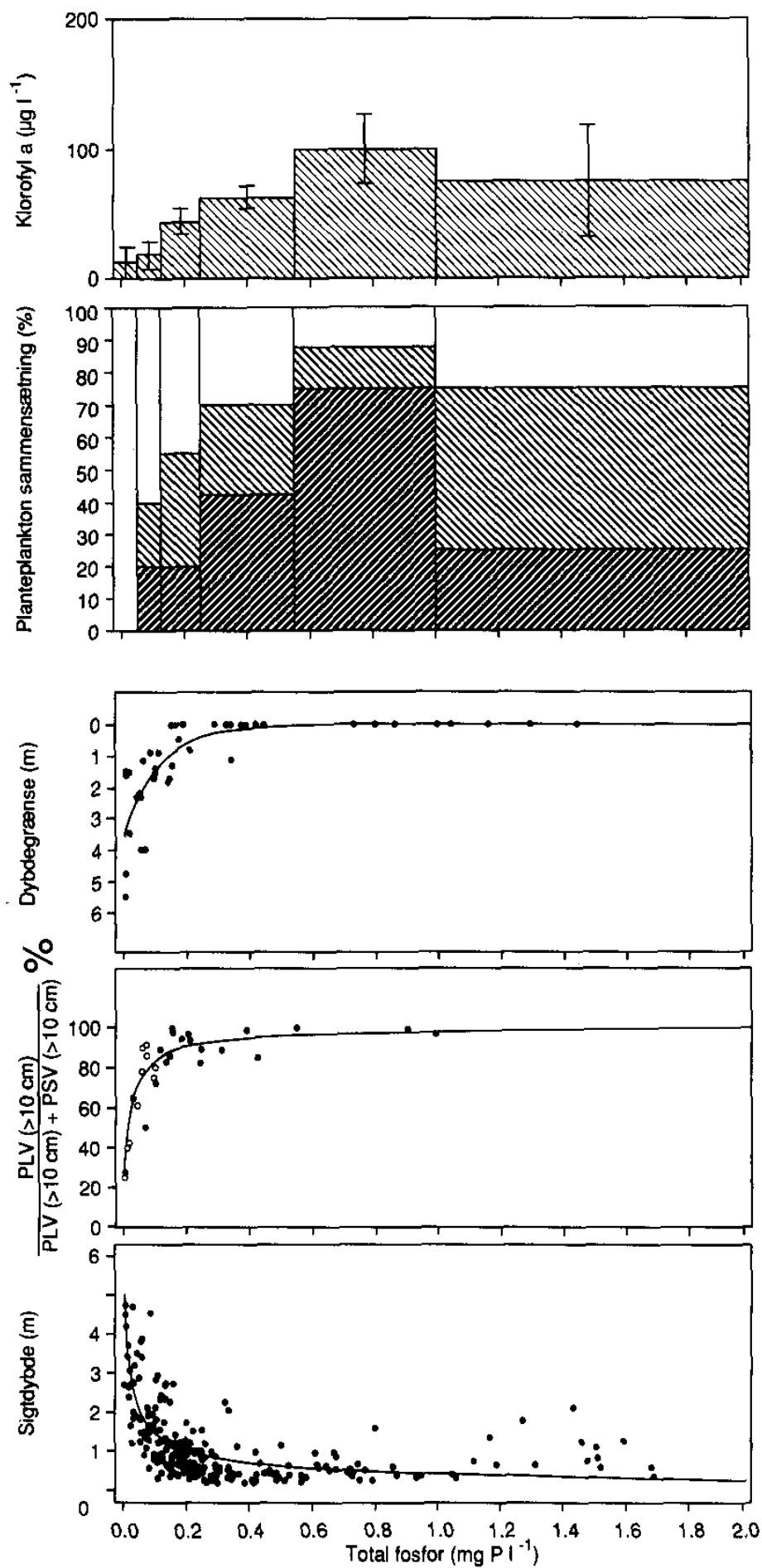
Med stigende næringsstofftilførsel produceres der flere bundplanter, smådyr og fisk. Samtidig sker der imidlertid en række kvalitative forandringer samt forskydninger mellem mængden af fritsvævende -og fasthæftede alger, bundplanter, dyreplankton, bunddyr og fisk. Produktionen i søvandet bliver derved større end nedbrydningen. Hermed igangsættes en række selvforstærkende processer, som yderligere forværrer forholdene.

Bundplanterne

Således øges mængden af alger på planternes overflade og siden også mængden af planktonalger i søvandet. Dermed svækkes lystilgangen til bundplanterne, hvorved dybdegrænsen for undervandsplanter reduceres (Philips et al. 1978, Sand-Jensen 1980). Der er således fundet en eksponentiel aftagende dybdegrænse for bundplanter med stigende fosforkoncentration, således at bundplanterne i gennemsnit kun når ud på 1 m's vanddybde ved en fosforkoncentration på 0.15 mg P pr. liter (Kristensen et al. 1990b).

Tilbagegangen i undervandsplanter er alvorlig, fordi en del af stabiliteten i en søs økosystem dermed reduceres (Scheffer 1990). Bundplanterne har stor betydning for næringsstoffrigivelsen til søvandet, idet planterne både stabiliserer bundmaterialet, som derved ikke så let ophvirvles med en fosforfrigivelse tilfølgende, og optager næringsstoffer fra søvandet.

- Øvrige algeklasser
- ▨ Grønalger
- ▩ Blågrønalger



Figur 3.10

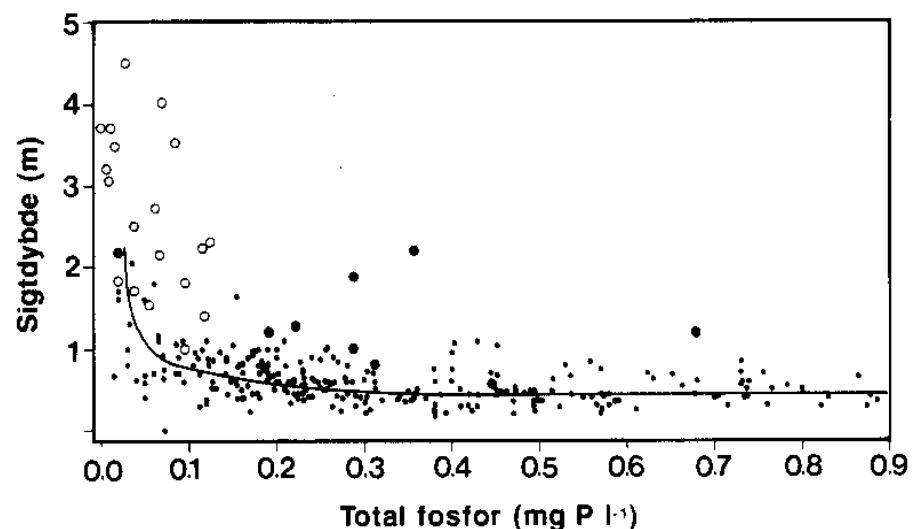
Figur 3.10

Sammenhæng mellem gennemsnitsklorofylla koncentrationen, den procentvise fordeling af dominante planteplanktonklasser, dybdegrænse for bundplanternes udbredelse, forholdet mellem planktonædende fisk (PLV) og planktonædende fisk + rovfisk (PLV + PSV), middelsigt dybde om sommeren mod gennemsnits-total fosforkoncentration om sommeren (Kristensen et al. 1990a).

Herved bliver koncentrationen af disse stoffer mindre i søvandet, og der udvikles derfor færre planktonalger. Det er således konstateret, at søer med udbredt undervandsvegetation generelt har højere sigt dybde ved en given fosforkoncentration end søer uden eller med få undervandsplanter (figur 3.11).

Søens fisk

Der igangsættes også andre selvforstærkende processer, når fosfortilførslen øges. Betydningen af rovfisk mindskes. Således forringes geddens muligheder som følge af vandets uklarhed, når der er store mængder planktonalger. Desuden har tilbagegangen i arealudbredelsen af undervandsplanter stor betydning. Alt andet lige vil mængden af rovfiskene gedde og aborre formindskes, når planterne forsvinder.



Figur 3.11

Sammenhængen mellem middelsigt dybde og middeltotal fosforkoncentration (maj-september) i lavvandede søer (med en middeldybde mindre end 3 m) (Jeppesen et al. 1990a).

- Søer større end 3 ha og stor dækningsgrad af bundplanter,
- Søer mindre end 3 ha og stor dækningsgrad af bundplanter,
- Søer uden bundplanter eller med ukendt antal.

Søens fisk og undervandsplanterne

Mange undervandsplanter favoriserer også aborren i forhold til skalle og brasen. De yngste årgange af disse fisk har samme fødevalg, bl.a. dyreplankton, men aborren er bedre til at søge føde mellem planterne end skalle og brasen (Winfield & Townsend 1988). På det åbne vand er det lige omvendt. Her er skalle og brasen aborren overlegen. En tilbagegang i mængden af undervandsplanter vil favorisere skalle og brasen, både på grund af bedre konkurrencebetingelser om føde og på grund af et formindsket antal rovfisk. I overensstemmelse hermed er der konstateret et markant skift i fiskebestandens sammensætning, der med stigende fosforkoncentration ændres mod totaldominans af skalle og brasen, når fosforkoncentrationen bliver højere end ca. 0,08-0,15 mg P pr. liter.

Skalle og brasen

Forøgelsen i mængden af skalle og brasen betyder, at der spises mere af dyreplanktonet, som derved får sværere ved at kontrollere planktonalgerne. Desuden sker der et skift til delvis uspiselige blågrønalger, som yderligere forstærker denne tendens.

Når færre planktonalger omsættes i søvandet øges bundfældningen, og planktonalgerne omsættes følgelig i søbunden med et iltforbrug og ofte med stor fosforfrigivelse til følge. Dette stimulerer så igen væksten af planktonalger, hvilket yderligere skubber til de i forvejen selvforstærkende miljøforværende processer.

Resultatet bliver uklart vand og dominans af blågrønalger eller grønalger, samt dominans af skalle og brasen.

Biologiske sammenbrud

Når næringsstofftilførslen bliver overordentlig stor, optræder der biologiske sammenbrudssamfund, hvor søerne skifter mellem en klarvand og en uklar tilstand, ofte med en dominans af grønalger. Dette skyldes dels betydelige år til år variationer i fiskebestandens mængde og aldersstruktur på grund af periodiske fiskedrab, dels vekslende yngelsucces hos fiskene. Herved opstår der en betydelig variation i mængden af dyreplankton, der ædes af fisk, og dermed også i mængden af planteplankton, der ædes af dyreplankton. Ustabiliteten skyldes desuden, at den biologiske struktur bliver ensidig og kun består af få arter af henholdsvis dyre- og planteplankton og fisk (Jeppesen et al. 1990b).

Krav til fosfor- koncentrationen

Relationerne i figur 3.10 og figur 3.11 peger således på, at fosforkoncentrationen i de eutrofierede lavvandede søer skal bringes ned under 0,08-0,15 mg P pr. liter, hvis der skal ske markante forandringer i det biologiske samfund. Forbedringer i retning af en bedre balance mellem rovfisk og disses bytte, færre planktonalger og især færre blågrønalger, samt flere

bundplanter og bedre sigtddybde i vandet. Under denne grænse vil de omtalte selvforstærkende kredsløb, som før forværrede tilstanden, kunne vendes og dermed i stedet medvirke til at forbedre tilstanden (Jeppesen et al. 1990a).

De dybe søer

For dybe danske søer findes ikke tilsvarende gode informationer om den biologiske tilstand som for de lavvandede søer. Ændringerne i de biologiske samfund sker formentligt mere gradvist end i de lavvandede søer, fordi betydningen af undervandsplanter som stabiliserende faktor ikke er så udtalt. Det er dog vanskeligere at bryde dominansen af blågrønalger i de dybe søer. Således fandt Sas (1989), at en markant reduktion i dominansen af disse alger først fandt sted under koncentrationer på ca 0,02-0,04 mg P pr. liter i en række dybe europæiske søer, medens dominansen af blågrønalger reduceres ved 0,1-0,2 mg P pr. liter i de lavvandede søer (Jeppesen et al. 1990a).

Kraft til fosforkoncentrationen

Fosforniveauet skal derfor være betydeligt lavere end 0,08-0,15 mg P pr. liter i de dybe søer, hvis der skal opnås en tilsvarende forbedring i tilstanden som i de lavvandede søer.

Kvælstof er normalt tilstede i søvand i så store koncentrationer, at det ikke har en regulerende indvirkning på eutrofikeringen.

3.3.3 Målsætninger for de danske søer

Den ønskede tilstand (målsætning) for de danske søer er optaget som retningslinier i amternes regionplaner. Da søer er vidt forskellige med hensyn til økologisk baggrund, tilstand og ønsket anvendelse og tilstand, er målsætningssystemet opbygget således, at hver enkel sø har sin egen målsætning.

Målsætningssystemet

Målsætningssystemet er i princippet tredelt, med en gruppe skærpede målsætninger, en basismålsætning og en gruppe lempede målsætninger (tabel 3.3).

Skærpede målsætninger

Til de skærpede målsætninger hører særligt naturvidenskabelige interesseområder, som bl.a. omfatter søer, der er helt eller næsten upåvirkede af menneskelige aktiviteter, og som derfor kan anvendes som naturvidenskabeligt sammenligningsgrundlag ved vurdering af økologiske forhold i andre vandområder. Søer med særlige plante- eller dyreforkomster, der kræver speciel beskyttelse, målsættes også som naturvidenskabeligt interesseområde. Søer med denne målsætning skal helt friholdes fra påvirkninger, der kan ændre søernes økologiske tilstand. Til gruppen skærpede målsætninger henregnes også søer målsat som badevand og som reservoir for drikkevand.

	Målsætninger		Beskrivelse
Målsætninger med skærpede krav.	A ₁	Særligt naturvidenskabelige interesseområde	Søer, hvor særlige naturelementer ønskes beskyttet.
	A ₂	Badevand	Søer, der skal kunne anvendes til badning og lign.
	A ₃	Råvand til vandforsyning	Søer, hvis vand skal kunne anvendes som råvand til drikkevand.
	B	Naturligt og alsidigt dyre- og planteliv.	Søer, hvor spildevandstilførsel og andre kulturbetingede påvirkninger ikke eller kun svagt påvirker det naturlige og alsidige dyre- og planteliv i forhold til basistilstanden.
Målsætninger med lempede krav	C ₁	Sø påvirket af spildevand, vandindvinding eller andre fysiske indgreb	Søer, der tilades påvirket af spildevandstilførsel eller andre påvirkninger.
	C ₂	Dyrkningsbelastet sø	Søer, hvor det ikke ved rensning eller afskæring af spildevandsudledninger i oplandet vil være muligt at nå basismålsætningen på grund af nærings-saltbelastning fra dyrkede arealer i oplandet.

Tabel 3.3

Recipientkvalitetsmålsætninger for danske søer (Miljøstyrelsen 1983).

Basismålsætninger

Basismålsætningen anvendes for søer, hvor man ønsker bevaret et naturligt plante- og dyreliv. Disse søer må derfor kun påvirkes af kulturtekniske forhold i afstrømningsområdet i ét omfang, der ikke eller kun svagt påvirker den økologiske tilstand.

Lempede målsætninger

Målsætninger med lempede krav anvendes for søer, hvor den økologiske tilstand er så påvirket af lovlige udledninger, at omkostningerne ved beskyttelsesforanstaltninger ikke vil stå i et rimeligt forhold til muligheden for at opnå en basismålsætning.

De fysisk-kemiske og biologiske krav til opfyldelse af målsætningen for de enkelte søer fremgår af amternes region- og recipientkvalitetsplaner.

3.3.4 Overvågningen af tilstanden i danske søer

Sø-undersøgelser

Tilsyn med tilstanden i de danske søer varetages af amterne. Det generelle tilsyn omfatter normalt undersøgelser af alle målsatte søer mellem hvert andet og femte år. For en lang række søer føres der et årligt tilsyn i sommerperioden med henblik på måling af bl.a. sigtdybde, algekoncentration og iltindhold.

Vandmiljøplanens overvågningsprogram

I forbindelse med Vandmiljøplanens overvågningsprogram er der udvalgt 37 søer, hvor der foretages fysisk-kemiske og biologiske undersøgelser hvert år.

3.4 Marine Vandområder

Miljøtilstanden og de økologiske forhold i de danske farvande vurderes på grundlag af biologiske iagttagelser sat i relation til en række livsbetingelser. Livsbetingelserne er fra naturens hånd grundlæggende bestemt ved klimatiske, fysiske og kemiske forhold, men de er også af menneskeskabt karakter. I forbindelse med Vandmiljøplanen er interessen især rettet mod tilførslen af næringssalte, deres transport og omsætning og ikke mindst de økologiske effekter heraf.

3.4.1 Fysiske og hydrografiske forhold

De danske farvande omfatter 3 hovedområder med de indre farvande som et overgangsområde mellem det brakke vand i Østersøen og det salte vand i de ydre farvande Skagerrak og Nordsøen. Farvandene inddeles i 9 farvandsområder, hvortil tilførslen af næringssalte fra land beregnes:

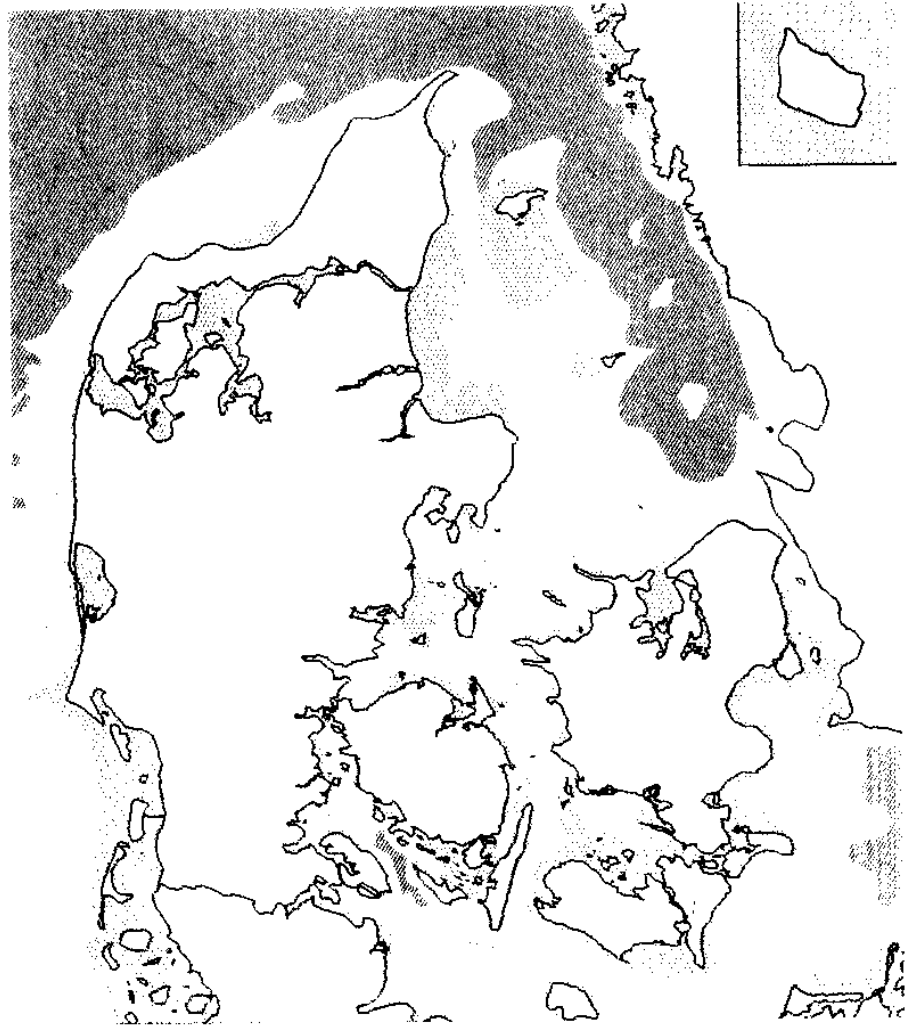
Hovedområde	Overfladeareal km ²	Volumen km ³
De ydre farvande	575.000	40.000
Nordsøen		
Skagerrak		
De indre farvande	40.000	800
Kattegat		
Nordlige Bælthav		
Lillebælt		
Storebælt		
Øresund		
Sydlig Bælthav		
Østersøen	372.000	21.000

Tabel 3.4

Hovedområder og farvandsområder i danske farvande.

De indre farvande er relativt lavvandede havområder med vanddybder, der de fleste steder er mindre end 30 m. Kun i den østlige del af Kattegat langs den svenske vestkyst er en rende med dybder på 30-50 m i den sydlige del og helt ned til 100 m i den nordlige del. Denne rende er den sydlige udløber af den dybe Norske rende, som strækker sig langs den sydnorske kyst, med dybder i Skagerrak på mere end 700 m.

Østersøen er afgrænset fra de indre farvande på en særlig måde. I Øresund (ved Drogden) og i den østlige del af Femern Bælt syd for Gedser findes to lavvandede tærskler, som har afgørende betydning for vandudvekslingen mellem Østersøen og Bælthavet/Kattegat.



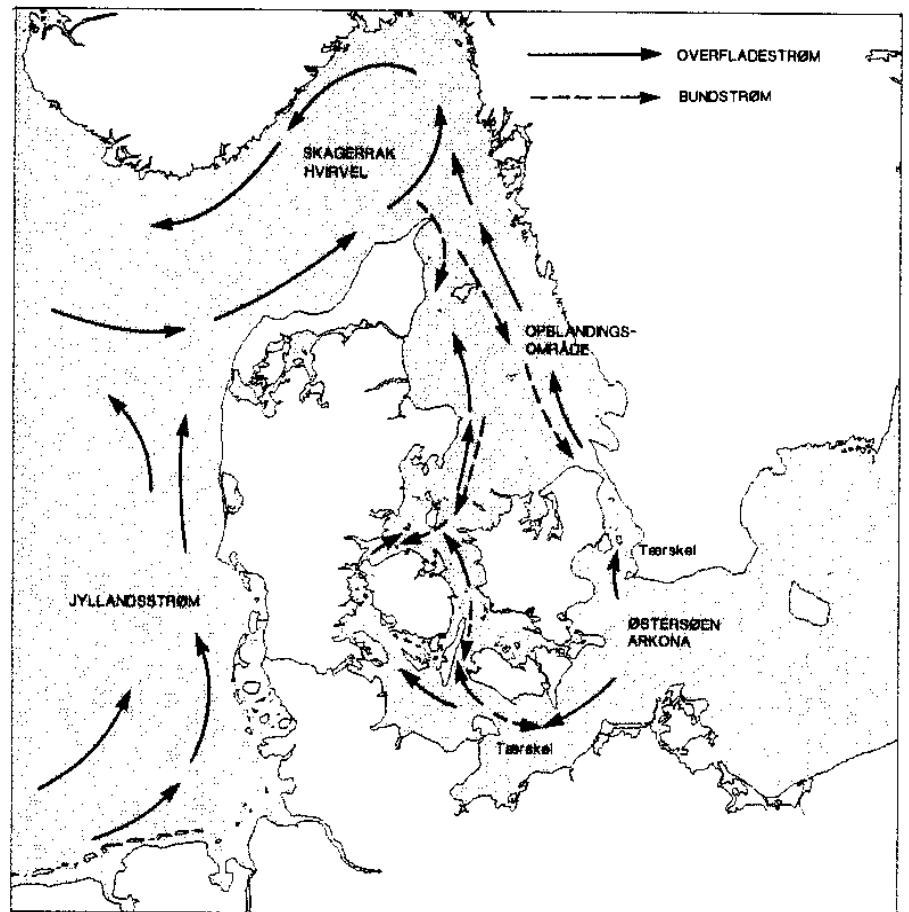
Figur 3.12

Kort over dybdeforholdene i de indre danske farvande - 10 m, 20 m og 30 m dybdegrænser (Efter Politiken 1968).

Strømforhold

Forholdene i de enkelte farvande er stærkt afhængige af strømforhold og vandudveksling med tilstødende områder, og ikke mindst med de åbne havområder. De åbne havområder har nogle generelle strømningsmønstre.

Figur 3.13 viser et hovedstrømmønster for de danske farvande. Strømmønstret veksler afhængigt af vindforholdene over hele Nordsø- og Østersøområdet, og især i Kattegat/Bælthavet skifter overfladestrømmene mellem udadgående og indadgående retninger. Forholdene i kystvandene varierer fra åbne kystområder med god vandudveksling til mere eller mindre lukkede fjordområder, hvor de lokale forhold kan have den afgørende betydning for vandudvekslingen.



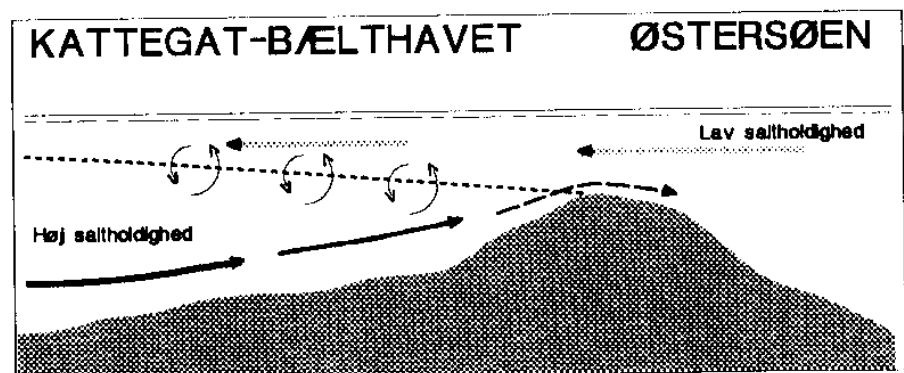
Figur 3.13

Kort over hovedstrømmønstre i danske farvande

Som overgangsområde mellem Østersøen og Nordsøen er de indre danske farvande præget af to hovedstrømningsmønstre. Der findes en nordgående overfladestrøm af vand med lav saltholdighed (7-8‰), som strømmer fra Østersøen ind i Bælthavet og nordpå gennem Kattegat. Samtidig findes der en sydgående strøm af bundvand med relativ høj saltholdighed (ca. 30‰) fra Skagerrak sydpå gennem Kattegat og Bælthavet og til tider helt ind i Østersøen. Forskellene i saltholdigheden medfører, at de to vandmasser er adskilt fra hinanden. Gennem de smalle, lavvandede passager i bælteerne og Sundet, men også i Kattegat, sker der en gradvis opblanding af de to vandmasser. Samtidig sker der en udligning af forskellene i saltholdighed. Tykkelsen af det brakke overfladevand bliver mindre og skillefladen mellem de to vandmasser rykker derfor fra en dybere til en højere placering i vandmasserne, når man bevæger sig fra Bælthavet til det nordlige Kattegat (figur 3.14). Opblandingen af vandmasserne afhænger af de herskende vindforhold, men forstærkes af de kraftige strømninger i de snævre passager i bælteerne og Sundet. Udstrømningen fra Østersøen er i størrelsen 950 km^3 om året, men heraf er ca. halvdelen strømmet til Østersøen fra Bælthavet, så nettoudstrømningen er ca. 500 km^3 om året.

Langs den jyske vestkyst findes en nordgående kyststrøm, "Jyllandsstrømmen", med en saltholdighed, der er en smule mindre end det egentlige Nordsøvand. Den lavere saltholdighed skyldes de store tilførsler af ferskvand fra de tyske floder Elben, Weser og Ems, der udmunder i Tyske Bøgt. Saltholdigheden i Jyllandstrømmen stiger mod nord, efterhånden som der sker en opblanding med Nordsøvand.

Skagerrak er et blandingsområde, der modtager vand vestfra med oprindelse fra 3 områder. Dels atlantisk bundvand med høj saltholdighed (over 35‰), dels nordsøvand med middel saltholdighed på 33-35‰ og dels i perioder "Jyllandsstrømvand" med saltholdigheder på under 33‰. Sydfra modtager Skagerrak opblandet Kattegatvand med relativ lav saltholdighed (28-30‰). I selve Skagerrak udgøres hovedstrømmen af den såkaldte "Skagerrak-hvirvel", der strømmer mod uret, dvs., at vandet, der kommer ind fra vest og syd, løber mod øst til den svenske kyst, nordpå langs denne og derefter mod vest og nord langs den norske kyst (figur 3.13). Det er også fra denne vandmasse, at der sker en indstrømning i Kattegat, med et bidrag fra "Jyllandsstrømmen".



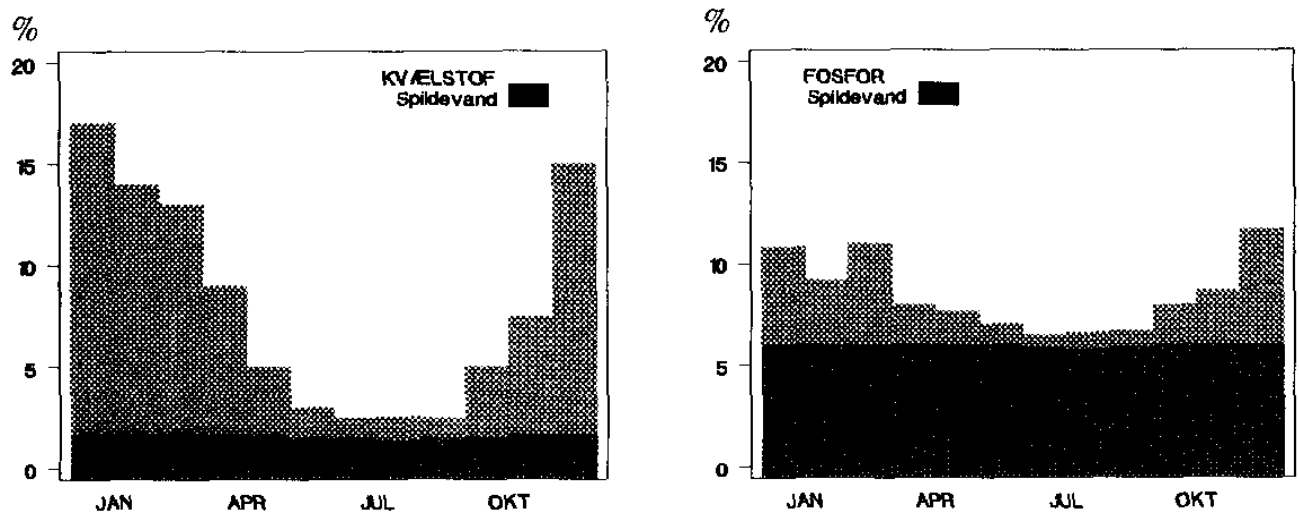
Figur 3.14

Princip i lagdeling og saltholdighed i de indre farvande.

Hovedstrømningsmønstrene og opblandingsforholdene i de danske farvande påvirkes betydeligt af de meteorologiske forhold. Specielt kan skiftende vindretninger og vindstyrker forårsage betydelige variationer i det beskrevne strømningsmønster. Strømmen i Kattegat, bælteerne og Øresund kan således med korte intervaller variere mellem situationer, hvor vandet strømmer ud af Østersøen (østlige vinde) og indstrømningssituationer, hvor vandet strømmer ind i Østersøen (vestlige vinde) (Pedersen 1990). I løbet af året har lagdelingen også forskellig styrke. I sommerperioden er den for det meste stabil, og kun meget kraftige og længerevarende vinde kan bryde den. I vinterperioden sker der derimod normalt og oftere opblanding af vandmasserne.

3.4.2 Tilførsel og transport af næringssalte.

Tilførslen af næringssalte til de danske farvande sker ved afstrømning og udledning fra land, ved nedbør og nedfald fra luften og ved vandtransport mellem de forskellige farvande.



Figur 3.15

Afstrømning af næringssalte fra land

Årsvariation i tilførsel af næringsstoffer fra land

Afstrømningen af kvælstof og fosfor til havområderne varierer i løbet af året. Variationen er størst for kvælstof, hvor hovedparten afstrømmer i vinterperioden sammen med den store vandafstrømning. Afstrømningen af fosfor er derimod mere jævnt fordelt over året. Tilførslen af kvælstof og fosfor fra punktkilder er i store træk jævnt fordelt over året. Især for kvælstof betyder dette, at punktkildernes udledning i sommerperioden udgør en større andel af tilførselen end på helårsbasis. For en del kystvande har dette væsentlig betydning, idet tilførslen fra punktkilder kan udgøre den største kvælstofkilde om sommeren, selv om den på årsbasis kun udgør en mindre procentdel.

Tilførsel af næringssalte til de indre farvande fra andre havområder

Vandudstrømningen fra Østersøen i syd og vandudvekslingen med Skagerrak/Nordsøen i nord tilfører årligt store mængder næringssalte til de indre danske farvande. Langt størstedelen af denne har dog altid forekommet og har, sammen med den oprindelige tilførsel af næringssalte fra land og med nedbøren, været medvirkende til at fastlægge netop det økologiske system, som var kendt, før de nuværende miljøeffekter indtrådte.

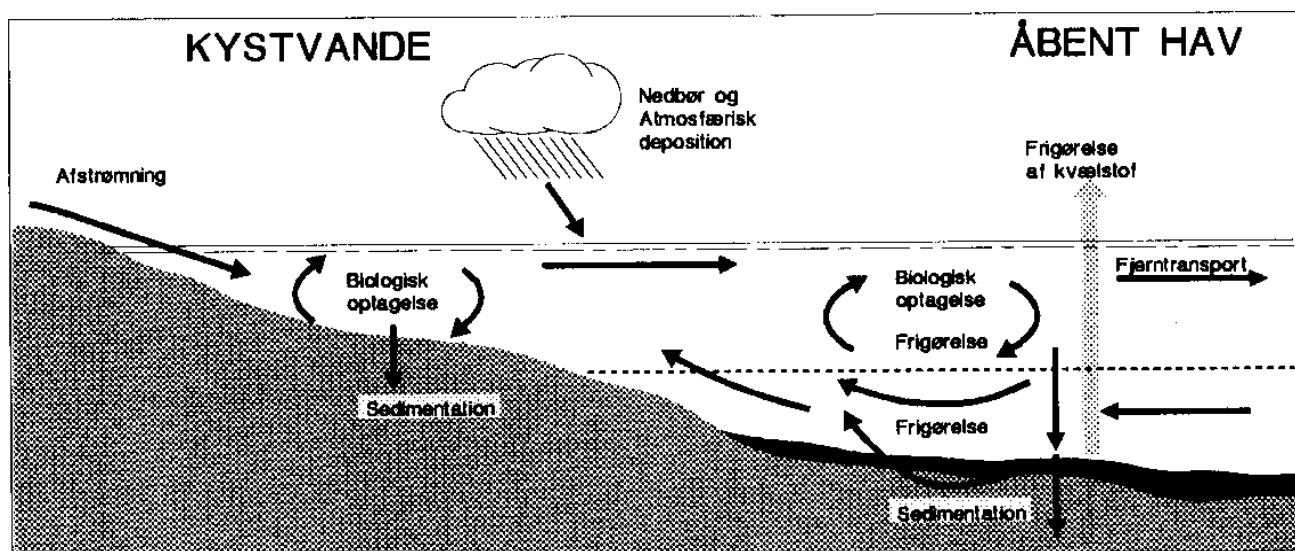
Det er kendt, at Østersøen er påvirket af store mængder næringssalte, som afstrømmer og udledes fra de baltiske lande. Udledninger fra Danmark er i den forbindelse forsvindende, men indirekte strømmer næringssalte fra Bælthavet ind i Østersøen med det salte bundvand.

Kun en mindre del af de til Østersøen tilførte næringssalte udstrømmer til Bælthavet og Kattegat. Dette skyldes, at vandets middellopholdstid i Østersøen er meget lang (20-30 år), således at hovedparten af de tilførte næringssalte når at blive omsat eller tilbageholdt i sedimenterne.

De klimatiske og hydrografiske forhold medfører, at der i nogle år - i forårsperioden, hvor næringssaltkoncentrationen er høj - sker en indstrømning fra Jyllandsstrømmen til de nordlige dele af Kattegat. På denne måde kan der i disse år tilføres en væsentlig ekstra mængde næringssalte til de indre farvande, i første omgang til bundvandet.

3.4.3 De marine områders biologi og stofomsætning

De marine områders biologiske forhold er altafgørende for omsætningen af næringssalte, selv om hovedtransporten af næringssalte rundt mellem områderne er hydrografisk betinget. Næringssaltene forbruges og indbygges i algers og planter stofproduktion, der igen indgår i havets fødekæder, indbygges og omsættes i forskellige livsformer og synker i sidste ende til havbunden, hvor de ved nedbrydning frigøres eller varigt fastholdes. Balancen i dette system er meget dynamisk, men over længere perioder tegner der sig nogle bestemte mønstre. Når der så sker væsentlige og gentagne ændringer i disse mønstre, som iltsvind, hummer- og fiskedød, er dette måden, hvormed de biologiske forhold signalerer, at der er noget galt.



Figur 3.16

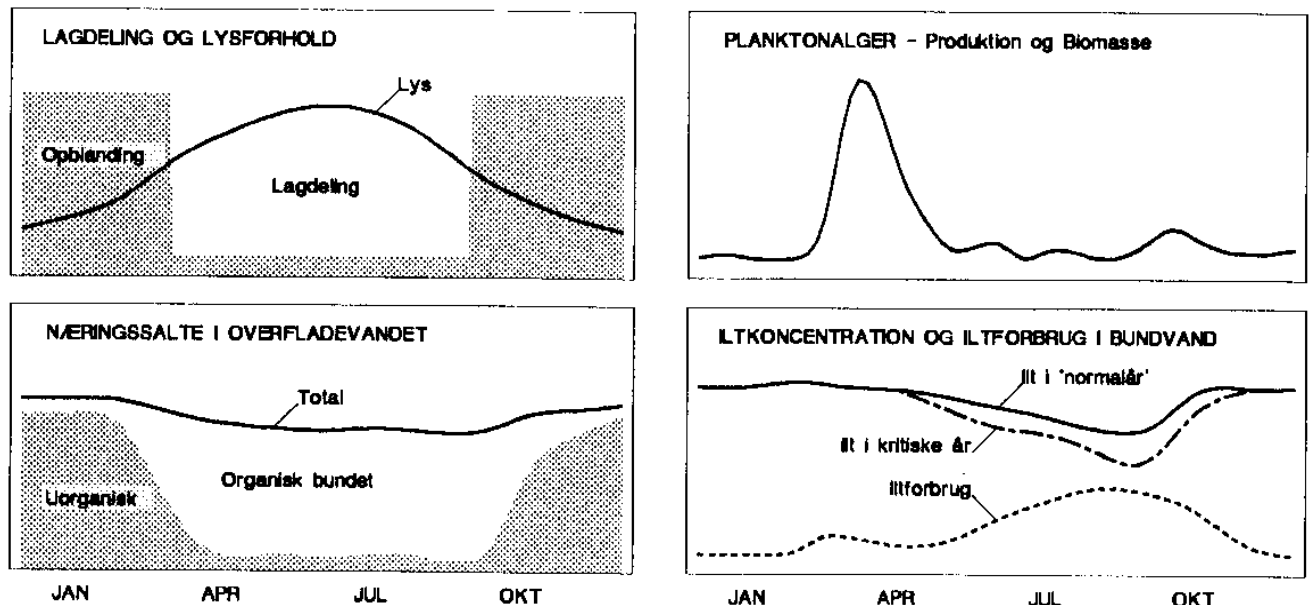
Princip for havets stofstrøm af næringssalte.

I de øverste belyste vandlag findes de fritsvævende plankton-alger, som, sammen med de fasthæftede alger og planter på havbunden langs kystene, producerer den altovervejende del

af det organiske stof, som de andre marine organismer lever af. Mængden af produceret stof er hovedsagelig afhængig af sollyset og af den mængde næringsstoffer, af blandt andet kvælstof og fosfor, der i vandet er tilgængelig (det vil sige uorganiske former som nitrat og fosfat) for planktonalgerne og de fasthæftede bundplanter.

Væksten og næringsoptagelsen hos alger og planter er størst i sommerperioden. Den følger en naturlig årsrytme med en kraftig forårsopvækst af planktonalger, der normalt klinger af, når mængden af tilgængelige næringssalte er brugt op. Herefter vil forskellige alger vokse moderat op i løbet af foråret og sommeren, og om efteråret kan der igen forekomme en lidt større opvækst inden vinteren.

I overfladevandet falder koncentrationen af tilgængelige næringssalte ved algernes forbrug under forårsopvæksten. Koncentrationen af nitrat falder hurtigt og forbliver lav gennem hele sommeren, men koncentrationen af den totale mængde kvælstof forbliver på et højere niveau, som i de åbne havområder ikke varierer så meget i årets løb. Kvælstof er blevet bundet i det organiske stof, og der sker kun en ny algeproduktion i det omfang, dette stof omsættes og frigøres, eller der tilføres nye tilgængelige næringssalte. Ved en genvækst med de frigjorte næringssalte sker der især en effektiv tilbageholdelse af næringssalte i de frie vandmasser, inden udsynkning sker fra den produktive zone i de øvre vandlag, hvor der er lys.



Figur 3.17

Årsdynamik i næringssalte, algeproduktion og bundvandets iltindhold.

Det samme mønster gælder for fosfor. Fosfatkoncentrationen falder også under forårsopvæksten, men findes kun i en kort periode i helt lave koncentrationer. Det meste af sommeren er fosfat til stede i tilgængelig form. Kvælstof er derfor begrænsende for planteplanktonets produktion og biomasse fra sidst på foråret og hele sommeren. Kvælstof har entydigt vist sig at være den vigtigste styrende faktor for algernes stofproduktion i den næringsfattige periode, både i de åbne havområder og i fjordområder (Kaas et al. 1990). Fosfors indflydelse synes begrænset til specifikke områder eller korte tidsrum.

Sammenfattende betyder denne næringssaltdynamik, at det er den mængde af nitrat, der er til stede inden forårsopvæksten (udtrykt ved vinterkoncentrationen), samt den mængde, som i løbet af sommeren opblandes fra bundvandet, der har afgørende betydning for de åbne havområders tilstand (Sehested-Hansen et al. 1990). I fjordområder og kystvande har tilførslen og lokal regenerering af kvælstof i sommerperioden yderligere en afgørende betydning (Kaas et al. 1990).

3.4.4 *De åbne havområder*

De åbne havområder har for det meste så store vanddybder, at de større fastvoksende alger og planter ikke har livsbetingelser. I de frie vandmasser produceres det organiske stof i fritsvævende planktonalger som føde for dyreplankton og videre for blandt andet fisk. Fra alle organismeniveauer i de frie vandmasser synker organisk stof til havbunden, hvor det nedbrydes eller er føde for de bundlevende organismer. En større del algernes stofproduktion, især fra forårsopvæksten, indgår heri. Bundvandets koncentration af næringssalte er således generelt højere end overfladevandets. Ved opblandinger af vandmasserne i løbet af sommeren, men især om efteråret og vinteren, kommer bundvandets næringssalte tilbage til overfladevandet.

Bundens dyreliv

Traditionelt har de danske farvande været inddelt efter de dominerende bunddyr i forskellige områder. Forskellene afspejler de forskellige bunddyrs krav til bundforhold, saltholdighed mm. Størsteparten af de marine dyrearter lever som bunddyr. En del af dem har et fritlevende larvestadie, men kun relativt få arter tilbringer hele deres liv i de frie vandmasser. Bunddyrene er i hovedtræk stationære, og mængden og sammensætningen af organismer i et område afspejler summen af påvirkninger, som området har været udsat for i en længere periode.

I et upåvirket eller svagt påvirket område vil der i de allerfleste tilfælde være gode iltforhold, og der vil findes et for-

holdsvis tykt iltet sedimentlag. Her vil nogle dyr leve på bunden, men i selve bunden findes også et komplekst dyresamfund med mange forskellige arter. Dyrene lever mere eller mindre stationært i rør og gange eller graver sig gennem sedimentet. Større dyr som jomfruhummere lever i gange, der er gravet dybere ned i sedimentet. Størstedelen af bunddyrene er føde for en række fisk.

Bunddyrene er i forskellig grad indstillet på kritiske situationer med lave iltkoncentrationer. Fisk kan i sådanne situationer flygte til mere iltrige områder. En stor del af dyrelivet har udviklet forskellige måder, hvorpå de forsøger at klare situationen, enten fysiologisk eller ved en stor evne til reetablering.

3.4.5 Kystvandenenes forhold

Kystvandene og især de lukkede kystvande byder på meget vekslende og ofte ekstreme livsbetingelser for det tilstedeværende plante- og dyreliv. Saltholdigheden er ofte lavere end i de åbne havområder, og den kan variere betydeligt i årets løb. Den mere eller mindre lukkede og beskyttede karakter i en række kystvande bevirker, at disse områder naturligt opsamler organisk og uorganisk næringsgrundlag, der tilføres fra land eller strømmer ind med det saltholdige havvand. De biologiske forhold er i høj grad medvirkende hertil og er naturligt sammensat til højere stofomsætning end i de åbne havområder. Dette gælder såvel fritsvævende som fastvoksende alger, hele bundvegetationen og det tilknyttede dyre- og fiskeliv. Den fastvoksende vegetation langs kysterne danner samfund afhængigt af kystens beskaffenhed, dybde og bundforhold. På blød, sandet og rolig bund findes ålegræssamfundet ned til en dybde på 10-15 m. På mere stenede udsatte kyster findes overvejende flerårige, fasthæftede større alger, hvis dybdeudbredelse ofte er større end ålegræssets. Alle disse vegetationsområder rummer et rigt dyreliv og udgør et vigtigt opvækst- og skjulested for fisk.

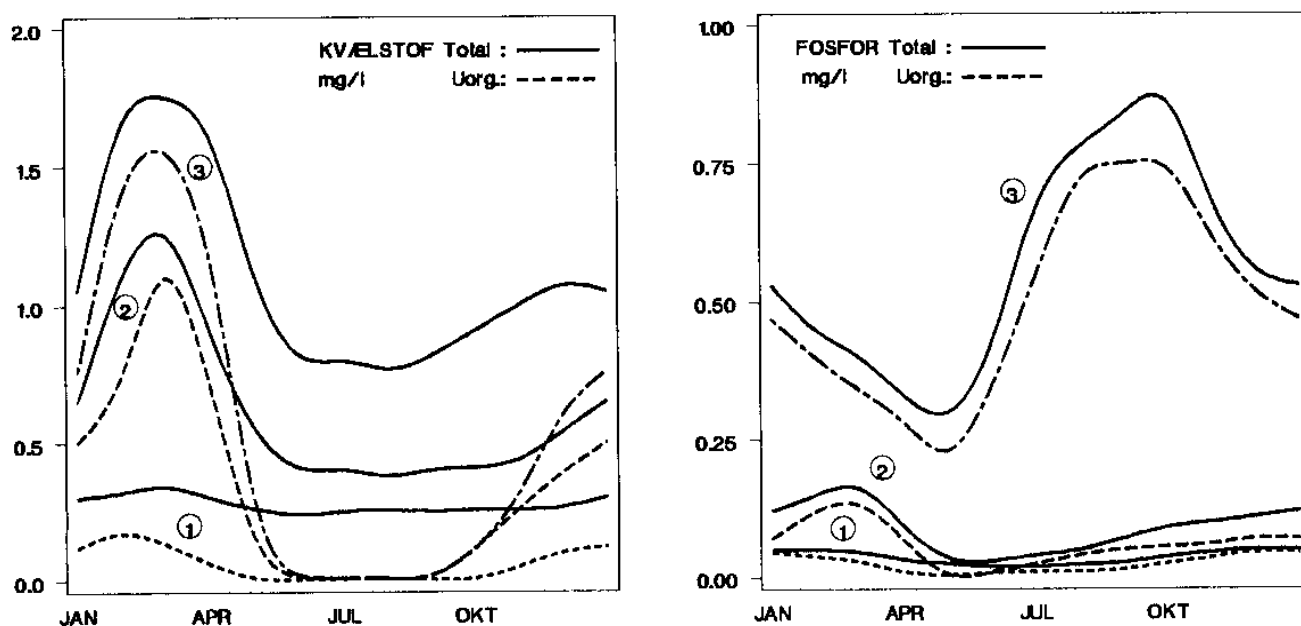
Næringsalte og algeproduktion i kystvandene

Bundvegetationen af flerårige alger og planter er et centralt element i kystvandenenes måde at holde fast på næringsstofferne, så der også på årstider med lille næringsstofftilførsel og lave koncentrationer af tilgængelige næringsalte er grundlag for produktion. Kystvandene fungerer således til en vis grad som et filter for næringsstofftilførslen til de åbne havområder.

Koncentrationen af næringsstofferne kvælstof og fosfor har det samme karakteristiske årlige forløb som i de åbne farvande. Det kan dog have en anden form og langt højere niveauer

afhængig af næringsstofftilførslen fra land og vandudvekslingen med de åbne farvande.

Som eksempler inden for dette spektrum er det i figur 3.18 valgt at vise forholdene i den åbne del af Storebælt (1), Horsens Fjord (2) og Roskilde Fjord (3).



Figur 3.18

Næringssaltdynamik i kystvandene

Koncentrationerne af både kvælstof og fosfor er højest i de miljømæssigt mest belastede områder, typisk med tydelige stigninger ind igennem fjorde både om vinteren og i sommerperioden. I løbet af året forekommer de højeste koncentrationer i vinterperioden, hvor den biologiske aktivitet er lille, og hvor afstrømningen fra land samtidig er stor. I sommermånederne viser så godt som alle områderne, uanset hvor høj vinterkoncentrationen har været, lave koncentrationer af nitrat, der er tilgængeligt for planternes vækst. Det vil sige, at plantevæksten i denne periode udelukkende sker som følge af den mængde kvælstof, der tilføres enten fra land og med nedbøren eller fra nedbrydning af organisk bundet kvælstof.

Den totale kvælstofkoncentration, der er udtryk for organisk bundet og uorganisk kvælstof, ligger ikke som i de åbne havområder på et forholdsvis konstant niveau året rundt, men varierer meget mere med høje vinterværdier. I sommerperioden er niveauet imidlertid nogenlunde det samme fra år til år uanset forskellige vinterkoncentrationer, og synes mest at være afhængig af den mængde kvælstof, der tilføres i selve sommerperioden. Spildevandsbelastningen udgør netop i sommerperioden en større andel af den samlede kvælstoftilførsel

end i den øvrige del af året. I figur 3.18's eksempel over 90% i Roskilde Fjord og ca. 60% i Horsens Fjord.

Fosfors vækstbegrænsende rolle om foråret er ofte kortvarig og aftager i løbet af vækstperioden, idet der sker en hurtig frigørelse af det organisk bundne fosfat. Desuden ses der i mange fjordområder en kraftigere stigning i fosfatkoncentrationen, end hvad tilførslen og frigørelsen ved nedbrydningen af årets produktion skulle betinge, f.eks. for Roskilde Fjord. Dette er et resultat af mange års ophobning af fosfor i bundsedimentet, som hovedregel fra spildevandsudledninger.

3.4.6 Effekter af forøget næringssaltbelastning

Eutrofiering

Forøges tilførslen af næringssalte til et vandområde, medfører dette først og fremmest en forøgelse af den mængde organisk stof, som produceres af alger og planter. Denne proces kaldes eutrofiering. Indtil en vis grænse kan den forøgede produktion omsættes, uden at der sker nogle væsentlige ændringer af de biologiske forhold, men fortsætter stigningen i den næringssaltmængde, algerne har til rådighed, vil systemet ikke længere kunne omsætte den forøgede produktion på samme afbalancerede måde som hidtil. Systemet bringes ud af balance, og den naturlige dynamik ændres. Under hele dette forløb ændrer de biologiske forhold sig, nogle livsformer går tilbage og andre forstærkes. Generelt går disse ændringer fra komplekse livsformer til mere primitive livsformer. Typisk får nedbryderne (bakterier og svampe) af organisk stof - og dermed forbruget af ilt - en større betydning i systemets balance.

Hyppigere masseopvækst af planktonalger, eller opvækst af specielle algetyper, har i en række situationer vist sig at have direkte skadelige effekter, i form af fiskedød, bunddyrdød, misfarvning af vandet, produktion af skum og lugtproblemer. I opvækst af giftdannende (toksiske) alger kan der opstå problemer for fiskeriet især efter skaldyr, havbrug kan rammes, og turisme og rekreative interesser berøres.

Bunddyr og eutrofiering

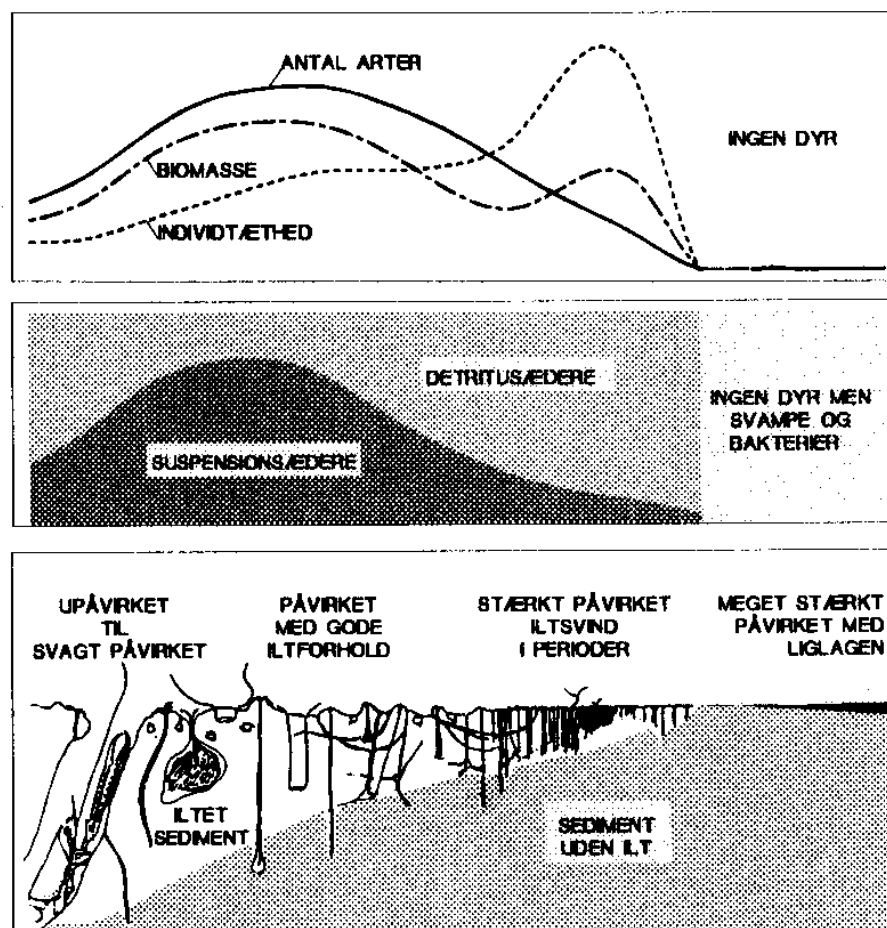
Omsætningen af det organiske stof sker under forbrug af ilt. Det er derfor vigtigt for systemets balance, at der er ligevægt mellem produktionen af det organiske stof, tilførslen af ilt og det efterfølgende iltforbrug i forbindelse med omsætningen.

I de åbne områder og i dybere lokale områder i kystvandene medfører eutrofieringen, at stigende mængder organisk stof synker ned til havbunden. Det giver en større fødemængde til bunddyrene, men det omsættes også under et større forbrug af ilt end førhen. Forekommer der samtidig en stabil lag-

deling af vandmasserne, med en ringe tilførsel af ilt fra overfladen til bundvandet, vil et iltsvind kunne udvikles.

Med den øgede fødemængde sker der også en ændring i bunddyrenes artssammensætning. Ved mindre stigninger vil antallet af arter, antallet af individer og biomassen stige. Ved yderligere belastning vil antallet af arter, og normalt også antallet af individer, begynde at aftage igen, idet en lavere ilttilgængelighed så begynder at få betydning. Bunddyrenes reaktion herpå afhænger af, hvor lave iltkoncentrationerne bliver, deres hyppighed og deres varighed. Dyrenes naturlige overlevelsesmekanismer bliver utilstrækkelige, og der sker generelt en forskydning af de tilstedeværende arter mod mere robuste former.

På grund af sedimentets øgede iltforbrug vil grænsen til dettes dybere lag uden ilt gradvist forskydes op mod sedimentoverfladen. De store arter, som graver dybt, forsvinder derfor først. Ved stærk belastning kan sedimentet gradvist blive uden ilt i overfladen samtidig med, at der kan fore



Figur 3.19

Ændringer i bundens dyreliv med stigende påvirkning af organisk stof (efter Pearson et al. 1978).

komme iltsvind i vandet over havbunden. Under disse forhold vil der kunne udvikles giftigt svovlbrinte, det såkaldte "liglagen" kan optræde og kun få arter vil overleve. Bunddyrene har naturligt en stor evne til at reetablere sig efter enkelte af sådanne hændelser inden for en længere årrække. Stiger hyppigheden og varigheden af hændelserne, vil ændringerne derimod blive af mere permanent karakter, og der sker varige skader.

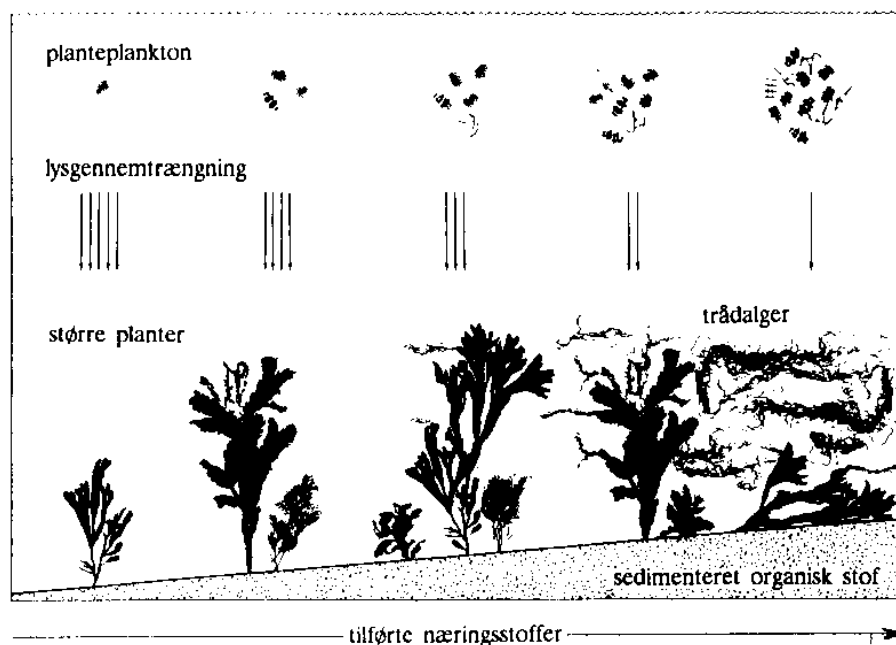
Ofte bliver fiskene berørt senere end bunddyrene, da de kan flygte til bedre forhold. Efterhånden som tilstedeværelsen og sammensætningen af bunddyr ændrer sig, forringes fødegrundlaget imidlertid, og fiskenes livsgrundlag forsvinder, hvorfor der bliver færre at fange. Med udbredte iltsvind og udvikling af svovlbrinte kan fiskene endog blive "fanget", og hændelser med fiskedød indtræffer.

Eutrofiering og kystvandenes vegetation

Virkningen af den stigende tilførsel af næringssalte til de lukkede kystvandene er en forøget mængde planktonalger, men også i vidt omfang - også i områder med god vandudskiftning - ændringer i den fastvoksende vegetation. Flerårige alger og rodfæstede planter bukker med stigende nærings-salttilførsel efterhånden under i konkurrence med hurtigt-voksende énårige algerformer, eller de skygges væk af en forhøjet mængde planktonalger, der nedsætter lysets nedtrængen i vandet. Vegetationens dybdeudbredelse mindskes. Dette skyldes især, at de énårige algers og planktonalgernes vækst favoriseres i forhold til de øvrige, når næringssalttilførslen stiger i sommerperioden. For de rodfæstede planter har undersøgelser vist, at deres forekomst og produktion samlet set bliver reduceret med stigende næringsrigdom.

I danske kystvande er der generelt fundet en sammenhæng mellem koncentrationen af total-kvælstof og biomassen af fritsvævende planktonalger i sommerperioden. Tilsvarende sammenhæng med fosforkoncentrationen er ikke fundet. Virkningerne af den nedsatte lysnedtrængen, som den større mængde alger medfører, viser sig også i en sammenhæng mellem koncentrationen af total-kvælstof og de fastvoksende planters og algers dybdeudbredelse, se figur 3.21. Her har der heller ikke kunne findes en sammenhæng for fosfor, selv ikke i områder med tydelig indikation af fosforbegrænsning. Fosfors rolle i kystområdernes eutrofiering synes således også i denne sammenhæng at være ubetydelig (Borum et al. 1990).

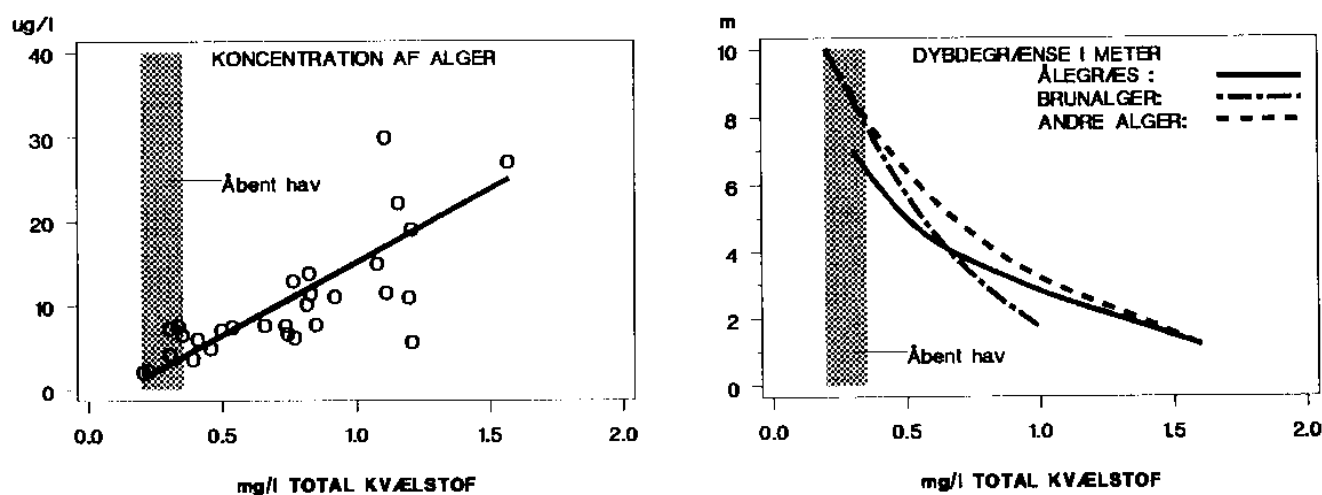
I ekstreme tilfælde bliver vegetationen artsfattig med meget lille dybdeudbredelse, forsvinder eller udviser masseforekomst af de énårige algetyper kendt som "fedtemøg", "vandhår" o.lign. i drivende måtter eller måtter som dækker større dele



Figur 3.20

Udviklingen i kystvandenes vegetation ved øget tilførsel af næringssalte. (Fyns Amt 1990).

af bunden. Disse masseforekomster skaber væsentligt forringede betingelser for bundens dyreliv og for fiskenes gyde- og opvækstmuligheder, og de kan selv på forholdsvis lavt vand medføre iltvind og forekomst af svovlbakterie (liglagen) ved bunden. De besværliggør kystfiskeriet og kan betyde gener og uæstetiske indtryk ved opskyl langs kysterne.



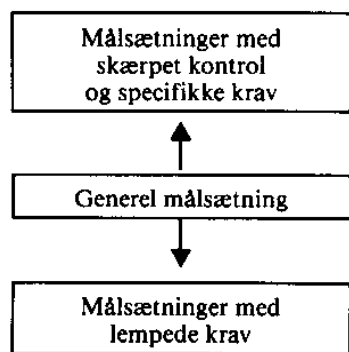
Figur 3.21

Sammenhængen mellem kvælstofkoncentration, koncentration af planktonalger og dybdeudbredelse af bundvegetation (Efter Borum et al. 1990).

Ændringerne i balancen fra flerårige alger/rodfæstede planter til enårige alger og planktonalger kan have en forstærkende effekt på forringelserne i kystområderne. De lave iltkoncentrationer bevirker - foruden at bunddyrene dør - at fosfatfrigørelsen fra sedimentet kan forøges. Den frigjorte fosfat kan yderligere forstærke algernes vækst i det omfang, der fortsat tilføres kvælstof. Da græsning af algerne samtidig formindskes som følge af dyrenes tilbagegang, vil størstedelen af de bundne næringssalte frigøres til vandmasserne igen. De enårige alger er ikke i stand til at fastholde næringsstofferne over længere perioder, som den flerårige vegetation er det, og kystvandenes evne til at virke som "filter" mod tilførslen af næringssalte til de åbne farvande nedsættes derfor.

3.4.7 Kvalitetsmålsætninger for marine områder

Et hovedelement i beskyttelsen af kystvandenes miljøkvalitet er amtsrådenes fastlæggelse af kvalitetsmålsætninger i forbindelse med den regionale planlægning for vandområdernes kvalitet. Miljøstyrelsen fastlagde i en vejledning i 1983 (Miljøstyrelsen 1983) et målsætningssystem med 3 hovedmålsætninger for at undgå et uoverskueligt system med mange målsætninger for forskellige typer af anvendelse og beskyttelse. Centralt heri er en generel målsætning, der forudsætter et upåvirket eller kun svagt påvirket plante- og dyreliv i forhold til naturtilstanden i det enkelte område. Der skal også være en god hygiejnisk vandkvalitet, gode lysforhold, gode iltforhold og ingen eller kun lav forekomst af giftige stoffer i vand, sediment og organismer.



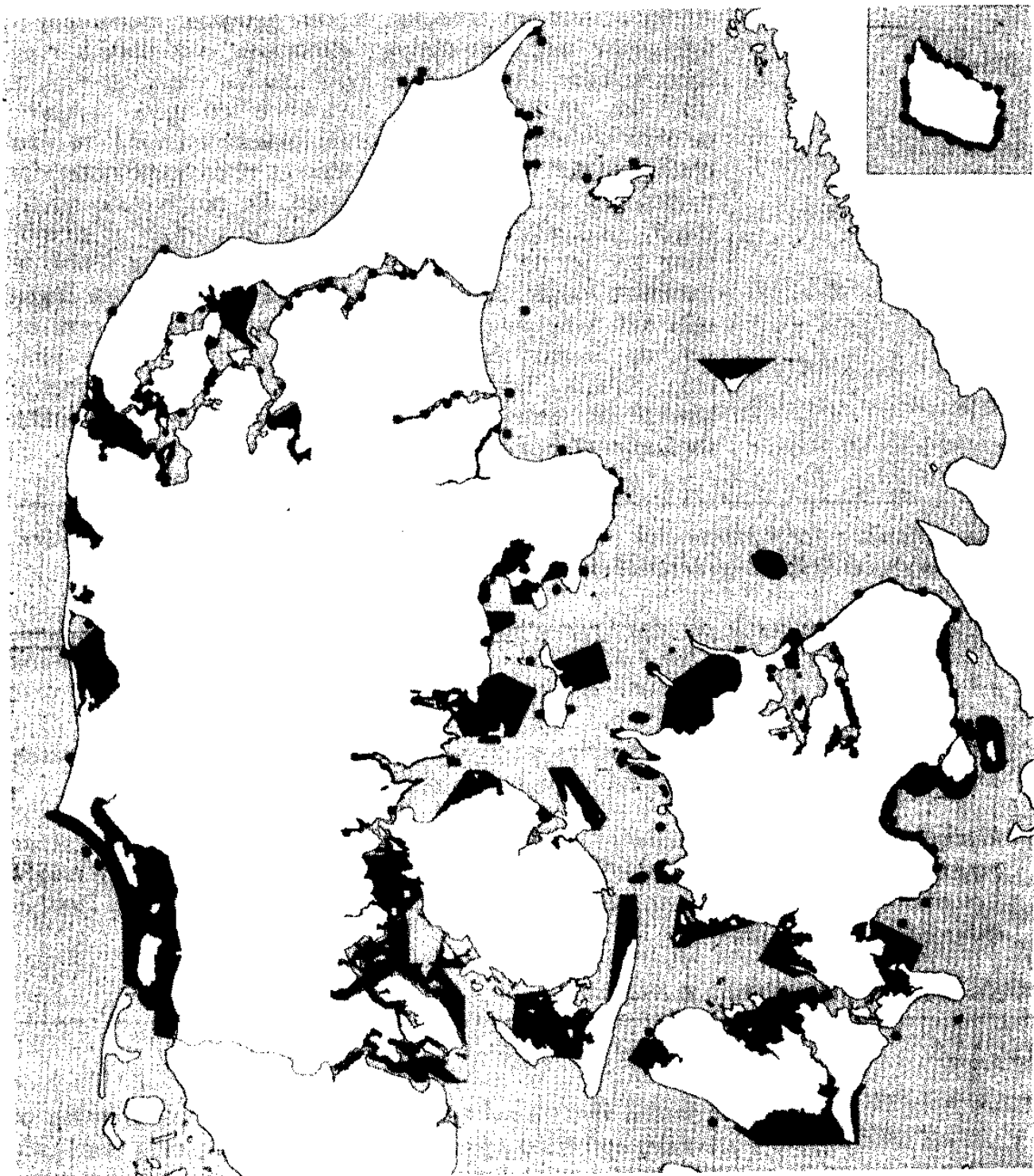
Skærpet målsætning

Visse anvendelser eller beskyttelseshensyn nødvendiggør en skærpet målsætning. Her vil kravene til den generelle målsætning også gælde, men kan suppleres med helt specifikke krav eller krav om en øget kontrol med tilstanden for tidligt at kunne gribe ind i tilfælde af utilsigtede menneskeskabte påvirkninger.

Lempede målsætninger

I lokalt afgrænsede områder omkring spildevandsudledninger eller andre koncentrationer af miljøbelastende aktivitet har det været nødvendigt at acceptere, at den generelle målsætning ikke i alle tilfælde er opfyldt. For disse områder fastlægges om nødvendigt lempede målsætninger, men med grænser for, hvor stor en påvirkning der accepteres.

På figur 3.22 er der vist områder og lokaliteter, der er godkendt eller som forslag i den amtskommunale planlægning er fastlagt med henholdsvis skærpet målsætning og lempet målsætning. Hvor intet andet er angivet er den generelle målsætning gældende.



Figur 3.22

Områder med skærpede og lempede målsætninger. Blå: Skærpet. Sort: Skærpet - naturgivent iltvind. Rød. Lempet, små lokaliteter er vist med en rød prik i overstorelse.

Vurdering af den generelle målsætnings opfyldelse

En vurdering af de forskellige områders tilstand har således sin hovedvægt i forhold til den referencetilstand, der kan beskrives med den generelle målsætning for det enkelte område. Ved starten af planlægningen af kystvandenes kvalitet i

1970'erne var det forudsat, at den generelle målsætning i forbindelse med eutrofiering "automatisk" var opfyldt i de åbne farvande. Udviklingen i 1980'erne har imidlertid vist, at dette ikke er tilfældet. Den nuværende forringede tilstand i de åbne farvande og i mange af de lukkede kystvande betyder derfor, at der ikke længere findes et referencegrundlag for vurderingen af kystvandenes tilstand. De observerede udviklinger i miljøtilstanden og kendskabet til effekter af eutrofiering gør det dog muligt at foretage en vurdering. Først og fremmest indgår de biologiske forhold og kravet om ingen eller kun svag påvirkning af plante og dyrelivet i vurderingen, og desuden indgår, hvad der er grunden til en påvirkning. Kriterier herfor er under udvikling, men almindelige krav til den generelle målsætning for kystvandene anvendes for et eller flere af de i tabel 3.5 nævnte forhold.

-
- *Planteplankton forekommer kun i moderate mængder, og uden unaturlige masseforekomster. Specielt ikke af generende eller giftdannende alger.*
 - *Bundvegetationen består på blød bund af tætte bestande af ålegræs med god dybdeudbredelse. På sten og hård bund udviser algevegetationen en naturlig zonerings med god dybdeudbredelse, og uden unaturlig dominans af enårige alger.*
 - *Bundens dyreliv har mange forskellige arter med moderate individantal af de enkelte arter og uden ensidig dominans af forureningstolerante dyregrupper.*
 - *Fiskefaunaen består af almindelige arter som ål, skrubbe, ising, rødspætte, torsk og ørred uden unormal hyppighed af sygdomme og uden afsmag. Der vil ligeledes være sæsonbetonet regelmæssig optræden af sild, hornfisk og makrel, samt på lavt vand af kutlinger og fladfiskeyngel.*
 - *Kravene til badevandskvalitet er opfyldt.*
-

Tabel 3.5

Krav for opfyldelse af den generelle målsætning.

Foruden disse krav kan tilstanden vurderes på grundlag af fysiske og kemiske parametre: Der skal som nævnt være gode iltforhold, og unaturlige iltsvind og svovlbrintedannelse må ikke forekomme. Næringssaltniveauet og næringssaltene fordeling over året må ikke afvige væsentligt fra forholdene i en upåvirket baggrundstilstand for det pågældende område.

Den amtskommunale planlægning udlægger størstedelen af kystvandene med en generel målsætning. Tilsvarende udtrykker Vandmiljøplanen, at de åbne havområder skal opfylde en målsætning, der grundlæggende svarer til den generelle målsætning, men med skærpet naturvidenskabelig målsætning, hvor der er grundlag herfor.

3.5. Skove og naturarealer

Som nævnt i afsnit 2.1 fordamper noget af kvælstoffet i form af ammoniak før siden at afsættes igen. Denne afsætning vil naturligvis ikke blot ske i de områder, hvorfra fordampningen sker, men også i øvrige vand- og landområder. I naturområder er afsætningen af kvælstof med nedbøren antagelig ca. 10 kg pr. ha pr. år (Hovmand 1990).

Dertil kommer, at noget ammoniak bliver tørabsat. Denne mængde afhænger af overfladens beskaffenhed og er derfor vanskelig at måle, men den kan skønnes at være nogle få kg N pr. ha. I skove, der har en "ru" overflade, må den formodes at være over gennemsnittet.

3.5.1 Skove

Fjernelsen af kvælstof ved salg af træ varierer noget efter træarten og omdriftstiden, men vil ofte være omkring 10-12 kg N pr. ha pr. år (Fiedler et al. 1973). Nedbørens tilførsel på ca 10 kg N er plus tørabsætningen er derfor tilstrækkelig til at dække træproduktionens behov for kvælstof. I mange skove på næringsfattig bund har man derfor set en væksthremgang i forhold til tidligere i århundredet, og skovbundsfloraen er ændret i retning af en mere næringskrævende.

Hvis kvælstoffet ikke optages af planterne, kan det ophobes i det organiske stof (dette gælder indtil et vist niveau), eller det kan udvaskes.

Udvaskningen sker som nitrat. Hvis kvælstoffet er afsat fra atmosfæren i form af ammoniak, skal det i jordbunden omdannes til nitrat. Denne omsættelsesproces med efterfølgende udvaskning medfører en stigning i antallet af brintioner, dvs., at der sker en forsuring.

De fleste danske jorder har stødpudesystemer, der modvirker denne forsuring, men nogle steder kan stødpudesystemet mangle, og her kan jordbunden blive så sur, at træernes rødder skades.

3.5.2 Heder, fattigkær og højmoser

Heder er udviklet på udsultede jorder, og de planter, der findes her, vil blive udkonkurreret og forsvinde, hvis næringsindholdet i jordbunden stiger. Da afsætningen af næringsstoffer med nedbøren er steget de i sidste 20-30 år, kan dette føre til ændring i jordbund og plantesammensætning på hedene.

Dertil kommer, at hedens planter, der er tilpasset specielt kvælstoffattige forhold, antagelig er effektive til at optage

Væksthremgang

Forsuring

kvælstofforbindelser fra luften, hvorfor tøraftsætningen af ammoniak kan være større her end på agerjord.

Fattigkær og højmoser er to forskellige typer af næringsfattige moser. Fattigkær udvikles i områder, hvor moserne får deres vand fra næringsfattige jorder. Højmoser har ikke forbindelse til grundvandet, men får al deres vand og alle deres næringsstoffer med nedbøren.

Ændring i vegetation

I begge tilfælde vil øget næringsstofindhold i nedbøren betyde ændringer i plantesammensætningen, men mest i højmoserne, der får al deres vand og næring fra nedbøren. Derimod vil næringsstofberigelse (eutrofiering) af jordene omkring mosen ikke betyde noget for en højmose, men have stor betydning for et fattigkær.

Der er registreret en ændring i højmosernes vegetation mod en mere næringskrævende, og denne ændring er størst i områder med højt nitrat- og ammoniakindhold i luften (Aaby 1989).

4. Status og udvikling for tilførsel af kvælstof og fosfor til vandmiljøet

I kapitel 2 er givet en generel belysning af de vigtigste kilder til næringssaltudledning. I dette kapitel opgøres, hvor store de enkelte kilder må anses for at være i dag, og hvorledes de har udviklet sig i de seneste år. Specielt belyses udviklingen set i relation til Vandmiljøplanens vedtagelse, idet det søges belyst, hvorvidt hovedmålene for denne, en nedbringelse af udledningerne direkte til vandmiljøet med henholdsvis 50% for kvælstof og 80% for fosfor, er blevet eller kan forventes at blive nået.

Der foretages opgørelser over landbrugets udledninger i form af både udvaskning og fordampning fra mark, stald og lager.

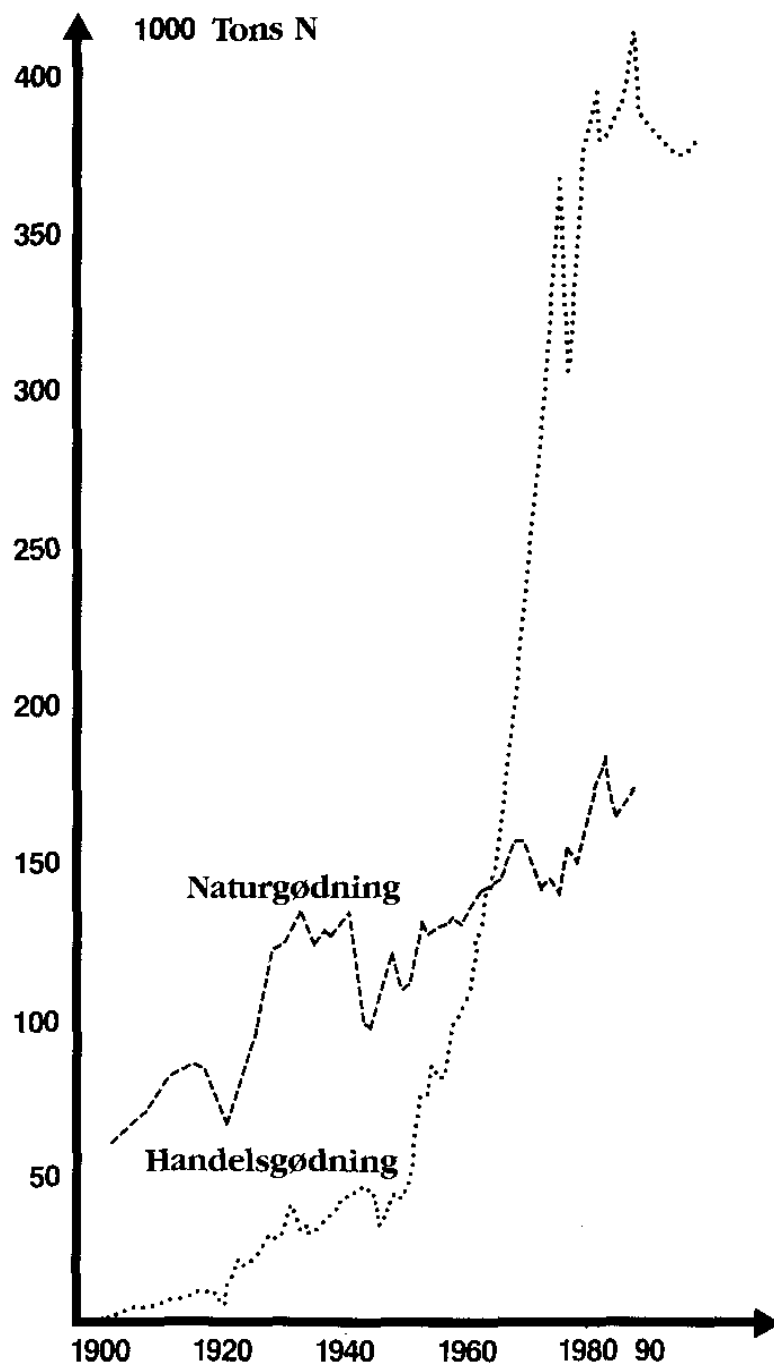
Endvidere opgøres udledningerne fra spildevandsanlæg, regnvandsudløb, industrier med enkeltudledning, etc.

Udledningerne til atmosfæren fra kraftværker og transport i Danmark er angivet, og afsætningen af kvælstof fra atmosfæren til land- og havområderne er opgjort. Specielt er det belyst, hvor store dele af afsætningen, der stammer fra udenlandske kilder.

4.1 Landbrug

4.1.1 Gødningsforbrug

Der er i de seneste årtier sket en markant stigning i tilførslen af gødningsstoffer til den danske landbrugsjord. Figur 4.1 viser, at stigningen især har fundet sted for anvendelse af handelsgødning, mens husdyrgødningsmængden har ligget relativt konstant. Gennem firserne er stigningen ophørt og gødningstilførslen stabiliseret.



Figur 4.1

Forbrug af handels- og husdyrgødning i perioden 1900-89
(delvis efter Jensen & Reenberg 1986 og Danmarks Statistik)

I 1950'erne tilførtes landbrugsjorden ca. 200.000 tons N pr. år, mens der i begyndelsen af firserne tilførtes næsten 600.000 tons N pr. år. En del af denne stigning kan forklares ved reduktionen af arealet med kvælstoffikserende kløvergræsmarker. Dertil kommer, at der i samme periode også er sket en mindre stigning i høstudbyttet, fra ca. 130 mio. til ca. 155 mio. afgrødeenheder (Landbrugsministeriet 1986). På trods heraf har den øgede gødsning givet anledning til stærkt stigende kvælstoftab til det omgivende miljø.

4.1.2 *Ammoniakfordampning*

Som nævnt i kapitel 2.1 udgør husdyrgødning langt den største kilde til ammoniakfordampning fra dansk landbrug. I det følgende er tabet på landsplan angivet for de enkelte trin i håndteringen af husdyrgødningen, dvs. tabet fra stalde og gødningslagre og tabet i forbindelse med udspredning af gødningen.

Gødningsproduktionen

I Danmark blev der i 1989 produceret knap 40 mio. tons gødning (Laursen 1989a) med et kvælstofindhold af dyr i størrelsesordenen 330.000 tons N (Sibbesen 1990).

En del dyr går på græs om sommeren, og fra disse dyr falder årligt ca. 30.000 tons N direkte på marken (Rude 1987). Heraf skønnes det, at der fordamper 3-7.000 tons N, eller i gennemsnit ca 5.000 tons N (Sommer og Christensen 1990).

Staldtabet

Af de ca. 300.000 tons N som produceredes i staldene i 1989 anslås, at der fordamper 9-13.000 tons N i selve stalden, eller ca 11.000 tons N i gennemsnit (Pedersen og Takai 1987). Dette tal er forholdsvis lille, sammenlignet med tilsvarende udenlandske undersøgelser af tab fra stalde.

Tab fra gyllebeholdere

Godt 60% af husdyrgødningen håndteredes i 1989 som gylle. Ammoniakfordampningen fra landets gyllebeholdere er beregnet til mellem 2.000 og 5.000 tons N på landsplan. Beregningen er udført på baggrund af størrelsen af den samlede gylleoverflade i 1989, ialt 3,7 mio m² (Miljøstyrelsen 1990d). Heraf var størstedelen dækket af flydelag el. lignende, hvor fordampningen er meget lille (Sommer 1990b).

Tab fra ajle og fast møg

De resterende ca 40% af husdyrgødningen håndteredes i 1989 som fast gødning og ajle. Ud fra kendskab til ammoniumindholdet i ajlen og det procentvise ammoniaktab (Sommer 1990b og Miljøstyrelsen 1984b) kan tabet ved lagring af ajle opgøres til 1.000 tons N, hvis samtlige beholdere forudsættes tætte. Imidlertid må det forventes, at der findes et vist antal utætte beholdere, hvorfor tabet muligvis kan nå op i nærheden af 10.000 tons N. Tabet ved lagring af fast gødning kan skønnes

til 5-10.000 tons ud fra NPO-redegørelsen (Miljøstyrelsen 1984b og Kofoed & Hansen 1990).

Samlet stald- og lagertab

Det samlede tab fra stalde og lagre kan hermed anslås til 1989 at have ligget mellem 17 og 38.000 tons N - eller ca 28.000 tons N i gennemsnit, med ca. 11.000 tons N fra stalde og ca. 17.000 tons N fra lagre, ifølge tabel 4.2.

Udbringningstab

Tabet ved udbringning af gylle (med den nedbringningspraksis der antages at gælde i 1989) kan beregnes til 13-34.000 tons N. Tabet ved udbringning af ajle anslås til 4-8.000 tons N og tabet ved udbringning af fast gødning til 2-4.000 tons N pr. år. Ialt tabtes i 1989 ved udbringning af husdyrgødning 19-46.000 tons N, eller gennemsnitlig ca. 32.000 tons N (Efter Sommer & Christensen 1990).

	Gylle	Fast gødning	Ajle
Lagring	2-5	5-10	1-10
Udbringning	13-34	2-4	4-8
Ialt	15-39	7-14	5-18

Tabel 4.1

Skønnet totalt ammoniaktab i 1989 ved håndtering af husdyrgødning som gylle, ajle eller fast gødning. I tusind tons N.

I den følgende tabel sammenfattes ammoniakfordampningen på landsplan. Den samlede fordampning, fra gødningen forlader dyret, til den er nedbragt i jorden, skønnes at være omkring 65.000 tons N, med en usikkerhed på ± 17.000 tons.

Tab fra:	Tusind tons N
Stalde	11 $\pm$ 2
Lagre	17 $\pm$ 8
Udbringning	32 $\pm$ 14
Græsning	5 $\pm$ 2
Ialt	65 $\pm$ 17

Tabel 4.2

Det gennemsnitlige kvælstoftab i 1989 fra husdyrgødning i stalde, lagre, ved udbringning og ved græsning. I tusind tons N.

Dette tal er mindre end de emissionsværdier på lidt over 100.000 tons N, der anvendes i EMEP-modelberegningerne

(Iversen et al. 1990) og i modelberegninger af ammoniakafsætning i Danmark (Asman 1990). En del af forklaringen kan være, at modelberegningerne anvender ældre forudsætninger om nedbringningspraksis, hvorved udbringningstabet overvurderes. Men det er også muligt, at stald- og lagertabet i tabel 4.2 er undervurderet, jævnfør afsnit 4.1.6.

4.1.3 *Gårdbidrag*

Udover tab i form af ammoniakfordampning forekommer en vis udsivning af møddingvand og ajle fra stalde og gødningslagre og af ensilagesaft fra ensilering af grønfoder, det såkaldte gårdbidrag. Gårdbidraget var oprindeligt vurderet til 60.000 tons N pr. år (Miljøstyrelsen, 1984b). Denne størrelse er senere revurderet til 20.000 tons N på landsplan i 1983/84 (Hansen & Sommer 1987). Investeringer i gyllebeholdere og befæstede arealer for opbevaring af fast gødning må antages at have medført, at dette tab nu er nedbragt til ca. 5.000 tons N, hvilket må betragtes som det i praksis opnåelige minimum.

4.1.4 *Denitrifikation*

En beregning af den totale denitrifikation i landbruget er behæftet med stor usikkerhed, specielt for arealer, hvor der gødskes med store mængder husdyrgødning.

I beregningen af denitrifikationen på landsbasis er jordtyperne inddelt i 2 kategorier, nemlig grovsandet jord og øvrige jorder. Desuden indgår arealer, som udelukkende gødes med handelsgødning og arealer, hvor der udbringes husdyrgødning forår eller efterår. På basis af en række målinger (f.eks. Lind et al. 1990; Pain & Thompson 1989) kan der opstilles følgende gennemsnitsniveauer for denitrifikationen (Tabel 4.3).

	Handelsgødning	Husdyrgødning (udbr. efterår)	Husdyrgødning (udbr. forår)
Grovsand	1-2	1-10	1-5
Øvrige jorde	10-20	30-60	20-40

Tabel 4.3

Denitrifikation i kg N pr. ha pr. år som funktion af jordtype og gødningstildeling.

Ud fra gennemsnit af tallene i Tabel 4.3 kan denitrifikationen på landsbasis vurderes. Fra de ca. 0,8 mio. ha grovsandede jorde tabes ca. 2.000 tons N. Fra de øvrige jorder tabes fra de ca. 1 mio. ha handelsgødede marker ca. 15.000 tons N, og fra de ca. 1 mio. ha husdyrgødede jorder tabes ca. 40.000 tons N (under forudsætning af at 0,5 mio. ha gødes om efter-

året og 0,5 mio. ha gødes om foråret). Den totale denitrifikation kan således anslås til op mod 60.000 tons N pr. år.

4.1.5 *Kvælstofudvaskning*

Udvaskningen varierer ganske betydeligt afhængig af den aktuelle gødskningspraksis, jordtypen, klimaet og sædskiftet mv. En direkte bestemmelse af den totale udvaskning fra landbrugsjorden kræver derfor i princippet kendskab til disse forhold på samtlige Danmarks omkring 1 million marker. Dette er naturligvis uoverkommeligt, og det er derfor nødvendigt at generalisere ud fra de foreliggende målinger, suppleret med statistiske oplysninger om landmændenes adfærd.

Udvaskningsmålinger på forsøgsmarker

Som nævnt i afsnit 2.1.2. er der ved Statens Planteavlsvforsøg gennemført en lang række udvaskningsmålinger med stor variation og med et gennemsnitligt niveau af størrelsesordenen 55-70 kg N pr. ha pr. år. Overføres disse måleresultater til landsplan, fås et udvaskningsniveau af størrelsesorden 160.000-200.000 tons N pr. år.

Udvaskningsmålinger fra praktisk landbrug

Målinger fra praktisk landbrugsdrift, foretaget i forbindelse med NPO-forskningsprogrammet (Hansen 1990c), viser en noget højere nitrat-udvaskning, sandsynligvis som følge af en mindre optimal fordeling af husdyrgødningen, overgødsning, mv., sammenlignet med forsøgsmarkerne.

Måleperioden fra 1986-1990 er relativ kort og karakteriseret ved en række usædvanlig milde vintre med høj kvælstofmineralisering. Også nedbørsforholdene har været usædvanlige, men ud fra målinger af kvælstofafstrømning i vandløb, jævnfør figur 5.12, er der ingen grund til at antage, at periodens udvaskning har ligget over det normale.

Udvaskningsmålingerne kan groft opdeles i to grupper. Den ene gruppe omfatter optimalt drevne landbrug, hvor handels- og husdyrgødning udbringes om foråret. Her udvaskes fra vintergrønne marker i størrelsesorden 40-50 kg N pr. ha, mens der fra marker uden plantedække om efteråret udvaskes 50-70 kg N pr. ha.

Kvælstofudvaskning ved overgødsning

Den anden gruppe omfatter den del af markerne i praktisk landbrug, der overgødskes. Her når planterne ikke at optage al det tilgængelige kvælstof i løbet af vækstperioden, således at der er en ekstra nitratrest, der kan udvaskes i løbet af efteråret. Hertil kommer udvaskning fra husdyrgødning, der udbringes om efteråret, og som i ugunstige tilfælde kan blive totalt udvasket. Sådanne marker udvasker fra 70 og undertiden helt op til 180 kg N pr. ha pr. år (Hansen 1990c).

Det er vanskeligt på dette grundlag alene at vurdere den nøjagtige størrelse af den faktiske nitratudvaskning. Dette kræver yderligere en indgående statistisk analyse af den aktuelle driftspraksis (som den f.eks. udføres i forbindelse med de landsdækkende udvaskningsberegninger, der beskrives nedenfor). Men set alene udfra målingerne, synes et generelt skøn for en gennemsnitlig udvaskning på 70-80 kg N pr. ha ikke at være overvurderet. Hertil kommer et bidrag af organisk kvælstof, der andrager omkring 10% af den totale udvaskning (Gustafson, pers. komm. og B. Hansen 1990c). Den gennemsnitlige årlige udvaskning fra den danske landbrugsjord kan derfor på denne baggrund skønnes til omkring 80 kg N pr. ha svarende til ca. 220.000 tons N pr. år.

Modelberegning af udvaskning

Alternativt kan de relativt få udvaskningsmålinger benyttes til at opbygge en beregningsmodel for udvaskningen. Hvis en sådan model kan påvises at være i stand til at beregne udvaskningen i overensstemmelse med målingerne, er det muligt at foretage en række beregninger af de almindeligste driftsformer, og så opsummere til landsplan ved hjælp af statistiske oplysninger.

Udvaskning beregnet med DAISY

Under NPO-forskningsprogrammet er der udviklet en sådan udvaskningsmodel, DAISY (Hansen et al. 1990). Modellens pålidelighed er kontrolleret mod både danske og udenlandske data, og den har vist sig at være i stand til at give et ganske godt billede af udvaskningen.

Generelt skal det dog påpeges, at DAISY overvurderer planteproduktionen og dermed kvælstofoptagelsen, idet kun mængden af vand og kvælstof indgår som vækstbegrænsende faktorer. I praksis vil også andre forhold, såsom plantesygdomme, skadedyrsangreb og mangel på andre næringsstoffer, begrænse planteproduktionen. Alt i alt betyder dette, at modelberegningerne i kraft af en overvurderet planteproduktion efterlader relativt lidt kvælstof i jorden, hvorfor den beregnede udvaskning bliver mindre end den aktuelle. (Vereecken 1990).

En detaljeret udvaskningsberegning for landet som helhed er foretaget med DAISY for perioden 1987-90 (Nielsen et al. i tryk). Beregningerne med modellen er foretaget udfra et statistisk materiale om tildelte handels- og husdyrgødningsmængder, samt aktuelle sædskifter, indsamlet af Plantedirektoratet.

Danmark er opdelt i fem regioner, indenfor hvilke variationen i klima, jordbundsforhold og landbrugspraksis er taget i betragtning. I Tabel 4.4 er den årlige udvaskningen anført for

hver region og for hele landet. Det bemærkes, at beregningen udelukkende omfatter nitrat-kvælstof, dvs., at det organiske kvælstof tab ikke er indregnet.

Da de små landbrug er underrepræsenteret i datagrundlaget, og da nogle af disse landbrug har stor husdyrtæthed, vil udvaskningen herved blive undervurderet. Dette, kombineret med den lige nævnte undervurdering af udvaskningen som følge af en overvurdering af planteproduktionen, betyder, at modellen må antages systematisk at undervurdere udvaskningen, antagelig med omkring 10%.

	Vestjyll.	Nordjyll.	Østjyll.	Fyn	Sjælland	Danmark
					mm.	
1986/87						
Udvasket t kvælstof	72.000	24.000	28.000	9.000	12.000	144.000
udvasket kg N/ha	67	59	56	37	20	51
1987/88						
Udvasket t kvælstof	87.000	40.000	42.000	16.000	31.000	216.000
udvasket kg N/ha	81	99	87	68	52	77
1988/89						
Udvasket t kvælstof	68.000	24.000	21.000	11.000	12.000	136.000
udvasket kg N/ha	64	58	45	46	19	49
1989/90						
Udvasket t kvælstof	76.000	30.000	29.000	16.000	29.000	181.000
udvasket kg N/ha	71	76	61	70	49	65

Tabel 4.4

Beregnet kvælstofudvaskning fra landbrugsarealer i Danmark. I tusind tons nitrat-N pr. år. Tallene er ikke korregeret for beregningernes systematiske fejl.

Tabellen viser, at der var store variationer i kvælstofudvaskningen, såvel fra år til år som fra egn til egn. Ud fra tabelens tal kan det anslås, at årsgennemsnittet af den beregnede udvaskning for perioden er 170.000 tons nitrat-N. Som tidligere nævnt undervurderer modellen udvaskningen med omkring 10%, hvilket giver et korregeret udvaskningstal på ca. 190.000 tons nitrat-N. Hertil skal som tidligere anført lægges et organisk kvælstofbidrag på ca. 20.000 tons N pr. år, således at den gennemsnitlige udvaskning for landet som helhed ifølge modelberegningen udgør ca. 210.000 tons N pr. år i perioden 1987-90.

Der er yderligere foretaget en DAISY-beregning af den regionale udvaskning og grundvandets nitratindehold i det sandede Karup å opland i Jylland og det lerede Langvad å opland på Sjælland (Storm et al. 1990). For tiårsperioden 1979-88 er der for sædskifterne i Karup fundet en gennemsnitlig årlig udvaskning på 81 kg nitrat-N pr. ha, og for Langvad å en gennemsnitlig udvaskning på 43 kg nitrat-N pr. ha. Beregningerne viser sig at være i god overensstemmelse med observationer af grundvandets nitratindehold.

Antages det, at Karup- og Langvad-tallene er repræsentative for hver sin halvdel af landbrugsjorden, findes et vægtet udvaskningsgennemsnit for landet som helhed på omkring 62 kg nitrat-N pr. ha, eller en total udvaskning på omkring 175.000 tons nitrat-N pr. år. Hertil lægges igen korrektionen for modellens undervurdering samt det organiske kvælstofbidrag, hvorved den totale udvaskning kommer op på omkring 215.000 tons kvælstof pr. år. Det ses, at dette tal er i god overensstemmelse med beregningerne ovenfor.

Kontrol af udvaskningsberegningerne

Den beregnede kvælstofudvaskning fra landbrugsarealerne kan kontrolleres ved hjælp af målinger i grundvand og vandløb.

Resultater af Danmarks Geologiske Undersøgelses kortlægning af nitratindeholdet i det allerøverste grundvand har i de sandede områder i Jylland vist generelle nivåer på 100-150 mg nitrat pr. liter. Antages en nettonedbør (nedbør minus fordampning) på omkring 350 mm, kan disse værdier ved en simpel opspædningsbetragtning omregnes til en kvælstofned-sivning på 80-120 kg N pr. ha. Der findes ikke tilsvarende nyere data for det øverste grundvand under lerjordene på øerne. Men en ældre undersøgelse af nitratindeholdet i brønde på øerne (hvor nettonedbøren er betydeligt lavere) viste nitratkoncentrationer på gennemsnitlig 130-150 mg nitrat pr. liter (Christensen 1970). Dette svarer til endog meget betydelige udvaskningsværdier. Selv om en del sandsynligvis kan henføres til lokal forurening, er det en klar indikation af, at der også på øerne sker en betydelig kvælstofudvaskning. Der er således overensstemmelse med de ovenfor anførte udvaskningstal og de resulterende nitratkoncentrationer i det øverste grundvand.

I forbindelse med Vandmiljøplanens overvågningsprogram er den totale kvælstofafstrømning til havet fra de danske vandløb opgjort til 65.000 tons N for året 1989. Afstrømningen i 1989 var usædvanlig lav, og afstrømningen i et normalår kan anslås til 110.000 tons N (Kristensen et al. 1990b). Søer og vådområder er i stand til at fjerne betydelige mængder kvælstof ved denitrifikation (Jeppesen et al. 1990, Brüsch et al.

1990). Også i grundvandsmagasinerne sker der en betydelig denitrifikation (Storm et al. 1990 og Jacobsen et al. 1990). Et overslag over den samlede denitrifikation sandsynliggør, at udvaskningen fra landbrugsjorden må være mindst 200.000 t N i et normalår.

Samlet udvaskning

De forskellige måder at beregne kvælstofudvaskningen på viser, at den for hele landet må antages at have ligget på omkring 210.000 tons N pr. år i gennemsnit for perioden 1987-90.

4.1.6 Sammenstilling af posterne i landbrugets kvælstofregnskaber.

For at opnå en kontrol af de beregnede værdier for landbrugets kvælstofudvaskning er der opstillet et kvælstofregnskab på henholdsvis gård- og markniveau. Disse regnskaber må stemme (indenfor usikkerheden), hvis de ovenfor anførte uafhængigt bestemte skøn for de forskellige tabsposter skal anses for rimeligt sikre. Regnskaberne er opstillet som gennemsnit for perioden 1988-89.

Gårdregnskabet er skitseret i Tabel 4.5.

Tilførsel		Fraførsel	
N i foder	425	Animalske produkter	95
		Dyr på græs	30
		Stald- og lagertab	30
		Gårdbidrag	5
		Udbragt gødning	205
Ialt tilført	425	Ialt fjernet	365

Tabel 4.5

Gennemsnitsværdi for de årlige kvælstofstrømme på gårdniveau i tusind tons N pr. år i perioden 1988-89. (talstørrelser er afrundet til hele 5.000 tons)

Foderforbruget og den animalske produktion er bestemt ud fra oplysninger i Danmarks Statistik, og N-indholdet i foderet og i den animalske produktion er bestemt ud fra gennemsnitsværdier for N-indholdet i de respektive produkter (Sibbesen 1990 og Nielsen 1990). Foderforbruget er angivet som netto-tilførslen til dyrene og indeholder ikke et konserveringstab på 15.000 tons N (Laursen 1989).

Gødningsmængden fra dyr på græs er beregnet (Rude 1987). Stald- og lagertab er anført i afsnit 4.1.1. Gårdbidraget er

anført i afsnit 4.1.3. Den udbragte gødning er beregnet i overensstemmelse med gældende normtal (Laursen 1989).

Gårdregnskabet stemmer ikke, og afvigelsen på 60.000 tons N pr. år kan skyldes dels usikkerhed på opgørelsen af N-indholdet i foder og animalsk produktion, dels usikkerhed på de enkelte tabsposter. Der kan tænkes at forekomme et vist tab ved denitrifikation fra møddinger, men især kan det ikke udelukkes, at ammoniaktabet fra stalde er undervurderet.

Bestemmelsen af den udbragte gødningsmængde er også behæftet med usikkerhed. Antages afvigelsen i regnskabet at stamme fra denne post, må den udbragte mængde forudsættes betydeligt større end normtallene angiver. Direkte målinger af udbragte gødningsmængder giver imidlertid ingen antydninger af, at normtallene skulle være for små. Der er dog et klart behov for at forbedre kendskabet til kvælstofindholdet i den udbragte gødning.

Markregnskabet er skitseret i Tabel 4.6.

Tilførsel		Fraførsel	
Handelsgødning	390	Høstede afgrøder	360
Udbragt husdyrgødning	205	Ammoniakford.	30
Kvælstofbinding	30	Denitrifikation	60
Nedbør og tøraftsætning	60	Udvaskning af nitrat N	190
Spildevand og slam	5	Udvaskning af organ. N	20
Dyr på græs	30	Opbygn. i humus	25
		Tab fra græsning	5
		Tab v. ludning af halm	10
		Tab v. halmafbrænding	5
I alt tilført	720	I alt fraført	705

Tabel 4.6

Gennemsnitsværdi for de årlige kvælstofstrømme på markniveau i tusind tons N pr. år i 1988-89. (talstørrelser er afrundet til hele 5.000 t)

Forbruget af handelsgødning er opgjort af Danmarks Statistik, og den udbragte mængde husdyrgødning fremgår af Tabel 4.5.

Tilførslen via den biologiske kvælstofbinding er beregnet udfra en opgørelse af arealet med ærter, lucerne og kløver og disse afgrøders kvælstoffiksering pr. ha.

Afsætning af kvælstofforbindelser med nedbør og ved tøraftsætning er vurderet til knap 21 kg N pr. ha, se afsnit 2.7.

Spildevand og slam fra industri og kommunale rensningsanlæg anvendes i et vist omfang som gødning på markerne, og denne mængde andrager ca. 5.000 tons N (Nielsen 1990).

Kvælstofindholdet i de høstede afgrøder er bestemt ud fra Danmarks Statistiks opgørelse af høstudbyttet og det gennemsnitlige N-indhold i de forskellige afgrøder (Nielsen 1990).

Ammoniakfordampningen fra udbringning af husdyrgødning er skønnet ud fra tallene i afsnit 2.1.3. Ammoniakfordampning fra handelsgødning, planter og direkte fra jorden er mængdemæssigt anset for ubetydelige, og disse tab er derfor ikke indeholdt i N-regnskabet.

Denitrifikationstab på 60.000 tons N omfatter tab i form af frit kvælstof (N_2) og tab i form af kvælstofilterne N_2O og NO . Kvælstofilterne udgør en meget lille del af denitrifikationstab, og disse gasser er derfor ikke interessante som en kvantitativ post i N-regnskabet, men snarere fordi gasserne udgør et bidrag til drivhuseffekten.

Det er meget vanskeligt at opgøre ændringer i kvælstoflageret i jordens humuspulje. Med baggrund i den udstrakte anvendelse af husdyrgødning og grønne marker er der her antaget en gennemsnitlig opbygning på ca. 10 kg N pr. ha. Endelig medtages tab ved afbrænding og ammoniakludning af halm (ca. 15.000 tons N) (Laursen 1989).

Det ses, at der i markregnskabet er god overensstemmelse mellem de samlede tilførte og fraførte kvælstofmængder.

I tabel 4.7 og 4.8 er de forskellige tab fra landbrugsdriften sammenstillet, som de er skønnet som årligt gennemsnit i perioden 1988-89. Tallene er anslåede og derfor behæftede med usikkerhed.

<i>Tab til grundvand og vandløb</i>	
Gårdbidrag	5
Udvaskning fra markerne	210
Udvaskning ialt	215
Skøn for landbrugets gennemsnitlige kvælstoftab i tusind tons N pr. år til vandmiljøet i perioden 1988-89.	

Tabel 4.7

Tab til atmosfæren

Stald- og lagertab samt tab fra dyr på græs	35
Udbringningstab	30
Ammoniakludning	10
Samlet ammoniaktab	75
Halmafbrænding, konservering	20
Fordampning ialt	95

Tabel 4.8

Skøn for landbrugets gennemsnitlige kvælstoftab i tusind tons N pr. år til atmosfæren i perioden 1988-89. Tallene er afrundet til nærmeste 5.000 tons.

NPO- og Vandmiljøplanen

4.1.7 Udvaskningsreduktion som følge af driftsændringer.

Med NPO- og Vandmiljøplanen blev der vedtaget en række initiativer, hvis formål er at reducere kvælstoftabene til vandmiljøet med 50%. Hovedformålet med disse initiativer er at sikre en bedre udnyttelse af næringsstofferne i husdyrgødning for der igennem at reducere kvælstofudvaskningen. En bedre udnyttelse af husdyrgødningen vil endvidere resultere i et mindre behov for kvælstofgødning, hvorved handelsgødningsforbruget kan reduceres.

De vigtigste initiativer er kravene om øget opbevaringskapacitet til husdyrgødning og om systematisk gødningsplanlægning, som skal sikre, at gødningen anvendes på det rette tidspunkt og i de rette mængder. Endvidere indførtes krav om etablering af grønne marker om efteråret, der skal reducere kvælstofudvaskningen efterår og vinter.

I de følgende afsnit gennemgås, ved hjælp af udvaskningsberegninger, værdien af den ændrede adfærd omkring tidspunktet for tildeling af husdyrgødning, samt ændret adfærd med hensyn til den totale mængde tilført kvælstof. Endvidere vil ændringen i afgrødestruktur og andelen af grønne marker blive gennemgået med henblik på at belyse, hvilken betydning disse ændringer har haft for kvælstofudvaskningen fra begyndelsen af 1980'erne til slutningen af 1980'erne. Det bemærkes, at de pågældende virkninger er opgjort inden vandmiljøplanen er fuldt gennemført.

Desuden beskrives, hvordan handelsgødningsforbruget kan bruges som et barometer for, hvor godt husdyrgødningen udnyttes. Effekter af planlagte og gennemførte strukturmæssige tiltag, så som ekstensivering, braklægning og miljøføl-

somme områder omtales kort, selvom disse endnu ikke har haft nogen betydning for udvaskningen.

Udvaskning beregnet med DAISY

Udvaskningsberegningerne i de følgende kapitler er baseret på rodzonemodellen DAISY (Hansen et al. 1990), og ændringerne i udvaskningen er beregnet ud fra en stærkt forenklet afgrødestruktur, hvorfor resultaterne er behæftet med usikkerhed. Ved fortolkningen af de anførte udvaskningstal beregnet på modellen, må der, som tidligere nævnt, tillige tages en række forbehold. På den ene side vil de produktionsbegrænsninger, der er indsat i DAISY, principielt føre til en overvurdering af plantevæksten og dermed også af N-optagelsen, der igen medfører en undervurdering af udvaskningen. På den anden side medtager beregningerne ikke ammoniakfordampning ved udbringning af husdyrgødning, hvilket skulle medføre en vis overvurdering af udvaskningen.

De beregnede tal for udvaskningen af kvælstof pr. ha, der anvendes i det følgende, er derfor lavere end målte tal, og undervurderer generelt udvaskningsniveauet.

Da formålet med de følgende afsnit alene er at sammenligne ændringer og ikke absolutte niveauer, er de beregnede tal imidlertid anvendelige til at angive tendenser i udviklingen af udvaskningen.

4.1.8 Effekten af forårs- kontra efterårsudbragt husdyrgødning.

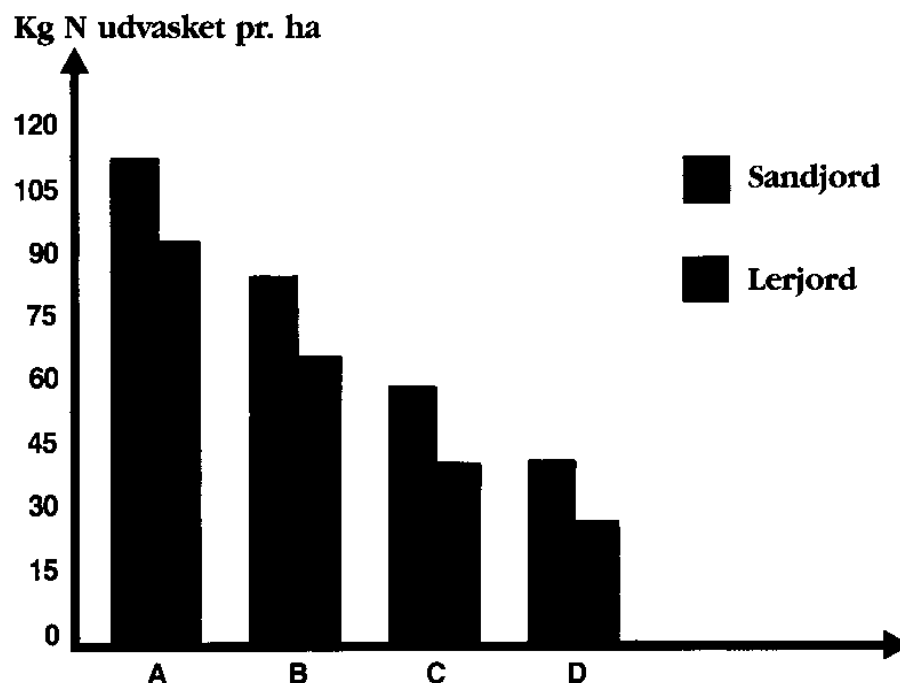
Kvælstoffet, især i flydende husdyrgødning, udnyttes bedst ved udbringning om foråret, hvorfor det er nødvendigt med opbevaringskapacitet for at opnå et skift fra efterårs- til forårsudbringning.

Hvor meget efterårsudbringning frem for forårsudbringning betyder for kvælstofudvaskningen belyses med udvaskningsberegninger for et konkret sædskifte.

Udvaskning fra sædskifte

Udvaskningen er beregnet for et normalt forenklet sædskifte bestående af vinterhvede - roer - vårbyg m.udlæg - græs-vårbyg. Afgrøderne har fået tildelt normale gødningsmængder, i form af kvæggylle, til forskellige tidspunkter suppleret med handelsgødning om foråret til de anbefalede normer.

Resultaterne af de forskellige husdyrgødningstildelinger, som er foretaget henholdsvis efterår, 1/2 efterår + 1/2 forår og forår ses i figur 4.2, hvor der også er vist effekten af en ren handelsgødningstildeling om foråret.



Figur 4.2.

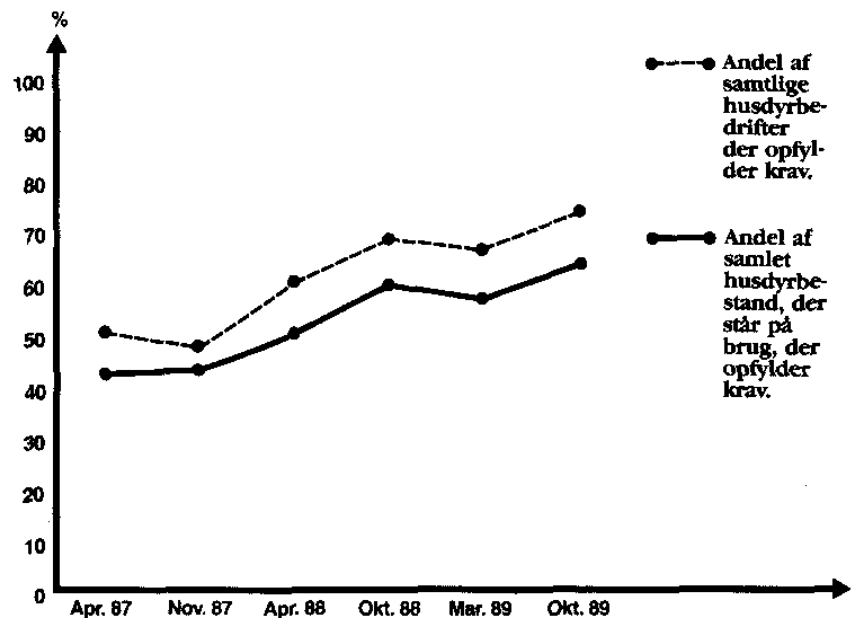
Kvælstofudvaskning fra et sædskifte bestående af vinterhvede - roer - vårbyg m.udlæg - græs - vårbyg. Sædskiftet har fået følgende gødningstildelinger: A. husdyrgødning efterår, B. husdyrgødning 1/2 efterår + 1/2 forår, C. husdyrgødning forår og D. handelsgødning forår. Beregningerne er udført på DAISY med de seneste 20 års klimadata for henholdsvis en sandjord (JB3) og en lerjord (JB7) (Styczen 1990).

Udvaskningsreduktion

Af figur 4.2 ses, at udvaskningen for det pågældende sædskifte kan reduceres med ca. 50 kg N pr. ha på både sand- og lerjord ved at udbringe flydende husdyrgødning om foråret frem for efteråret. Her skal tilføjes, at ovennævnte udvaskningsreduktion er noget mindre, når det gælder udbringning af fast husdyrgødning, hvor frigivelsen af kvælstof sker over en længere periode (Johnsson 1990).

Opbevaringskapacitet

Mulighederne for at udbringe husdyrgødningen om foråret er steget i takt med etableringen af en større opbevaringskapacitet til husdyrgødning, som fremgår af figur 4.3. Her ses det, at ca. 75% af landbrugsejendommene opfyldte kravene til opbevaringskapacitet i okt. 1989, hvor det i 1987 kun var ca. 50%. Grundlaget for en mere effektiv husdyrgødningsudnyttelse er således forbedret, men det er ikke nødvendigvis ensbetydende med, at adfærden, med hensyn til hvornår husdyrgødningen udbringes, er ændret.



Figur 4.3

Opfyldelse af opbevaringskrav til husdyrgødning udtrykt som henholdsvis andel af samtlige husdyrbrugsbedrifter, der opfylder kravene, og andel af samlet husdyrbestand, der står på brug, der opfylder kravene (Analyseinstituttet Observa 1989).

Danske landmænds adfærd med hensyn til udbringningstidspunkter er undersøgt i syv vandløbsoplande i henholdsvis 1983/1984 og 1989 (Hansen, 1990b). Resultaterne af disse undersøgelser ses i tabel 4.9, hvoraf det fremgår, at kun ca. 7% af den udbragte husdyrgødning er flyttet fra efterårs- til forårsudbringning i perioden 1983/84 til 1989.

årstid	1983/84 pct.	1989 pct.	ændring pct.
efterår+vinter	54	47	-7
forår+sommer	46	53	+7

Tabel 4.9

Tidspunkter for tildeling af husdyrgødning i syv vandløbsoplande i Danmark for henholdsvis 1983/1984 og 1989. Tallene er opgjort som procent af totalmængder staldgødning, ajle og gylle udbragt (Hansen 1990b).

På baggrund af oplysningerne i figur 4.2 og tabel 4.9 er det nu muligt at vurdere den opnåede effekt af den bedre husdyrgødningsanvendelse, men først må det husdyrgødede areal opgøres. Ifølge en stikprøveundersøgelse udført af Plantedirektoratet (Landbrugsministeriet 1990) udbringes husdyrgød-

ningen i Danmark på ca. 1.100.000 ha, hvilket indebærer, at arealet, der nu modtager husdyrgødning forår eller sommer i stedet for efterår eller vinter, er steget med ca. 77.000 ha, svarende til de 7%.

Effekten af ændret adfærd

Forudsættes udvaskningen gennemsnitligt at være reduceret med ca. 50 kg N pr. ha (jævnfør figur 4.2), kan den samlede årlige udvaskningsreduktion som følge af den ændrede adfærd med hensyn til udbringningstidspunkt opgøres til knap 4.000 tons kvælstof på landsplan.

Effekten af at etablere øget opbevaringskapacitet til husdyrgødning er således indtil nu meget begrænset, hvilket skyldes den beskedne adfærdsændring med hensyn til udbringningstidspunkt.

Det skal fremhæves, at den beskedne adfærdsændring til dels kan forklares med, at vandmiljøplanen i 1989 ikke var fuldt gennemført, idet kravene til opbevaringskapacitet først skal være opfyldt med udgangen af 1992.

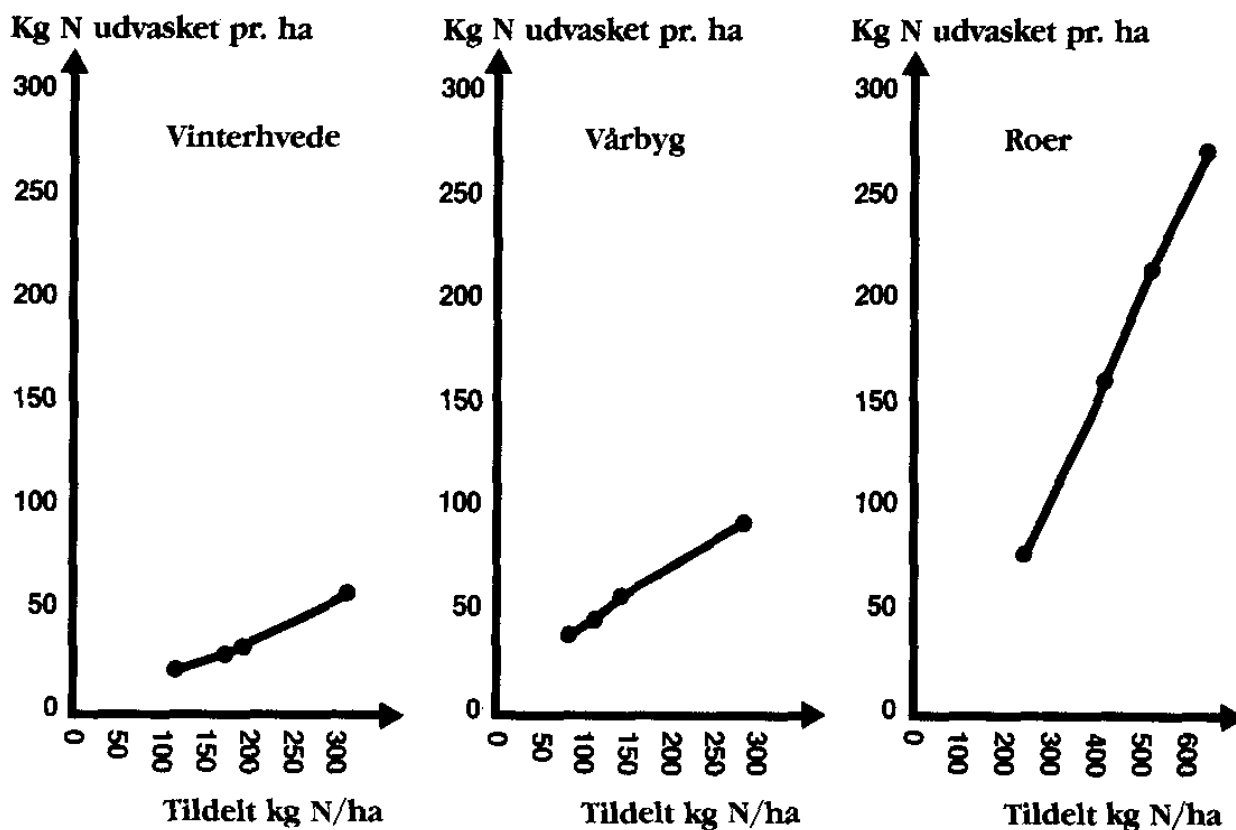
4.1.9 Virkningen af afvigelse fra normal gødningstilførsel

Gødskning udover det optimale medfører stigende kvælstofudvaskning, hvorfor det er nødvendigt med en nøjagtig gødningsplanlægning, hvor især husdyrgødningen værdisættes korrekt.

Udvaskning og overgødskning

Effekten af overgødskning kan illustreres for udvalgte afgrøder ved hjælp af udvaskningskurver, som vist i figur 4.4. Udvaskningskurverne er beregnet med DAISY på baggrund af fire stadig stigende gødningstildelinger, som er i overensstemmelse med praksis, jævnfør figur 4.5. For vårsæds og vintersæds vedkommende er der gødsket alene med handelsgødning på de tre laveste gødskningsniveauer, og kun det højeste gødskningsniveau har modtaget både husdyrgødning og handelsgødning. For roernes vedkommende har alle gødskningsniveauer modtaget både husdyr- og handelsgødning. Husdyrgødningen er for alle afgrøder fordelt ligeligt mellem forår og efterår.

Af figur 4.4. fremgår det, at der er tale om en betydelig kvælstofudvaskning, når der tildeles store mængder gødning. Et godt eksempel på en afgrøde, der i kraft af overgødskning giver anledning til en stor udvaskning, er roer, som har et kvælstofbehov på ca. 180 kg N pr. ha. Roerne tildeles ofte 300-500 kg N pr. ha alene i husdyrgødning, jævnfør figur 4.5, hvilket resulterer i en overordentlig stor kvælstofudvaskning.

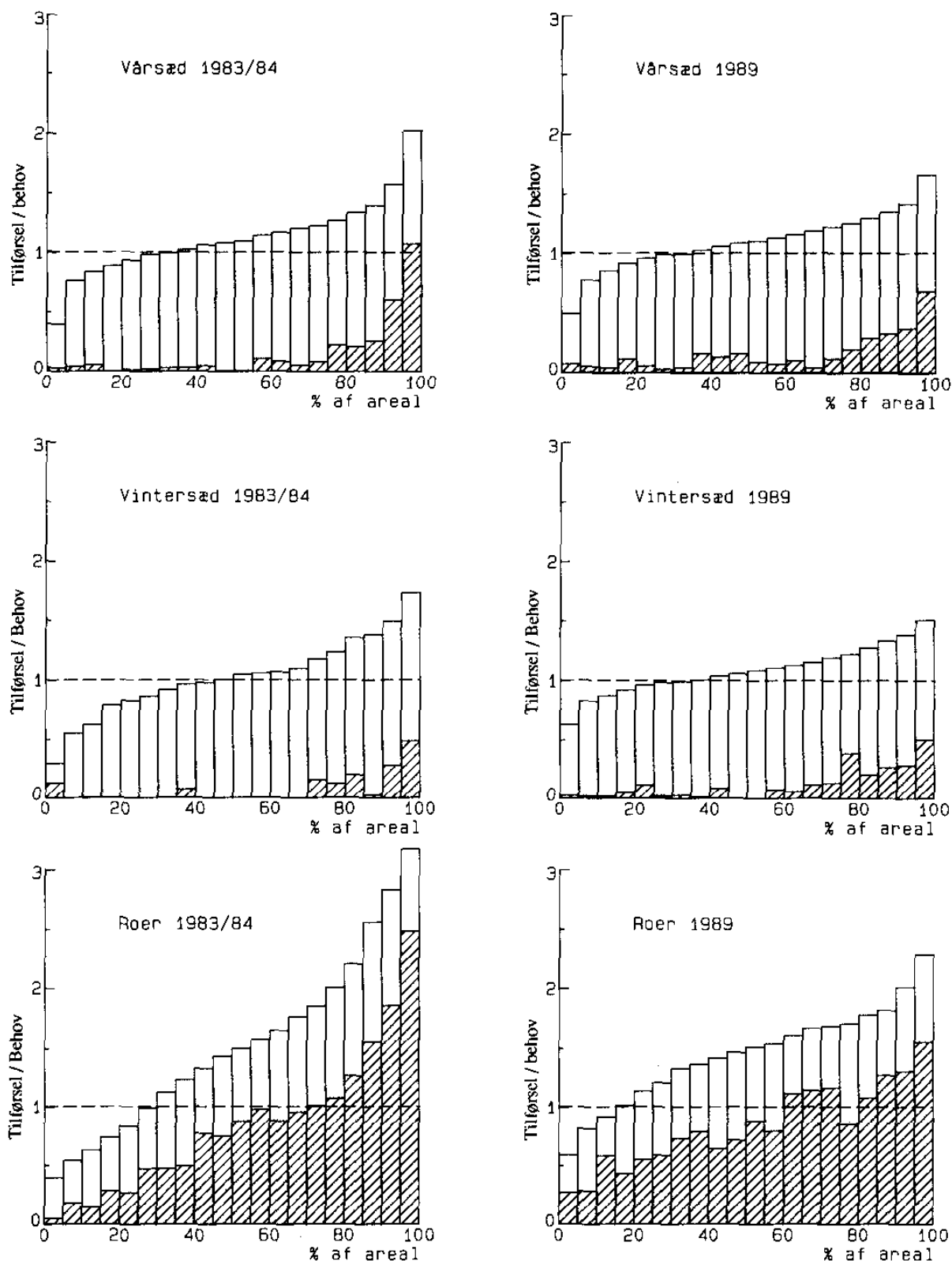


Figur 4.4

Kvælstofudvaskning fra vinterhvede, vårbyg og roer som funktion af stigende mængder kvælstof tildelt. Udvasningskurverne er beregnet som vægtet gennemsnit fra ler- og sandjord, hvor vårbyg og roer er vægtet med 1/3 ler og 2/3 sand, mens vinterhvede er vægtet med 2/3 ler og 1/3 sand, eftersom vinterafgrøden fortrinsvis findes på lerjorde. Beregningerne er udført på DAISY-modellen (Styczen 1990).

I den forbindelse er det interessant at se udviklingsforløbet i figur 4.5, hvor den aktuelle kvælstoftilførsel til forskellige afgrøder er skitseret for 1983/84 og 1989 (Hansen 1990b).

Sammenligner man gødningstildelingen i 1983/1984 med tildelingen i 1989 ses, at overgødskning ikke er så udbredt idag som tidligere. Det samme gælder undergødskning. Generelt kan det derfor konkluderes, at landmændene som helhed er blevet bedre til at ramme de anbefalede gødskningsniveauer, selv om der stadig er tale om en betydelig overgødskning især på roerne, hvor husdyrgødningen spiller en væsentlig rolle.



Figur 4.5

Variationer i effektiv N-tilførsel til forskellige afgrøder 1983/1984 og 1989. De skraverede dele af søjlerne viser effektiv N-tilførsel i husdyrgødning og de ikke skraverede dele tilførsel i handelsgødning. Stiplede linjer viser afgrødernes gennemsnitlige kvælstofbehov for de pågældende år (efter Hansen, 1990b).

Effekten af den ændrede tildeling kan groft skønnes ved at beregne den gennemsnitlige kvælstofudvaskning for gødnings-tildelingen i 1983/1984 og sammenholde denne udvaskning med den gennemsnitlige beregnede udvaskning for gødningstil-delingen i 1989. Beregningerne er udført på basis af udvask-ningskurverne i figur 4.4 og de aktuelle gødningsnivauer i henholdsvis 1983/1984 og 1989, jævnfør figur 4.5. I bereg-ningerne antages, at udvaskningskurverne for vinterhvede og vårbyg gælder generelt for henholdsvis vintersæd og vårsæd. Resultaterne fremgår af tabel 4.10.

afgrøde	1983/1984 N-udvask. kg pr. ha	1989 N-udvask. kg pr. ha	Ændret N-udvask. kg pr. ha	Ha i 1989	Ændring i N-udvask. i tons.
vintersæd	41	41	0	613.100	0
vårsæd	70	60	-10	948.500	-9.500
foderroer	195	215	+20	105.000	+2.000
Total				1.666.600	-7.500

Tabel 4.10

Ændring i kvælstofudvaskningen som følge af ændret gød-ningstildeling fra 1983/1984 til 1989 for vintersæd (excl. vinterraps), vårsæd (excl. vårraps) og roer. Reduktionen i kvælstofudvaskningen er beregnet på baggrund af afgrøde-fordelingen i 1989.

Af tabel 4.10 fremgår det, at der er sket en reduktion i udvaskningen fra vårsæd, mens udvaskningen fra vintersæden er uændret. I modsætning til, hvad der måske kunne for-ventes, er udvaskningen for foderroer ikke faldet fra 1983/84 til 1989, selv om overgødskningen generelt er reduceret. Dette skyldes hovedsagelig, at der i 1989, selv til de lave gødskningsniveauer, generelt er tilført for store mængder husdyrgødning til foderroerne. På trods heraf kan reduktionen i kvælstofudvaskningen, på de ca. 2/3 af Danmarks areal, der var bevokset med de tre afgrøder, opgøres til ca. 7.500 tons N, som følge af en forbedret gødningsplanlægning, hvor over-gødskningen er reduceret, men stadig ikke elimineret.

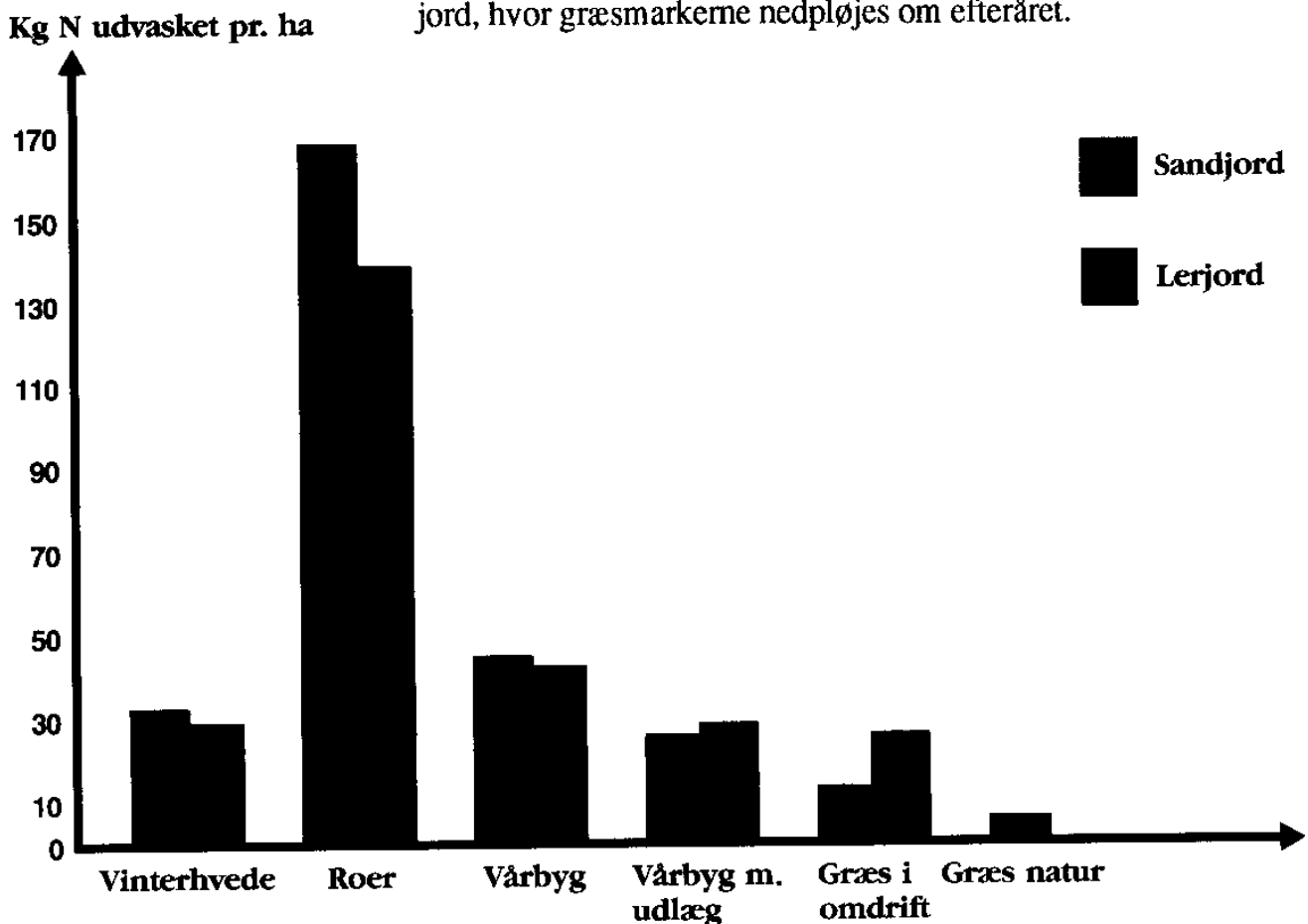
4.1.10 Effekten af en ændret afgrødestruktur med flere grønne marker

Ikke alle afgrøder, der regnes som grønne marker, optager lige meget kvælstof i den kritiske periode om efteråret og vinteren, hvor der sker en stor udvaskning af kvælstof.

Forskellen i kvælstofudvaskningen fra udvalgte afgrøder, og fra et naturareal bestående af vedvarende græs uden gødningstildeling, illustreres med DAISY-beregninger i figur 4.6.

Gødningen til afgrøderne er tildelt optimalt om foråret i form af handelsgødning, og kun roerne har fået husdyrgødning ligeligt fordelt mellem efterår og forår. De aktuelle gødningsmængder tildelt svarer til den anbefalede gødningstildeling. Beregningerne i figur 4.6 er udført for en ler- og en sandjord.

Figur 4.6 viser, at kvælstofudvaskningen er størst fra roer, der ofte tildeles store mængder husdyrgødning. Vårbyggen har den næststørste udvaskning på grund af den relative korte vækstsæson, hvor afgrøden allerede stopper kvælstofoptagelsen i starten af juli. Beregningerne viser videre, at vinterafgrøder begrænser udvaskningen lige så meget som byg med udlæg. Græsmarker i omdrift kan på sandjord reducere udvaskningen yderligere, mens udvaskningen er større på lerjord, hvor græsmarkerne nedpløjes om efteråret.

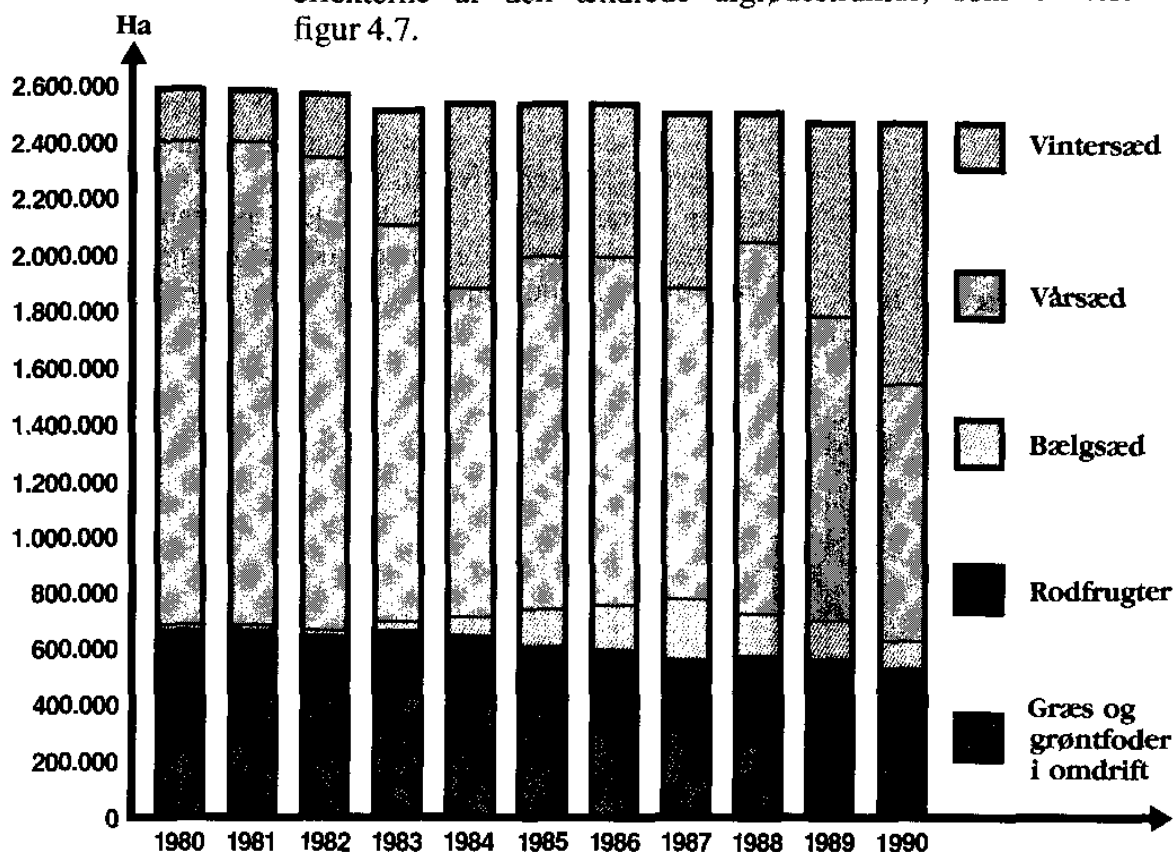


Figur 4.6

Gennemsnitlig N-udvaskning fra vinterhvede, roer, vårbyg, vårbyg med udlæg, græs i omdrift og græs som naturareal. Udvasningen er beregnet for en lerjord (JB7) og en sandjord (JB 3). Afgrøderne er tildelt gødning svarende til deres N-behov. (Styczen 1990 og Storm et al. 1990).

Til de i figur 4.6 anførte udvaskningsstørrelser skal bemærkes, at udvaskningen fra roerne er større end normalt anslået, hvilket kan skyldes, at der ikke er taget højde for ammoniakfordampningen, hvorved en større N-mængde er til rådighed for udvaskningen. Udvaskningen fra korn er væsentlig mindre end normalt, hvilket til dels kan skyldes forudsætningen om optimal gødskning, men også det faktum, at DAISY systematisk overvurderer planteproduktionen.

På trods af ovennævnte forbehold må de aktuelle udvaskningsstørrelser i figur 4.6 anses som brugbare til at skønne effekterne af den ændrede afgrødestruktur, som er vist i figur 4.7.



Figur 4.7

Udviklingen i arealanvendelsen 1980-90 for afgrøderne vintersæd (inkl. vinterraps), vårsæd (inkl. vårraps), bælgsæd, rodfrugter og græs- og grøntfoder i omdrift (Danmarks Statistik 1980-90).

Ændringer i afgrøder

Afgrødefordelingen har udviklet sig op gennem 1980'erne. De vigtigste tendenser er, at vintersædsarealet er øget på bekostning af især vårsædsarealet og arealet med rodfrugter og græs og grøntfoder i omdrift. Den ændrede afgrødefordeling har to årsager. Dels er kvægbestanden faldet, hvorfor der ikke er samme behov for grovfoder i form af græs og roer. Dels bevirker kravet om vintergrønne marker, der kan opfyldes ved dyrkning af vintersæd, at især denne afgrødetype er vundet frem.

Resultatet af beregningerne i tabel 4.11 viser, at en ændret afgrødefordeling tegner sig for en reduktion i kvælstofudvaskningen på ca. 15.500 tons N i 1989/90 set i forhold til 1980/82. Det bemærkes, at udvaskningsreduktionen specielt i 1987 var lille på grund af et vådt efterår, der medførte etablering af forholdsvis lidt vintersæd (jævnfør arealet med vintersæd til høst i 1988 i figur 4.7). Effekten af en ændret afgrødestruktur kan således variere fra år til år afhængigt af klimaet.

	Ændring i N-udvaskning i forhold til 1980-82				
	1986	1987	1988	1989	1990
	tons	tons	tons	tons	tons
vintersæd + vinterraps	+8.700	+4.200	+10.600	+17.000	+17.000
vårsæd + vårraps	-20.100	-14.600	-23.700	-34.400	-32.300
roer	-2.900	-4.500	-4.800	-5.400	-5.700
bælgsæd	+9.800	+13.900	+9.900	+8.200	+6.600
græs + grønt i omdrift	-900	-1.300	-1.200	-1.300	-1.300
Ændring ialt	-5.400	-2.300	-9.200	-15.900	-15.700

Tabel 4.11

Den beregnede udvaskningsreduktion for årene 1986 til 1990 som følge af ændringer i afgrødestrukturen. Afgrødeændringerne er beregnet i forhold til den gennemsnitlige afgrødefordeling 1980-82 og ganget med de gennemsnitlige udvaskningstal for vårsæd, vintersæd, roer og græs som er hentet fra figur 4.6. Udvasning fra bælgsæd er estimeret til 70 kg/ha på baggrund af målinger (Blicher-Mathiesen 1990).

Halmnedmuldning

Halmnedmuldning anvendes i stigende grad i landbruget, bl.a. som følge af halmafbrændingsforbuddet og kravet om flere grønne marker. Ved halmnedmuldning bindes der kvælstof i de mikroorganismer, der nedbryder halmen, hvorved kvælstofudvaskningen nedsættes.

Analyseninstituttet Observa har for De danske Landboforeninger (1989) foretaget en undersøgelse der viser, at arealet med halmnedmuldning er steget med ca. 300.000 ha fra midten til slutningen af 1980'erne. Forudsættes halmnedmuldning i gennemsnit at reducere udvaskningen med 10 kg N pr. ha,

kan den samlede udvaskningsreduktion opgøres til 3.000 tons kvælstof.

I forlængelse heraf skal det bemærkes, at Hansen et al. (1990) har udført modelkørsler med DAISY som også viser, at halmnedmuldning kan reducere udvaskningen de første par år, men at denne siden stiger, hvis der tilføres uændrede kvælstofmængder. Modelkørslerne antyder således, at afgrødernes kvælstofbehov på længere sigt skal justeres for den øgede mængde kvælstof, der tilbageholdes i jorden, hvis halmnedmuldning ikke skal resultere i en øget kvælstofudvaskning

Fald i landbrugsarealet

Landbrugsarealet er fra 1985 til 1989 faldet med ca. 70.000 ha, som enten er overgået til naturarealer, skove, veje eller bebyggede arealer. Landbrugsarealer, der tages ud af drift ved marginalisering, giver anledning til mindre udvaskning, jf. udvaskningen fra arealer med vedvarende græs i figur 4.6.

Vurderes effekten af at tage én ha landbrugsjord ud af drift til en gennemsnitlig reduktion i kvælstofudvaskningen på ca. 70 kg N pr. ha, kan den samlede effekt opgøres til en reduktion i kvælstofudvaskningen på ca. 5.000 tons N.

I forlængelse heraf kan det konkluderes, at marginalisering eller grøn braklægning må vurderes som en særdeles effektiv måde at nedsætte kvælstofudvaskningen fra landbrugjord på.

Ekstensivering af landbrugsarealer

En generel ekstensivering, hvor man f.eks. nedsætter det optimale gødningsforbrug med 20%, medfører, jævnfør figur 4.4, også en reduktion i kvælstofudvaskningen - omend ikke så stor en reduktion som ved f.eks. grøn braklægning. Størrelsesmæssigt kan denne udvaskningsreduktion for kornafgrøderne vedkommende anslås til ca. 5 kg N pr. ha for sandjorde og noget mindre for lerjorde.

4.1.11 *Handelsgødningsforbruget som barometer for husdyrgødningsudnyttelsen*

Danmarks samlede behov for kvælstofgødning kan tilnærmelsesvis opgøres ved at gange arealet for hver afgrøde med den anbefalede gødningsnorm, som findes i Håndbog for Plante dyrkning (Landbrugets Informationskontor 1990). En præcis opgørelse af gødningsbehovet det enkelte år er dog vanskelig, eftersom der skal tages højde for jordtypen, forfrugt, eftervirkning af husdyrgødning, mængden af kvælstof frigivet fra jordens organiske pulje og hvormeget af dette kvælstof, der er udvasket i løbet af vinteren.

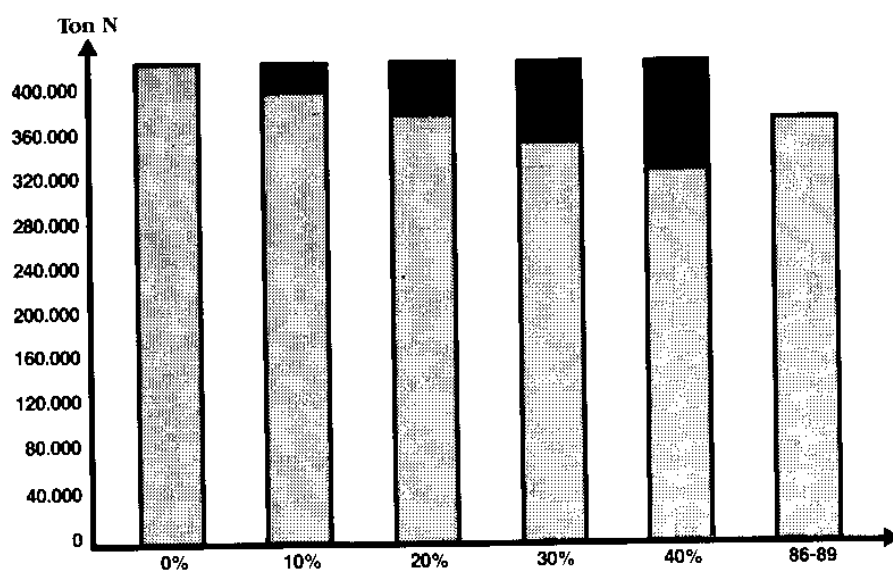
Danmarks behov for

Forskellige beregninger af Danmarks samlede aktuelle gødningsbehov viser, at dette ligger mellem 400.000 (Hansen

Husdyrgødningens- udnyttelse

1990c) og 450.000 tons kvælstof (De Danske Landboforeninger & Danske Husmandsforeninger 1990), hvorfor der i det følgende eksempel skal tages udgangspunkt i et behov på 425.000 tons. Her skal det i øvrigt bemærkes, at behovet har været stigende de senere år på grund af et stigende areal med vintersæd, som har et højere kvælstofbehov end vårsæd. Danmarks samlede gødningsbehov kan således dækkes med 425.000 tons handelsgødningskvælstof, hvilket dog ville være ensbetydende med, at de ca. 230.000 tons husdyrgødningskvælstof som udbringes og efterlades på markerne, overhovedet ikke udnyttes. Nyere forsøg i de Landøkonomiske foreninger har vist, at det under optimale betingelser er muligt at udnytte op til 60-70% af totalkvælstoffet i en del af husdyrgødningen, og at det i gennemsnit skulle være muligt at udnytte husdyrgødningskvælstoffet med 40%, hvis det udbringes om foråret i de rette mængder (Pedersen & Østergaard 1990).

I figur 4.8 illustreres, hvad det faktiske handelsgødningsbehov er ved forskellige udnyttelsesprocenter af kvælstoffet i husdyrgødning. Til sammenligning er det gennemsnitlige handelsgødningsforbrug fra 1986-1989 angivet.



Figur 4.8

Handelsgødningsbehovet ved forskellige udnyttelsesprocenter af total kvælstoffet i husdyrgødning. Den blanke del af søjlerne angiver husdyrgødningskvælstof og det skraverede område handelsgødningskvælstof. Det gennemsnitlige handelsgødningsforbrug fra 1986-1989 er beregnet ud fra landbrugsstatistikken (Danmarks Statistik 1986-89).

Af figur 4.8 ses, at handelsgødningsbehovet, ved en 40% udnyttelse af husdyrgødningen, kan opgøres til ca. 330.000 tons handelsgødningskvælstof. Dette svarer til en besparelse på ca. 50.000 tons N i forhold til det nuværende forbrug - alene som følge af en forbedret udnyttelse af husdyrgødningen.

4.1.12 *Oversigt over opnåede reduktioner i tabet til vandmiljøet.*

Effektvurderingerne skal her afsluttes med en oversigt over de beregnede reduktioner i kvælstofudvaskningen som følge af ændringer i gødskningspraksis, afgrødestruktur mv. fra midten af 1980'erne til nu.

	tons kvælstof
Forbedret udbringning af husdyrgødning	4.000
Forbedret gødningsplanlægning	7.500
Ændringer i afgrødestrukturen	15.500
Halmnedmuldning	3.000
Fald i landbrugsarealet	5.000
Markbidraget ialt	35.000
Gårdbidraget	15.000
Reduktion i tabet til vandmiljøet, ialt	50.000

Tabel 4.12

Oversigt over de beregnede udvaskningsreduktioner samt reduktionen i gårdbidraget som følge af driftsændringer i landbruget.

I afsnit 4.1.4 opgjordes den totale udvaskning fra markerne til omkring 210.000 tons N pr. år, gældende som gennemsnit for perioden 1987-1990. Antages det, at godt halvdelen af reduktionen i markbidraget var slået igennem medio denne periode, kan det dermed skønnes, at udvaskningen i midten af 1980'erne var i størrelsesorden 230.000 tons N pr. år.

Gårdbidraget anslås inden Vandmiljøplanens iværksættelse at have været omkring 20.000 tons N pr. år, og det betyder, at det samlede kvælstoftab fra landbruget i midten af 1980'erne kan anslås til omkring 250.000 tons N pr. år.

Det kan således skønnes, at den opnåede reduktion af tabet til vandmiljøet frem til 1990 er af størrelsesordenen 20%.

Hertil kommer en anslået reduktion af ammoniakfordampningen på omkring 20.000 tons N pr. år som følge af strengere krav til nedbringning af husdyrgødning.

4.2 Renseanlæg

Resultatet af overvågning 1989

På baggrund af resultaterne fra overvågningsprogrammet kan udledningen i 1989 samt den forventede udledning efter Vandmiljøplanens og de amtskommunale recipientkvalitetsplaners gennemførelse opgøres som anført i tabel 4.13.

Stof	Udledning 1989 iflg. overvågnings- program	Forventet reduktion		Udledning efter pla- nernes gen- nemførelse
	tons	tons	pct.	tons
Organisk stof	36.500	29.900	71	10.600
Kvælstof	18.000	11.400	63	6.600
Fosfor	4.470	3.250	73	1.220

Tabel 4.13

Udledning fra renseanlæg i 1989 samt forventet reduktion ved gennemførelse af Vandmiljøplanen og amternes recipientkvalitetsplaner.

Baggrund for Vandmiljøplanen

I Vandmiljøplanen blev NPO-redegørelsens tal for udledningen fra renseanlæg (Miljøstyrelsen 1984b) anvendt.

Udledningen, den forventede reduktion samt udledningen efter Vandmiljøplanens gennemførelse blev opgjort, som det fremgår af tabel 4.14.

Stof	Udledning (1983/84) iflg. NPO- redegørelsen	Forventet reduktion		Udledning efter pla- nernes gen- nemførelse
	tons	tons	pct.	tons
Kvælstof	25.000	15.000	60	10.000
Fosfor	7.200	5.200	72	2.000

Tabel 4.14

Udledning og forventet reduktion som opgjort med Vandmiljøplanens vedtagelse.

Forskelle i opgørelse

Når tallene sammenlignes, ser det ud som om der i perioden fra 1983/84 til 1989 er sket en afgørende stor reduktion i udledningen.

En del af forskellen i tallene skyldes imidlertid baggrunden og forudsætningerne for de to opgørelser.

NPO-redegørelsens tal er primært baseret på oplysninger om renseanlæggenes størrelse, renseniveau, generelle enhedsforudsætninger og tilladte udledninger og kun ganske få målinger. Tallene baseret på overvågningsprogrammet er derimod primært baseret på et stort antal målinger af den faktiske udledning fra renseanlæggene.

Det vurderes derfor også, at overvågningsprogrammets tal repræsenterer en tilfredsstillende og mere sikker angivelse af udledningsniveauet i 1989 end oplysningerne i NPO-redegørelsen gjorde for 83/84.

Såfremt overvågningsprogrammets resultater lægges til grund, kan det beregnes, at NPO-redegørelsens tal for udledningen fra renseanlæggene var overestimeret, og at den faktiske udledning i midten af firserne har været omkring 20.000 tons kvælstof pr. år og omkring 6.000 tons fosfor pr. år.

Forskellen mellem de 20.000 tons N og 6.000 tons P i 1983/84 og de 18.000 tons N og 4.500 tons P i 1989 er udtryk for en reel reduktion, dels som følge af udbygning af nogle renseanlæg, dels som følge af effektivisering og driftsoptimeringer.

Noget tilsvarende gør sig gældende ved beregning af udledningen efter Vandmiljøplanens gennemførelse på baggrund af henholdsvis NPO-redegørelsens forudsætninger og de med overvågningsprogrammet indhentede oplysninger. Derudover indgår i de seneste beregninger en reduktion i udledningen som følge af nye og reviderede recipientkvalitetsplaner frem til 1989.

Det fremgår imidlertid, at Vandmiljøplanens hovedmålsætninger om procentvis reduktion vil blive fastholdt. Udledningerne af kvælstof vil, fra 1983/84 og frem til det tidspunkt, hvor planerne er fuldt gennemført, blive reduceret med ca. 13.400 tons pr. år, eller 67%, og udledningerne af fosfor med ca. 4.800 tons pr. år, eller 80%.

Ved at anvende et stort antal afløbsmålinger istedet for teoretiske enhedsforudsætninger ved opgørelsen af udledning fra renseanlæggene, skal man være opmærksom på, at variationer år for år ikke nødvendigvis vil afspejle en reel udbygning/forbedring af spildevandsrensningen.

Ved en sådan opgørelse vil også ekstreme vejrlig (temperatur og nedbør) samt tilfældige uheld eller lignende kunne influere på udledningen i det enkelte år. Hvor stor en sådan variation vil blive, må de kommende års overvågning vise.

I tabellerne 4.15, 4.16 og 4.17 er udledninger fra renseanlæg fordelt på henholdsvis amtskommuner og farvandsområder såvel direkte udledninger som udledninger via vandløb og søer. I tabellerne er der udover N og P anført udledningen af organisk stof målt som henholdsvis COD og BI5. Til forskel fra det biokemiske iltforbrug over 5 døgn (BI5) indeholder det kemiske iltforbrug (COD) også iltforbruget fra tungnedbrydeligt organisk stof.

Amt	COD tons	BI5 tons	Total-N tons	Total-P tons
København	22.900	6.740	4.580	1.180
Frederiksborg	3.490	1.140	982	287
Roskilde	1.840	554	882	205
Vestsjælland	2.890	1.060	890	247
Storstrøms	6.500	2.620	1.030	343
Bornholms	4.090	1.970	343	80
Fyns	9.030	3.730	1.150	343
Sønderjylland	5.310	1.900	824	223
Ribe	5.550	2.760	1.200	176
Vejle	11.600	4.600	1.360	345
Ringkøbing	2.320	497	531	73
Århus	10.700	4.130	1.860	458
Viborg	5.270	1.680	739	156
Nordjylland	6.780	3.060	1.640	344
Ialt	98.200	36.500	18.000	4.470

Tabel 4.15

Udledning fra renseanlæg i 1989 fordelt på amtskommuner.

Note: 3 kommunale renseanlæg er ikke medtaget i tabellerne 4.15, 4.16 og 4.17. Udledningerne fra renseanlæggene Hanstholm, Skagen og Hirtshals består altovervejende af spildevand fra fiskeindustri, og disse udledninger er derfor medtaget i afsnit 4.4.

Farvande	COD direkte tons	COD via vand- løb & søer tons	BI5 direkte tons	BI5 via vand- løb & søer tons
1. Nordsøen	4.890	4.140	2.580	862
2. Skagerak	226	712	100	171
3. Kattegat	8.490	9.880	3.510	3.270
4. Nordlige bælt	6.400	5.340	2.850	1.680
5. Lillebælt	13.200	2.150	5.760	575
6. Storebælt	8.460	3.180	3.920	682
7. Øresund	24.400	907	7.220	308
8. Sydlige bælt	215	128	595	49
9. Østersøen	4.350	1.110	2.090	213
Ialt	70.700	27.600	28.600	7.800

Tabel 4.16

Udledning af organisk stof fra renseanlæg i 1989 fordelt på farvandsområder - direkte og via vandløb og søer.

Farvande	Total-N direkte tons	Total-N via vand- løb & søer tons	Total-P direkte tons	Total-P via vand- løb & søer tons
1. Nordsøen	941	1.000	94	234
2. Skagerak	30	149	4	58
3. Kattegat	1.820	2.270	393	580
4. Nordlige bælt	574	1.360	180	316
5. Lillebælt	1.240	578	354	166
6. Storebælt	962	892	249	261
7. Øresund	5.200	347	1.300	101
8. Sydlige bælt	148	23	39	8
9. Østersøen	371	97	89	44
Ialt	11.300	6.700	2.700	1.770

Tabel 4.17

Udledning af kvælstof og fosfor fra renseanlæg i 1989 fordelt på farvandsområder - direkte og via vandløb og søer.

*Spildevand udenfor
kloakopland*

Udledning af spildevand udenfor kloakerede områder består af udledning fra spredt bebyggelse samt fra ikke kloakerede landsbyer og sommerhusområder.

Udledningens størrelse blev i NPO-redegørelsen opgjort som det fremgår af tabel 4.18.

Opgørelsen er behæftet med overordentlig stor usikkerhed, ligesom det ikke fremgår, hvilke recipientområder og -typer udledningen sker til.

Når Vandmiljøplanen er gennemført, vil udledningen fra områder udenfor kloakoplande udgøre en ikke ubetydelig del af den samlede belastning på vandmiljøet.

Miljøstyrelsen vil derfor i de kommende års overvågningsprogrammer forsøge at forbedre opgørelsen.

Afledning	N/år tons	P/år tons	BI5/år tons
Afledning fra landsbyer til			
jord	400	120	1.300
overfladevand	400	120	1.300
Afledning fra stuehuse til			
jord	550	230	2.700
overfladevand	880	250	2.200
Afledninger fra sommerhus- områder* til			
jord	330	100	1.200
overfladevand	330	100	1.200
Total afledning uden for kloakerede områder	2.890	920	10.400
jord	1.280	450	5.200
overfladevand	1.610	470	5.200

* Afledningen finder sted 3 måneder om året.

Tabel 4.18

Skøn over afledning af husspildevand udenfor kloakerede områder.

4.3 Regnvandsbetingede udløb

Udledningernes størrelse

Udledningen fra overløbsbygværker og separatudløb i, et normalår, fordelt på amtskommuner fremgår af tabellerne 4.19 og 4.20.

I tabellerne 4.21 og 4.22 er udledningen fordelt på farvandsområder, såvel direkte som via vandløb og søer.

Den samlede udledning er 13.400 tons COD, 810 tons N og 199 tons P.

I starten af firserne blev udledningen fra de regnvandsbetingede udløb opgjort til 1.750 tons BI5, 745 tons N og 95 tons P.

Forskellen mellem de to opgørelser skønnes alene at skyldes usikkerhed på de forudsætninger, der er anvendt.

Amtskommune	Vand 10 ⁶ m ³	COD tons	Total-N tons	Total-P tons
København kom.	4,6	630	53	14,8
København	2,2	320	27	6,7
Frederiksborg	2,6	320	27	7,0
Roskilde	0,8	120	10	2,8
Vestsjælland	3,1	380	31	8,9
Storstrøm	2,3	330	28	7,3
Bornholm	0,5	63	5	1,4
Fyn	4,0	550	46	12,4
Sønderjylland	2,6	330	27	6,8
Ribe	3,1	460	38	10,0
Vejle	2,0	300	25	6,6
Ringkøbing	3,2	460	38	9,8
Århus	6,9	950	79	17,5
Viborg	2,3	300	25	6,5
Nordjylland	5,1	710	59	15,1
Ialt	45	6.200	519	134

Tabel 4.19

Udledning fra overløbsbygværker i et normalår fordelt på amtskommuner.

Amtskommuner	Vand 10 ⁶ m ³	COD tons	Total-N tons	Total-P tons
København kom.	1,2	62	2,5	0,6
København	18,0	910	36,2	8,9
Frederiksborg	4,9	250	10,0	2,4
Roskilde	4,5	220	8,8	2,2
Vestsjælland	8,5	320	12,9	3,1
Storstrøm	5,3	270	10,7	2,7
Bornholm	1,0	51	2,1	0,5
Fyn	9,0	450	18,1	5,2
Sønderjylland	9,1	690	27,7	6,6
Ribe	4,1	210	8,2	2,0
Vejle	7,0	350	14,0	3,5
Ringkøbing	14,2	630	25,1	6,3
Århus	22,8	1.900	74,8	12,1
Viborg	5,6	250	9,8	2,4
Nordjylland	13,7	690	27,4	6,7
Ialt	129	7.200	290	65

Tabel 4.20

Udledning fra separatudløb i et normalår fordelt på amtskommuner.

Note: Tal for Bornholm Amt er skønnet af Miljøstyrelsen.

Farvande	COD tons	Total-N tons	Total-P tons
1. Nordsøen	180	12,7	3,3
2. Skagerak	60	3,7	0,9
3. Kattegat	1.200	73,7	17,8
4. Nordlige bælt	570	32,2	6,6
5. Lillebælt	300	18,1	4,4
6. Storebælt	390	23,9	7,0
7. Øresund	1.300	69,8	17,6
8. Sydlige bælt	26	1,5	0,4
9. Østersøen	69	4,5	1,2
Total	4.100	240	59

Tabel 4.21

Direkteudledning fra regnvandsbetingede udløb i et normalår, fordelt på farvandsområder.

Farvande	COD tons	Total-N tons	Total-P tons
1. Nordsøen	1.900	112,4	28,8
2. Skagerak	140	8,7	2,2
3. Kattegat	2.800	169,6	40,5
4. Nordlige bælt	1.500	83,1	17,5
5. Lillebælt	950	52,8	13,6
6. Storebælt	920	60,3	15,7
7. Øresund	960	69,3	18,8
8. Sydlige bælt	45	2,9	0,8
9. Østersøen	130	8,0	2,1
Total	9.300	570	140

Tabel 4.22

Udledning fra regnvandsbetingede udløb, via vandløb og søer, i et normalår, fordelt på farvandsområder.

Note: Fordeling af udledning mellem direkte og via vandløb og søer er skønnet af Miljøstyrelsen for amtskommunerne Fyn, Århus og Nordjylland.

Udledningens andel

Udledningen fra de regnvandsbetingede udløb udgør kun en mindre del af den samlede udledning fra kloakanlæg (renseanlæg og regnvandsbetingede udløb).

Andelen er for organisk stof, udtrykt ved COD, 12% og for kvælstof og fosfor 4,3%.

Betragtes alene de ferske vande udgør andelen imidlertid ca. 25% for organisk stof, 8% for kvælstof og 7% for fosfor, hvilket illustrerer, at spildevandet på rensaanlæggene underkastes en bedre rensning end gennemsnittet, når udledningen sker til ferskvand, eller at selve spildevandsudledningen er flyttet til en marin recipient.

Udledningen fra de regnvandsbetingede udløb vil udgøre en endnu større andel af den samlede belastning, når de store rensaanlæg er blevet udbygget i overensstemmelse med Vandmiljøplanen.

Det er idag kun få amtskommunale recipientkvalitetsplaner, der omhandler regnvandsbetingede udløb. Efterhånden som de store rensaanlæg udbygges, og det amtskommunale planlægningsgrundlag forbedres, må det forventes, at de regnvandsbetingede udløb i langt større udstrækning vil blive reguleret.

4.4 Særskilte udledninger fra industrien

I dette afsnit er opgjort den særskilte udledning af industrispildevand indeholdende kvælstof, fosfor og organisk stof til marine og ferske vandområder. Endvidere er opgjort de mængder af kvælstof, fosfor og organisk stof, der udsprøjtes med industrispildevand på landbrugsarealer.

Opgørelsens grundlag

Nærværende status er især baseret på amtskommunernes indberetninger i forbindelse med afrapportering af vandmiljøplanens overvågningsprogram vedrørende industrielle punktkilder.

Opgørelsens afgrænsninger

I opgørelsen er der som hovedregel medtaget kendte data for alle særskilte industrielle udledninger.

Følgende udledninger er ikke medtaget i opgørelsen:

- alle rene kølevandsudledninger,
- alle udledninger mindre end en fastsat bagatelgrænse på 30 PE,
- alle former for dambrug, idet disse opgøres særskilt,
- udledninger fra optøning af vejbroer og flyvepladser, idet belastningen af vandområderne fra de fleste af disse er ukendt.

Udover de særskilte industrielle udledninger er der medtaget 3 udledninger fra kommunale renskanlæg, idet disse indeholder industrispildevand i et omfang, som skønnes at udgøre ca. 90-95% af den samlede mængde.

For udledninger, hvor der ikke foreligger måleresultater, er de udledte mængder i videst muligt omfang estimeret.

Opgørelsens omfang

I nedenstående opgørelse er medtaget ialt 170 punktkilder fordelt på 67 udledninger til marine områder, 39 udledninger til ferskvand og 64 udsprøjtninger eller nedsivninger.

Datagrundlaget for 1984-værdierne er I. Krügers rapporter : "Direkte udledning af industrispildevand" (1984) og "Udsprøjtning af industrispildevand" (1984). Disse omfatter 58 udledninger til marine områder, 20 udledninger til ferskvand og 96 udsprøjtninger eller nedsivninger.

Amt	Kvælstof		Fosfor		BI5		COD	
	1984 tons	1989 tons	1984 tons	1989 tons	1984 tons	1989 tons	1984 tons	1989 tons
Københavns komm.	0	0	0	0	0	0	0	0
Frederiksberg komm.	0	0	0	0	0	0	0	0
Københavns amt	0	0	0	0	0	0	0	0
Frederiksborg amt	100	5	0	1	26	17	54	0
Roskilde amt	147	199	25	11	6.530	6.801	28.123	24.120
Vestsjællands amt	272	486	68	54	1.621	4.175	4.058	7.377
Storstrøms amt	211	228	16	16	6.184	4.361	10.934	6.897
Bornholms amt	0	4	0	0	0	0	0	0
Fyns amt	82	155	16	5	2.560	1.568	5.407	3.075
Sønderjyllands amt	56	99	13	13	275	260	1.200	13
Ribe amt	572	683	54	14	5.053	1.869	10.308	2.444
Vejle amt	1.249	959	1.877	132	7.622	7.371	30.325	3.412
Ringkøbing amt	746	363	1.040	715	4.220	3.634	8.379	8.866
Aarhus amt	355	89	27	7	2.815	1.075	6.817	2.758
Viborg amt	89	219	9	22	635	1.162	1.241	1.590
Nordjyllands amt	405	585	44	36	3.753	3.713	7.134	53
Kommunale udl. ¹⁾	-	250	-	50	-	2.000	-	3.000
Kommunale udl. ²⁾	-	655	-	119	-	5.717	-	9.794
I alt excl. ¹⁾⁺²⁾	4.284	4.074	3.189	1.026	41.294	36.006	113.980	60.605
I alt incl. ¹⁾⁺²⁾	-	4.979	-	1.195	-	43.723	-	73.399

Tabel 4.23

Udledning af kvælstof, fosfor, BI5 og COD i 1984 og 1989 til ferske og marine områder fra industri med særskilt udledning.

¹⁾ kommunale udledninger i Viborg amt.

²⁾ Kommunale udledninger i Nordjyllands Amt.

En direkte sammenligning af disse opgørelser vanskeliggøres af flere forhold:

- Siden 1984 er flere industrier blevet tilsluttet det kommunale renseanlæg, mens der for enkelte er etableret særskilt udledning,
- Datagrundlaget for 1984- og 1989-opgørelserne er af forskellig kvalitet. Grundlaget for 1989-opgørelsen må anses for mere detaljeret, både med hensyn til antallet af og indholdet i de enkelte udledninger.

Udvikling i udledningerne

Ser man bort fra de 3 udledninger fra kommunale renseanlæg, der ikke var medtaget i 1984 opgørelsen, ses det, at de udledte mængder af kvælstof og BI5 er faldet svagt, mens der er sket en kraftigere reduktion af udledningerne af fosfor og COD.

De krav om reduktion af udledningerne af kvælstof og fosfor, der som følge af Vandmiljøplanen er stillet over for 19 særskilte udledere, har dermed frem til 1989 kun medført en lille reduktion af kvælstofudledningerne.

Reduktionen i de udledte fosformængder skyldes især reduktioner i udledningerne fra Kemira og Cheminova.

Udsprøjtede stofmængder

Tabel 4.24 viser de udsprøjtede mængder af kvælstof, fosfor, BI5 og COD på landbrugsjord i 1989 sammenholdt med opgørelserne fra 1984. I opgørelsen er medtaget 1 nedsivningsanlæg.

Amt	Kvælstof		Fosfor		BI5		COD	
	1984 tons	1989 tons	1984 tons	1989 tons	1984 tons	1989 tons	1984 tons	1989 tons
Københavns komm.	0	0	0	0	0	0	-	0
Frederiksberg komm.	0	0	0	0	0	0	-	0
Københavns amt	0	0	0	0	0	0	-	0
Frederiksborg amt	0	0	0	0	0	0	-	1
Roskilde amt	0	0	0	0	0	0	-	0
Vestsjællands amt	6	2	2	0	35	20	-	22
Storstrøms amt	1	0	0	0	22	0	-	0
Bornholms amt	6	1	1	0	30	0	-	0
Fyns amt	13	24	2	2	390	410	-	584
Sønderjyllands amt	106	217	36	33	1.500	2.265	-	2.622
Ribe amt	31	74	12	20	235	15	-	0
Vejle amt	24	13	7	5	130	215	-	220
Ringkjøbing amt	247	355	45	50	1.300	3.072	-	356
Aarhus amt	135	141	33	22	1.400	138	-	0
Viborg amt	127	456	46	39	1.750	3.204	-	242
Nordjyllands amt	203	233	61	46	2.090	3.094	-	4.764
I alt	899	1.516	245	217	8.882	12.433	-	8.811

Tabel 4.24

Udsprøjtning og lignende fra industri af kvælstof, fosfor, BI5 og COD i 1984 og 1989.

Det ses, at de udsprøjtede mængder af kvælstof og BI5 er steget siden 1984. Samtidig er antallet af virksomheder, der udsprøjter spildevand, faldet.

Virksomheder med udsprøjtning

De udsprøjtede mængder stammer, afhængig af måleparameteren, for 70-85% vedkommende fra kartoffelmelsfabrikkerne og for 7-20% vedkommende fra mejerier. Resten stammer hovedsagelig fra forskellige former for behandling af frugt og grøntsager.

Fem kartoffelmelsfabrikker udsprøjter spildevand med mere end 66 tons kvælstof pr. år og 7,5 tons fosfor pr. år, og et mejeri udsprøjter spildevand med over 7,5 tons fosfor pr. år. Disse er følgelig omfattet af kravet om nedbringelse af mængderne ved hjælp af den bedste, tilgængelige teknologi.

Udsprøjtning på landbrugsjord efter de nu gældende regler anses for at være den bedste, tilgængelige teknologi til at nedbringe kvælstof- og fosforbelastningen i vandområderne herfra. Udvaskningen af kvælstof til vandområderne fra de fem kartoffelmelsfabrikker forventes nedbragt med 75% fra 1989 til 1993.

Fordeling på farvandsområder

I tabel 4.25 er de udledte mængder fordelt på hovedfarvandsområder. Det fremgår her, at langt de største mængder af kvælstof, fosfor og organisk stof udledes til marine vandområder; idet disse udledninger dog er små sammenlignet med udledninger fra andre kilder.

Farvandsområde	Kvælstof		Fosfor		BI5		COD	
	Marin tons	Fersk tons	Marin tons	Fersk tons	Marin tons	Fersk tons	Marin tons	Fersk tons
1 Vesterhavet	916	135	720	10	5.458	45	10.861	449
2 Skagerak	765	0	131	0	5.988	0	9.044	0
3 Kattegat	1.022	18	102	3	7.581	58	8.003	129
4 N. Bælthav	91	3	0	0	38	46	0	75
5 Lillebælt	1.106	10	148	1	9.155	18	6.494	5
6 Storebælt	622	62	63	4	8.338	11	13.721	40
7 Øresund	198	1	11	0	6.800	1	24.141	3
8 S. Bælthav	0	7	1	0	0	13	0	68
9 Østersøen	22	0	1	0	172	0	365	0
I alt	4.742	236	1.177	18	43.530	192	72.629	769

Tabel 4.25

Udledninger fra industri af kvælstof, fosfor, BI5 og COD til hovedfarvandsområder i 1989.

De forholdsvis store udledninger af kvælstof til Vesterhavet, Skagerak og Kattegat skyldes hovedsageligt forskellige former for fiskeindustri, medens det for kvælstofudledningerne til Lillebælt og Storebælt er h.h.v. kunstgødningsindustri

(Kemira), der er ophav til ca 66%, og medicinalindustri (Novo-Nordisk), der er ophav til ca. 50%.

Fosforudledningerne til Vesterhavet stammer for ca 97% vedkommende fra produktion af pesticider (Cheminova).

De store belastninger af BI5 og COD til Vesterhavet, Skagerrak og Kattegat skyldes for størstedelens vedkommende fiskeindustri og pesticidproduktion, medens det i de indre farvande Lillebælt, Storebælt og Øresund er sukkerfabrikkerne, cellulosefabrikkerne og medicinalindustrien, der er ophav til størsteparten af den samlede udledning.

Sæsonvariationer

Det skal bemærkes, at der for Lillebælt og især Storebælt er store sæsonvariationer i de marine udledninger på grund af sukkerfabrikernes kampagneperiode. Således kan udledningerne for alle fire udledningsparametre være op til dobbelt så store i oktober, november, december og januar som i årets øvrige måneder.

Fordeling på industrisektorer

I tabel 4.26 er de samlede udledte og udsprøjtede mængder fordelt på industrisektorer.

Antal, Virksomhedstype	Kvælstof tons	Fosfor tons	BI5 tons	COD tons
3 Raffinaderier	141	1	93	942
9 Kemiske virksomheder	212	7	287	943
9 Korn og foderstoffer	94	20	79	3
5 Slagterier	97	13	355	1
34 Mejerier	101	44	1.146	1.237
4 Oplags- og lossepladser	95	0	1	2
1 Kunstgødningsind.	690	94	23	0
3 Medicinalfabrikker	348	45	2.697	5.756
1 Pesticidfabrik	93	699	2.611	8.101
6 Cellulose og papir	298	48	14.199	27.457
7 Kartoffelmelsfabrikker	1.281	149	10.457	6.690
6 Sukkerfabrikker	278	23	7.393	11.704
15 Fiskeprodukter	1.627	79	7.769	4.416
3 Renseanlæg (fiskeindustri)	906	169	7.717	12.794
58 Øvrige virksomheder	234	22	1.328	2.163
I alt 164 virksomheder	6.495	1.413	56.155	82.209

Tabel 4.26

Samlede marine og ferske udledninger og udsprøjtninger af Kvælstof, fosfor, BI5 og COD i 1989 fordelt på industrisektorer, incl. 3 kommunale udledninger.

De 19 udledere, der som følge af vandmiljøplanen skal nedbringe udledningerne af kvælstof og fosfor ved hjælp af den bedste, tilgængelige teknologi, findes inden for brancherne: Kemiske virksomheder (3), slagterier (1), kunstgødningsindustri (1), medicinalfabrikker (2), pesticidfabrikker (1), cellulosefabrikker (2), sukkerfabrikker (1), fiskeprodukter (5) og øvrige (3).

Forventede resultater

Som følge af de forureningsbegrænsende foranstaltninger, der iværksættes i henhold til Vandmiljøplanen, forventes indtil 1993 en reduktion på 1900 t kvælstof pr. år, og indtil 1995 en yderligere reduktion på 600-700 tons kvælstof pr. år, når renseanlæggene på fiskemel- og sildeoliefabrikkerne er etableret. For fosfor forventes, udover den allerede opnåede reduktion på ca. 2.200 tons, indtil 1993 yderligere en reduktion på 900 tons pr. år, hidrørende bl.a. fra yderligere reduktioner i spildevandet fra Kemira og Cheminova. Der forventes også en kraftig reduktion af udledningerne af BI5 og COD; størrelsen af denne reduktion kan ikke estimeres for nuværende.

Dette betyder, at Vandmiljøplanens mål for reduktion i kvælstofudledningerne nås, og at reduktionen i fosforudledningerne bliver større end planens mål.

4.5. Akvakultur

Dambrug

Dambrugenenes samlede belastning af vandløbene med nærings-salte var i 1989 2.192 tons kvælstof og 238 tons fosfor (se tabel 4.27).

I april 1989 blev der udstedt en bekendtgørelse for ferskvandsdambrug. Bekendtgørelsens formål er at begrænse dambrugenenes forurening - først og fremmest forureningen af vandløbene, men også den dermed følgende udledning af næringssalte til søer og havet. Vandløbsforureningen, som den giver sig udslag i stigende saprobieværdi (forureningsgrad), skyldes dog ikke så meget næringssaltene som organisk stof (BI5). I 1989 fandt man ved 60% af landets dambrug forureningsmæssigt uacceptable forhold med højere forureningsgrad nedstrøms dambruget end opstrøms.

Farvande	BI5 tons	Total-N tons	Total-P tons
1. Nordsøen	4.489	1.536	163
2. Skagerak	64	13	2
3. Kattegat	1.256	475	54
4. Nordlige bælt	25	10	1
5. Lillebælt	412	158	18
6. Storebælt	0	0	0
7. Øresund	0	0	0
8. Sydlige bælt	0	0	0
9. Østersøen	0	0	0
Ialt	6.246	2.192	238

Tabel 4.27

Udledning af BI5, total-N og total-P fra dambrug til ferske vande i 1989 fordelt på farvandsområder.

Bekendtgørelsen vil umiddelbart resultere i en vis reduktion af dambrugenenes produktion. Det er ikke en generel reduktion for alle dambrug, der er sigtet. Kravet om nedsættelse af forureningen vil naturligt ramme de mest forurenende dambrug hårdest. Produktionsniveauet lægges for det enkelte brug ved fastsættelse af et højest tilladeligt årligt foderforbrug. Dette giver brugene mulighed for atter at øge produktionen ved at forbedre foder og fodringsteknik.

Det forventes, at dambrugsbekendtgørelsen i løbet af en kortere årrække vil opfylde sit formål, nemlig at bidrage til opfyldelse af vandløbenes kvalitetsmålsætning og til nedsættelsen af næringssaltbelastningen i søer og hav.

Forureningen fra havbrugene udgør kun en mindre del af den samlede belastning af havet. Den er lokalt præget, stærkt afhængig af strømforholdene ved det enkelte brug.

Af saltvandsdambrug er der endnu kun ganske få i drift. Deres samlede produktion andrager kun få procent af havbrugenes. Da de desuden foretager rensning af spildevandet, bliver deres forureningsandel så lille, at man ser bort fra den her.

Den 1. oktober 1990 trådte en ny bekendtgørelse om saltvandsbaseret fiskeopdræt i kraft. Den fastsætter regler for anlæggenes drift, og animerer ligesom dambrugsbekendtgørelsen til anvendelse af bedre, mindre forurenende foder og til den bedst mulige fodringsteknik. Denne udvikling er allerede i gang. Foderkvotienten (kg foder per kg produceret fisk) er således for havbrugenes vedkommende faldet fra 1,7 til 1,4 i perioden 1986-1989. Denne forbedring af fodringsteknikken har været medvirkende til, at produktionen i samme periode er steget 68%, mens de beregnede udledninger af kvælstof og fosfor kun er steget henholdsvis 28% og 8% til ialt 322 tons og 44 tons.

4.6 Energi og trafik

Kraftværker

Kraftværkernes årlige udledning af oxideret kvælstof, NO_x , skal, ifølge bemærkningerne til lov om begrænsning af udledning af svovldioxid og kvælstofoxider fra kraftværker, begrænses fra 40.800 tons kvælstof i 1985 til 22.800 tons i år 2000 og videre til 18.300 tons i 2005.

Biler

US-normer for personbiler og små varebiler indførtes i Danmark fra 1. oktober 1990. Både inden for EF og i en række lande uden for EF arbejdes for tiden med at fastlægge skærpede normer til øvrige bilkategorier - større varebiler, lastbiler og busser. Ikrafttrædelsestidspunktet for sådanne normer forventes at blive første halvdel af 1990'erne.

I de beregninger, som blev udført i 1988 under forudsætning af indførelsen af skærpede normer, blev det for samtlige bilkategoriers vedkommende anslået, at der ville blive opnået et fald i NO_x -udledningen fra ca. 23.400 tons kvælstof i 1985 til omkring 18.300 tons kvælstof i år 2000. Imidlertid kan der allerede nu konstateres væsentlige afvigelser fra de forudsætninger, der var lagt til grund omkring udviklingen i transportarbejdet. Det skøn, der er foretaget for situationen i år 2000, kan derfor ikke forventes at holde. Der foreligger imidlertid ikke nyere beregninger på nuværende tidspunkt.

Andre kilder

Udledningen af NO_x fra øvrige kilder (fjernvarmeværker, industri og individuel opvarmning) forventes reduceret betydeligt i perioden 1985-2000.

Ved de iværksatte tiltag forventes, med ovennævnte forbehold vedrørende bilerne, den samlede NO_x -emission dermed i år 2000 at være omkring 53.000 tons kvælstof, svarende til en reduktion på godt 30%.

4.7 Kvælstoftilførsel fra atmosfæren

Detaljerede opgørelser for afsætning af kvælstof fra atmosfæren er foretaget under European Monitoring and Evaluation Programme, jævnfør afsnit 2.7.3.

De seneste EMEP-beregninger for kvælstofoxider (NO_x) og ammonium/ammoniak (NH_x) er foretaget for 1988, (Iversen 1990). De i beregningerne anvendte emissionstal for 1988 for Danmark er 106.000 tons reduceret kvælstof ($\text{NH}_x\text{-N}$) fra landbruget og 76.000 tons oxideret kvælstof ($\text{NO}_x\text{-N}$) fra industri, kraftværker og transport.

Depositionsberegningerne for 1988 for kvælstof er opdelt på henholdsvis oxideret kvælstof ($\text{NO}_x\text{-N}$) og reduceret kvælstof ($\text{NH}_x\text{-N}$). Oprindelsen af det på de danske landområder, ca. 43.000 km², deponerede kvælstof, både tør- og våddeposition, kan ifølge referencen, (Iversen 1990) opgøres som følger:

	$\text{NO}_x\text{-N}$	$\text{NH}_x\text{-N}$
Vesttyskland	7.100	3.000
Danmark	1.700	44.700
England	6.300	1.700
Holland	2.000	1.700
DDR	1.800	1.500
Sverige	500	500
Frankrig	1.700	900
Tjekkoslavakiet	600	200
Polen	1.400	1.100
Andre lande	2.700	1.300
Ubestemt	2.200	1.800
Ialt tilført Danmark	28.300	58.500

Tabel 4.28

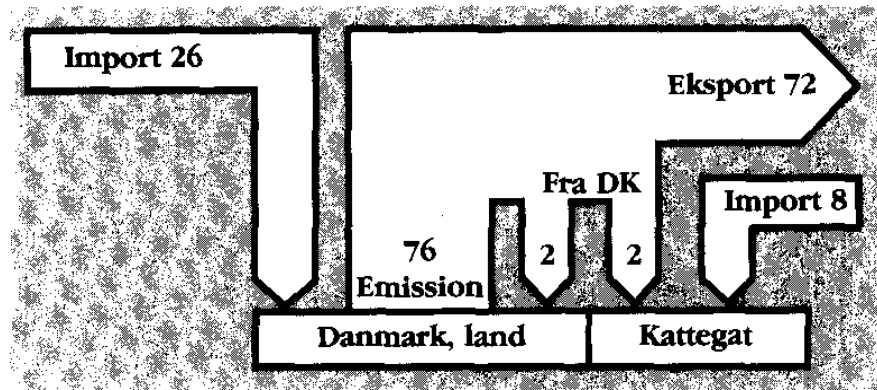
Oprindelse af $\text{NO}_x\text{-N}$ og $\text{NH}_x\text{-N}$ deponeret på det danske landområde i 1988 angivet i tons kvælstof.

Beregningerne viser, at Danmark er en betydelig nettoeksportør af både oxideret kvælstof og ammoniak-kvælstof.

Tabellen giver endvidere en samlet kvælstofdeposition på 86.800 tons på danske landområder.

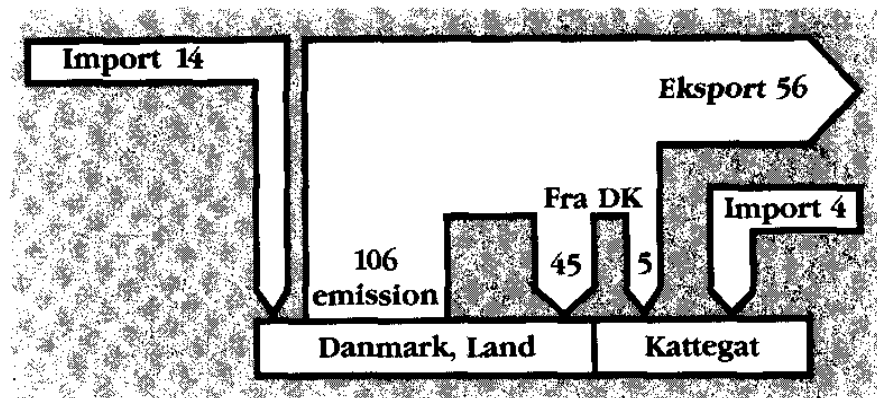
Det konstateres, at hovedparten af NH_x -afsætningen kommer fra danske kilder, mens NO_x -afsætningen hovedsageligt stammer fra udenlandske kilder, især Tyskland og England.

Vi nettoeksporterer ca 47.600 tons $\text{NH}_4\text{-N}$ og ca 48.000 tons $\text{NO}_3\text{-N}$. Tages der hensyn til kvælstofdepositionen over dansk territorialfarvand skønnes nettoeksporten dog at være betydelig mindre.



Figur 4.9

Import/eksportbalance for NO_x for Danmark. Angivet i tusind tons $\text{NO}_x\text{-N}$ pr. år. Deposition til landområderne er efter Iversen (1990) og depositionen til Kattegat er efter Asman (pers. komm.)



Figur 4.10

Import/eksportbalance for NH_x for Danmark. Angivet i tusind tons $\text{NH}_x\text{-N}$ pr. år. Deposition til landområderne er efter Iversen (1990) og depositionen til Kattegat er efter Asman (1990b).

Ifølge beregninger foretaget af Asman (pers. komm.) er NO_x -depositionen til Kattegat godt 10.000 tons N pr. år. Tilsvarende er NH_x -depositionen beregnet til knap 10.000 tons N pr. år (Asman 1990b). Ca. 53% af NH_x -depositionen stammer fra danske kilder, mens kun ca 20% af NO_x -depositionen stammer fra Danmark. De væsentligste udenlandske kilder til kvælstofdeposition til Kattegat er Tyskland og England.

5. Status og udvikling for tilstanden i vandmiljøet

De udledninger, der er beskrevet i kapitel 4, har resulteret i den nuværende tilstand i vandmiljøet.

I dette kapitel beskrives vandmiljøets tilstand og udviklingen i denne.

For grundvandet belyses, hvorledes ændringerne i grundvandskvaliteten fordeler sig regionalt, og hvorledes kvælstofudvaskningen fra markerne påvirker de danske grundvandsressourcer.

For vandløb og søer opgøres, i hvor høj grad den aktuelle tilstand svarer til de fastsatte målsætninger. Ligeledes belyses mulighederne for at nå forbedringer i den nuværende tilstand.

Endelig behandles tilstand og udvikling i de kystnære farvande og de åbne havområder. Specielt behandles betydningen af de danske næringsstofbidrag, sammenholdt med de udefra kommende bidrag fra atmosfære og tilstødende havområder.

5.1 Grundvand

Grundvands- overvågningsområderne

I forbindelse med Vandmiljøplanens landsdækkende overvågningsprogram er der etableret 68 grundvandsovervågningsområder med over 1.000 prøvetagningssteder (Miljøstyrelsen 1989). Grundvandsovervågningsområderne er nu færdigetablede, ligesom prøveudtagnings- og analysemetoder er indkørt. De første måleresultater er ved at indløbe, men foreligger endnu ikke i en tilgængelig form.

I forbindelse med næste års rapportering af Vandmiljøplanens overvågningsprogram vil resultaterne fra grundvandsovervågningsområderne på en række områder udgøre et væsentligt referencegrundlag for den beskrivelse af grundvandskvaliteten, der udarbejdes på baggrund af Miljøstyrelsens og Danmarks Geologiske Undersøgelses drikkevands- og råvandsdata. Egentlige tidsserier vil i sagens natur først kunne opstilles i løbet af en årrække.

Datagrundlag for rapportering

Nærværende rapportering af grundvandets nitrat- og fosforindhold baserer sig primært på oplysninger fra Miljøstyrelsens og Danmarks Geologiske Undersøgelses drikkevands- og råvandsdatabase.

Drikkevandsdatabase indeholder oplysninger om drikkevandskvaliteten på stort set alle vandværker i Danmark med en årlig udpumpning på over 10.000 m³. Disse repræsenterer godt 600 mio. m³ indvundet vand svarende til over 90% af landets vandværksleverede drikkevand.

Det skal imidlertid understreges, at anvendelse af drikkevandsdata til beskrivelse af grundvandskvalitet generelt må tilknyttes en række forbehold, når eventuelle udviklingstendenser skal fortolkes.

Først og fremmest skal det bemærkes, at oplysninger om status og udvikling i drikkevandskvaliteten i betydeligt omfang vil være udtryk for de forsyningstekniske initiativer, der løbende iværksættes for at omlægge indvindingen fra mere til mindre belastede områder eller grundvandsmagasiner. Eksempelvis i form af nye kildepladser, nye borer, blanding af vand fra flere borer eller nedlæggelse af mest belastede vandværker.

Sådanne initiativer vil generelt give sig udtryk i en forbedret drikkevandskvalitet, men påvirker naturligvis ikke grundvandskvaliteten.

Udvælgelse af drikkevandsdata til vurdering af grundvandskvaliteten

5.1.1 Status og udvikling for grundvandets kvalitet

En vurdering af grundvandskvaliteten forudsætter, at effekten af de nævnte forsyningstekniske omlægninger elimineres. For at opnå det mest realistiske billede af grundvandskvaliteten er der udvalgt knap 1.400 vandværker, der hver for sig kun indvinder fra ét grundmagasin (Gosk et al. 1990).

På trods af denne udvælgelse vil vurderinger af grundvandskvaliteten på grundlag af drikkevandsdatabasens oplysninger fortsat være optimistiske, da der ikke helt kan ses bort fra eventuelle effekter af andre forsyningstekniske omlægninger. Hertil kommer den påvirkning af grundvandsmagasinerne, der kan være en følge af vandindvindingen (jævnfør afsnit 3.1.1).

5.1.2 Kvælstof i grundvandet

På grundlag af den reducerede database er udtegnet to kort med angivelse af pumpevandets generelle nitratindhold og udviklingen i nitratbelastningen fra udvalgte vandværker. (figur 5.1 og 5.2). Nitratindholdet i de udvalgte vandværkers pumpevand anses for repræsentativt for grundvandets kvalitet (Gosk et al. 1990).

To vandværker i samme lokalområde kan have forskellige nitratværdier og udviklingstendenser, da de ikke nødvendigvis indvinder fra samme grundvandsmagasin. Kortene illustrerer derfor nitratforholdene i de grundvandsmagasiner, hvorfra der indvindes drikkevand, og skelner ikke mellem om indvindingen foregår fra øvre eller dybereliggende magasiner.

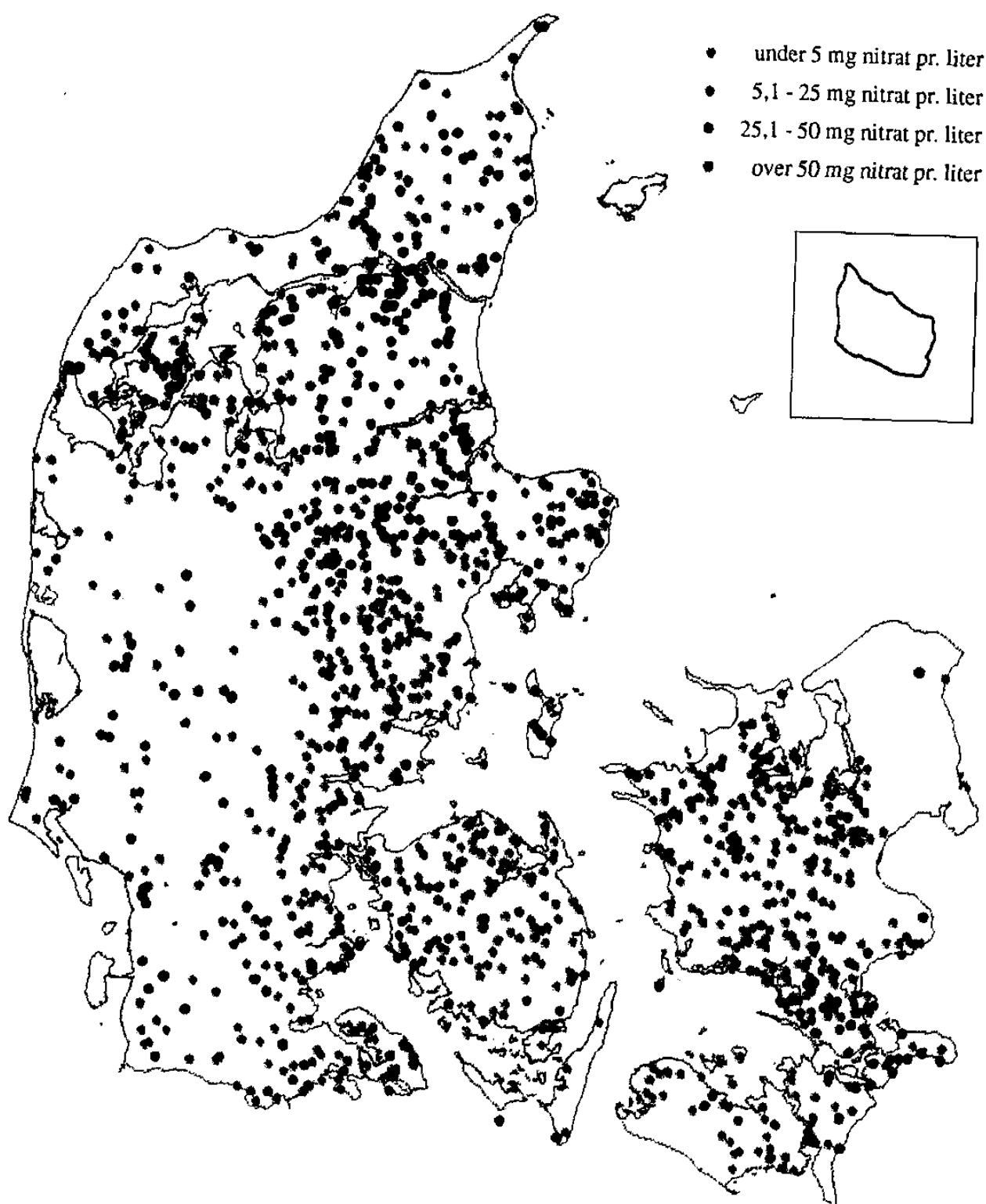
Status over grundvandskvaliteten

Figur 5.1 viser status for nitratniveauet. På øerne er indholdet generelt lavt, typisk under 5 mg pr. liter, men pletvis er der områder med forhøjet, eller meget højt, nitratindhold (fra 25 mg pr. liter til over 50 mg pr. liter). Eksempelvis på Stevns, Sydsjælland, Møn, Falster, i området omkring Roskilde Fjord, det nordvestlige og sydlige Fyn samt på Samsø.

I Jylland kan der overalt findes områder med pletvis forhøjede, eller meget høje nitratværdier (fra 25 mg pr. liter op til over 50 mg pr. liter), men specielt den nordlige del af Jylland (fra og med Djursland) må karakteriseres som generelt stærkt nitratbelastet. Nitratniveauet i området fra Limfjorden til og med Djursland må betegnes som direkte kritisk for vandforsyningen.

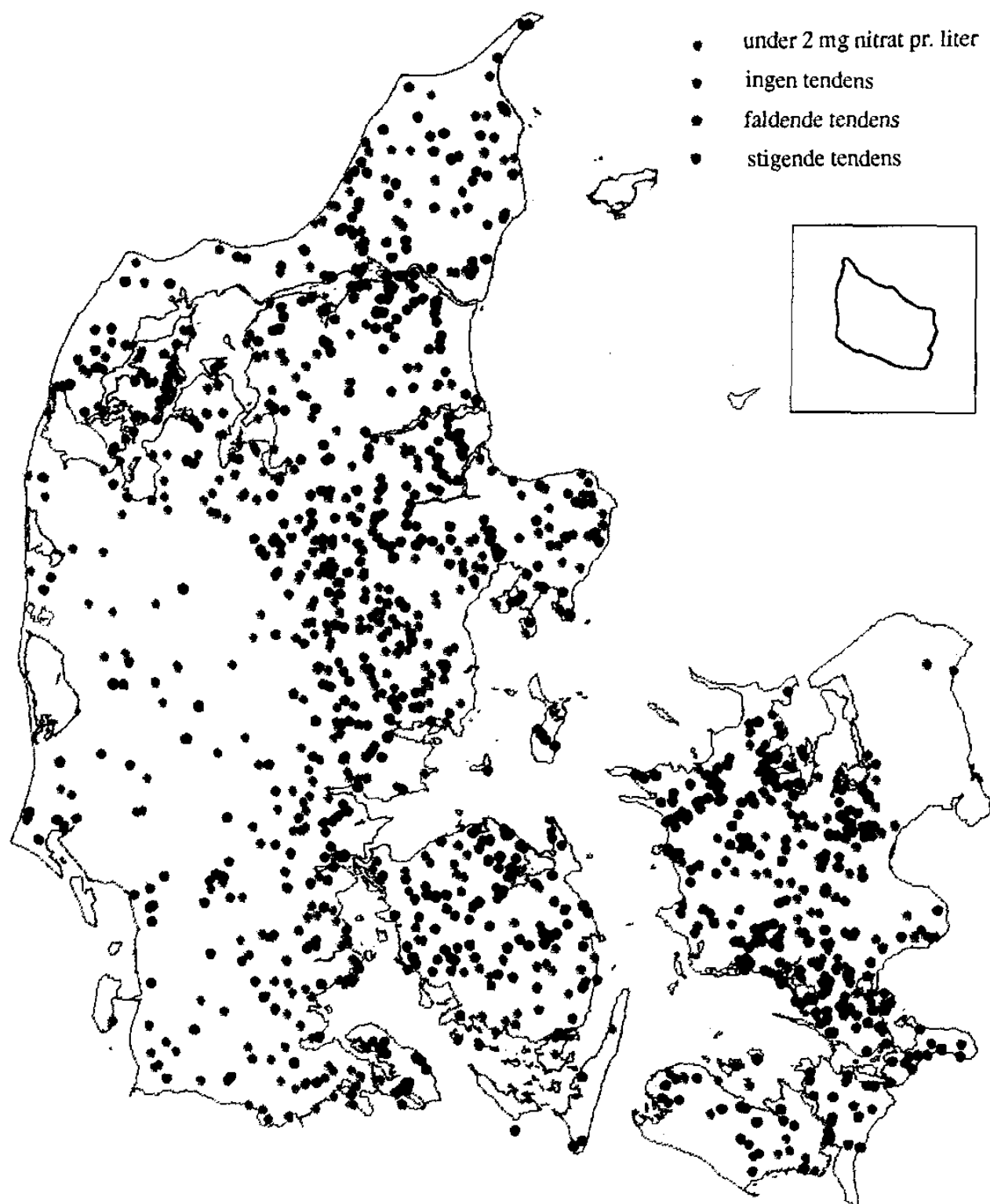
Udviklingen i grundvandskvaliteten

Figur 5.2 viser udviklingen i nitratniveauet. Figuren viser en betydelig overvægt af områder, med stigende i forhold til faldende nitratindhold i grundvandsmagasiner, der er nitratpåvirkede.



Figur 5.1

Nitratinholdet i grundvandet fra udvalgte vandværker i Danmark.



Figur 5.2

Udviklingstendensen for nitratinholdet i grundvandet fra udvalgte vandværker i Danmark.

På øerne er der pletvis områder med stigende nitratindehold, specielt på Sydsjælland, på Lolland-Falster og i det nordvestlige Fyn.

I Jylland er der overalt områder med stigende nitratindehold med den mest markante udviklingstendens i den vestlige og nordlige del.

Nitratbelastning og naturlig beskyttelse

De beskrevne niveauer og udviklingstendenser hænger nøje sammen med nitratbelastningen fra landbrugsdriften og områdernes geologiske opbygning.

De store sammenhængende områder i Nordjylland, hvor der kan konstateres stigende nitratindehold - og hvor det aktuelle niveau må betegnes som kritisk - er typisk karakteriseret af en ringe naturlig beskyttelse af grundvandet. Hertil kommer, at mulighederne for at indvinde drikkevand fra dybere magasiner er meget begrænsede.

I den vestlige del af Jylland er grundvandet i de øvre magasiner tilsvarende dårligt beskyttet, eller der sker en utilstrækkelig nitratreduktion i de eksisterende lerlag i forhold til den aktuelle belastning. Der er dog her undertiden mulighed for at indvinde vand fra dybereliggende magasiner.

På øerne er den naturlige beskyttelse af grundvandet generelt god og nitratbelastningen mindre. At der alligevel kan udpeges områder, hvor nitratindeholdet udvikler sig kritisk, må tilskrives lokale afvigelser fra det generelle geologiske billede, eller at den nitratreducerende effekt i de beskyttende lerlag ikke længere er tilstrækkelig. Udviklingen på Lolland-Falster skyldes dog sandsynligvis et stigende ammoniumindhold.

5.1.3. Fosfor i grundvandet

Der kan i visse egne af landet konstateres et forhøjet indhold af fosfor i drikkevandet. Dette gælder specielt Vendsyssel og til dels det vestlige og sydlige Jylland. Årsagerne er formentlig, som tidligere nævnt, at dele af drikkevandet indvindes fra magasiner i marine sedimenter med et naturligt højt fosforindhold.

Eventuelt forhøjede indhold af fosfor i grundvand vil oftest udfældes med jern ved traditionel vandbehandling og udgør dermed sjældent et kvalitetsproblem i vandforsyningen.

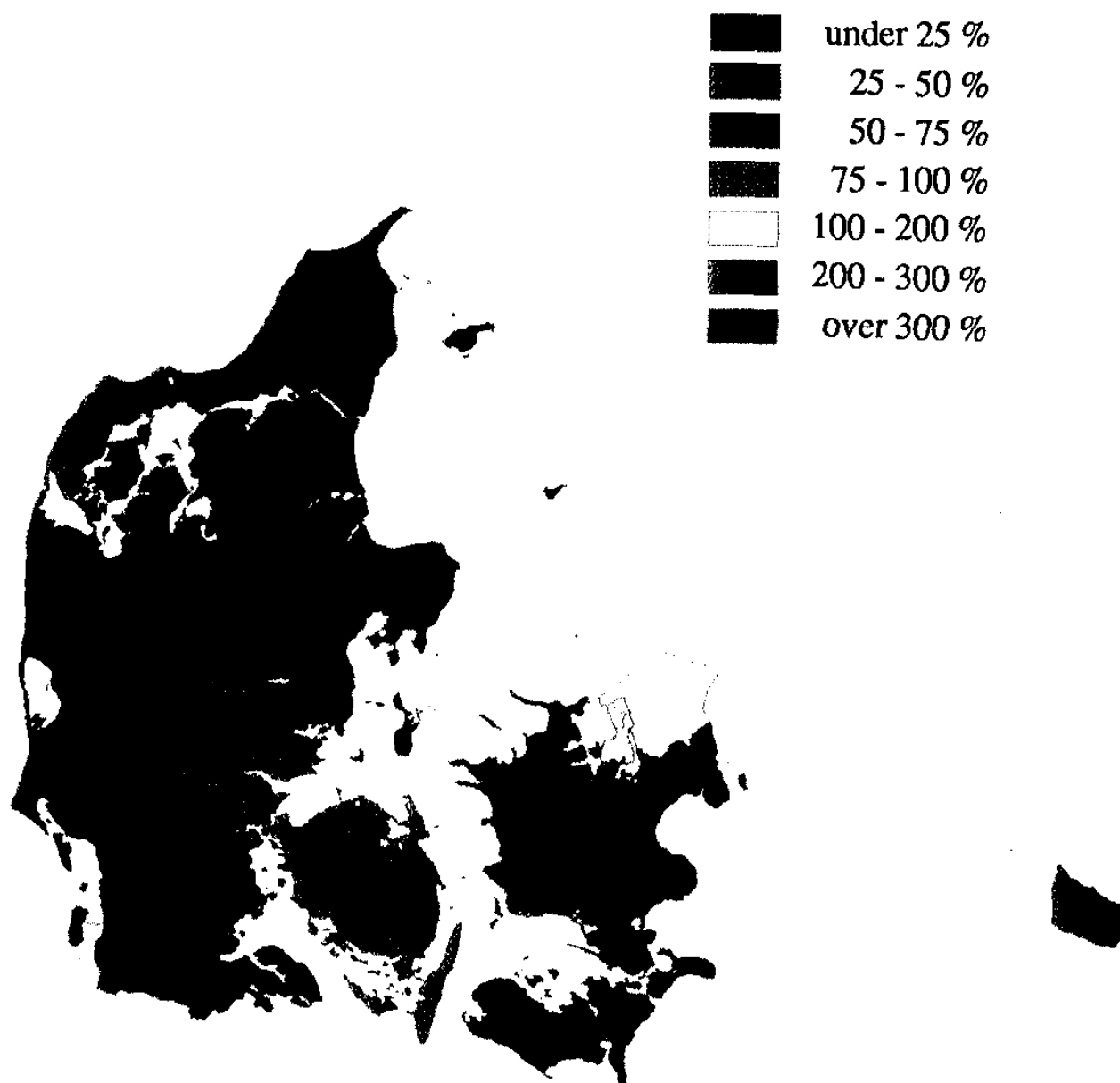
5.1.4. Grundvandsressurens størrelse

Opgørelse af grundvandsressurens størrelse

Det er vanskeligt at foretage en præcis opgørelse af grundvandsressurens størrelse på landsplan, og der foreligger idag ikke nogen ensartet metode til opgørelse heraf.

Nærværende opgørelse bygger på en forenklet metode til beregning af grundvandsressourcens størrelse, udviklet i forbindelse med et projekt under Vandrådet (1990).

Disse vurderinger giver på regionalt plan et konservativt, men realistisk skøn. Fremtidige mere sikre ressourceopgørelser forudsætter nye og mere komplicerede metoder.



Figur 5.3

Udnyttelsesprocenten af den tilgængelige vandressource. Den tilgængelige ressource er beregnet bl.a. under hensyntagen til mindstekravene for vandløbenes vandføring. (Vandrådet, 1990a).

Grundvandsressourcens udnyttelsesgrad

Med den her anvendte metode er det aktuelle vandforbrug på landsplan opgjort til ca. 2/3 af den potentielt udnyttelige grundvandsressource. Dette landsgennemsnit dækker imidlertid over betydelige regionale forskelle. Konsekvenserne af det aktuelle vandforbrug er derfor afgørende forskelligt fra region til region.

Regionale forskelle

I hovedstadsregionen er der idag tale om en overudnyttelse af grundvandsressourcen. Det er normalt ikke forsvarligt, af hensyn til blandt andet vandløbenes vandføring, at udnytte mere end 10-20% af det nydannede grundvand, men i hovedstadsområdet er denne udnyttelsesprocent idag langt større. Dette betyder, at en række vådområder og vandløb er stærkt påvirkede, eller helt udtørrede, i sommerperioden.

Dele af Århus amt, Vejle amt og Fyns amt er ligeledes præget af overudnyttelse.

Amt / region	Mængde mio. m ³	Forbrug mio. m ³	Rest mio. m ³
Hovedstadsregionen	90	197	-107
Vestsjælland	82	52	30
Storstrøm	83	52	31
Bornholm	18	6	12
Fyn	84	79	5
Sønderjylland	187	111	76
Ribe	206	109	97
Vejle	171	140	31
Ringkjøbing	331	82	249
Århus	173	102	71
Viborg	196	64	132
Nordjylland	226	163	63
DANMARK	1.847	1.157	690

Tabel 5.1

Den tilgængelige grundvandsressource, opgjort under hensyn til blandt andet vandløbenes vandføring, forbruget og restressourcen i forskellige regioner og på landsplan (Vandrådet 1990a).

I flere amter medfører vandindvindingen lokale problemer som følge af en uhensigtsmæssig indvindingsstruktur, eksempelvis i form af placering af markvandingsboringer i umiddelbar nærhed af vandløb og vådområder.

Restressource og forurening

Ved opgørelsen af restressourcerne, jævnfør figur 5.3 og tabel 5.1, er der ikke taget hensyn til grundvandets kvalitetsmæssi-

ge tilstand. En eventuel forureningspåvirkning vil naturligvis reducere størrelsen af den anvendelige restressource.

Eksempelvis kan det nævnes:

Kemikalieaffald

- at i Københavns amt er store dele af den potentielt anvendelige grundvandsressource enten forurenet, eller forureningsstruet, af kemikalieaffaldsdepoter (Københavns Amt 1990b).

Klorid og fluorid

- at i Jylland kan der, i et område fra Djursland til Limfjorden aktuelt konstateres nitratforurening i relativt store dybder samtidig med, at store dele af det dybe grundvand iøvrigt har en naturlig dårlig kvalitet med forhøjede indhold af bl.a. klorid og til dels fluorid, der gør det uegnet til vandforsyningsformål. Det må forventes, at der i disse områder, ved en uændret nitratbelastning, i løbet af en overskuelig årrække vil opstå stigende problemer med at indvinde tilstrækkeligt vand af tilfredsstillende kvalitet (Århus Amt 1990i-1, Viborg Amt 1989a og Nordjyllands Amt 1990a),

"Brunt vand"

- at i Ribe amt, hvor grundvandsressourcen generelt er rigelig i forhold til det aktuelle forbrug, er dele af det dybe grundvand i praksis uanvendeligt til vandforsyningsformål som følge af meget stort indhold af organisk stof (brunt vand) (Ribe Amt 1990b).

*Fremtidige
indvindingsmuligheder*

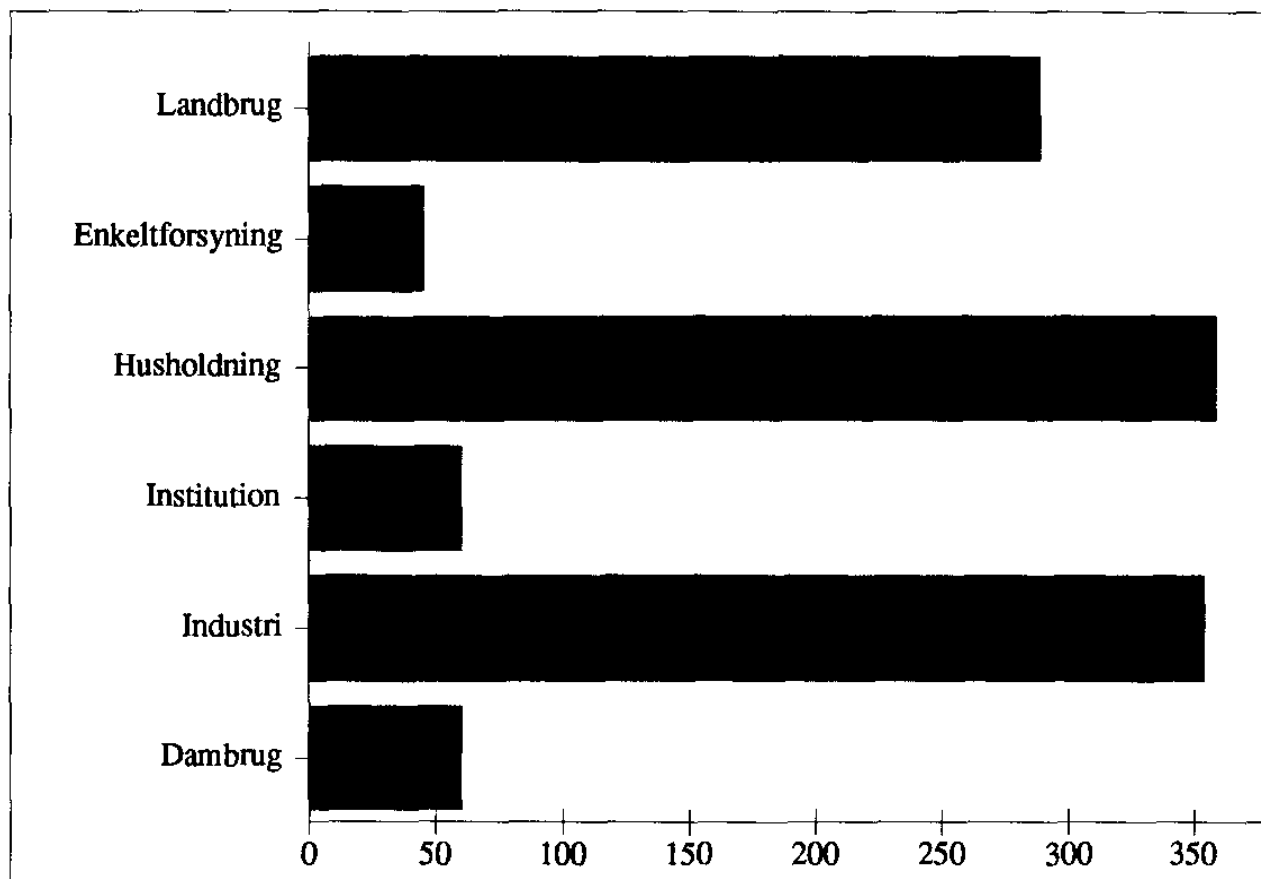
Restressourcen på ca. 1/3 må således, når de forureningsbetingede og naturlige begrænsninger i grundvandets anvendelighed tages i betragtning, vurderes som en snæver ramme for fremtidige forsyningstekniske og strukturelle løsningsmuligheder set i relation til det nuværende vandforbrug.

Vandforbrugets udvikling

5.1.5 Status og udvikling for vandindvindingen

Vandindvindingen i Danmark har været kraftigt stigende op gennem 1970'erne, mens der er en tendens til stagnation i 1980'erne. Der kan dog konstateres en fortsat stigning i den tilladte indvindingsmængde til landbrugets markvanding. Det samlede vandforbrug var i 1988 ca. 1.150 mio. m³, se figur 5.4 (Vandrådet 1990b og Gosk et al. 1990).

Landbrugets indvinding til markvanding er opgjort som et skønnet middeltal på grundlag af meddelte tilladelser. Dette middeltal for det faktiske forbrug er meget usikkert, da markvandingsbehovet er helt afhængigt af de årlige variationer i nedbøren og afgrødevalget. I tørre år vil forbruget langt overstige de her angivne mængder og yderligere nedsætte vandløbenes vandføring.



Figur 5.4

Vandforbrug 1988 i mio. m³ fordelt på kategorier. I kategorien "Landbrug" indgår både markvanding og gårdforbrug.

Indvindingen af vand til husholdnings-, industri- og institutionsformål har i de seneste år udviklet sig forskelligt i de enkelte regioner.

Regionale tendenser i vandforbruget

Ifølge de amtskommunale indberetninger kan der konstateres følgende tendenser i vandforbruget:

Der er sket en stagnation i vandindvindingen i Storstrøms, Sønderjyllands, Vejle, Viborg, Nordjyllands, Vestsjællands, Århus, Fyns, Ribe, Frederiksborg og Københavns amter og i Københavns og Frederiksberg kommuner.

Vandindvindingen har været stigende i Bornholms og Ringkøbing amter.

Roskilde Amt finder ikke, at der på baggrund af de foreliggende oplysninger kan siges noget generelt om udviklingen i vandforbruget.

På landsplan kan forventes en fortsat stagnation i vandindvindingen.

5.1.6 *Drikkevandskvalitet*

Med udgangspunkt i EF's drikkevandsdirektiv (80/778/EØF), har der de sidste 10 år været fastsat vejledende og højest tilladelige grænseværdier for det danske drikkevands indhold af nitrat. Drikkevandet må højst indholde 50 mg nitrat pr. liter, og det bør tilstræbes, at nitratinholdet ikke overstiger 25 mg nitrat pr. liter.

Vandværkerne

Allerede på tidspunktet for fastsættelsen af grænseværdierne kunne det konstateres, at en del vandværker ikke var i stand til at overholde kvalitetskravene. Udviklingen i nitratbelastningen fra landbrugsarealerne betyder, at vandværkerne får stigende problemer med at indvinde drikkevand af tilfredsstillende kvalitet fra eksisterende kildepladser og boringer.

Private brønde og boringer

Den del af den danske drikkevandsforsyning, der er baseret på ca. 130.000 enkeltanlæg (private brønde og boringer), har generelt betydelige problemer med at overholde kvalitetskravene. Anlæg af denne type indvinder typisk fra meget overfladenære grundvandsmagasiner, og er i særlig høj grad sårbare overfor nitratforureningen. I amter, hvor der er gennemført mere systematiske undersøgelser af vandkvaliteten, viser det sig, at 50 - 75% af anlæggene leverer drikkevand med mere en 50 mg nitrat pr. liter, eller er bakterieforurenede (bl.a. Grundvandsovervågning, Vejle Amt 1990).

Omlægninger af vandforsyningen

De senere år har det derfor været nødvendigt for vandværkerne og de lokale myndigheder at iværksætte en række tekniske omlægninger af vandforsyningen med henblik på at sikre en drikkevandskvalitet, der - som minimum - kan overholde den højest tilladelige grænseværdi for nitratinholdet.

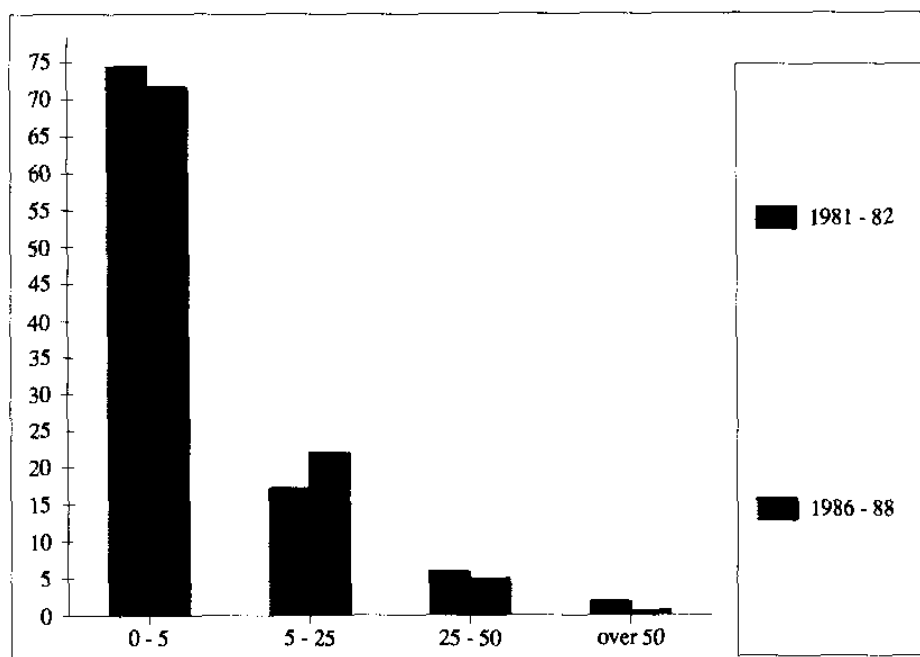
For vandværkerne har det i praksis betydet, at stærkt nitratholdige indvindingsboringer enten er opgivet og erstattet med nye, eller at der i større udstrækning sker en opblanding af vand fra forskellige boringer, inden det sendes ud til forbrugerne.

Enkeltvandforsyningernes kvalitetsproblemer er i vid udstrækning søgt løst ved en udbygning af den almene vandforsyning i landområderne. Der må forventes en forstærket indsats på dette område i de kommende år.

*Drikkevandets
nitratindhold
Status og udvikling*

I Figur 5.5 er foretaget en sammenligning af drikkevandskvaliteten fra vandværker med en årlig indvinding på over 10.000 m³ i perioderne 1981/82 og 1986/88.

Datagrundlaget for de to perioder er ikke helt ens, hvorfor udviklingstendenser skal fortolkes med en vis forsigtighed.



Figur 5.5

Nitratindholdet i drikkevand i mg pr. liter, fordelt på koncentrationsintervaller for henholdsvis 1981-82 og 1986-88.

Den aktuelle status viser, at mere end 99% af det vandværksleverede drikkevand overholder den højeste tilladelige grænseværdi for nitrat på 50 mg pr. liter og at 94% af drikkevandet overholder den vejledende grænseværdi på 25 mg nitrat pr. liter.

Kvaliteten af drikkevandet fra de danske vandværker må derfor, med hensyn til indholdet af nitrat, gennemgående betegnes som tilfredsstillende, og de mest akutte kvalitetsproblemer kan stort set afgrænses til de ca. 5% af befolkningen, der aktuelt forsynes fra egne brønde og borer.

Forbedringen af drikkevandskvaliteten fra 1981/82 til 1986/88 er først og fremmest opnået gennem en indsats overfor de mest nitratbelastede vandværker. Der er i perioden sket en halvering af såvel antallet af vandværker, som mængden af leveret drikkevand, der overskrider grænseværdien på 50 mg nitrat pr. liter.

Samtidig må det imidlertid konstateres, at den del af drikkevandsforsyningen, der reelt er upåvirket af nitrat (0-5 mg pr. liter), i løbet af perioden udgør en faldende andel, og at mængden af nitratpåvirket drikkevand (over 5 mg pr. liter) er stigende.

5.2 Vandløb

5.2.1 Kildebække

Overvågning af kilder i 1989

Overvågningen af danske kilder omfattede i 1989 60 lokaliteter, der er jævnt fordelt over hele landet. Udviklingstendenser er vurderet ud fra målinger foretaget af Nordjyllands amt, Aarhus amt og Danmarks Miljøundersøgelser.

Såvel vandføring som indholdet af kvælstof og fosfor i de undersøgte kilder varierede meget imellem kilderne. De jyske kilder havde gennemgående store vandføringer med et gennemsnit på 4 liter pr. sekund. Kilderne på Øerne havde langt mindre vandføring med et gennemsnit på 0,3 liter pr. sekund.

Arealanvendelsen synes at have stor indflydelse på nitratkoncentrationen i kildevand. Således indeholder ca. 90% af kilderne i naturområder mindre end 2 mg nitrat-N pr. liter. Ligeledes er det som om fosforindholdet er lavere i kilder beliggende i naturområder end i dyrkningspåvirkede områder (figur 5.6).

Tidligere undersøgelser af den kemiske vandkvalitet i jyske kilder (Rebsdorf og Thyssen 1986, Andersen et al. 1990) har vist en meget stor variation, såvel med hensyn til den generelle karakterisering (pH, opløste salte og jernforbindelser) som med hensyn til koncentrationer af kvælstof og fosfor. Det samme er tilfældet for kilderne, der indgår i Vandmiljøplanens overvågningsprogram, hvor især nitratindholdet er tydeligt korreleret med arealanvendelsen (figur 5.6).

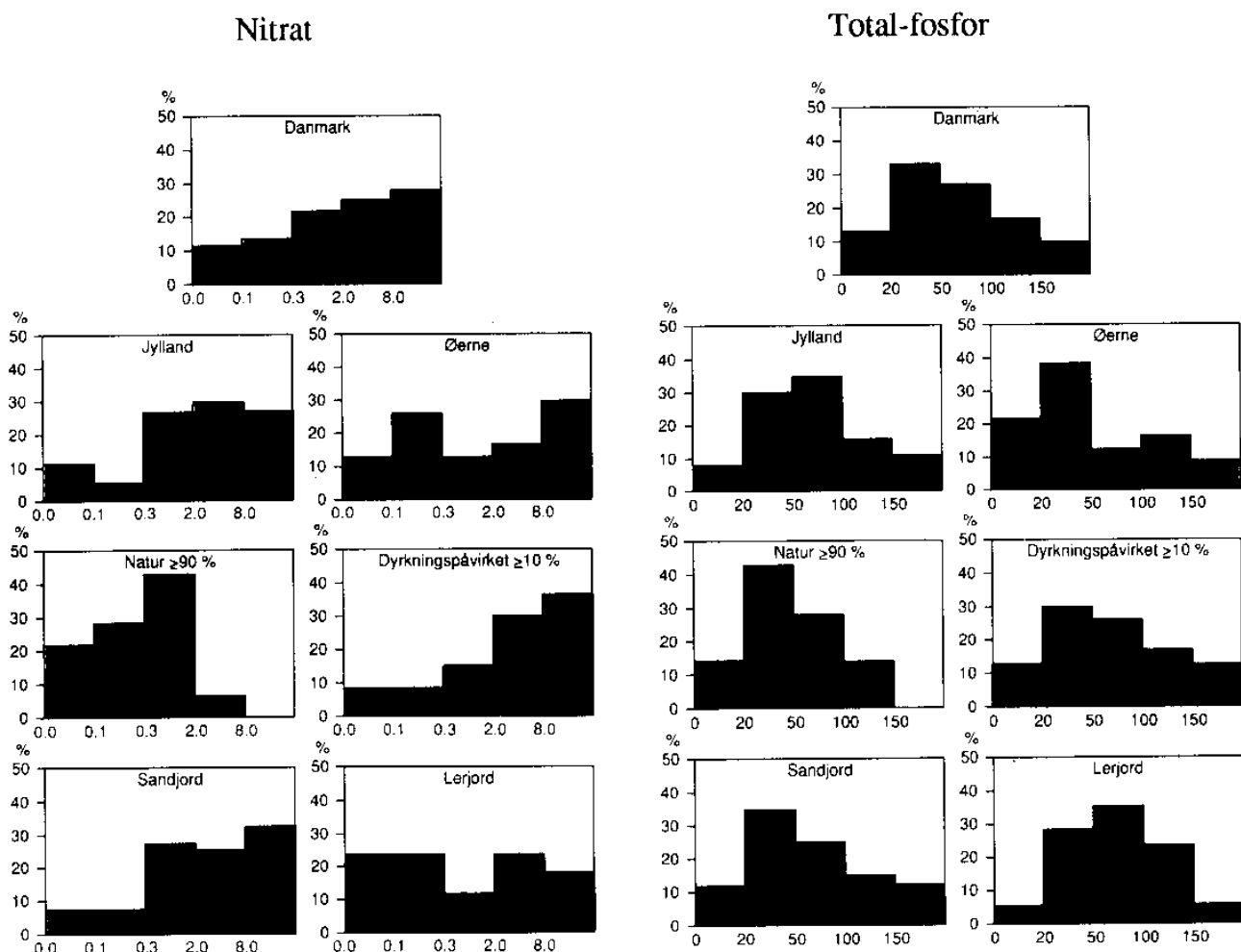
Tidsserier

Ved undersøgelse af tidsserier af indholdet af nitrat er der konstateret stigning i nitratkoncentrationen i fem ud af seks undersøgte jyske kilder (Kristensen et al. 1990). For fosfor er der ikke fundet en tydelig tendens til ændring i koncentrationen. Dog er der en tendens til at fosforindholdet er højere i kilder fra dyrkningspåvirkede arealer. I kilder i dyrkede arealer ligger niveauet på 0,06 - 0,1 mg P pr. liter, mens det i naturarealer ligger på 0,03 - 0,06 mg P pr. liter.

Biologisk bedømmelse af vandløb

5.2.2 Vandløbenes biologiske forhold

De danske vandløbs biologiske tilstand er i varierende omfang blevet undersøgt siden 1970. Vurderingen er foretaget ud fra artssammensætningen og mængden af de forskellige smådyr (makro-invertebrater), der hovedsagelig lever på vandløbsbunden (Landbrugsministeriet 1970). Den anvendte metode er primært egnet til at adskille meget forurenede vandløb fra mindre forurenede vandløb. Siden begyndelse af 1980'erne har amterne ændret i metoden til bedømmelse af den biologiske



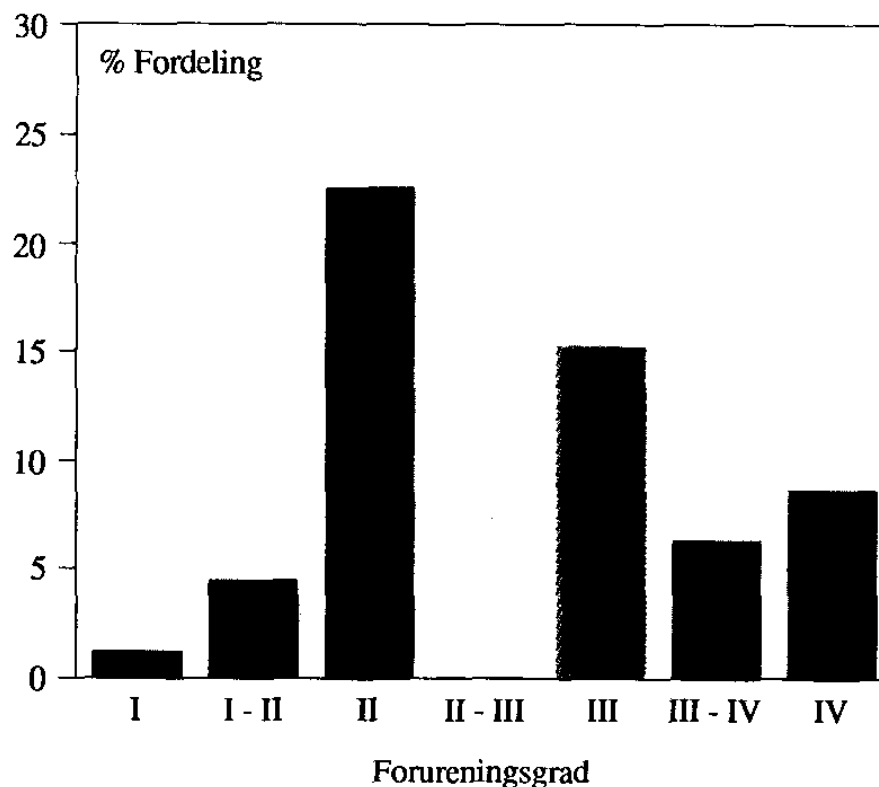
Figur 5.6

Fordeling af af nitrat, mg/l og total-fosfor $\mu\text{g/l}$ i kilderne efter geografisk beliggenhed, arealanvendelse og dominerende jordtype (Kristensen et al. 1990b).

tilstand i vandløb som følge af et bedre kendskab til dyrelivet, samt fremkomsten af det såkaldte Viborg-indeks (Anderesen et al. 1982). Dog lægger flere amter ved bedømmelserne stadig vægt på dele af de elementer i metoden, der vedrører andre forhold end smådyrsfaunaen.

Biologisk bedømmelse af vandløb i 1989

Resultaterne af amternes biologiske vandløbsbedømmelser i 1989 ses af figur 5.7. Sammenlignet med kravene til opfyldelse af vandløbenes målsætninger, jævnfør tabel 3.1, kan det konstateres, at der ved 36% af samtlige bedømmelser er konstateret de uacceptable forureningsgrader III, III-IV og IV, og at målsætningen derfor ikke er opfyldt. For de bedømmelser, hvor forureningsgraden var II-III (30%), kan målsætningen kun anses for opfyldt i 1989, hvis den bedømte lokalitet var beliggende på strækninger af vandløb med lempet målsætning (se tabel 3.1).



Figur 5.7

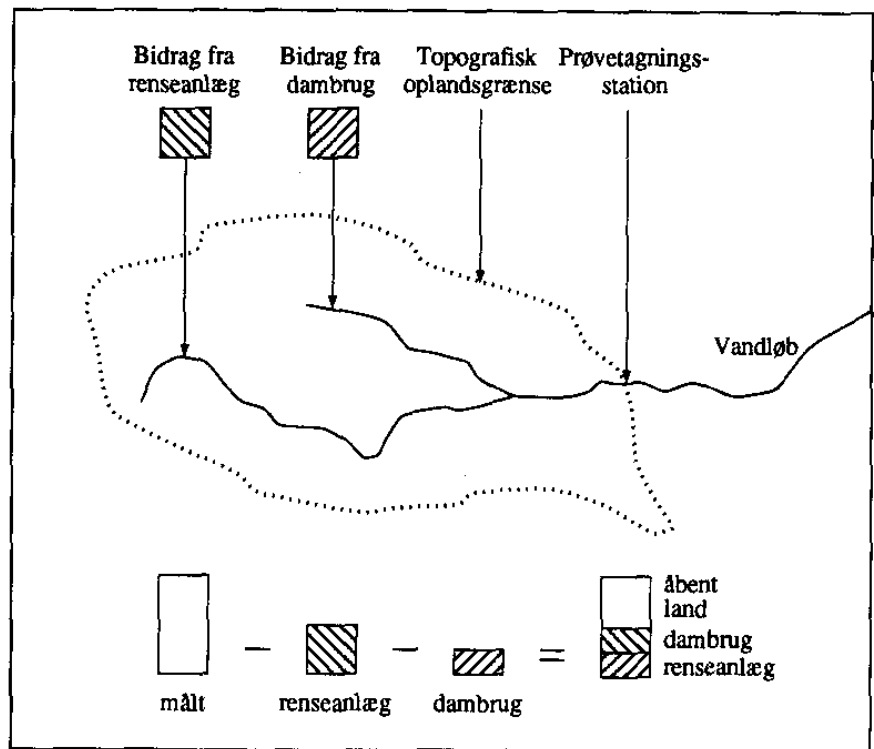
Fordelingen i forureningsgrader ved amternes biologiske bedømmelser af vandløb i 1989.

Miljøtilstanden i vandløbene er således generelt væsentligt dårligere end den ønskede tilstand, som fremgår af amternes region- og recipientkvalitetsplaner. Dette bekræftes ligeledes af de seneste rapporter, der er udsendt af amterne.

Ringkjøbing Amt

Ved en opgørelse af vandløbenes tilstand i Ringkjøbing Amt i 1989 har det således vist sig, at andelen af ret svagt til ret stærkt forurende vandløbsstrækninger er steget markant - fra 13% i 1984 til 25% i 1989. Til gengæld er andelen af rene vandløb faldet 5% og andelen af stærkt okkerbelastede vandløb er reduceret 7%. Der er ligeså mange stærkt forurende vandløbsstrækninger i 1989 som i 1984. Alt i alt har der ikke kunne spores nogen positiv udvikling i forureningstilstanden siden 1984 (Ringkjøbing Amtskommune 1990). De meget forurende vandløbsstrækninger er generelt fundet i de små vandløb og i de dambrugsbelastede vandløb. Hovedløbene af Skjern å og Karup å er bedømt som praktisk taget uforurenede.

<i>Frederiksborg Amt</i>	I Frederiksborg amt opfyldte mindre end 10% af vandløbene i 1988 den fastsatte målsætning. Det blev vurderet, at der dog i forhold til 1985 kunne konstateres en positiv udvikling, idet de meget stærkt forurenede vandløb var blevet færre (Frederiksborg Amt 1990).
<i>Storstrøms Amt</i>	I Storstrøms amt er der, trods en betydelig indsats for standsning af ulovlige udledninger fra landbrugsejendomme og indførslen af tvungen tanktømningsordning for hustanke uden for kloakerede områder, ikke konstateret nogen klar forbedring i vandløbenes tilstand på Lolland, Falster og Møn. Det vurderes, at der er behov for yderligere rensning af spildevandet fra den spredte bebyggelse og en mere miljøvenlig vandløbsvedligeholdelse (Storstrøms Amt 1990).
<i>Øvrige amter</i>	Rapporter om vandløbenes tilstand i øvrige amter, viser generelt de samme tendenser som rapporterne fra Ringkjøbing, Frederiksborg og Storstrøms amter. Det skal dog bemærkes, at der overalt i landet findes eksempler på vandløbssystemer, hvor der er sket forbedringer i tilstanden i forhold til tidligere undersøgelser. Årsagen hertil har været væsentlige ændringer i spildevandstilførslen og vandløbsvedligeholdelse, samt at der eventuelt er udført vandløbsrestaureringer.
<i>Stoftransport</i>	5.2.3 Stoftransport og -koncentration i danske vandløb Transporten i 1989 af kvælstof og fosfor i vandløbene er beregnet ud fra sammenhørende værdier af vandføringen og stofkoncentrationen. Vandmiljøplanens stationsnet er udvalgt, således at stationerne kan indgå i en vurdering af påvirkningen fra landbrug, dambrug og renseanlæg for den samlede belastning af vandløb, søer og havet.
<i>Opgørelsesmetode</i>	Opgørelse af belastning fra punktkilder er beregnet enten ud fra aktuelle målinger eller ud fra erfaringstal (Kristensen et al. 1990b). Bidraget fra det åbne land er beregnet som differensen mellem målte transporter og udledninger fra punktkilder (se figur 5.8). Det åbne lands bidrag består af tilførsler fra naturarealer, fra det dyrkede land, fra gårde og fra øvrige spredt bebyggelse.
<i>Kvælstof</i>	Afstrømningen af kvælstof (arealkoefficienten af N) var fra de udvalgte oplande mellem 8-16 kg N pr. ha pr. år (figur 5.9). Gennemsnitskoncentrationen var i de fleste vandløb større end 4 mg N pr. liter. Den vandføringsvægtede koncentration var højere end årsmiddelkoncentrationen, hvilket skyldes, at der i mange vandløb er en positiv sammenhæng mellem vandføring og koncentration af kvælstof. I perioder med høj vandføring er der derfor en forhøjet koncentration.



Figur 5.8

Principskitse for kildeopsplitning i Vandmiljøplanen.

Afstrømningen af fosfor (P) varierede mellem mindre end 0,1 kg P pr. ha pr. år til mere end 1 kg P pr. ha pr. år (se figur 5.9). De fleste oplande havde en afstrømning på mellem 0,1 og 0,6 kg P pr. ha pr. år. Fordeling af årsmiddel og den vandføringsvægtede koncentration af fosfor viste ens forløb med flest vandløb med koncentrationer mellem 0,1-0,3 mg P pr. liter (Kristensen et al. 1990b).

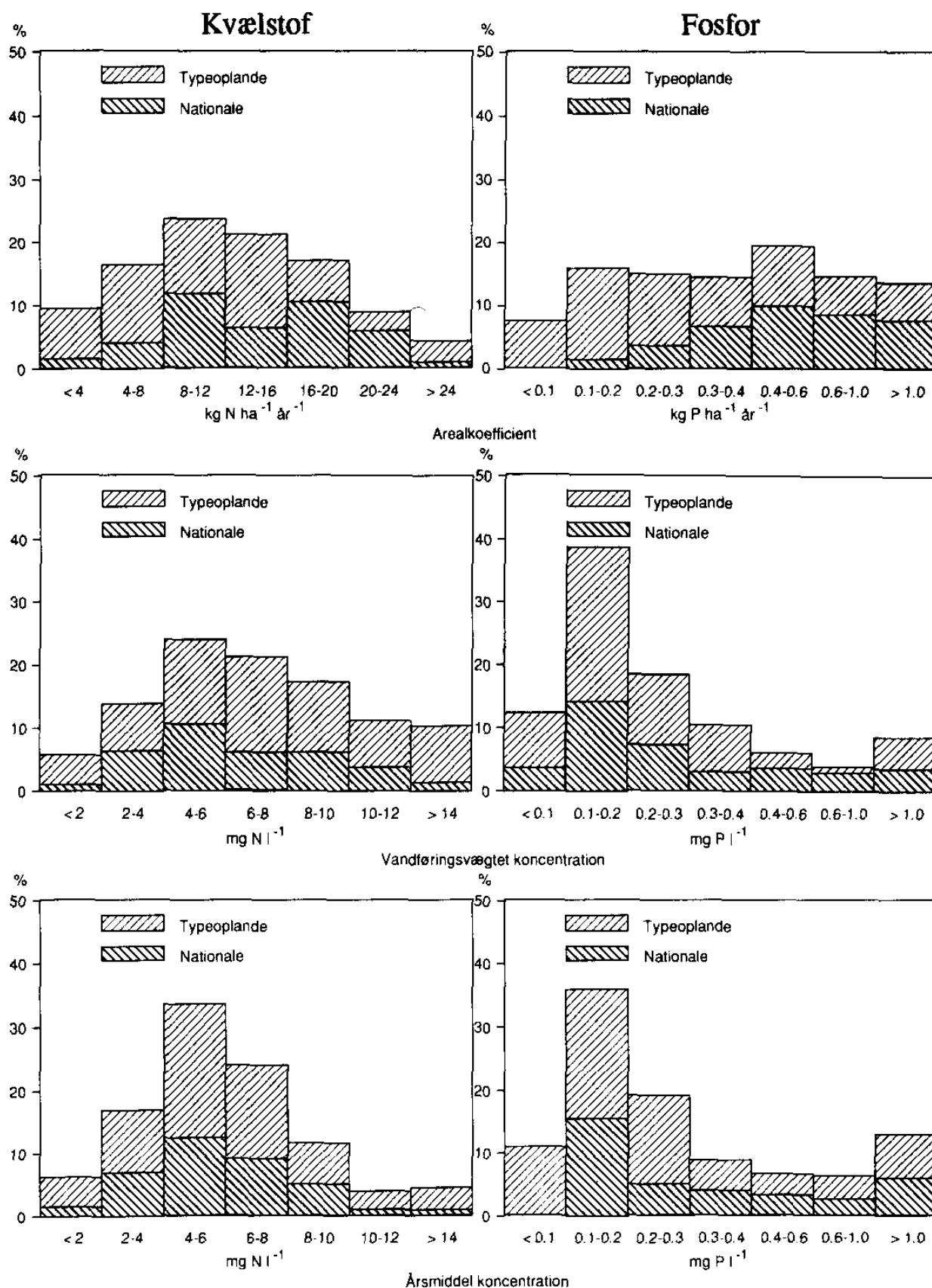
5.2.4 Sammenligning af typeoplande

Typeoplande

For at vise de forskellige kilders andel i tilførslen af kvælstof og fosfor til vandløbene er der foretaget en sammenligning af stoftransporten og koncentrationen dels i upåvirkede oplande (reference oplande) og dels i dyrkede oplande med forskellige tilførsler af spildevand fra punktkilder (Kristensen et al. 1990b). De upåvirkede oplande er endvidere sammenlignet med oplande, der er væsentligt påvirket af udledninger fra dambrug og rensningsanlæg.

Kvælstof

Ved sammenligning af afstrømningen og koncentrationer af kvælstof i uopdyrkede og dyrkede oplande kan det konstateres, at afstrømningen og koncentrationen af kvælstof er 3-6 gange højere i de dyrkede oplande (tabel 5.2).



Figur 5.9

Procentfordeling af afstrømning (arealkoefficient), vandføringsvægtet og årsmiddelkoncentration af kvælstof og fosfor ved 250 nationale stationer og typeoplade i vandmiljøplans overvågningsprogram.

I 1989 var afstrømningen af kvælstof fra dyrkede arealer gennemsnitligt 13 kg N pr. ha pr. år og ens på både sand og lerjord. På baggrund af gennemsnittet for 80'erne er afstrømningen for et normalt år vurderet til 20-24 kg N pr. ha pr. år på sandjord og 25-30 kg N pr. ha pr. år på lerjord.

I forbindelse med undersøgelser i Vandmiljøplanens seks særlige landovervågningsoplande er kvælstofudvaskningen fra rodzonen for 1989 beregnet (Blicher-Mathiesen et al. 1990).

	Arealkoefficient		Vandføringsvægtet koncentration	
	kg N pr. ha pr. år gns	median	mg pr. liter gns	median
Referenceoplande	2,9	1,9	1,9	1,6
Dyrkede oplande:				
uden punktkilder	11,6	9,3	7,1	5,8
små punktkilder	14,1	12,8	7,9	7,2
med dambrug	13,4	12,6	3,4	3,4

Tabel 5.2

Sammenstilling af afstrømning og koncentration af kvælstof (N) i 1989 i vandløb fra referenceoplande og dyrkede oplande - uden og med små punktkilder, samt med dambrugsbelastning (efter Kristensen et al. 1990b).

Udvaskningen fra et sandjordsopland er beregnet til 78 kg N pr. ha pr. år og for lerjordsoplande til 41 kg N pr. ha pr. år. Disse værdier er betydelige højere end de fundne arealkoefficienter på omkring 13 kg N pr. ha pr. år. Dette viser, at det kun er en del af det udvaskede kvælstof fra rodzonen, der strømmer til vandløbene.

Fosfor

For fosfors vedkommende er afstrømningen og koncentrationen 3-4 gange højere i dyrkede oplande uden punktkilder end i referenceoplande. De forhøjede værdier skyldtes dels jordbrugsdrift og dels bidrag fra spredt bebyggelse. Det vides ikke, hvordan fordelingen er mellem de to kilder. (se afsnit 4.1.4).

Der var betydelig højere arealkoefficient og koncentration af fosfor i vandløb, som modtog tilførsel fra dambrug eller fra rensningsanlæg (tabel 5.3).

	Arealkoefficient		Vandføringsvægtet koncentration	
	kg P pr. ha pr. år		mg pr. liter	
	gns	median	gns	median
Referenceoplande	0,07	0,05	0,06	0,06
Dyrkede oplande	0,27	0,21	0,16	0,14
Dambrugsoplande	0,76	0,78	0,17	0,18
Spildevandsoplande	1,46	0,44	1,12	0,33

Tabel 5.3

Sammenstilling af afstrømning og koncentration af fosfor (P) i 1989 i vandløb fra referenceoplande, dyrkede oplande og dambrugs- og spildevandspåvirkede oplande (efter Kristensen et al. 1990b)

Hidtidig udvikling i koncentration og transport

5.2.5 Udviklingstendenser i koncentration og transport af kvælstof i danske vandløb

Til vurdering af årsagerne til, og herunder de enkelte kildetypers betydning for, den konstaterede miljøtilstand i søer og kystnære og åbne marine farvande, er det vigtigt at kunne beskrive den hidtidige udvikling i koncentration og transport af kvælstof i danske vandløb. Ved beregningen korrigeres fra år til år for forskelle i vandløbenes afstrømning.

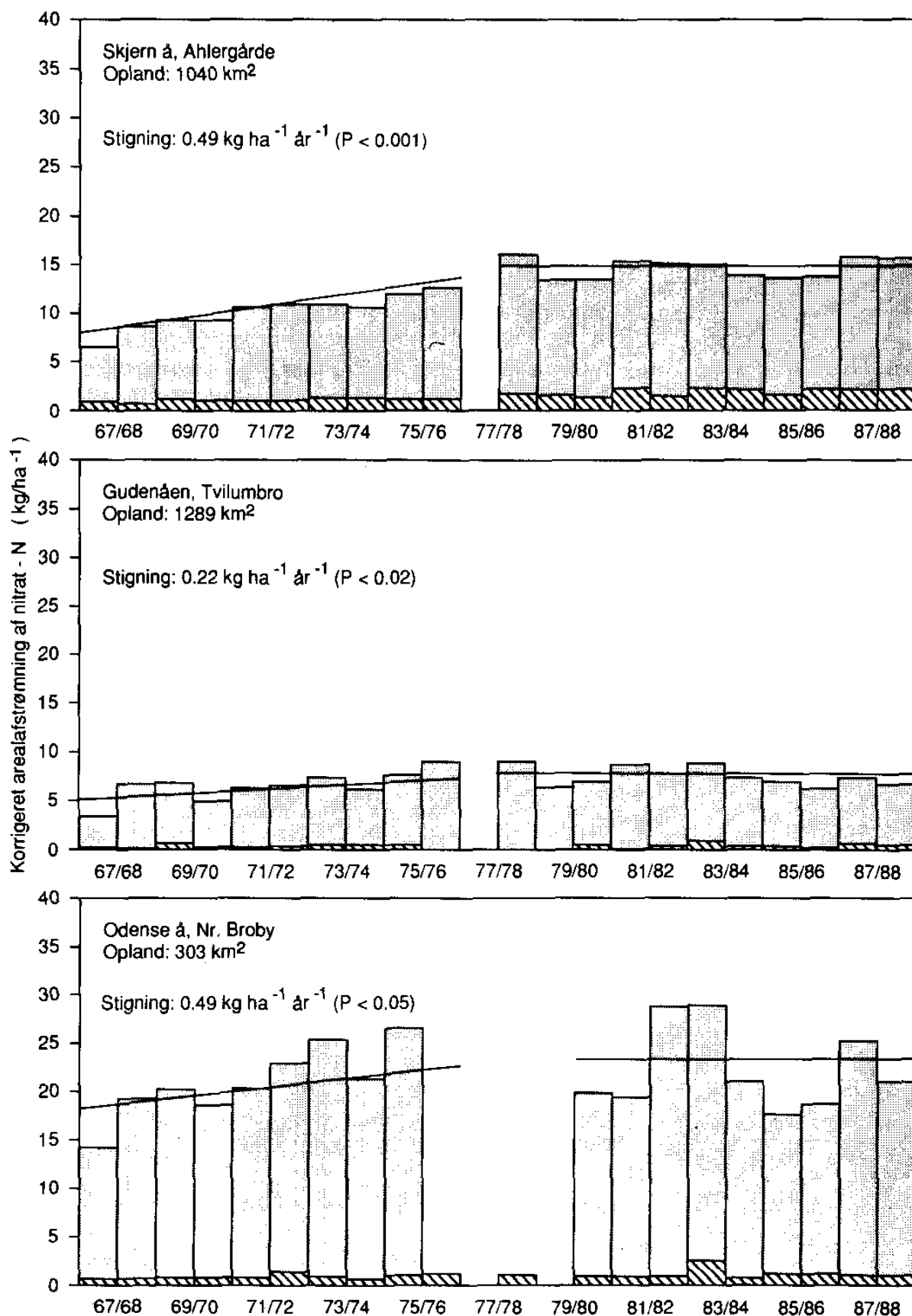
Hovedparten af kvælstoffet i vandløbene stammer fra udvaskningen fra landbrugsjorde som følge af gødskningen med handels- og husdyrgødning.

Ved analyse af målinger fra 62 vandløb i Vest- og Østjylland samt Fyn er det vist, at koncentrationsniveauet af kvælstof i vandløbene har været nogenlunde konstant i perioden 1978/79 til 1988/89 (Kristensen et al. 1990b).

Der har i perioden 1967/68 til 1978/79 været en stigning på ca. 2,5% i koncentrationen af kvælstof målt som nitrat i Skjern å, Gudenå og Odense å (figur 5.10). En tilsvarende stigning på ca. 3% pr. år har fundet sted i afstrømningen af kvælstof i disse vandløb (Kristensen et al. 1990b).

5.2.6 Samlet transport af kvælstof og fosfor i danske vandløb

Transporten af kvælstof og fosfor i vandløbene i 1989 er beregnet udfra målinger ved de 150 nationale vandløbsstationer, der er geografisk spredt langs kysterne over hele landet. Oplandsmæssigt dækker de ca. 50% af Danmarks areal (Kristensen et al. 1990b).



Figur 5.10

Afstrøminigskorrigeret arealafstrømning af nitrat-kvælstof i årene 1967/68 til 1988/89, samt stigninger i årene 1967/68 til 1978/79 i Skjern å, Gudenå og Odense å. Tallene er korrigeret for klimabetingede variationer (Kristensen et al. 1990b).

Klimatiske forhold

De klimatiske forhold i 1989 har været usædvanlige i forhold til tidligere år. Temperaturmæssigt var det et meget mildt og solrigt år. Fordampningen var derfor forholdsvis stor. Nedbøren var samtidig 24% under middelværdien for de foregående 8 år. Afstrømningen fra vandløbene på 11.000 mio. m³ udgjorde 68% af midlen for de forudgående år.

Afstrømningen

Med baggrund i et oplandsvægtet gennemsnit for afstrømningen i perioden 1981-89 i Skjern Å, Gudenå, Odense Å og Suså udgør afstrømningen fra Danmark omkring 16.200 mio. m³ i et "normalt år".

Samlet tilførsel til havet

Kvælstof- og fosfortilførslen i 1989 fra vandløbene til havet opdelt på de 9 farvandsområder er vist i tabel 5.4.

Farvandsområde	Areal km ²	Kvælstof tons	Fosfor tons
1 Nordsøen	10.888	15.425	599
2 Skagerak	1.060	1.673	88
3 Kattegat	15.824	24.154	963
4 Nordlige Bælthav	3.178	4.784	336
5 Lillebælt	3.310	5.340	328
6 Storebælt	5.466	6.635	279
7 Øresund	1.730	1.627	200
8 Sydlige Bælthav	428	467	15
9 Østersøen	1.208	1.778	54
I Alt	43.092	61.883	2.862

Tabel 5.4

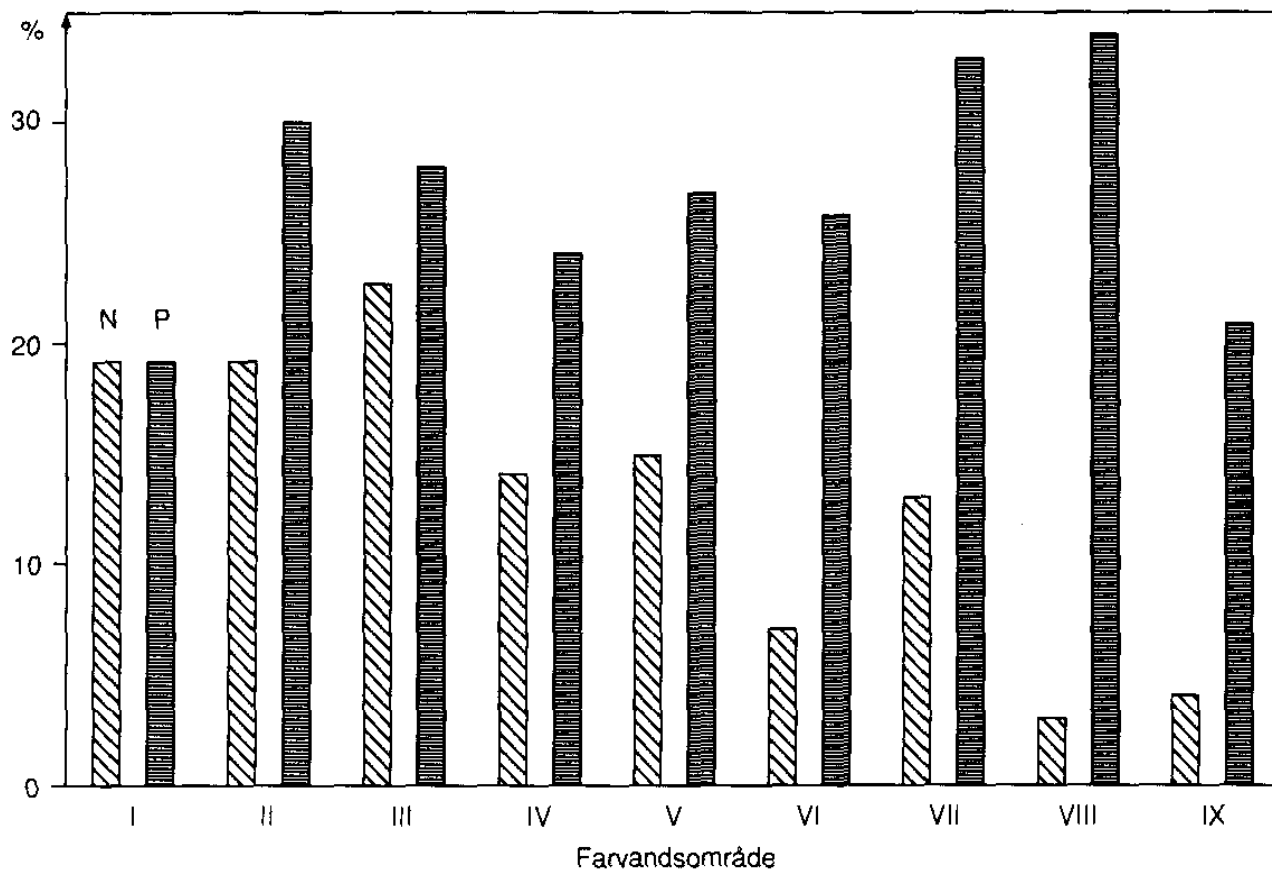
Tilførsel af kvælstof og fosfor via vandløb til de 9 farvandsområder og totalt i 1989. (Efter Kristensen et al. 1990b)

Den procentvise andel af den årlige kvælstof- og fosfortilførsel til vandløbene, der finder sted i sommerperioden (maj-september), er vist på i figur 5.11. Tilførslen af fosfor til de 9 farvandsområder varierer i denne periode kun mellem 19 og 34%. Derimod er der stor forskel i tilførslen af kvælstof, der er størst til farvandsområder med opland i det vestlige- og nordlige Jylland (ca. 20%), mens den er mindre end 5% til farvandsområder med opland på det sydlige Sjælland.

5.2.7 Transporten af kvælstof og fosfor i vandløbene i et "normalt år"

Stoftransport i et "normalt" år

Som tidligere nævnt var 1989 et meget atypisk år med hensyn til fordampning, nedbør og dermed afstrømning i vandløbene. Tilsvarende var transporten i vandløbene af kvælstof og fosfor langt lavere end de gennemsnitligt har været i perio-



Sommerafstrømning (% af årstotal)

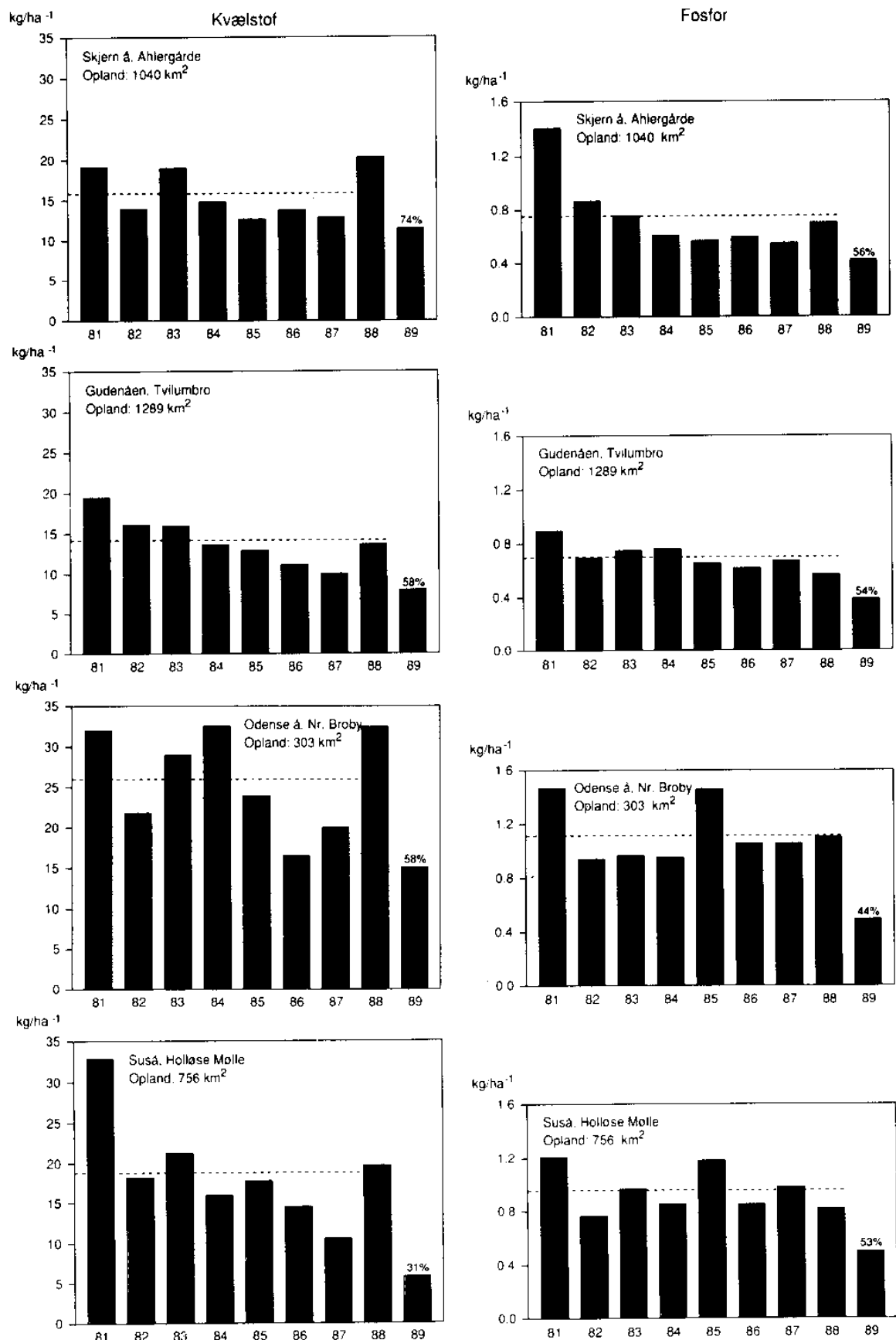
Figur 5.11

Transporten af kvælstof og fosfor via vandløb til de 9 farvandsområder i sommerperioden (maj-september) i procent af den årlige tilførsel.

den 1981 til 1989 (Kristensen et al. 1990). Således udgjorde afstrømningen af kvælstof ca. 57% af middelværdien for de foregående 8 år, og afstrømningen af fosfor ca. 54%, som gennemsnit for fire vandløb (figur 5.12). Afvigelsen for kvælstof fra middelværdien er størst for de østdanske vandløb. For fosfor er der nogenlunde den samme afvigelse over hele landet.

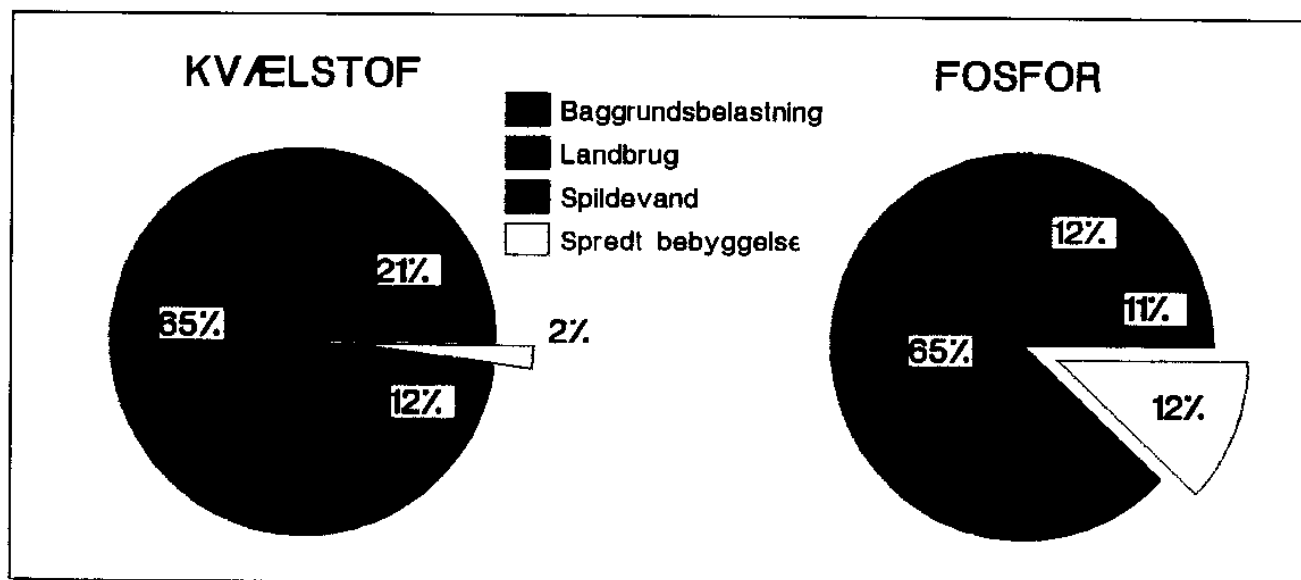
Transporten af kvælstof og fosfor i vandløbene i et "normalt" år kan derfor beregnes ud fra 1989 - niveauet med hensyn til udledninger fra punktkilder, samt en opskrivning af det åbne lands bidrag. Det åbne lands bidrag i et "normalt" år er beregnet ud fra den gennemsnitlige afvigelse fundet i fire store vandløb. Transporten i samtlige vandløb i et normalt år er på denne baggrund beregnet til omkring 110.000 tons kvælstof og 4.200 tons fosfor.

*110.000 tons kvælstof
og 4.200 tons fosfor*



Figur 5.12

Målt afstrømning af kvælstof og fosfor i perioden 1981 til 1989 fra fire store vand løbsoplande. Signaturen ---- viser middelværdien for perioden 1981 til 1988.



Figur 5.13

Den procentvise andel af kvælstof- og fosfortilførslen til vandløbene i 1989, der stammer fra punktkilder, spredt bebyggelse, baggrundsbelastning og jordbruget.

Biologisk tilstand

5.2.8 Konklusion og vurdering af tilstanden i danske vandløb

Undersøgelser af tilstanden og udviklingen i danske vandløb viser, at målsætningen var opfyldt for ca. 34% af de undersøgte vandløb i 1989. Den biologiske tilstand var ikke acceptabel i ca. 36% af de vurderede vandløb, og den var "kritisk" i de resterende ca. 30%.

Meget tyder på, at det især er i de mindre vandløb, at den biologiske tilstand ikke er blevet forbedret.

Tilførslen af kvælstof og fosfor til kilder og vandløb er større fra dyrkningspåvirkede arealer end fra naturarealer.

Kvælstof

Kvælstof kommer hovedsagelig fra dyrkningspåvirkede arealer og fosfor hovedsagelig fra renseanlæg og dambrug (se figur 5.13).

Fosfor

Bidraget af fosfor fra dyrkede arealer og spredt bebyggelse kan ikke opdeles. Endelig kan det konstateres, at bidraget af fosfor fra dyrkede arealer og spredt bebyggelse vil få større relativ betydning, når Vandmiljøplanens reduktion af udledningerne fra de større renseanlæg er gennemført.

5.3 Søer

350 danske søer

Den nuværende miljøtilstand i danske søer kan vurderes ud fra indhentede oplysninger om de fysisk-kemiske og biologiske forhold i 350 søer. I vurderingen indgår oplysninger indhentet fra amterne, samt resultaterne fra intensive studier i et mindre antal søer primært udført af Danmarks Miljøundersøgelser.

De danske søer er generelt meget næringsrige med høje koncentrationer af kvælstof og fosfor i søvandet. Dette betyder høje biomasser af planteplankton og dermed uklart vand og ringe sigtddybde (Tabel 5.5)

	middel	median	max.	min.
Total fosfor (mg P/l)	0,302	0,146	10	0,008
Total kvælstof (mg N/l)	2,97	2,12	15,9	0,29
Klorofyl a (mg/l)	0,080	0,054	0,601	0,0002
Sigtddybde (m)	1,21	0,91	6,3	0,2
Suspenderet stof (mg/l)	18	12	130	1

Tabel 5.5

Oversigt over næringsstofniveauet, klorofylindholdet i planteplanktonet, sigtddybden og mængden af suspenderet stof i danske søer (efter Kristensen et. al 1990b).

Fosfor

Fosforniveauet var således på 0,3 mg P pr. liter i gennemsnit for alle undersøgte søer, og medianen 0,146 mg P pr. liter, mens fosforindholdet var under 0,020 - 0,040 mg P pr. liter i naturområder.

Kvælstof

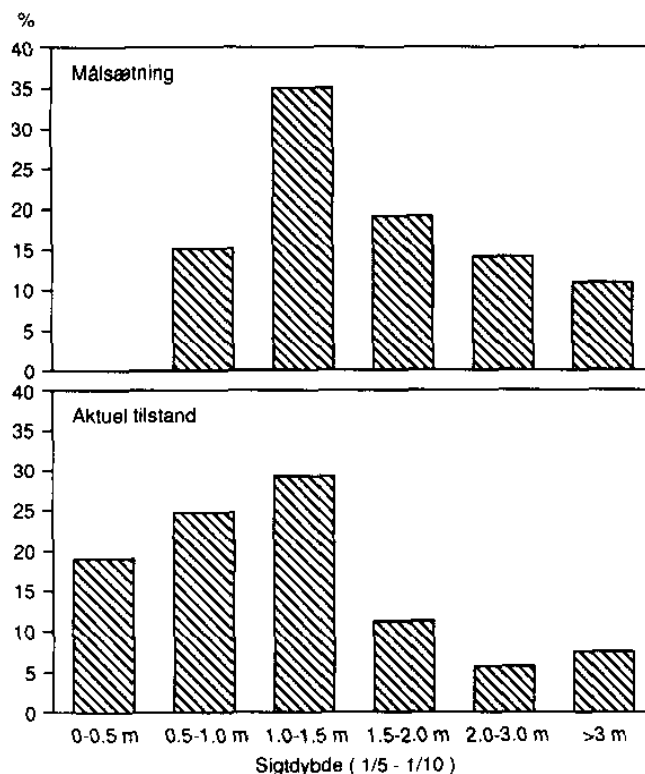
Kvælstofindholdet var i gennemsnit 3 mg N pr. liter, og medianen 2,1 mg N pr. liter for alle undersøgte søer, medens den i søer i naturområder typisk var under 0,5 - 1 mg N pr. liter.

Klorofyl

På grund af det høje næringsstofniveau var klorofylindholdet meget højt med en middel og medianværdi, der var 5 - 20 gange større end niveauet i søer i naturområder.

Sigtddybde

Sigtddybden varierede mellem 0,2 og 6,3 m, men som følge af en generel stor biomasse af planteplankton og højt stofindhold i vandet, var sigtddybden gennemgående lav med en middelværdi på 1,2 m og 0,9 m. Sigtdybden var især lav i de lavvandede søer, som ofte er særligt hårdt belastede, og desuden meget påvirkede af lyssvækkelse på grund af genop-hvirvlet materiale fra bunden (Kristensen og Jeppesen 1988).



Figur 5.14

Sammenligning mellem den aktuelt målte sommersigtedybde og de i recipientkvalitetsplanerne fastsatte minimumskrav til sommersigtedybden. Sammenligningen bygger på ialt 95 søer fra Nordjyllands, Aarhus, Vejle og Storstrøms amt (Kristensen et. al. 1990b).

Disse resultater sammenlignet med de kravværdier, som er opstillet i amternes region- og recipientkvalitetsplaner, viser således, at søernes tilstand er væsentligt dårligere end den ønskede (figur 5.14).

5.3.1 *Udvikling i søernes tilstand*

På grundlag oplysninger om danske søers tilstand i 1970'erne (1972-79) og i slutningen af 1980'erne (1985-89) er der foretaget en vurdering af udviklingen i søernes tilstand (figur 5.15) (Kristensen et al. 1990b).

Fosforkoncentrationen

Ved analyse af de indhentede oplysninger kan det konstateres at, der er sket et fald i fosforkoncentrationen. I de 55 søer, som indgår er median fosforkoncentrationen reduceret fra 0,24 til 0,18 mg P pr. liter.

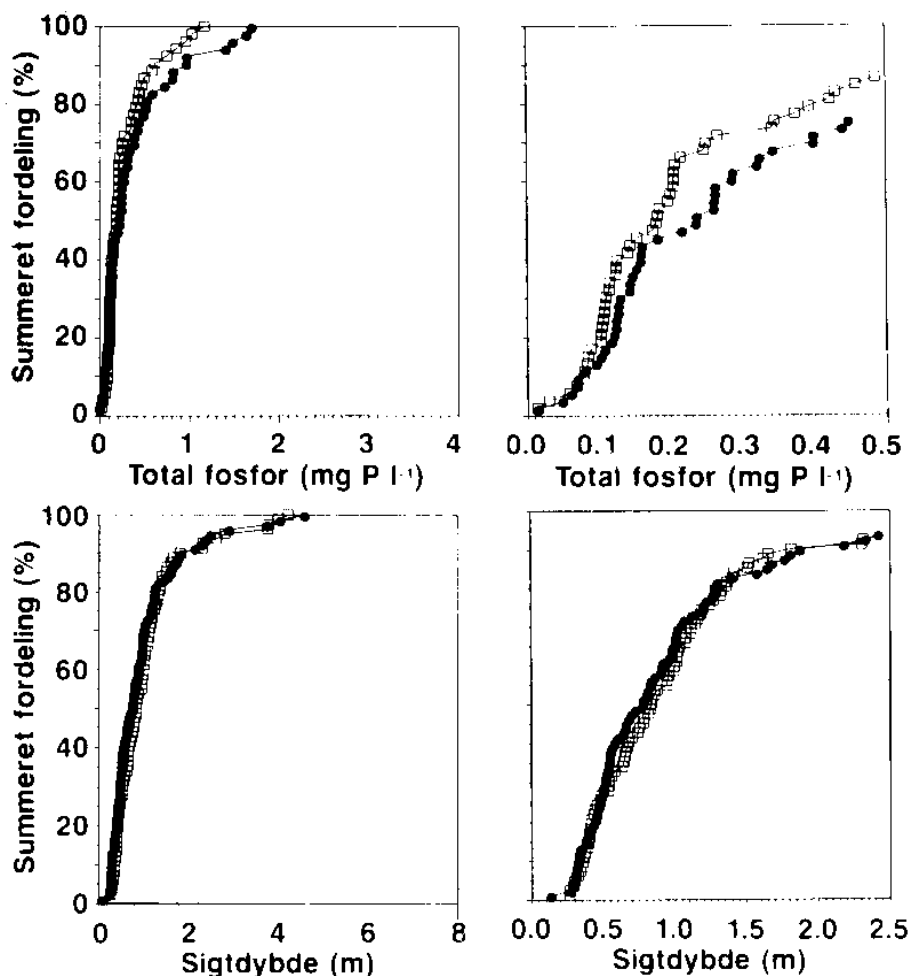
Sigtedybden

På trods af at fosforkoncentrationen er faldet med gennemsnitlig 17%, er der dog ingen klar tendens til forbedring i sigtedybden.

Forbedringen forsinkes

Mulige indgreb

Årsagen hertil er, at fosforkoncentrationen i mange søer, også efter reduktion i fosfortilførslen, er højere end det niveau, hvorunder der kan ske en markant forbedring i sigtdybden. For en del søers vedkommende kan den manglende forbedring i tilstanden imidlertid skyldes forsinkelse som følge dels af intern belastning, dvs. fosforfrigivelse fra den pulje i sedimentet som er blevet ophobet, medens søen var hårdere belastet, dels af træghed i det biologiske system (Jeppesen et al. 1990, Kristensen et al. 1990a). Derfor kan der i nogle tilfælde være behov for et indgreb over for næringsstoffrigivelsen fra sedimentet eller indgreb i det biologiske system, især med hensyn til fisk.



Figur 5.15

Summeret fordeling af fosforkoncentrationen og sigt (m) i perioden 1972-79 (○ - ○) og 1985-89 (● - ●) i alle søer, hvorfra der findes oplysninger fra begge de nævnte perioder. Figurens højre del viser en mindre del af venstre del opskaleret. Figuren skal forstås således, at i 100% af søerne var eksempelvis P-koncentrationen i 1985-89 mindre end 1,2 mg P pr. liter, i 50% af søerne var P-koncentrationen i samme periode såvel mindre end som større end 0,18 mg P pr. liter og i 25% mindre end 0,11 mg P pr. liter osv. (Kristensen et al. 1990b).

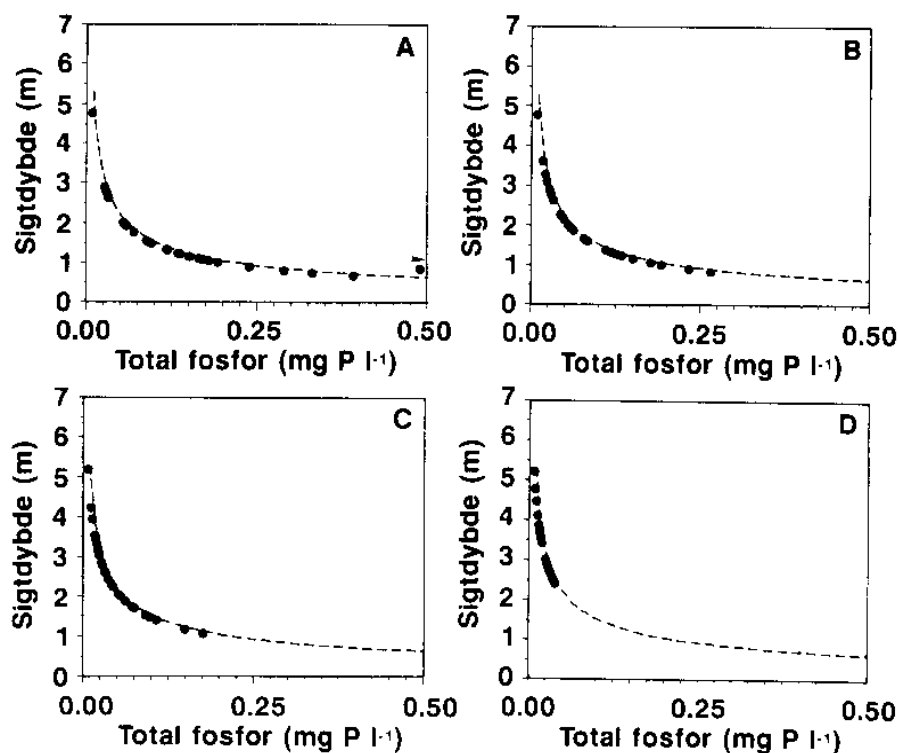
*Ingen forbedring
i sigtddybden*

*Sammenhæng mellem
fosforkoncentration
og sigtddybde*

Det kan således konstateres, at fosforniveauet er faldet i søerne fra 1970'erne til slutningen af 1980'erne, men at der som helhed ikke er sket mærkbare forandringer i vandets gennemsigtighed.

5.3.2 Muligheder for forbedring af søernes tilstand

Ud fra kendskabet til sammenhængen mellem belastning fosforkoncentration og sammenhængen mellem fosforkoncentrationen og vandets sigtddybde, kan der opstilles modeller for, hvilke reduktioner i næringsstofftilførslen, der er nødvendige for at opnå en forbedring af søernes tilstand (Kristensen et al. 1990b). Vurderingerne er foretaget ud fra resultaterne fra overvågningen af 37 søer i 1989.



Figur 5.16

Vurdering af konsekvenserne af forskellige tiltag over for P-tilførslen på koncentrationen i søvandet, og dermed vandets sigtddybde, i 37 søer. Ved beregningen er anvendt Vollenweider-relationen og en simpel relation mellem sommersigtddybde og fosforkoncentration (Kristensen et al 1990a).

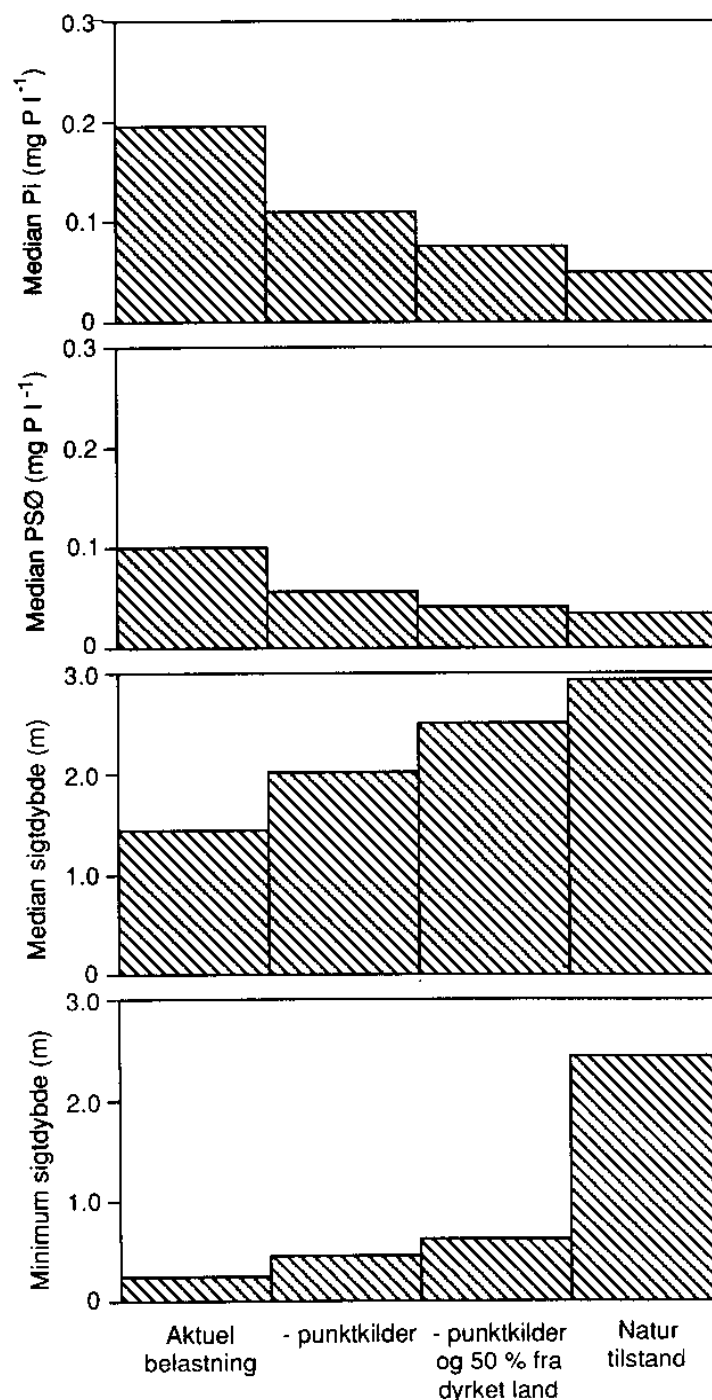
A: Nuværende belastning (1989).

B: Som A, men uden punktkildebidrag.

C: Som B, men med 50% reduktion af tilførslen fra dyrkede marker og spredt bebyggelse.

D: En belastning svarende til niveauet i naturoplande i 1989.

Konsekvensen af forskellige ændringer i fosfortilførslen ses, af figur 5.16 og figur 5.17. Det ses at hvis alle punktkilder inklusive regnvandsudløb og overløbsbygværker afskæres, ændres median fosforniveauet i tilløbsvandet fra 0,197 mg P pr. liter til 0,133 mg P pr. liter. Herved vil sigtddybden øges fra 1,5 m til 2,0 m. Sigtddybden vil i nogle søer fortsat være under 1 m, og den laveste sigtddybde vil være så lav som 0,5 m.



Figur 5.17

Beregnete værdier for medianen af fosforkoncentrationen i indløbsvandet (P_i) og i søvandet ($P_{sø}$), samt median og minimumsigtddybde i de 37 overvågningssøer ved forskellige indgreb over for fosfortilførslen (se også figur 5.16).

Dyrkede marker og spredt bebyggelse

Hvis der yderligere sker en 50% reduktion i fosfortilførslen fra dyrkede marker og spredt bebyggelse, vil mediankoncentrationen i søerne falde til 0,058 mg P pr. liter. Herved øges mediansigtdybden til 2,5 m og minimumsværdien til 0,6 m, og kun en enkelt sø vil have en sigtdybde på mindre end 1,0 m.

Fjernes de sidste 50% af bidraget fra de dyrkede arealer, inklusive spredt bebyggelse, så kun baggrundsbidraget er tilbage, vil søkoncentrationen falde til 0,029 mg P pr. liter. Sigtdybden øges til en median på 3 m, og mindsteværdien vil være 2,5 m.

Det faste udlederkrav, i henhold til Vandmiljøplanen, for fosfor på 1,5 mg P pr. liter i afløbet fra renseanlæg større end 5.000 PE vil i sig selv ikke betyde nogen væsentlig forbedring i de danske søers tilstand. De fleste af disse større punktkilder er i forvejen enten afskåret fra søerne, eller er ved at blive det.

For en del renseanlæg, beliggende i oplandet til søer og som ikke kan afskæres, er der ved at blive iværksat krav til fosforrensningen på ofte ned til 0,3-0,5 mg P pr. liter. Disse krav omfatter renseanlæg ned til 200-500 PE.

Selv om der sættes effektivt ind over for punktkilder, viser de foretagne vurderinger, at der først vil ske en forbedring i søernes tilstand, når der også sker en markant reduktion i bidraget fra spredt bebyggelse og dyrkede arealer.

Konklusion

Det kan således konkluderes, at kun en samtidig reduktion af spildevandstilførslen, tilførslen fra dyrkede arealer, herunder spildevandstilførslen fra den spredte bebyggelse, kan gøre de danske søer klarvandene og opfylde de fastsatte målsætninger om et alsidigt dyre- og planteliv.

5.4 Marine vandområder

Overvågningen af miljøtilstanden i de marine områder har siden 1974 været gennemført af Miljøstyrelsen og Danmarks Miljøundersøgelser i de åbne farvande og af amtskommunerne i kystvandene. I kystvandene er overvågningen intensiveret i løbet af 1980'erne og med Vandmiljøplanens overvågningsprogram er der etableret en landsdækkende koordineret indsats.

5.4.1 Hydrografi og tilførsel af næringssalte

Året 1989 adskilte sig klimatisk fra "normalåret" med væsentlig mindre nedbør og afstrømning samt andre vindforhold. De indre farvandes vandudveksling med de omgivende farvande var i 1989 mindre end normalt. Afstrømningen fra land til hav var i 1989 væsentligt mindre end i årene 1979-1988 og blandt de laveste siden 1919. Dette mærkedes først og fremmest i de østlige dele af landet, hvor afstrømningen var op til 50% mindre. Der er som følge heraf også tilført havom-

	Kvælstof		Fosfor	
	1989 tons	81-88 tons	1989 tons	81-88 tons
Vandløb incl. spildev.	43.000	77.000	2.120	3.000
Direkte udl:				
Kommunale anlæg	9.950	9.950	2.510	2.510
Regnvandsudløb		220		50
Industri	3.000	3.040	330	330
Havbrug	300	260	40	40
Danmark (afrundet)	56.000	90.000	5.050	5.900
Sverige				
Vandløb incl. spildev.	22.000*	40.500	*	760
Direkte udl:	4.400	4.800	500	770
Tyskland				
Vandløb incl. spildev.	6.600*	12.500	*	1.950
Direkte udl.	>6.300	>6.300	*	>670
Nedbør	44.000	48.500	450**	500**
Total (afrundet)	139.000	203.000		10.500

Tabel 5.6

Årlig direkte næringssalttilførsel til de indre danske farvande excl. tilførsler via havstrømme.

* Belastningen i 1989 fra Sverige og Tyskland er kun delvis kendt, men er for kvælstof skønnet med samme forhold som de danske.

** Skøn fra Fosfor-redegørelsen (Miljøstyrelsen 1988).

råderne væsentligt mindre mængder næringssalte, især kvælstof, end i middel for 1980'erne. I 1989 var tilførslen af kvælstof på årsbasis ca. 50% mindre til de indre farvande og 25% mindre til Nordsøen.

*Næringssalte til
de indre farvande*

En samlet oversigt over tilførslen af næringssalte fra alle kilder til de indre danske farvande, men uden vandudvekslingen med Østersøen og Skagerrak, er vist i tabel 5.6 (Kristensen et al. 1990b, Leander 1990 og Olson & Löfgren 1990). Tilførslen i 1989 er sammenlignet med den gennemsnitlige tilførsel i årene 1981-88.

Afstrømningen via vandløb omfatter, foruden det åbne lands bidrag, også udledningen fra spildevandskilder til vandløb og søer, som beskrevet i afsnit 5.2. Størstedelen af denne tilførsel sker i form af uorganiske næringssalte, der er tilgængelige for algernes produktion. Figur 5.18 viser fordelingen af tilførslen fra Danmark på hovedkilderne: Åbent land, renseanlæg (inddirekte og direkte udledning), industri samt hav- og dambrug. Figur 5.19 viser fordelingen af tilførslen til de indre farvande fra de tre omgivende lande, Danmark, Sverige og Tyskland for årene 1981-88.

*Næringssalte til
Nordsøen/Skagerrak
og Østersøen*

Tilførslerne til Nordsøen/Skagerrak og til Østersøen er vist i tabel 5.7, men kun i middel for 1980'erne, da 1989-tilførslerne kun er kendt for Danmark.

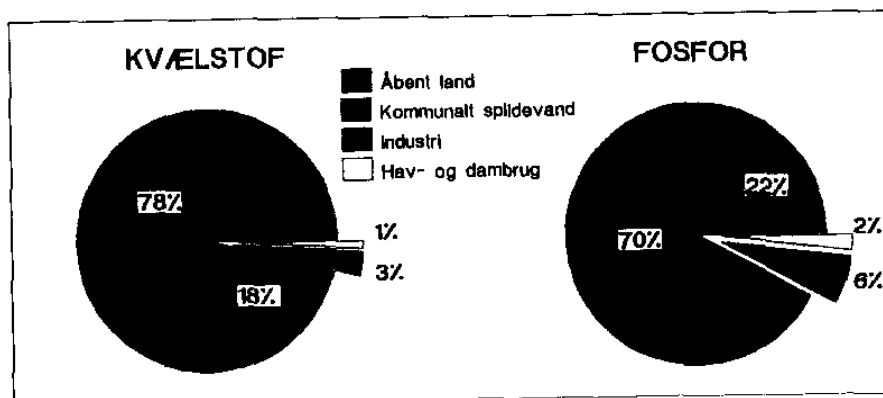
	Kvælstof		Fosfor	
	Nordsøen tons	Østersøen tons	Nordsøen tons	Østersøen tons
Danmark:				
Vandløb incl. spildevand	25.000	4.000	950	54
Direkte udledt spildevand	1.200	370	290	90
Industri	1.700	20	850	1
Danmark total	27.900	4.400	2.090	145
Andre lande ca.	1.180.000	370.000	104.000	36.000
Heraf Elben+Weser	(270.000)	-	(15.900)	-
Nedbør m.v.(skøn)	3-600.000	4-500.000	8-9.000	4-5.000
Total	1.5-1.800.000	8-900.000	115.000	40.000

Tabel 5.7

Årlig middeltilførsel af næringssalte i 1980'erne til Nordsøen og Skagerrak, samt til Østersøen.

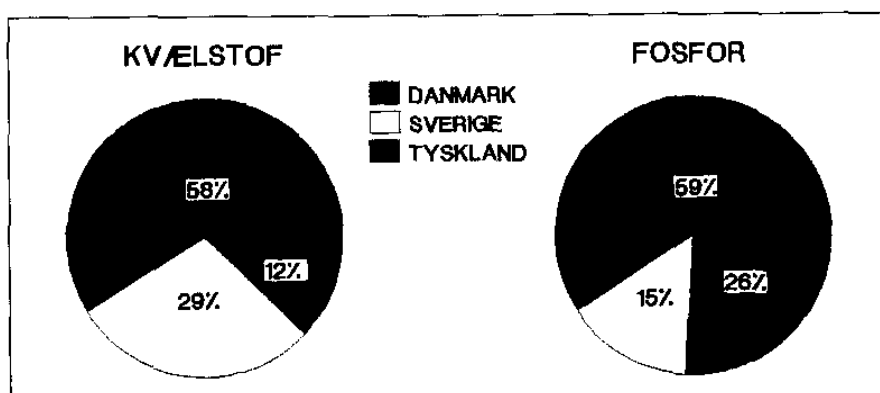
Næringssalte til de indre farvande fra andre havområder

Østersøen tilbageholder og omsætter en stor del af de tilførte næringsstoffer, som omtalt i afsnit 3.4.2 Den mængde, der udstrømmer til de danske farvande, er vanskelig at beregne. For kvælstof er mængden i normalår vurderet i størrelsen 100-130.000 tons om året (Wulff et al. 1990), men kun en mindre del er som uorganisk kvælstof tilgængeligt for algerne produktion, og størstedelen heraf har altid forekommet. For fosfor er den udstrømmende mængde i normalår vurderet til ca. 5.000 tons om året.



Figur 5.18

Fordeling af udledning og afstrømning af næringssalte til de indre farvande fra Danmark i årene 1981-88.

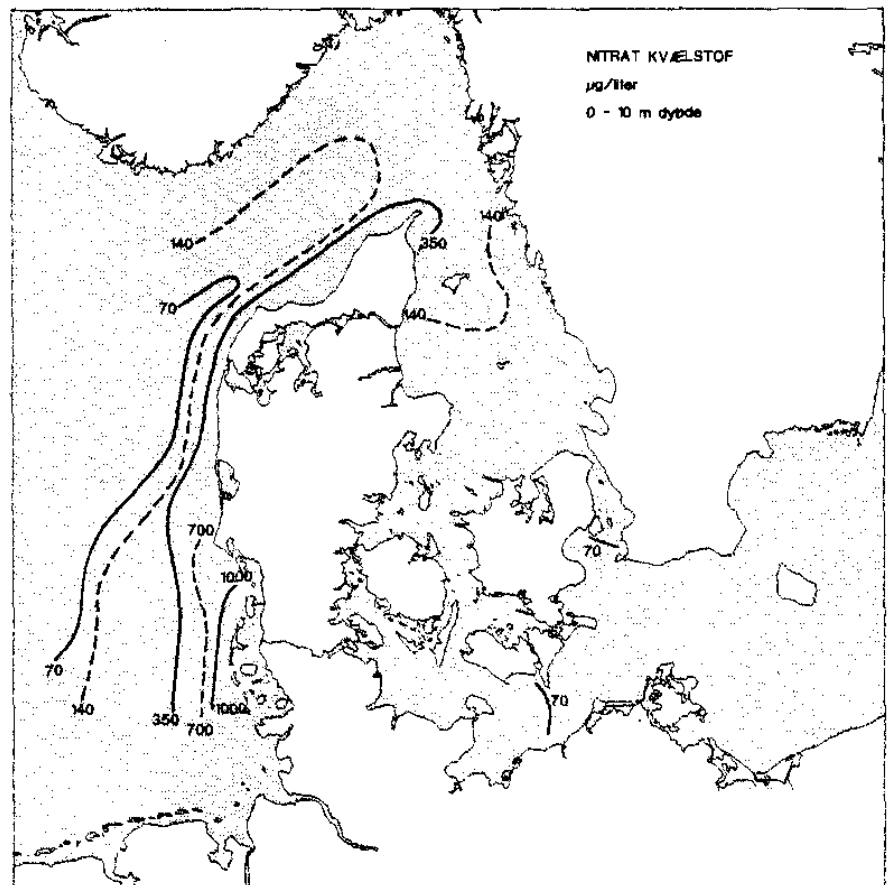


Figur 5.19

Fordeling af udledning og afstrømning af næringssalte til de indre farvande fra Danmark, Sverige og Tyskland i årene 1981-88.

Siden 1950'erne er udstrømningen af fosfor steget, og efter 1960'erne er der også sket en mindre stigning i udstrømningen af kvælstof. I løbet af 1980'erne synes udstrømningerne dog at have stabiliseret sig på et nyt niveau. I 1989 lå udstrømningen af kvælstof i underkanten af niveauet, hvis den ikke har været endnu lavere.

I forbindelse med tilførslerne til Nordsøen har tilførslen til Tyske Bugt fra Elben, Weser og Ems særlig interesse, idet en del af afstrømningen herfra påvirker forholdene langs den jyske Nordsøkyst og til tider med "Jyllandsstrømmen" kan bidrage til tilførslen af næringssalte til de indre danske farvande. I 1989 optrådte denne situation, og det er vurderet, at der indstrømmede 13-17.000 tons uorganisk kvælstof mere end normalt, hvilket også skønnes at være betydelig større end gennemsnittet for sådanne indstrømninger (Ærtebjerg et al. 1990).



Figur 5.20

Koncentrationen af nitrat langs den jyske vestkyst og i Kattegat i februar 1989. (Efter Ærtebjerg et al. 1990)

Årsvariation i tilførslen af næringssalte fra land

For de enkelte kystvande er det forskelligt, hvor stor en del af de tilførte næringssalte, der når ud i de åbne farvande. Kystvandene og især de lukkede fjorde kan ligesom Østersøen tilbageholde og omsætte næringssaltene. Dette sker dog mest i sommerperioden, hvorfor størstedelen af den kvælstofafstrømning, der sker i vinterhalvåret, når de åbne farvande, hvor den får den væsentligste effekt.

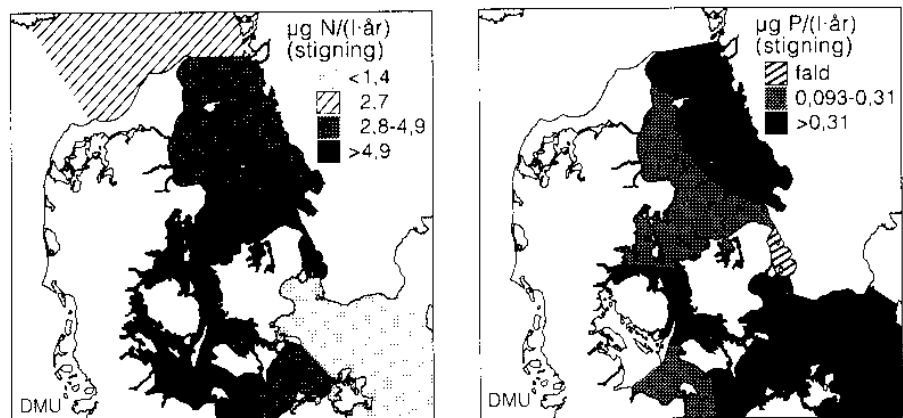
Kvælstoftilførslen i sommerperioden har en afgørende betydning for tilstanden i kystvandene. I perioden maj til september 1989 udgjorde de danske punktkilders bidrag som helhed

knap 60% af tilførslen. Variationen er imidlertid stor - fra nogle få procent i forholdsvis ubelastede områder til over 90% i stærkt belastede områder.

5.4.2 Næringssalte i de åbne havområder

I de åbne dele af de indre farvande har vinterkoncentrationen af uorganisk kvælstof (nitrat, nitrit og ammonium) vist sig at have en afgørende betydning for algeproduktionen den kommende sommer (Sehested-Hansen et al. 1990). I hele perioden 1980-1989 har vinterkoncentrationen været højest i Bælthavet og det Sydlige Kattegat og lavere i Skagerrak og i de områder af Kattegat, der hyppigst blandes op med Skagerrakvand. De laveste koncentrationer - ca. halvt så høje som i Bælthavet - er fundet i Østersøområdet, dvs. syd og øst for bundtærsklerne mellem Bælthavet og Østersøen.

I perioden 1975-1989 er der generelt sket en stigning i nitratkoncentrationen, højest i Bælthavet og det Sydlige Kattegat og lavest ved Arkona i Østersøen og i den Sydlige del af Øresund. I sidste halvdel af 1970'erne var der tale om et fald, og den væsentligste stigning skete i begyndelsen af 1980'erne, hvorefter niveauet generelt har været højere uden videre udvikling. Stigningen er sammenfaldende med den stigning, der er sket i afstrømningen af kvælstof fra de danske landområder, som den slog igennem fra slutningen af 1970'erne og begyndelsen af 1980'erne (Ærtebjerg et al. 1990 og Kristensen et al. 1990b).

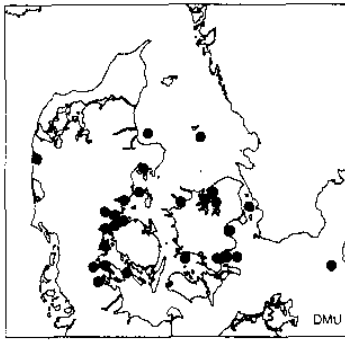


Figur 5.21

Den årlige stigning af vinterkoncentrationen af nitrat og fosfat i overfladelaget i perioden 1975-1989 (Ærtebjerg et.al. 1990)

Udviklingen i koncentrationen af fosfor viser også en stigning i perioden 1974-1989, omend der er tale om et mere uklart billede end for kvælstof. Stigningen er størst i Bælthavet men tydeligst i de områder, der har nærmest kontakt med de tilstødende farvande Østersøen og Skagerrak. Øresundsområdet viser et fald, hvilket kan være udtryk for en

nedsat lokal tilførsel fra spildevand og industrier (især fra Sverige). På trods heraf viser den primære produktion af planteplankton i Øresund en stigning i takt med stigningen i kvælstofkoncentrationen.



Figur 5.22
Masseforekomst af
planktonalger i
danske farvande i 1989

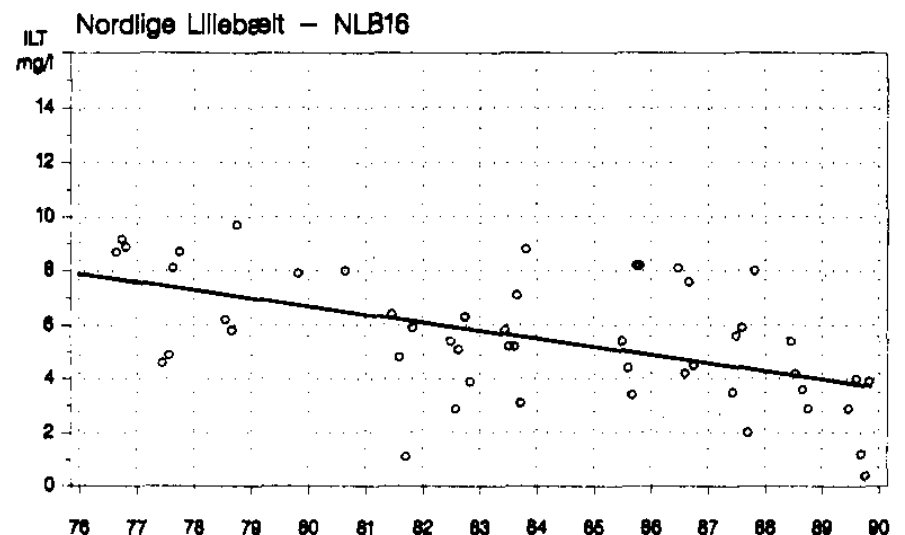
5.4.3 *Ekstrem opvækst af alger*

Kraftig algeopvækst er især i forårsperioden et almindeligt fænomen for vore farvande. Hyppigheden og udbredelsen af masseforekomster synes dog i løbet af firserne at være steget også på andre tider af året, og med større vægt på visse algearter, som i nogle tilfælde kan være giftdannende (toksiske). Dette er især blevet til et årligt tilbagevendende fænomen i mange fjorde og bugter.

Udviklingen i opvæksten af alger i 1989 adskilte sig ikke fra tidligere års. Dog var der i 1989 ingen ekceptionel opvækst i de åbne havområder, men alene lokale opblomstringer i fjorde og bugter. Dette kan antageligt tilskrives den meget lavere tilførsel af næringssalte i 1989 end i 1980'erne som helhed. I figur 5.20 vises de områder, hvor der i løbet af året har været masseforekomster. Nogle af disse alger er potentielt giftdannende, og som følge heraf blev fiskeriet af blåmuslinger periodevis forbudt i østjyske fjorde og Lillebælt.

5.4.4 *Iltsvind, bunddyr og fisk*

Der har altid, fra tid til anden, været iltsvind i udsatte dele af de danske farvande, men i hovedparten af farvandene har iltsvindene i 1980'erne været hyppigere, længerevarende og kraftigere end tidligere. I de sidste ni år har iltkoncentratio-



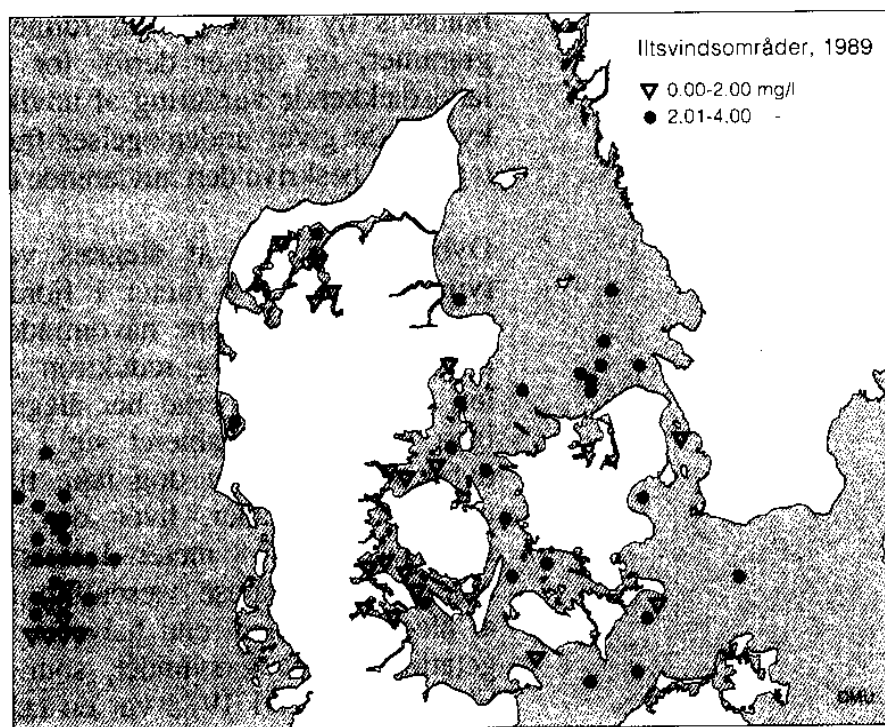
Figur 5.23

Udviklingen af iltkoncentrationen i bundvandet af det Nordlige Lillebælt (Fyns Amt 1990).

nen i bundvandet generelt udvist et fald, som vist for det nordlige Lillebælt i figur 5.23. Iltsvindenes størrelse kan i de enkelte år tydeligt relateres til næringssaltkoncentrationerne og vandtransporten (Sehested-Hansen et al. 1990).

Biomassen af bunddyr er faldet i de sydlige dele af Kattegat og i andre områder, der har været væsentligt berørt af kritiske iltforhold i 1980'erne. Siden 1981 er der næsten årligt rapporteret om fiskedød. Nedgangen i fangsttal og bestande af torsk og rødspætte i Kattegat og Bælthavet synes at hænge sammen med den stigende eutrofiering og hyppigere iltsvind, især fordi fødegrundlaget ændres eller forsvinder.

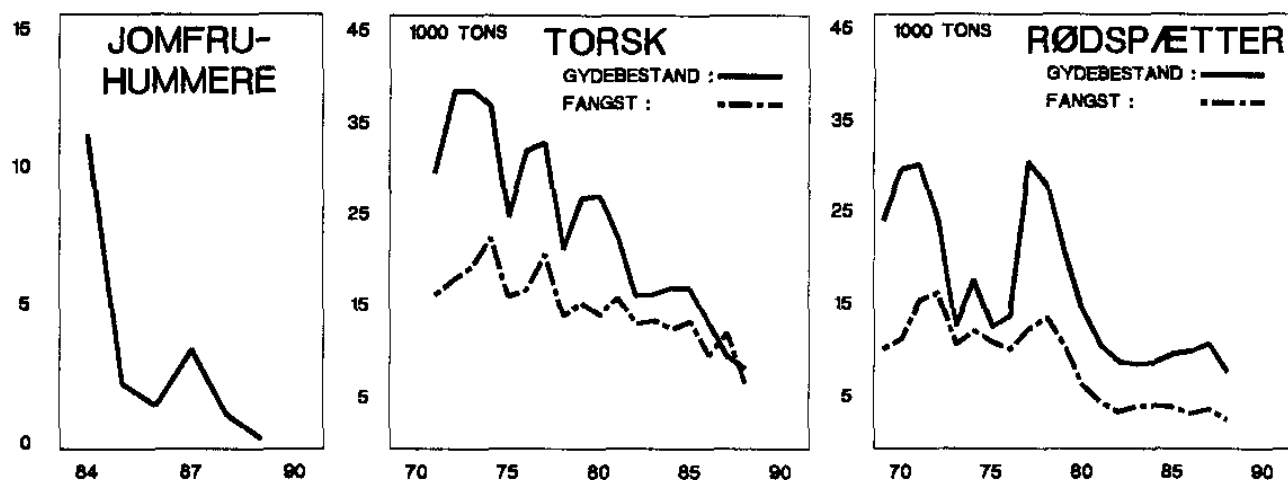
De første alvorlige iltsvind, med fiske- og bunddyrdød i store områder af også de åbne farvande incl. Nordsøen samt svovlbrinteudvikling i det sydlige Bælthav, fandt sted i september 1981 (Miljøstyrelsen 1984b). Siden 1985 er bestanden af jomfruhummere reduceret i den svenske del af det sydlige Kattegat, og i 1988 blev de sidste fiskbare bestande næsten udryddet.



Figur 5.24

Iltsvind i 1989 (Ærtebjerg et al. 1990).

I nogle farvandsområder, som f.eks. i de dybe blødbundsområder i Limfjorden og i det sydlige Lillebælt, er iltmangel og bunddyrdød et naturgivent fænomen af ældre dato. Men selv i disse områder er der ingen tvivl om, at hyppigheden og varigheden er tiltaget, og at større områder er berørt end tidligere.



Figur 5.25

Udviklingen af gydebestande og fangst af torsk og rødspætter samt standardiseret fangst (CPUE) af jomfruhummere i Kattegat (ICES 1989 og Baden et al. 1990).

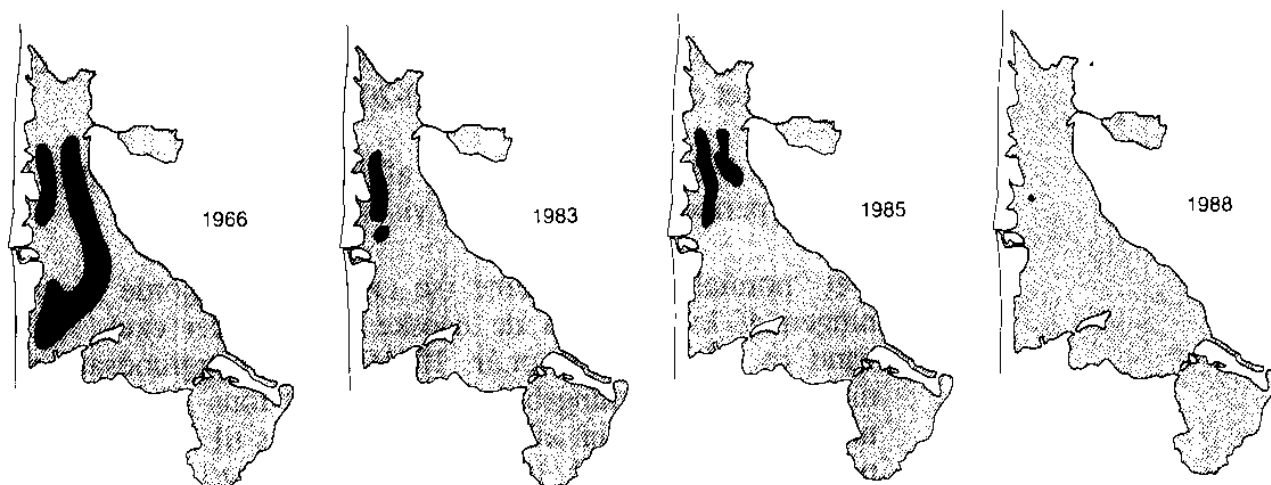
5.4.5 Udbredelse af ålegræs

Dybdeudbredelsen af ålegræs er, som omtalt i afsnit 3.4.5, et velegnet udtryk for effekter af næringsrigdommen i kystvandene. Undersøgelser af bundvegetationen er endnu en forholdsvis ny aktivitet som rutine i danske overvågningsprogrammer, og det er derfor for tidligt at foretage en større landsdækkende vurdering af udviklingen. For en del fjorde og kystvande giver undersøgelser fra de senere år dog et grundlag for at beskrive den nuværende tilstand.

Dybdeudbredelsen af ålegræs var omkring århundredskiftet typisk ned til 6-8 meter i fjordområderne og ned til 9-12 meter i de mere åbne havområder. Ålegræssygen 1932-1934 bevirkede en kraftig reduktion af de ålegræsdækkede arealer, men fra 1960'erne har ålegræsset været i normal vækst igen og har genetableret sig i alle kystvande. De tidligere dybdeudbredelser er dog ikke til stede idag selv ikke i de ubelastede områder, hvor den største dybdeudbredelse nu synes at være 6-8 meter. I størstedelen af fjordene er denne mulige dybdegrænse væsentligt reduceret og arealer dækket af ålegræs er mere end halveret. I nogle områder er bundvegetationen helt forsvundet, som for eksempel i Ringkøbing Fjord, hvor der i 1972 var en tæt bestand af bundvegetation, og hvor denne i dag ikke findes på større dybder end 80 cm.

Figur 5.26 viser et billede af ålegræssets tilbagegang i Nisum Fjord siden 1966.

I fjordene observeres der generelt ændringer af vegetationen ind gennem fjordene med reduceret artsantal, mindre dækningsgrad og dybdeudbredelse og en højere dominans af etårige alger. Alle er de tegn på, at der ind gennem fjordene sker en stigende forringelse af den biologiske tilstand.



Figur 5.26

Udviklingen af bundvegetationens udbredelse i Nisum Fjord fra 1966 til 1988 (Ringkjøbing Amt 1990).

5.4.6 Årsagen til eutrofieringseffekterne

Eutrofieringseffekterne i de danske farvande må anses for at være et resultat af de *ændringer* (d.v.s. stigningen), der er sket i tilførslen af næringssalte fra perioden før effekterne indtrådte og til nu. Siden 1930'erne er tilførslen af både kvælstof og fosfor steget. Kvælstoftilførslen steg langsomt i periodens begyndelse og stærkest i slutningen af 1970'erne til det højere niveau i 1980'erne, jævnfør afsnit 5.2.5. Fosfortilførslen steg også langsomt i periodens begyndelse, hurtigt i løbet af 1960'erne og har siden begyndelsen af 1970'erne været nogenlunde konstant.

Effekterne har i kystvandene vist sig ved en gradvis forringelse af tilstanden, men i de fleste tilfælde med den største forringelse i løbet af 1970-80'erne. I de åbne farvande har effekterne først vist sig i 1980'erne, det vil sige efter den stærke stigning i kvælstoftilførslen. For de indre danske farvande er der for perioden fra begyndelsen af 1970'erne og til 1980'erne konstateret:

- Den atmosfæriske deposition af kvælstof er fordoblet. Den største stigning indtraf fra begyndelsen af 1960'erne til slutningen af 1970'erne (Hovmand 1990 og Grundahl 1990).

- Afstrømningen af kvælstof fra danske landområder er steget med ca. 50%, større i de vestlige områder end i Østdanmark (Kristensen et al 1990b).
- Tilførsel fra spildevandskilder har totalt set været uændret, men den forudgående stigning til det nuværende niveau medførte effekter først og fremmest i kystvandene.
- Der er sket en mindre stigning i tilførslen af både kvælstof og fosfor fra Østersøen.
- Indstrømningen fra Jyllandsstrømmen til Kattegat giver til tider et væsentligt kvælstofbidrag, som formodentlig også er steget ca. 50% i de sidste 10-20 år.

Stigning i den årlige tilførsel af kvælstof til de indre farvande i perioden 1970 - 1989 er vist i tabel 5.8.

I et "normalår" i 1980'erne (se tabel 5.6) udgjorde afstrømningen af kvælstof fra de danske landområder excl. spildevand ca. 70.000 tons pr.år. Heraf udgør baggrundsafstrømningen uden dyrkningsbidrag ca. 15.000 tons pr.år, og stigningen fra slutningen af 1970'erne skønnes til 15-25.000 tons pr.år (Kristensen et.al. 1990a). Denne stigning i afstrømningen fra de danske landområder er ansvarlig for 30-35% af den samlede stigning. Medtages desuden det danske bidrag til stigningen i den atmosfæriske deposition, 8-10.000 tons (Hovmann 1990), er Danmark ansvarlig for 40-50% af den samlede stigning.

Stigningen i afstrømningen af kvælstof fra de danske landområder svarer til 20-35% af den nuværende samlede middelfafstrømning fra Danmark til de indre farvande (tabel 5.6). Stigningen på grund af dyrkningsbidraget udgør 40-50% af den del af afstrømningen, som overstiger baggrundsafstrømningen.

Stigninger i:	Tons/år
Atmosfærisk deposition	15 - 20.000
Afstrømning fra danske landområder	15 - 25.000
Afstrømning fra andre lande	
Sverige og Tyskland	10 - 14.000
Tilførsel fra Østersøen	3 - 5.000
Jyllandsstrømmen (til tider)	5 - 10.000
I alt (afrundet)	50 - 75.000

Tabel 5.8

Stigninger i tilførsel af kvælstof til de indre farvande i perioden 1970 - 1989.

Udledningen af spildevand i 1970-89, ca 20.000 tons kvælstof pr. år fra Danmark og mindst det samme fra Sverige og Tyskland tilsammen, er af samme størrelsesorden som stigningen i kvælstoftilførslen fra de danske landområder.

5.4.7 Opfyldelse af kvalitetsmålsætninger

I forhold til den generelle målsætning om et upåvirket eller kun svagt påvirket plante- og dyreliv er tilstanden i de danske farvande væsentligt forringet i mange områder. I kystvandene viser dette sig blandt andet ved tilbagegang i den fastvoksende bundvegetation, hyppigere og større forekomst af specielle algetyper - under tiden giftdannende, ændring og forarmning af dyrelivet og nedgang i fiskeriet.

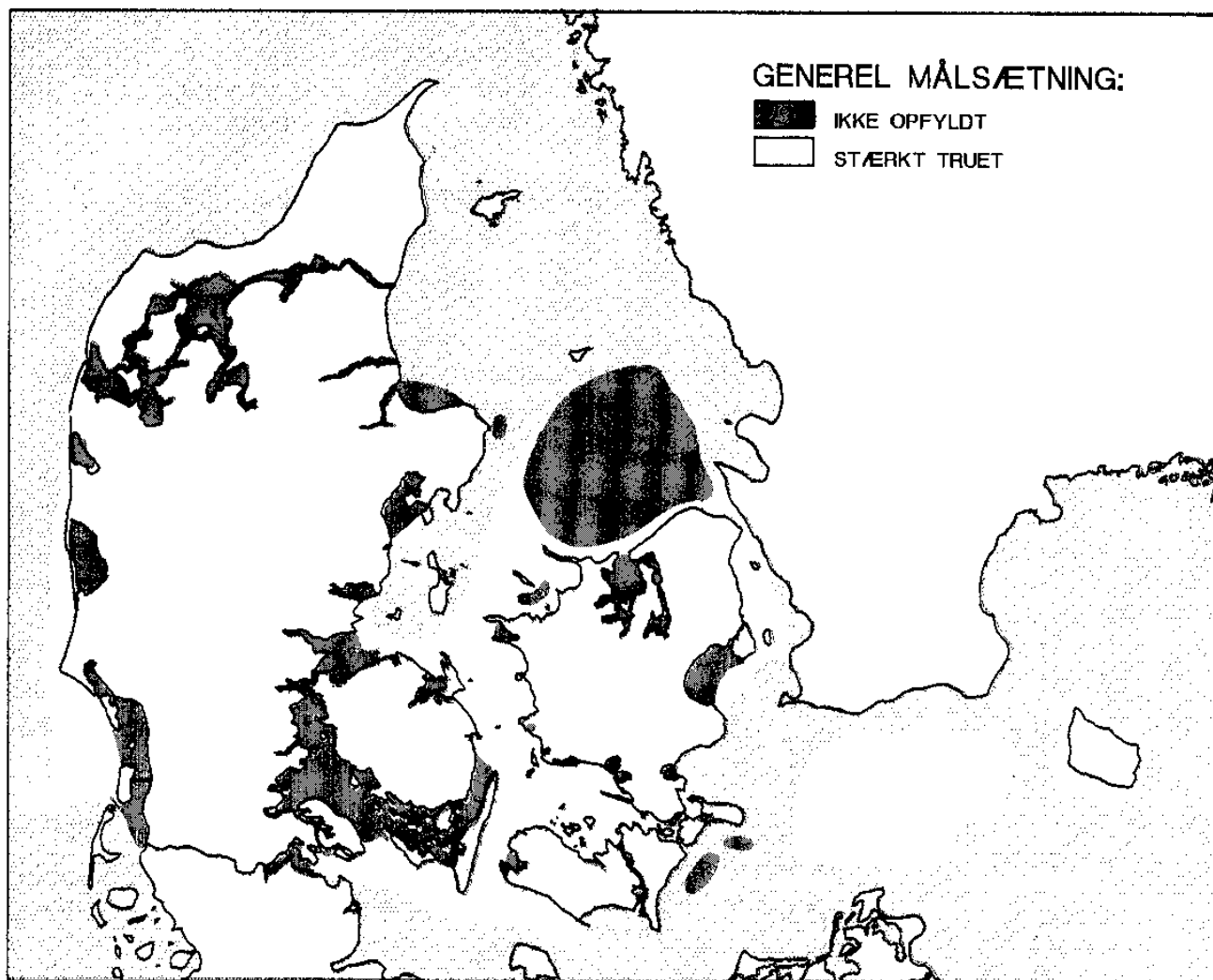
I de åbne farvande viser forringelserne sig først og fremmest ved en større algeproduktion - også her med hyppigere optræden af specielle algetyper, men væsentligst ved større og mere udbredte iltsvind og deraf følgende ændringer i bundens dyreliv med negative konsekvenser for fiskeriet af visse fiskearter. De betydende forringelser er i forskellig grad sket i løbet af de sidste 20-30 år. Først i de lukkede fjorde og i 1980'erne også i de åbne farvande.

Sammenfattende er der ingen tvivl om, at der er sket en stigning i den gennemsnitlige kvælstofkoncentration i de indre danske farvande. Stigningstakten er størst i Bælthavet og det sydlige Kattegat og mindst i områder, hvor opblandingen sker med udefra kommende vandmasser.

Opfyldelse af den generelle målsætning

Den generelle målsætning er ikke opfyldt i de fleste kystnære farvande, langs den sydlige del af den jyske vestkyst og i den sydlige del af Kattegat, og slet ikke i de mere lukkede bugter og fjorde. Målsætningen er desuden truet eller stærkt truet i store dele af de mere åbne farvande som Smålandshavet, Storebælt, det Sydlige Bælthav, Arkona Bassinet(i Østersøen), Øresund, det Nordlige Kattegat og den Vestlige Nordsø. På figur 5.27 er det vist, i hvilket omfang den generelle målsætning ikke er opfyldt for de marine områder, samt hvor opfyldelsen af målsætningen vurderes at være mest truet.

Hovedårsagen til forringelserne kan tilskrives en forøget tilførsel af næringssalte, først og fremmest kvælstof og til dels fosfor. Denne forøgelse er sket gradvist siden 1930'erne, men især inden for de sidste 20-30 år. For de indre farvande har tilførslerne fra de tilstødende landområder, det vil sige fra Danmark, Sverige og Tyskland, afgørende betydning, mens den nuværende fjerntransport fra Nordsøen og i mindre grad fra Østersøen til tider kan spille en rolle. Størstedelen af den



Figur 5.27

Tilstanden i relation til den generelle målsætning for miljøkvaliteten i de danske farvande.

betydende næringssalttilførsel stammer fra Danmark, som også kan tilskrives ca. halvdelen af den stigning, der i løbet af de sidste 10-20 år har medført de væsentligste forringelser af miljøtilstanden. Den samlede stigning har sin hovedvægt på afstrømningen fra landområder og på det atmosfærisk bidrag. Tilførslen fra punktkilder er ikke steget væsentligt inden for perioden, men det samlede bidrag herfra er i samme størrelsesorden, som de omtalte stigninger.

Muligheder for forbedringer

Det er endnu vanskeligt præcist at forudsige, hvor store forbedringer en reduceret tilførsel af næringssalte vil medføre i vore farvande.

Virkningerne af de gennemførte foranstaltninger er først nu ved at vise sig, og nogle af Vandmiljøplanens foranstaltninger skal først være fuldt gennemført i de kommende år. Dertil kommer, at naturen efter indgrebenes gennemførelse kan have sin reaktionstid. De første forbedringer må imidlertid forventes.

tes i kystvandene, men omfanget og tidsforløbet vil være afhængigt af hvor store skader, der skal rettes op på.

Effekten af en nedsat kvælstoftilførsel er indikeret i 1989. Tilførslen til de indre danske farvande var i dette år væsentlig mindre end i middel for 1980'erne, som følge af en meget lavere nedbørsmængde og afstrømning i forhold til normalår. Effekten viste sig først og fremmest i nogle kystvande, som f.eks. Limfjorden, hvor der blev konstateret en fremgang for bundvegetationen.

For de åbne indre farvande viser modelberegninger desuden, at en 50% reduktion af kvælstofafstrømningen til de indre farvande - fra både Danmark, Sverige og Tyskland, vil forbedre iltforholdene i bundvandet, således at iltsvind vil opstå med mindre hyppighed, men også at iltsvind under særlige kritiske forhold, som i 1981, fortsat ikke kan undgås. Sikring mod sådanne hændelser forudsætter, at også atmosfærebidraget og tilførslen fra Skagerrak/Jyllandsstrømmen reduceres (Sehested-Hansen et al. 1990)

6. Vandmiljøplanens økonomi

I det følgende opgøres, dels hvor store *investeringer*, der er eller vil blive foretaget i konsekvens af kravene i Vandmiljøplanen, dels hvor store *ekstra årlige driftsudgifter*, disse nyinvesteringer vil føre med sig, når de er fuldt gennemført.

Det bemærkes, at alle beløb i det følgende er opgjort i 1989-priser og uden moms.

6.1 Landbruget

En opgørelse af landbrugets *investeringer* i øget opbevaringskapacitet i henhold til vandmiljøplanens krav er vanskelig at foretage, og de følgende tal er derfor behæftet med en betydelig usikkerhed.

Det kan på basis af foretagne undersøgelser, som tidligere nævnt, anslås, at omkring 75% af alle husdyrbrug ved udgangen af 1989 opfyldte Vandmiljøplanens krav til opbevaringskapacitet.

De samlede investeringer i opbevaringskapacitet i perioden 1985-89 kan anslås til ca. 2 mia. kr. Af de resterende husdyrbrug forventes det, at omkring halvdelen vil investere i øget opbevaringskapacitet frem til udgangen af 1992, og at de samlede investeringer i disse tre år vil beløbe sig til ca. 1 mia. kr.

Ialt vil der således i perioden 1985-92 blive tale om investeringer i landbruget på *omkring 3 mia. kr.*

Hertil skal imidlertid for det første bemærkes, at investeringerne i de tre første år af denne periode ikke havde sin baggrund i Vandmiljøplanen, men i NPO-handlingsplanen, og for det andet, at dette tal omfatter alle investeringer, og dermed også de investeringer, der er foretaget uden baggrund i krav fra miljømyndighederne.

Investeringerne i opbevaringskapacitet er støtteberettigede, og det kan anslås, at der ialt for hele perioden vil blive udbetalt over 1 mia. kr. i offentlig støtte til landbruget.

De foretagne investeringer i opbevaringskapacitet vil give mulighed for en bedre udnyttelse af husdyrgødningen, hvilket er formålet med disse investeringer. Den tilsvarende nedsettelse af handelsgødningsforbruget vil give en driftsbe-

sparelse, der delvis opvejer de øgede driftsudgifter samt forrentning og afskrivning, knyttet til opbevaringsanlæggene.

6.2 Den kommunale spildevandsrensning

Miljøstyrelsen færdiggjorde i 1989, i samarbejde med Vandrensningsrådet og alle berørte kommuner, en landsdækkende udbygningsplan med tidsfølge for de kommunale rensningsanlæg i overensstemmelse med Vandmiljøplanens krav.

Denne udbygningsplan rummer samlede *investeringer* for hele perioden 1987-95 på ca. 7.5 mia. kr. Hertil skal føjes investeringer, der ikke indgår i udbygningen, dels i en række lokaliteter, hvor spildevandet er præget af fiskeindustri, dels i enkelte anlæg, hvor der endnu ikke er sket en endelig fastlæggelse af investeringsomfanget. Disse investeringer vurderes ialt at ville udgøre omkring 300 mio. kr.

Det forventes dermed, at de samlede investeringer i kommunal spildevandsrensning vil beløbe sig til *omkring 8 mia. kr.* i perioden 1987-95. Af dette beløb kan det anslås, at omkring to trediedele, eller ca. 5 mia. kr., kan henføres til de krav, der er opstillet i vandmiljøplanen.

Forøgelsen af de årlige *driftsudgifter* som følge af investeringerne i rensesanlæg i perioden 1987-95 kan opgøres til ca. 380 mio. kr. At der bliver tale om en betydelig stigning ses af, at de gennemsnitlige årlige driftsudgifter i perioden 1977-86 var på ca. 550 mio. kr. Det vil altså sige, at de årlige driftsudgifter efter 1995 vil ligge ca. 70% højere end gennemsnittet i 1977-86.

6.3 Industriens spildevandsrensning

De 19 store industrivirksomheder med egen særskilt rensning og udledning af spildevand, der er omfattet af Vandmiljøplanens krav, forventes at skulle *investere ialt omkring 1 mia. kr.* i forbedret spildevandsrensning.

Det kan anslås, at disse investeringer, når de er fuldt gennemført, vil indebære ekstra årlig *driftsudgifter* på ca. 100 mio. kr.

7. Sammenfatning

De seneste års forsknings- og overvågningsresultater har på afgørende vis forbedret det faglige grundlag for vurderingerne af næringssaltene betydning i vandmiljøet. Der er således opnået et langt bedre kendskab til årsagssammenhænge og til den aktuelle tilstand og udvikling.

7.1 Kilder til næringssaltbelastning

Landbruget er den dominerende kilde til kvælstofbelastningen. Om sommeren, når afstrømningen er lav, kan belastningen med kvælstof fra renseanlæggene dog i visse situationer blive af væsentlig betydning.

Til gengæld er det renseanlæggenes spildevandsudledning, der dominerer fosforbelastningen. I vandområder med lav spildevandsbelastning kan landbrugsbidraget af fosfor dog være af betydning lokalt.

7.1.1 *Landbrugets udledninger*

Kvælstoftabet fra landbruget er blevet revurderet. Det anslås nu, at udvaskningen fra markerne udgjorde omkring 230.000 tons N pr. år inden iværksættelsen af Vandmiljøplanen. Endvidere er gårdbidraget fra møddinger m.v. anslået til at have været omkring 20.000 tons N pr. år. Det skal fremhæves, at de absolutte udvaskningstal er behæftet med usikkerhed, og præciseres at udvaskningen udviser meget stor variation fra år til år og mellem landsdelene. Endelig er de intensive undersøgelser, der ligger til grund for en del af rapportens konklusioner, foretaget i år med unormale klimaforhold.

Udvaskningen fra en mark varierer stærkt med afgrødetype, jordtype, klima og markens tidligere dyrkningshistorie. Etablering af vintergrønne marker og grøn brak kan begrænse udvaskningen. Det skønnes, at afgrødeændringer i de seneste år, incl. etablering af grønne marker, har medført en reduktion i den gennemsnitlige årlige udvaskning på omkring 15.500 tons N. Endvidere skønnes halmnedmuldning at have reduceret den årlige udvaskning med omkring 3.000 tons N.

Der er fundet en klar sammenhæng mellem forøgelsen af den totale gødningstilførsel og udvaskningen. Det konstateres endvidere, at husdyrgødning udbragt om foråret har størst gødningsvirkning, mens efterårsudbringning kan medføre betydelige tab. Ligeledes er det konstateret, at en del af landbrugene udviser en gødskningspraksis, der medfører unødvendigt store tab. En effektiv husdyrgødningsanvendelse og en omhyggelig gødningsplanlægning er således afgørende for

begrænsning af udvaskningen. Det skønnes, at den gennemsnitlige årlige udvaskning indenfor de seneste år er reduceret med omkring 11.500 tons N som følge af forbedret gødningshåndtering.

Faldet i landbrugsarealet anslås at have medført en reduktion i den årlige udvaskning på 5.000 tons N. Endelig anses gårdbidraget nu reduceret med 15.000 tons til 5.000 tons N pr. år, hvilket anses for det i praksis lavest mulige niveau.

Ialt skønnes den årlige udvaskning dermed at være reduceret med omkring 50.000 tons N, svarende til omkring 20% af landbrugets samlede kvælstofudledning til vandmiljøet i midten af 1980'erne. Dette betyder, at udvaskningen i 1990 kan anslås at have været lidt under 200.000 tons N. Målet i Vandmiljøplanen er en reduktion på 50%.

Ved marginalisering til vedvarende græs eller naturområder er det påvist, at der meget hurtigt opnås en betydelig reduktion af udvaskningen. Endvidere er det påvist, at genetablering af vådområder sandsynligvis kan udnyttes til at fjerne betydelige mængder kvælstof. Sådanne tiltag er imidlertid endnu ikke bragt i anvendelse i større omfang.

Fosforudledningen fra landbruget er relativt lille sammenlignet med de tilførte gødningsmængder. Imidlertid svarer fosforkoncentrationen i drænvand til den kritiske grænse for opnåelse af en tilfredsstillende miljøtilstand i søer.

Ammoniakfordampning fra landbruget

Ammoniakfordampningen under udbringning af husdyrgødning er, inden NPO- og Vandmiljøplanens iværksættelse, skønnet til omkring 50.000 tons N pr. år. Hertil kommer et tab fra stalde og opbevaringsanlæg, som der stadig hersker en betydelig usikkerhed om. Det anslås nu til omkring 35.000 tons N pr. år, incl. tab fra dyr på græs. Hertil kommer endelig et tab på omkring 10.000 tons N pr. år i forbindelse med ammoniakludning. Den samlede ammoniakfordampning fra landbruget udgjorde således 95.000 tons N pr. år.

Det skønnes, at Vandmiljøplanens krav om nedbringning af husdyrgødning har reduceret ammoniakfordampningen ved udbringning med ca. 20.000 tons N pr. år.

Kvælstoftilførsel fra atmosfæren

En del af ammoniakfordampningen omdannes og afsættes igen som ammonium, blandt andet over havområderne. Det skønnes, at omkring halvdelen af det atmosfæriske ammoniumbidrag til Kattegat stammer fra Danmark. Resten stammer hovedsagelig fra Tyskland, mens Østeuropa bidrager med en meget ringe andel.

7.1.2 *Byernes udledninger*

På grundlag af nye målinger er renseanlæggenes udledning før Vandmiljøplanens iværksættelse opgjort til 20.000 tons N pr. år og 6.000 tons P pr. år.

I overensstemmelse med Vandmiljøplanen og amternes recipientkvalitetsplaner sker der i øjeblikket en udbygning af renseanlæggene, der indenfor de nærmeste år ventes at reducere kvælstof- og fosforudledningerne med henholdsvis 67% og 80%. Vandmiljøplanens mål er henholdsvis 60% og 72%.

Der er for 1989 foretaget en opgørelse af udledningerne fra regnvandsudløb, der anslås til 800 tons N pr. år og 200 tons P pr. år. Spildevandsudledningen fra enkeltejendomme er skønnet til 3.000 tons N pr. år og 1.000 tons P pr. år. Disse tal er behæftet med nogen usikkerhed, men forventes fastlagt nøjere under Vandmiljøplanens overvågningsprograms fortsættelse.

Der sker ikke i forbindelse med Vandmiljøplanen nogen reduktion af disse relativt små bidrag. Men når de øvrige spildevandsbidrag er blevet reduceret, vil disse udledninger få en øget vægt i belastningen af vandmiljøet.

7.1.3 *Industriens udledninger til vandmiljøet*

Størstedelen af industriens udledninger ledes til kommunale renseanlæg. For de særskilte udledninger er det, før Vandmiljøplanens iværksættelse, fundet, at der til søer, vandløb og kystvande blev udledt 4.300 tons N pr. år, 3.200 tons P pr. år og 114.000 tons COD pr. år. Tillige blev der udsprøjt 900 tons N pr. år og 250 tons P pr. år på landbrugsjord.

Det forventes, at de særskilte kvælstof- og fosforudledninger fra industrien reduceres med henholdsvis 63% og 95%. Vandmiljøplanens mål er henholdsvis 60% og 82%.

Dermed opnås vandmiljøplanens mål for reduktion i kvælstofudledningerne. Reduktionen i fosforudledningerne bliver større end planens mål.

7.2 *Næringssaltene virkninger i vandmiljøet*

De seneste årtiers stigning i udledningen af kvælstof og fosfor har medført øgede vanskeligheder med at opretholde en tilfredsstillende drikkevandskvalitet. Der er konstateret øget algevækst i både ferske og marine vandområder, samt ugunstige ændringer i den naturlige økologiske balance, i de værste tilfælde med iltsvind og fiskedød til følge.

7.2.1 *Grundvand*

På grund af nedsivning af nitratforurenet landbrugsvand skønnes to trediedele af grundvandsdannelsen i de øverste magasiner i dag at have et nitratindhold, der ofte ligger på omkring det dobbelte af den maksimale grænse på 50 mg nitrat pr. liter i EF's drikkevandsdirektiv.

En betydelig nitratnedbrydning i de dybere lag begrænser mange steder nitratfrontens nedtrængning under naturlige forhold, men undertiden medfører nitratnedbrydningen følgevirkninger som forsuring og forøget sulfatindhold. Indvinding fra dybe magasiner kan i visse tilfælde trække forurenet vand ned og medføre nitratforurening selv på større dybder.

Kvaliteten af vandværkernes drikkevand er idag stort set tilfredsstillende, men der er problemer med for stort nitratindhold i mange enkeltvandforsyninger (brønde). I de fleste egne er det for tiden muligt at undgå nitratproblemer ved at indvinde fra dybere grundvand. Men til gengæld kan der da opstå andre problemer som følge af dårlig vandkvalitet i form af saltproblemer, forhøjet humusindhold mv. I et område fra Djursland til Limfjorden må nitratforureningen betegnes som alvorlig for vandforsyningen, og det må forventes, at der her, med uændret nitratbelastning, vil opstå problemer med at fremskaffe tilstrækkeligt drikkevand af tilfredsstillende kvalitet i løbet af de næste 10-20 år.

Mere generelt gælder, at de nuværende udviklingstendenser i grundvandets nitratindhold vil betyde, at vandværkerne i visse egne vil få stigende problemer med at indvinde drikkevand af tilfredsstillende kvalitet fra de eksisterende borer. En betydelig omlægning af vandindvindingen og vandforsyningen vil derfor blive nødvendig i de kommende år.

7.2.2 *Vandløb*

I vandløbene er der ikke konstateret nogen sammenhæng mellem tilførsel af næringssalte og den biologiske tilstand, undtagen ved meget høje næringssaltniveauer. Til gengæld kan udledning af organisk stof med spildevand medføre alvorlige forringelser. Ligeledes har vandløbsvedligeholdelsen og vandløbets udformning en stor betydning for tilstanden.

Kun omkring en trediedel af vandløbene opfylder målsætningerne i recipientkvalitetsplanerne.

Der er i 1970'erne konstateret en stigning i vandløbets kvælstoftransport til de marine områder, mens der er sket en stabilisering i 1980'erne på et niveau på omkring 110.000 tons N pr. år og 4.200 tons P pr. år.

7.2.3 *Søer*

Søernes tilstand er hovedsageligt bestemt af fosforkoncentrationen. Selv ved relativt lave koncentrationer forøges algevæksten, og vandets sigtbarhed nedsættes kraftigt. Som følge heraf sker der yderligere forringelser i søens plante- og fiskebestand. Den kritiske koncentration ligger på omkring 0.1 mg P pr. liter, hvilket er af samme størrelsesorden som indholdet i drænvand.

Søernes kvalitet er generelt dårligere end de krav, der er opstillet i amternes regionplaner, og der er ikke i de sidste 10 år sket nogen nævneværdig forbedring af søernes tilstand.

Kun en samlet reduktion af spildevandstilførslen og tilførslen fra det åbne land, herunder tilførslen fra den spredte bebyggelse, kan generelt gøre de danske søer klartvandede og dermed sikrer et alsidigt dyre- og planteliv.

7.2.4 *Fjorde og kystnære farvande*

I fjordene og de kystnære farvande er forholdene bestemt af et kompliceret samspil mellem kvælstof- og fosfortilførslen, afhængigt af de lokale forhold.

Det er konstateret, at de fastsatte målsætninger for kvaliteten i kystvandene kun i få tilfælde er overholdt. Der er fundet et stadigt stigende antal tilfælde af voldsom vækst af trådalger (fedtemøg), indskrænkning af ålegræsarealerne, iltsvind og fiskedød. De voldsomste virkninger af belastningerne er fundet i de kystnære områder, og det er også her, at de største virkninger af en reduktion i næringssaltbelastningen forventes.

Der er, i forbindelse med den lave nedbør og afstrømning i 1989, påvist en klar, men sandsynligvis midlertidig, forbedring af tilstanden i flere kystnære farvande. Dette tyder på, at en varig nedsættelse af belastningerne relativt hurtigt vil medføre en genopretning af de forringede forhold.

7.2.5 *De åbne farvande*

Det er påvist, at der er sket en forøgelse af såvel udbredelse som hyppighed af iltsvindsforekomster i de indre danske farvande i 1980'erne. Samtidig er der sket en voldsom nedgang i fangsterne af rødspætte, torsk og hummer, som sandsynligvis er relateret til de forringede livsbetingelser ved bunden.

Det er desuden påvist, at de forværrede iltsvindsforekomster i 1980'erne i de indre danske farvande er nøje knyttet til stigningerne i kvælstoftilførslen.

Det har vist sig, at den danske andel af stigningen i kvælstoftilførslen har været væsentlig, hvorimod tilførslerne fra Østersøen kun har været ringe af betydning for ændringerne i iltforholdene i de indre danske farvande.

Det er sandsynliggjort, at en halvering af de danske (og svenske) udledninger af kvælstof vil medføre en klar forbedring af iltforholdene i de mindst kritiske år, og at skaderne på dyrelivet vil blive reduceret. Til gengæld vil en forbedring i de mest kritiske år kræve, at der tillige skrives ind overfor den luftbårne tilførsel og overfor bidragene fra Nordtyskland og fra Nordsøen.

I Nordsøen opstår der iltsvind i forbindelse med nærings-salttilførsler med Jyllandsstrømmen. Disse har deres oprindelse i de europæiske udledninger i Tyske Bugt.

7.3 Konklusion

På grundlag af resultaterne fra forsknings- og overvågningsprogrammerne kan det konstateres:

- I løbet af de sidste 20-30 år er der sket en alvorlig forringelse af vandmiljøets tilstand, der skyldes, at udledningerne af næringssalte er steget meget betydeligt.
- De danske udledninger er hovedårsagen til forringelserne i grundvand, søer, fjorde og kystnære farvande. I Kattegat og de øvrige indre farvande er de danske kilder en væsentlig faktor. Derfor vil en reduktion af de danske udledninger være afgørende for alle dele af vandmiljøet.
- Opfyldelsen af Vandmiljøplanens mål vil sikre klare forbedringer i vort grundvand, i fjordene og i de kystnære farvande. Også i de indre danske farvande vil opfyldelse af målsætningen medføre forbedringer.
- Reduktionsmålene for udledningerne fra kommunale renselanlæg og industrielle enkeltudledere forventes nået. Landbrugets udledning er i de seneste år reduceret, og denne udvikling vil fortsætte i takt med gennemførelsen af foranstaltningerne i Vandmiljøplanen, men Vandmiljøplanens mål kan ikke forventes nået i 1992 eller senere.

Referencer

- Aaby, B. (1989): Overvågning af højmoser 1989. - Skov- og Naturstyrelsen, Naturovervågningsrapport.
- Analyseinstituttet Observa, (1989): Undersøgelser over landbrugets miljøindsats m.v., oktober 1989.
- Andersen, J.M., Nordemann, P., & Bach, F. (1990): Vandkvalitet i kilder i Aarhus amt i 1988. - Rapport fra fra Miljøkontoret, Aarhus amtskommune.
- Andersen, M.M., Jørgensen, H.S. & Riget, F.F. (1982): Nyt biologisk forureningsindeks til danske vandløb. - Stads- og Havneingeniøren 1/82.
- Asman, W.A.H. (1990a): A detailed ammonia emission inventory for Denmark. - Danmarks Miljøundersøgelser Faglig rapport A 133.
- (1990b): Atmosfærisk ammoniak og ammonium i Danmark. - NPo-forskning fra Miljøstyrelsen nr A18.
- Asman, W.A.H. & van Jaarsveld, J.A. (1990): A variable resolution. Statistical transport model applied for ammonia and ammonium. - National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven. Report no 228471007.
- Baden, S.P., Phil, L. & Rosenberg, R (1990): Effects of oxygen depletion on the ecology physiology and fishery of Norway Lobster (*Nephros norvegicus*). Mar. Ecol. prog. Ser., vol. 67.
- Beretning om vandmiljøplanen. Beretning afgivet af miljø- og planlægningsudvalget den 30. april 1987. - Folketinget 1986-87, blad nr. 817.
- Bilagshefte til beretning over vandmiljøplanen afgivet af miljø- og planlægningsudvalget den 30. april 1987. Folketinget 1986-87, blad nr. 1100.
- Blicher-Mathiesen, G., Grant, R., Jensen, C., & Nielsen, H. (1990): Landovervågningsoplande - Næringsstofudvaskning fra rodzonen. Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1989. Danmarks Miljøundersøgelser Faglig rapport 6 med bilag.
- Bornholms Amt (1990): Vandmiljøovervågning. Resultater af overvågning på Bornholm i 1988 og 1989, som led i vandmiljøplanens nationale overvågningsprogram. - Rapport.
- Borum, J., Geertz-Hansen, O., Sand-Jensen, K. & Wium-Andersen, S. (1990): Eutrofiering-effekter på marine primærproducenter. - NPo-forskning fra Miljøstyrelsen nr. C3.
- Brüsch, W. & Nilsson, B. (1990): Nitratomsætning og vandbevægelse i et vådområde.- NPo-forskning fra Miljøstyrelsen nr. C15.

Christensen, B.T. (1988): Sædskiftets indflydelse på jordens indhold af organisk stof. I.- Statens Planteavlsforsøg, beretning 1964.

- (1990): Sædskiftets indflydelse på indhold af organisk stof. II. - Statens Planteavlsforsøg, beretning 2060.

Christensen, B.T. & Schjønning, P. (1987): Nedmuldning af halm. - Statens Planteavlsforsøg. Beretning S 1911.

Christensen, N., Jørgensen, F., Emstsen, V. og Vinther, F.P. (1990): Næringsstofomsætning i marginaliseret landbrugsjord. - NPO-forskning fra Miljøstyrelsen nr. A13.

Dahl, K., Andersen, O.N. & Nielsen, R. (1990): Overvågning af stenrevsvegetation og jævnbindsfauna i Kattegat. Status pr. 1. okt. 1990. - Skov- og Naturstyrelsen.

Danmarks Geologiske Undersøgelse (1989a): Vandmiljøplanens overvågningsprogram, Landovervågningsoplande, Barslund Bæk LOOP 5, Etableringsrapport for jordvandsstationer og grundvandsstationer. - Danmarks Geologiske Undersøgelse, Intern rapport 1989/53.

- (1989b): Vandmiljøplanens overvågningsprogram, Landovervågningsoplande, Bolbro Bæk LOOP 6, Etableringsrapport for jordvandsstationer og grundvandsstationer. - Danmarks Geologiske Undersøgelse, Intern rapport 1989/54.

- (1989c): Vandmiljøplanens overvågningsprogram, Landovervågningsoplande, Højvads Rende LOOP 1. Etableringsrapport for jordvandsstationer og grundvandsstationer. Danmarks Geologiske Undersøgelse, Intern rapport 1989/49.

- (1989d): Vandmiljøplanens overvågningsprogram, Landovervågningsoplande, Lillebæk LOOP 4. Etableringsrapport for jordvandsstationer og grundvandsstationer. - Danmarks Geologiske Undersøgelse, Intern rapport 1989/52.

- (1989e): Vandmiljøplanens overvågningsprogram, Landovervågningsoplande, LOOP 3, Horndrup Bæk. Etableringsrapport for jordvandsstationer og grundvandsstationer.- Danmarks Geologiske Undersøgelse, Intern rapport 1989/51.

- (1989f): Vandmiljøplanens overvågningsprogram, Landovervågningsoplande, Odderbæk LOOP 2. Etableringsrapport for jordvandsstationer og grundvandsstationer. - Danmarks Geologiske Undersøgelse, Intern rapport 1989/50.

Danmarks Miljøundersøgelser (1990): Næringsstofbalancer på landbrugsejende mme. - Rapport.

Danmarks Statistik (1968): Danmarks areal.

- (1980-89): Landbrugsstatistik. Det dyrkede areal og råstofanvendelse.

Danmarks Statistik, Miljøstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen (1990): Tal om Natur og Miljø.

De danske Landboforeninger (1990): Udbringning af husdyrgødning og anvendelse af halm.

- De danske Landboforeninger & Danske Husmandsforeninger (1990): Miljøindsatsen i landbruget 1990. - Redegørelse for landbrugets miljøindsats og effekten heraf.
- Erntsen, V., Graversen, P., Nilsson, B., Brusck, W. & Fredericia, J. (1990): Transport og omsætning af N og P i Langvad Å's opland I. - NPo-forskning fra Miljøstyrelsen nr. B6.
- Esbjerg, P., Andersen, C.A., Hansen, E.H., Huntingford, S., Jensen, L.S., Jensen, M.B., Jensen, P., Jørgensen, T.V., Madsen, E.F., Madsen, H., Petersen, M., Rasmussen, K., Philipsen, H. & Poulsen, G.S. (1990): Integreret planteproduktion. - Ugeskrift for Jordbrug 1990 11/12.
- Fiedler, H.J, Nebe, W; Hoffmann, F. (1973): Forstliche Pflanzenernährung und Düngung.
- Fredericia, J. & Nyegaard, P. (1989a): Vandmiljøplanens overvågningsprogram, Landovervågningsoplande, LOOP 1. Hydrogeologisk kortlægning Højvads Rende (1411INV,SV).- Danmarks Geologiske Undersøgelse, Intern rapport 1989/43.
- (1989b): Vandmiljøplanens overvågningsprogram, Landovervågningsoplande, LOOP 2. Hydrogeologisk kortlægning Odderbæk (1216IINV). - Danmarks Geologiske Undersøgelse, Intern rapport 1989/44.
 - (1989c): Vandmiljøplanens overvågningsprogram, Landovervågningsoplande, LOOP 3. Hydrogeologisk kortlægning Homdrup Bæk (1214IINØ). - Danmarks Geologiske Undersøgelse, Intern rapport 1989/45.
 - (1989d): Vandmiljøplanens overvågningsprogram, Landovervågningsoplande, LOOP 5. Hydrogeologisk kortlægning Barslund Bæk (1215IIISV,NV). - Danmarks Geologiske Undersøgelse, Intern rapport 1989/47.
 - (1989e): Vandmiljøplanens overvågningsprogram, Landovervågningsoplande, LOOP 6. Hydrogeologisk kortlægning Bolbro Bæk (1212IIISV). - Danmarks Geologiske Undersøgelse, Intern rapport 1989/48.
- Frederiksborg Amt (1990a): De kystnære vandområder i Frederiksborg Amt 1987 til 1989.
- Rapport.
 - (1990b): Grundvandsovervågning. - Rapport.
 - (1990c): Vandløbenes forureningstilstand 1987/88. - Folder + kortbilag.
 - (1990d): Vandmiljøovervågning - Kilder, vandløb, søer. - Rapport.
- Fyns Amt (1990a): De ferske vandområder, Arreskov Sø 1989. - Rapport.
- (1990b): De ferske vandområder, Lange Sø 1989. - Rapport.

Fyns Amt (1990c): De ferske vandområder, Søholm Sø 1989. - Rapport.

- (1990d): Det særlige landovervågningsopland 1989. - Rapport.
- (1990e): Grundvand 1989. - Rapport.
- (1990f): Havet omkring Fyn, • Stoftilførsler, • Forureningstilstand, • Udviklinger, • Årsagssammenhænge, 1976-1989.
- (1990g): Helnæs Bugt på Sydvestfyn - Recipientundersøgelser 1978-1989. - Rapport.
- (1990h): Kystvandene 1989. - Rapport
- (1990i): Nakkebølle Fjord på Sydfyn. Recipientundersøgelser 1983-89. - Rapport.
- (1990j): Odense Fjord - Overvågning af forureningstilstanden 1976-1988. - Rapport.
- (1990k): Punktkilder - -renseanlæg, -industriledninger, -regnvandsbetingede udløb 1989. Rapport.
- (1990l): Skårupøre Sund mellem Svendborg Sund og Langelands Sund - Recipientundersøgelser 1989. - Rapport.
- (1990m): Thurø Bund på Thurø, øst for Tåsinge - Recipientundersøgelser 1989. - Rapport.
- (1990n): Trådalger i Det Sydfynske Øhav. - Video.
- (1990o): Vandmiljøovervågning, De ferske vandområder, Vandløb, kilder og dræn 1989. - Rapport og bilag.
- (1990p): Vejen på vestsiden af Tåsinge - Recipientundersøgelse 1977-1989. - Rapport.

Gosk, E., Nygaard, E. & Lundsgaard, A. (1990): Status for grundvand og drikkevand i Danmark 1990. - Danmarks Geologiske Undersøgelse. Intern rapport 45.

Grant, R. & Blicher-Mathiesen, G. (1990): Landovervågningsprogram. Udtagning af jordvandsprøver. Sugecellernes funktion. Danmarks Miljøundersøgelser, Teknisk anvisning 2.

Gravesen, P & Nyegaard, P. (1989): Vandmiljøplanens overvågningsprogram, Landovervågningsoplande, LOOP 4. Hydrogeologisk kortlægning Lillebæk (1312IINØ). - Danmarks Geologiske Undersøgelse, Intern rapport 1989/46.

Grundahl, L. og Hansen, J.G. (1990): Atmosfærisk nedfald af næringssalte i Danmark. - NPo-forskning fra Miljøstyrelsen nr. A6.

Hamberg, L. & Hansen, J.M. (1988): Vandmiljøplanens overvågningsprogram, Landovervågningsoplande, LOOP 2. Geologisk jordartskort Odderbæk (1216IINV). - Danmarks Geologiske Undersøgelse, Intern rapport 1988/24.

- Hansen, B. (1990a): Kortlægning af landbrugsdriften i to områder i Danmark. - NPo-forskning fra Miljøstyrelsen nr. A2.
- (1990b): Landbrugets gødnings- og arealanvendelse i 1983 og 1989. - NPo-forskning fra Miljøstyrelsen nr. A21.
 - (1990c): Næringsstofudvaskning fra arealer i landbrugsdrift. - NPo-forskning fra Miljøstyrelsen nr. A8.
- Hansen, B. & Sommer, S.G. (1987): Tilførsel af næringsstoffer til vandløb. Opdeling af variation i belastningen fra landbruget. - Miljøprojekt 85 fra Miljøstyrelsen.
- Hansen, E. (1990): Overgødsning med kvælstof i dansk landbrug. - Ugeskrift for jordbrug 1990, nr. 35/36.
- Hansen, S., Jensen, H.E., Nielsen, N.E. & Svendsen, H. (1990): DAISY - A Soil Plant Atmosphere System Model. - NPo-forskning fra Miljøstyrelsen nr. A10.
- Hovedstadsrådet (1983): Recipientkvalitetsplanlægning for Roskilde Fjord og opland, - Teknisk baggrundsnotat 1.
- (1985): Recipientkvalitetsplanlægning for Roskilde Fjord og opland. - Teknisk baggrundsnotat 4.
 - (1989): Utterslev Mose 1950-1987. Tidligere og nuværende recipientkvalitet. - Rapport.
- Høvmand, M. (1990): Atmosfæren. - Danmarks Miljøundersøgelser Faglig rapport 7.
- Hupkes, R. (1990): Pollution of the North Sea imposed by West European rivers (1984-1987). - International Center of Water Studies-report 90.03.
- Hørlyck, V., (1985): Ørredopdræt i Danmark - Akvakultur-Miljöproblem. - Tjugoförsta nordiska symposiet om vattenforskning. Os 1985-05-07--09. Nordforsk, Miljövårdsserien 2/85
- I. Krüger A/S (1984): Direkte udledning af industrispildevand.
- (1984): Udsprøjtning af industrispildevand.
- ICES (1989): Report of the advisory committee on fishery management to the North East Atlantic Fisheries Commission.
- Iversen, T., Halvorsen, N.E, Saltbones, J. & Sandnes, H. (1990): Calculated Budgets for Airborne Sulphur and Nitrogen in Europe. - Det Norske Meteorologiske Institutt, Technical Report 86.
- Jacobsen, O.S., Larsen, H.V. & Andersen L. (1990): Geokemiske processer i et grundvandsmagasin. - NPo-forskning fra Miljøstyrelsen nr. B10.

- Jensen, E.S. (1990): Efterafgrøde kan hjælpe på ærte-effekten. - Landsbladet, mark, 7.
- Jensen, K.M. & Reenberg, A. (1986): Landbrugsatlas Danmark. - Atlas over Danmark, II/4. Det Kgl. Danske Geogr. Selsk.
- Jensen, H.J. & Madsen, H.B. (1990): Jordprofilundersøgelser i Vandmiljøplanens landovervågningsoplande. - Rapport.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Kristensen, P., Søndergaard, M., Mortensen, E., Sortkjær, O., Hansen, A.M. & Windolf, J. (1989): Bundplanters betydning for miljøkvaliteten i søer. - Vand og Miljø 8/89.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Kristensen, P., Søndergaard, M., Mortensen, E., Sortkjær, O. & Olrik, K. (1990a): Fish manipulation as a lake restoration tool i shallow, eutrophic, temperate lakes 2: Thresholds levels, long-term stability and conclusions. - Hydrobiologia (i tryk).
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Sortkjær, O., Mortensen, E. & Kristensen, P. (1990b): Interactions between phytoplankton, zooplankton and fish in a shallow, hypertrophic lake: a study of phytoplankton collapses in Lake Søbygaard, Denmark. - Hydrobiologia 191.
- Johnsson, H. (1991): Simulation of nitrogen losses using the SOILN model. - NPo-forskning fra Miljøstyrelsen nr. A20.
- Jørgensen, V. (1979): Luftens og nedbørens kemiske sammensætning i danske landområder. - Tidsskr. f. Planteavl 82.
- Kaas, H., Kaas, H. & Møhlenberg, F. (1990): Kvælstof og fosfor i havet.- NPo-forskning fra Miljøstyrelsen nr. C8.
- Kern-Hansen, U., Holm, T.F., Hunding, C., Jeppesen, E., Mortensen, E & Thyssen, N. (1984): Vandløb - økologi og planlægning. - Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium.
- Koefoed, N. og Hansen, B (1990): Kvælstof- og fosforbalancer ved kvæg- og svinehold. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen nr. A1.
- Kristensen, P., Jensen, J.P. & Jeppesen E. (1990a): Eutrofieringsmodeller for søer. - NPo-forskning fra Miljøstyrelsen nr. C9.
- Kristensen, P. & Jeppesen, E. (1988): Vore søer har det skidt. - Kaskelot 80.
- Kristensen, P., Kronvang, B., Jeppesen, E., Græsbøll, P., Erlandsen, M., Rebsdorff, Aa., Bruhn, A & Søndergaard M. (1990b): Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1989, Ferske vandområder - vandløb, kilder og søer. - Danmarks Miljøundersøgelser, Faglig rapport 5.
- Kronvang, B. & Thyssen, N. (1987): Transport af kvælstof i vandløb. - Vand & Miljø 3/87.

- København/Frederiksberg Kommune (1990): Vandmiljøplanens grundvandsdel, Københavns og Frederiksberg Kommune, overvågningsområde 13. - Rapport.
- Københavns Amt (1990a): Grundvand. Del 1. Status for etablering af grundvandsovervågningsområderne Ishøj, Gladsaxe og Sønderød. - Afrapportering 1989.
- (1990b): Grundvand. Del 2. Grundvandsressourcens tilstand og udnyttelse i Københavns Amt. - Afrapportering 1989.
- Københavns Kommune (1990): Søer og vandløb der indgår i Vandmiljøplanen. - Notat med bilag.
- Landbrugets Informationskontor (1990a): Håndbog for driftsplanlægning 1989-90.
- (1990b): Håndbog for Plantedyrkning.
- Landbrugsministeriet (1970): Vejledning om fremgangsmåden ved bedømmelse af recipienters forureningsgrad.
- (1986): Landbokommissionen. 2. Delbetænkning, landbrug og miljø. Betænkning 1078.
 - (1990): Rapport om Overvågning af Sædskifte- og Gødningsplaner samt grønne marker i jordbruget 1989. - Plantedirektoratet, Afdeling for Landbrug.
- Laursen, B. (1989a): Beregninger på landsplan af mængder og næringsstofindhold i husdyrgødning af lager og faldet på marken. - Statens Jordbrugsøkonomiske Institut. Upubliceret.
- (1989b): Notat om landbrugets kvælstofbalance. - Statens Jordbrugsøkonomiske Institut. Upubliceret
- Leander, B. & Olsson, B. (1990): Undersøkelser i Öresund 1989. - Öresunds Vattenvårdsförbund, Rapport 1/90.
- Lillebæltsamarbejdet (1990): Lillebælt 1989 - Vejle Amt, Fyns Amt, Sønderjyllands Amt.- Rapport.
- Limfjordskomiteen (1989): LIMFJORDEN, Vandmiljø-Udvikling og status 1974-88. - LKF-rapport 49.
- Lind, A.M., Debosz, K., Djurhuus, J. og Maag, M. (1990): Kvælstofomsætning og -transport i to dyrkede jorde. - NPo-forskning fra Miljøstyrelsen nr. A9.
- Lundin, G. (1988): Ammoniakavgang från stallgödsel. - Jordbrugstekniska Inst. Rapport 94.
- Maag, M. (1989): Denitrification losses from soil receiving pig slurry or fertilizer. - I: Hansen, K. & Henriksen, J.Aa.: Nitrogen in organic wastes applied to soils.
- Markmann, P.N., (1977): Status over dambrugsproblematikken pr. 1977.11.30. - Udført for Vejle, Viborg og Århus Amtskommune (rapport).

- Miljøministeriet (1987): Bekendtgørelse nr. 784 af 10. december 1987 om begrænsning af udledning af kvælstof og fosfor til vandløb, søer og havet med spildevand fra industrielle virksomheder m.v.
- Miljøministeriet (1988): Bekendtgørelse nr. 515 af 29. august 1988 om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg.
- Miljøministeriet (1989): Bekendtgørelse nr. 736 af 26. oktober 1989 om anvendelse af slam, spildevand og kompost m.v. til jordbrugsformål.
- Miljøstyrelsen (1983a): Nitrat i drikkevand og grundvand i Danmark. - Redegørelse fra Miljøstyrelsen, okt. 1983.
- (1983b): Vejledning i recipientkvalitetsplanlægning, Del 1: Vandløb og søer. - Vejledning 1/83.
 - (1984a): Kvalitetskrav til visse stoffer i drikkevandet. - Vejledning 2/84.
 - (1984b). NPO-redegørelsen. - Miljøstyrelsen.
 - (1986): Nitrat og pH i drikkevand. - Miljøprojekt 76.
 - (1988): Fosfor-kilder og virkninger. - Redegørelse 2/90.
 - (1989): Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. - Miljøprojekt 115.
 - (1990a): Notat om industriens efterlevelse af vandmiljøplanen - forår 1990.
 - (1990b): Overdækning af gyllebeholdere. - Arbejdsrapport 34.
 - (1990c): Kvælstof og fosfor i jord og vand. Transport, omsætning og effekt. Samlerapport for NPO-forskning fra Miljøstyrelsen.
 - (1990d): Vejledning i vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg 3/90.
 - (1990e): Vurdering af analyseprogrammet for udvalgte boringer i Vandmiljøplanens grundvandsovervågning. - Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen 90/11.
- Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium (1984): Vedligeholdelse og restaurering af vandløb. - Teknisk anvisning.
- Moth-Iversen, T., Lindegaard, C., Sand-Jensen, K., & Thorup, J. (1986): Vandløbsøkologi. - Kompendium til anvendelse brug på i undervisningen i fagmodulet Akvatisk Økologi på Københavns universitet. Ferskvandsbiologisk Laboratorium.
- Muck, R.E. og Steenhuis, T.S. (1982): Nitrogen losses from manure storage. - Agricultural Wastes 4.
- Nielsen, H. (1990): Kvælstofstrømme i dansk landbrug 1980-88. - Danmarks Miljøundersøgelser, Faglig rapport 3.

- Nielsen, H., Blicher-Mathiesen, G., Erlandsen, M. & Jensen, C. : Modelberegning af den regionale kvælstofudvaskning. - Danmarks Miljøundersøgelser, Faglig rapport 16 (i tryk).
- Nordjyllands Amt (1990a): Vandmiljøovervågning, Grundvandsovervågning. - Rapport i 2 dele med 4 bilag.
- (1990b): Vandmiljøovervågning, Hav og fjord. - Rapport og 5 bilag.
 - (1990c): Vandmiljøovervågning, Landovervågning. - Rapport.
 - (1990d): Vandmiljøovervågning, Punktkilder. - Rapport.
- Nygaard, I og Jensen, E.H. (1988): Effekten af grønne marker og halmnedmuldning. - Ugeskrift for Jordbrug 45.
- Olsen, C.C. (1990): Vintersædens værdi som grønne marker. - I Hansen, L. & Olsen, C.C. (1990): Vintersæd. Landbrugscentrets plantekonference. - Statens Planteavlsvforsøg, Beretning S 2084.
- Olson, H. & Löfgren, s. (1990): Tilførsel av kväve och fosfor til havet. - Statens Naturvårdsverk, rapport 3693.
- Pain, B.F. & Thompson, R.B. (1989): Denitrification from Cattle Slurry Applied to Grassland. - I Hansen, J.Aa. & Henriksen K. (edit.) (1987): Nitrogen in Organic Wastes Applied to Soils.
- Pearson, T.H. & Rosenberg (1978): Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. - Oceanogr. Mar. Biol. Am. Rev. 16.
- Pedersen, C.Aa. (1987): Planternes næringsstofforsyning under skærpede miljøkrav. - I Ullerup, B., Nielsen, A., Sams, T., Knudsen, T., Arendtsen, P., Pedersen, J.B. & Wulff, J. (1987): Alt det Nyeste 1988. - Landhusholdningsselskabet.
- (1990): Gødskning og kalkning. Oversigt over landsforsøgene. . Landskontoret for Planteavl.
- Pedersen, F.B. (1990): Hydrografiske grundelementer i de indre danske farvande. - Kompendium ISVA / DTH.
- Pedersen, J.K. (1990): Nitratreduktion og organisk stof i grundvandsmagasiner. - NPO-forskning fra Miljøstyrelsen nr B3.
- Pedersen, S. og Takai, H. (1987): Ammoniakfordampning fra stalde. Statens Jordbrugstekniske forsøg. Orientering nr. 49.
- Petersen, K.S. (1989): Vandmiljøplanens overvågningsprogram, Landovervågningsoplande, LOOP 5. Geologisk jordartskort Barslund Bæk. - Danmarks Geologiske Undersøgelse, Intern rapport 1989/11.
- Petersen, K.S. & Rasmussen, L.Aa. (1988a): Vandmiljøplanens overvågningsprogram, Landovervågningsoplande, LOOP 3. Geologisk jordartskort Horndrup Bæk (1214IINØ). - Danmarks Geologiske Undersøgelse, Intern rapport 1988/25.

- Petersen, K.S. & Rasmussen, L.Aa. (1988b): Vandmiljøplanens overvågningsprogram, Landovervågningsoplande, LOOP 4. Geologisk jordartskort Lillebæk (1312IINØ). Danmarks Geologiske Undersøgelse, Intern rapport 1988/26.
- Petersen, K.S. & Rasmussen, L.Aa. (1989c): Vandmiljøplanens overvågningsprogram, Landovervågningsoplande, LOOP 6. Geologisk jordartskort Bolbro Bæk (1212IIISV). - Danmarks Geologiske Undersøgelse, Intern rapport 1989/12.
- Philips, G.L., Eminson, D. & Moss, B. (1978): A mechanism to account for macrophyte decline in progressively eutrophicated waters. - *Aquat. Bot.* 4.
- Politiken (1968): Danmarks Natur bind 3. Havet. 1. udgave.
- Postma, D. & Boesen, C. (1990): Nitratreduktionsprocesser i Rabis hedesletteaquifer - grundvandskemi og modellering - NPo-forskning fra Miljøstyrelsen nr B8.
- Rasmussen, L.Aa. & Jacobsen, P.R. (1988): Vandmiljøplanens overvågningsprogram, Landovervågningsoplande, LOOP 1. Geologisk jordartskort Højvads Rende (1411INV og SV). - Danmarks Geologiske Undersøgelse, Intern rapport 1988/23.
- Rasmussen, P. & Gosk, E. (1990): Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Grundvand i landovervågningsoplandene. - Danmarks Geologiske Undersøgelse. Intern rapport 47.
- Rebsdorf, Aa. & Thyssen, N. (1986): Baggrundskoncentrationer af fosfor og relationen mellem particulært fosfor og jern i jyske kilder og kildebække. - I: Nordisk Hydrologisk Program (NHP), rapport 14: "Partikulært bundet stoftransport i vand og jorderosion".
- Ribe Amt (1990a): Vandmiljøovervågning - Ferske vande. - Rapport.
- (1990b): Vandmiljøovervågning - Grundvandsovervågning. - Rapport.
 - (1990c): Vandmiljøovervågning - Marine Områder. - Rapport.
 - (1990d): Vandmiljøovervågning - Punktkilder, Kommunale rensningsanlæg. - Rapport.
 - (1990e): Vandmiljøovervågning - Punktkilder, Særskilte industriudledninger. - Rapport.
- Ringkjøbing Amt (1990a): Forureningsoversigt 1989. - Folder + kortbilag.
- (1990b): Grundvand 1989. - Rapport.
- Ringkjøbing Amt (1990c): Industrielle Punktkilder 1989 - data. - Rapport.
- (1990d): Landovervågning 1989. - Rapport.
- Roskilde Amt (1990a): Analyseresultater fra grundvandsmoniteringsområde Brokilde.- Rapport.

- Roskilde Amt (1990b): Analyseresultater fra grundvandsovervågningsområde Torkildstrup.- Rapport
- (1990c): Grundvandsovervågning - Monitoringsområde Asemose. - Rapport.
 - (1990d): Grundvandsovervågning - Monitoringsområde Osted. - Rapport
 - (1990e): Grundvandsressourcernes udnyttelse og tilstand i Roskilde Amt. - Rapport.
 - (1990f): Kystnære farvande - Roskilde fjord, Isefjord, Køge Bugt. - Rapport.
 - (1990g): Punktkilder - Industriudledninger. - Rapport.
 - (1990h): Punktkilder - Regnvandsbetingede udløb. - Rapport.
 - (1990i): Punktkilder - Renseanlæg. Rapport.
 - (1990j): Søovervågning - Gundsømagle sø, Borup sø. Rapport.
 - (1990k): Vandløb - Nationale Stationer, Regionale Stationer, Kilder. - Rapport.
- Rude, S. (1987): Vandmiljøplanen og landbruget - kvælstofforbrug og økonomi. - Statens Jordbrugsøkonomiske Institut. Rapport 34.
- RÅDETS DIREKTIV af 15. juli 1990 om kvaliteten af drikkevand (80/778/EØF).
- Sand-Jensen, K. (1989): Balancen mellem autotrofe komponenter i temperede søer med forskellig næringsstofbelastning. - Vatten 2/89.
- Sas, H.(Ed.) (1989): Lake restoration by reduction of nutrient loading. Expectation, experiences, extrapolation. - Acad. Ver. Richardz GmbH..
- Scheffer, M. (1990): Multiplicity of stable states in freshwater systems. - Hydrobiologia (i tryk).
- Schjørring, J.K. og Byskov-Nielsen, S. (1990): Ammoniakfordampning fra bygplanter.- NPo-forskning fra Miljøstyrelsen nr. A15.
- Schjørring J.K., Nielsen, N.E., Jensen, H.E. & Gottschau, A. (1989): Nitrogen losses from fieldgrown spring barley plants as affected by rate of nitrogen application. - Plant and Soil 116: 167-175.
- Schested-Hansen, I., Ærtebjerg, G., Jørgensen, L.A. & Pedersen, F.B. (1990): Analyse af ilt-sænkning i Kattegat, Bælthavet og V. Østersø. - Havforskning fra Miljøstyrelsen.
- Sibbesen, E. (1990): Kvælstof, fosfor og kalium i foder, animalsk produktion og husdyrgødning i dansk landbrug i 1980-erne. - Tidsskrift for Planteavl's Specialserie. Beretning nr. S 2054.

- Sommer, S.G. (1990a): Ammoniakafsætning omkring et landbrug med malkekvæg. - NPo-forskning fra Miljøstyrelsen nr. A4.
- (1990b): NH_3 -fordampning fra gyllebeholdere. - NPo-forskning fra Miljøstyrelsen nr. A12.
- Sommer, S.G. og Christensen, B.T. (1990): NH_3 -fordampning fra handels- og husdyrgødning. - NPo-forskning fra Miljøstyrelsen nr. A7.
- Statens Planteavlfsforsøg (1989): Rapport fra arbejdsgruppe vedrørende prøveudtagning i husdyrgødning. - Upubliceret.
- Storm, B. & Styczen, M. & Clausen, T. (1990): Regional model for næringssalttransport- og omsætning. - NPo-forskning fra Miljøstyrelsen nr. B15.
- Storstrøms Amt (1982): Forureningstilstanden i Vesterborg Sø. 1980-81. - Rapport.
- Storstrøms Amt (1989a): Fiskebestanden Hejrede Sø, Standardiseret undersøgelse sommeren 1989. - Rapport.
- (1989b): Fiskebestanden i Røgbølle Sø, Standardiseret undersøgelse sommeren 1989.- Rapport.
 - (1990a): Grundvandsmoniteringsområde 35.11 Vesterborg. - Rapport.
 - (1990b): Grundvandsmoniteringsområde 35.12 Sibirien. - Rapport.
 - (1990c): Grundvandsmoniteringsområde 35.13 Store Heddinge. - Rapport.
 - (1990d): Grundvandsressourcer - Udnyttelse og tilstand. - Rapport.
 - (1990e): Hejrede Sø 1989. - Rapport.
 - (1990f): Kilder. - Rapport.
 - (1990g): Landovervågning. LOOP 1 - Højvads Rende. - Rapport.
 - (1990h): Maribosøerne 1973-1988. Vurdering af sørenes tidligere og nuværende tilstand. - Rapport.
 - (1990i): Røgbølle Sø 1989. - Rapport.
- Storstrøms Amt (1990j): Stoftransport og forureningsgraden i vandløb på Lolland, Falster og Møn 1984-88. - Rapport.
- (1990k): Vandløb - Stoftransport og Forureningsgrad. - Rapport.
 - (1990l): Vandmiljøet i kystvande omkring Storstrøms amt 1972-89. - Rapport.
 - (1990m): Vesterborg Sø. - Rapport.

- Styczen, M. (1990): Udvaskningsberegninger for forskellige afgrødekombinationer med varierende gødningstildelinger. - Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen 4/91.
- Sundhedsministerens besvarelse af spørgsmål nr. S 623 stillet af Jørgen Winther (V) i skrivelse af 9. marts. (15.marts 1990)
- Sønderjyllands Amt (1990a): Vandmiljøovervågning, Grundvand. - Teknisk Rapport.
- (1990b): Vandmiljøovervågning, Kystvande. - Teknisk Rapport og bilag.
 - (1990c): Vandmiljøovervågning, Landovervågning. - Teknisk Rapport.
 - (1990d): Vandmiljøovervågning, Punktkilder. - Teknisk Rapport.
 - (1990e): Vandmiljøovervågning, Søovervågning. - Teknisk Rapport.
 - (1990f): Vandmiljøovervågning, Vandløb og kildevæld. - Teknisk Rapport.
- Vandrådet (1990a): Ferskvandets naturlige kvantitet og kvalitet. - I Vandrådets projekt: Danmarks fremtidige vandforsyning (i tryk).
- (1990b): Vandressourceanvendelse og indvindingsstruktur. - I Vandrådets projekt: Danmarks fremtidige vandforsyning (i tryk).
- Vejle Amt (1989a): Bundfaunaundersøgelser, Vejle Amt 1919-1988. - Rapport.
- (1989b): Overvågningssøerne: Dons Nørre Sø 1977-88, Søgård Sø 1980-88. - Rapport.
 - (1989c): Overvågningssøerne: Fårup Sø 1978-88, Engelsholm Sø 1981-87. - Rapport.
 - (1989d): Planteplanktonsundersøgelser i Horsens, Vejle og Kolding fjorde, Vejle Amt 1984-1988. - Rapport
 - (1989e): Stoftransport i vandløb 1976-86. Rapport samt bilag 1 og 2 og appendix.
 - (1989f): Vandkvalitetsundersøgelser i Horsens, Vejle og Kolding fjorde, Vejle Amt 1977-1988. - Rapport.
 - (1989g): Vegetationsundersøgelser i kystvandene, Vejle Amt 1988. - Rapport.
- Vejle Amt (1990a): Landovervågning - Hornstrup Bæk, Landbrugsdift og næringsstofudvasning. - Rapport.
- (1990b): Overvågning af kilder - 1989, 7 kilder ved Fårup Sø og Engelsholm Sø. - Rapport.
 - (1990c): Overvågning af kystvande - 1989, Vegetationsundersøgelser. - Rapport.
 - (1990d): Overvågning af kystvande - 1989, Horsens Fjord, Vejle Fjord, Kolding Fjord, Juelsminde Kysten. - Rapport.

- (1990e): Overvågning af kystvande - 1989, Endelave. - Rapport.
- (1990f): Overvågning af Søer - 1989, Fårup Sø, Engelsholm Sø, Dons Nørre Sø, Søgård Sø. - Rapport.
- (1990g): Regnvandsbetingede Udløb. - Rapport.
- (1990h): Smådyrsfaunaen og forureningstilstanden på stoftransportstationerne - 1989.- Rapport.
- (1990i): Stoftransport i vandløb 1989, Samlet opgørelse for Vejle Amt. - Rapport.
- (1990j): Vandmiljøovervågning - Grundvandsovervågning - Vejle Amt, samt grundvandsressourcernes udnyttelse og tilstand. - Rapport.
- (1990k): Vandmiljøovervågning - Overvågningssøerne 1989, Fårup sø, Engelsholm sø, Dons Nørresø, Søgård sø. - Rapport.
- (1990l): Vandmiljøovervågning - Vejle Amt 1989, Kystvande. - Rapport
- (1990m): Vandmiljøovervågning - Vejle Amt 1989, Samlenotat.
- (1990n): Vandmiljøovervågning - Vejle Amt 1989, Stoftransport. - Rapport.

Verreecken, H. (1990): Model evaluation using independent data sets; Comparison of model results using results of runs for the various models for each dataset. - Proceedings, Workshop on EC project (EV-4V-0098). "Nitrate in soils". Wageningen.

Vestsjællands Amt (1990a): Grundvandsmoniteringsområde Eggeslevmagle. - Rapport.

- (1990b): Grundvandsmoniteringsområde. Munke Bjergby. - Rapport.
- (1990c): Grundvandsmoniteringsområde Nykøbing (Rørmosen). - Rapport.
- (1990d): Grundvandsmoniteringsområder - Grundvandsressourcer. Udpegning og oversigt.
- (1990e): Grundvandsmoniteringsområde Store Fuglede (Gørlev). - Rapport.

Vestsjællands amt (1990f): Vandmiljøovervågning 1989. - Rapport.

Viborg Amt (1990a): Vandmiljøovervågning, Grundvandsovervågning 1989. - Rapport.

- (1990b): Vandmiljøovervågning, Punktkilder 1989. - Rapport.
- (1990c): Vandmiljøplanens overvågningsprogram, Samlerapport for 1989. - Rapport.

Winfield, I.J. & Townsend, C.R. (1988): Factors affecting prey selection by young bream *Abramis brama* and roach *Rutilus rutilus*: insights provided by parallel studies in laboratory and field. - Environ. Biol. fishes 21.

Ærtebjerg, G., Jørgensen, L.A., Sandbeck, P., Jensen, J.N. & Kaas, H. (1990): Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1989, Marine områder - Danmarks Miljøundersøgelser Faglig rapport 8.

Østergaard, H.S. & Mamsen, P.(1990): Kvadratnet for nitratundersøgelser i Danmark. Oversigt 1986-1989 og Tabelbilag 1986-1989. - Landskontoret for Plantæavl.

Århus Amt (1990a): Bryrup Langsø, 1989. - Teknisk Rapport.

- (1990b): Bundfaunaundersøgelser 1975-88, Århus Bugt og Kalø Vig. Status 1989. - Teknisk Rapport.
- (1990c): Bundvegetation, Århus Bugt og Kalø Vig. Status 1989. - Teknisk Rapport.
- (1990d): Horndrup bæk (LOOP 3) 1988-98, Stoftransport og vandløbsbiologi. - Teknisk Rapport.
- (1990e): Næringssalttilførsel til havområder fra Århus Amt i 1989. - Teknisk Rapport.
- (1990f): Ravn sø, 1989. - Teknisk Rapport.
- (1990g): Recipientundersøgelser og spildevandsudledning ved Fornæs 1986-89. - Teknisk Rapport.
- (1990h): Stationering og oplandskarakteristik. Vandmiljøplanens overvågningsprogram, Vandløb og søer. - Teknisk Rapport.
- (1990i): Vandmiljø-overvågning af grundvandet, Fillerup, GRUMO NR. 70.12. - Teknisk Rapport.
- (1990j): Vandmiljø-overvågning af grundvandet, Homå, GRUMO NR. 70.14. - Teknisk Rapport.
- (1990k): Vandmiljø-overvågning af grundvandet, Hvinningdal, GRUMO NR. 70.13. - Teknisk Rapport.

Århus amt (1990l): Vandmiljø-overvågning af grundvandet, Nordsamsø, GRUMO NR. 70.11.- Teknisk Rapport.

- (1990m): Vegetationsundersøgelse omkring Fornæs, 1989. - Teknisk Rapport.
- (1990n): Ørn Sø og Funder Å, 1989. - Teknisk Rapport.

Registreringsblad

Udgiver: Miljøstyrelsen, Strandgade 29, 1401 København K.

Serietitel, nr.: Redegørelse fra Miljøstyrelsen, 1 1990

Udgivelsesår: 1990, 2. udgave 1991

Titel:

Vandmiljø-90

Undertitel:

Samlet status over vandmiljøet i Danmark

Forfatter(e):

Udførende institution(er):

Resumé:

Vandmiljøet har i de sidste årtier været udsat for en betydelig stigning i belastningen med næringssalte. Resultatet har været forringelse af grundvandskvaliteten, forøget algevækst i ferske og marine vandområder samt iltsvind og fiskedød. På grundlag af de seneste forsknings- og overvågningsresultater vises udviklingen i belastningen af næringssalte fra landbrug, industri, trafik og byer. Endvidere belyses de deraf følgende miljøændringer, som er konstateret i grundvand, vandløb, søer og marine områder.

Emneord:

vandmiljøplanen; grundvand; drikkevand; vandkvalitet; ferskvand; spildevand; gødskning; udledning; have; eutrofiering; nitrogen CAS 7727-37-9; fosfor CAS 7723-14-0

ISBN: 87-503-8750-2

ISSN: 0900-6788

Pris: 125,- (inkl. 22 % moms)

Format: AS5

Sideantal: 204 s.

Md./år for redaktionens afslutning: december 1990,

2. udgave: april 1991

Oplag: 3000, + 1500 i 2. udgave

Andre oplysninger: Fortryk i 200 ekspl. som sort/hvid tryk.

Engelsk oversættelse udgivet som:

»Environmental Impacts of Nutrient Emissions in Denmark«, Redegørelse fra Miljøstyrelsen, 1/1991

Tryk: Luna-Tryk ApS, København

Vandmiljøet har i de sidste årtier været udsat for en betydelig stigning i belastningen med næringssalte. Resultatet har været forringelse af grundvandskvaliteten, forøget algevækst i ferske og marine vandområder samt iltsvind og fiskedød. På grundlag af de seneste forsknings- og overvågningsresultater vises udviklingen i belastningen af næringssalte fra landbrug, industri, trafik og byer. Endvidere belyses de deraf følgende miljøændringer, som er konstateret i grundvand, vandløb, søer og marine områder.

Miljøministeriet **Miljøstyrelsen**

Strandgade 29, 1401 København K, tlf. 31 57 83 10

Pris kr. 125.- inkl. 22% moms

ISBN nr. 87-503-8750-2

ISSN nr. 0900-6788