

Udkast til notat vedrørende drift af intensivstationer med flomprøvetagning

Udarbejdet af

Brian Kronvang og Niels B. Ovesen

Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Vandløbsøkologi

Indledning

Fra den 1. januar 1996 skal der ved de 14 intensivstationer under Vandmiljøplanens Overvågningsprogram for kilder og vandløb gennemføres flomprøvetagning. Af hensyn til en tværgående udnyttelse af resultaterne fra de 14 intensivstationer er vigtigt at både drift og databehandling foregår på en så ensartet måde som muligt i de enkelte amter. Fagdatacenteret har derfor udarbejdet dette notat, som både gennemgår principperne i den nye prøvetagningssstrategi og anviser retningslinier for hvordan flomprøvetagningen kan tilrettelægges i det enkelte amt. Retningslinierne for den nye flomprøvetagning er eksemplificeret ud fra en af DMU's egne intensivstationer, Gelbak, der er med i forskningsprojekter under det Strategiske Miljøforskningsprogram.

Hidtidig ugepuljet prøvetagning

Prøvetagning og puljning

I de foregående 3 år er der på intensivstationerne gennemført en ugepuljet prøvetagning, hvilket medfører 52 årlige vandprøver til analyse for total P, opløst fosfat-P og suspenderet stof. Prøvetagningen er foretaget med en automatisk prøvetager, der hver time året rundt udtager en vandprøve (ca. 125 ml). Den automatiske prøvetager puljer otte timeprøver i en flaske (1 liter), som således indeholder oplysninger om gennemsnitskoncentrationen af det pågældende stof i dette tidsinterval. Prøvetagerne indeholder normalt 24 l liters flasker, hvorfor den kan opsamle prøver fra 24*8 timer (192 timer) svarende til 8 døgn.

Tilsyn og behandling

Den automatiske prøvetager er hidtil blevet tilset en gang ugentligt, hvor flasker er skiftet og de fyldte bragt til laboratoriet. På laboratoriet er de 21 flasker der repræsenterer den forudgående uge blevet puljet til en 1-2 liters prøve ved udtag af en underprøve fra hver flaske (ca. 80 ml) efter kraftig omrystning. Optimal drift af prøvetageren kræver at den kan køre kontinuerligt dvs. huske hvor den er kommet til ved hvert tilsyn. Der er tidligere udarbejdet og udsendt notat herom fra fagdatacenteret. Notatet er vedlagt dette notat, som bilag 1.

Ny flomprøvetagningssstrategi

Prøvetagning og puljning

Den nye prøvetagningssstrategi medfører ingen ændringer i hvordan den automatiske prøvetager udtager og gemmer prøver set i forhold til ovenfor beskrevet. Der er således

fortsat tale om udtag af timeprøver året rundt, der ofte af gangen puljes in en flaske (1 I). Det er vigtigt at den automatiske prøvetager kan køre med en kontinuerlig prøvetagning (se bilag 1).

Det nye i flomprøvetagningen er, at der ikke konsekvent skal gennemføres en ugepuljing af vandet. I uger hvor der er registreret afstrømningshændelser (flomme) i vandløbet, hvilket vil sige en stigning i vandstand og vandføring målt ved den hydrometriske station), skal der efter en nøjere vurdering, gennemføres en separat puljing af vandprøver udtaget under flommen og puljing af vandprøver udtaget i perioderne før og efter flommen.

Alt afhængig af hvornår flommen i ugen falder vil der blive tale om, at vandprøver fra den pågældende uge skal puljes i 2 eller 3 delperioder. Hvis der forekommer en flom i løbet af ugen og flommen falder på dag 2, 3, 4, 5 eller 6 skal ugens vandprøver puljes i tre perioder (figur 1A). Hvis flommen forekommer dag 1 eller dag 7 skal ugens vandprøver kun puljes i to perioder (figur 1B). Der kan i en uge selvfølgelig forekomme flere end en flom, hvilket vil øge antallet af delperioder, der skal puljes vandprøver for (figur 1C).

Puljing af vandprøver under flommen skal ske på for hele døgn (kl. 01.00 til 24.00). Der må eksempelvis ikke puljes vandprøver henover døgnskift f.eks. fra kl 13.00 til kl. 12.00. Selvom det fagligt set ville være mere optimalt at pulje på tværs af døgn er denne restriktion indført af hensyn til beregning af stoftransporten. Indtil videre benyttes der til beregning af stoftransporten nemlig døgnmiddelføringer. Et skift til at benytte andre tidsintervaller eller endog brug af øjebliksvandføringer vil ikke på nuværende tidspunkt være praktisk mulig, pga. manglende programmer til håndtering af disse data.

I mange tilfælde vil det være nok at pulje vandprøver fra et døgn, men det vil i alle tilfælde bero på en faglig vurdering i hvert enkelt flomtilfælde. Den faglige vurdering i første omgang bero på et forudgående kendskab til hvordan vandløbet opfører som respons på nedbørs-hændelser, generel viden om hvordan suspenderet stof transporteres i vandløb og sund fornuft.

Mange, både danske og udenlandske undersøgelser af suspenderet stof i små lavlandsvandløb har påvist, at der specielt i den stigende fase af en flom er forekommer den største stigning i koncentrationen af suspenderet stof og koncentrationen også normalt når sit maximum før maximum i vandføring nåes (figur 2). Ved flompuljing er det derfor altid vigtigt, at kunne dække hele flommens stigende forløb med vandprøver. Afgrænsningen af hvor meget af flommens faldende fase der skal dækkes ind med vandprøver er mere flydende. Et godt princip vil være så vidt muligt at få repræsenteret flommen til midt på den faldende fase.

Tilsyn og behandling

Flomprøvetagningen kræver, som hidtil, kun et ugentligt tilsyn hvor flasker i prøvetageren skiftes og de fyldte hjembringes til laboratoriet. I modsætning til den ugepuljede prøvetagning kræver flomprøvetagningen at der før hvert tilsyn, i felten eller snarest efter hjemkomst fra felten er adgang til vandstandsdata fra den foregående uge, som de hjembragte vandprøver repræsenterer.

Dette sikres ved en af følgende tre procedurer: (1) at der før hvert tilsyn kan hjemtrækkes vandstandsdata fra den hydrometriske station via telefonforbindelse og derefter mulighed for at plote øjebliksvandstande ud på skærm eller papir. (2) at der er mulighed for at trække data fra dataloggeren på hydrometristationen over på en bærbar PC'er ved tilsynet i felten og

derefter mulighed for at plote øjebliksvandstanden ud på skærm eller papir. (3) at der ved hjemkomst fra tilsyn er mulighed for hjemtrækning af vandstandsdata via telefonforbindelse . se

Vandstandsdata og/eller den beregnede vandføring for den foregående uge skal derefter udskrives på papir. Den bedste løsning af ovenstående tre er hjemtrækning via telefonforbindelse før eller efter tilsyn. Telefonforbindelse til dataloggere på hydrometrisationer via modem er mange steder allerede installeret, og der findes også software på markedet til at håndtere data, f.eks. til at genere en udskrift.

Vandstandskurven kan herefter benyttes til at afgøre om der har været en eller flere flomme i den uge, som prøvetageren har dækket ind med vandprøver. Hvis der ikke har været nogen flom, dvs. stigning i vandstand over det nærmere fastsatte kriterie for det pågældende vandløb (se nærmere under herom under nedenstående eksempelvisse gennemgang af et vandløb), så skal de 21 flasker med 8-timers puljede vandprøver puljes til en ugentlig vandprøve, ligesom i den hidtidige ugepuljede prøvetagning.

Har der har været en flom der overskrider det fastlagte kriterie for vandløbet skal vandprøver udtages under flommen (et helt døgn=3 flasker/to hele døgn=6 flasker) puljes for sig selv, og vandprøver udtages henholdsvis før flommen og efter flommen for sig selv. Det vil sige at der i en uge med en flom normalt vil være 3 puljede vandprøver, som skal til analyse på laboratoriet.

I forbindelse med overgangen til flomprøvetagning på de 14 intensivstationer er der afsat resurser til at analysere 60 vandprøver mere pr. år, end de 52 ugentlige vandprøver i det gamle program. Det betyder, at der kan udtages puljede flomprøver fra i størrelsesordenen 25-30 flomme i løbet af et driftsår.

Eksempel på årlig forekomst og størrelse af flomme i et vandløb

I Gelbæk, som afvander et sandblandet lerjordsopland på 1160 ha, er der gennemført en analyse af forekomsten af flomme, deres størrelse og tidspunkt på året, ud fra døgnmiddelt vandføringsdata fra perioden 1974-1994. Gelbæk afvander et opland, som i størrelse er meget lig oplandene for de 14 intensivstationer. Resultaterne fra analysen på Gelbæk kan selvfolgelig ikke direkte overføres til de 14 intensivstationer. Det enkelte vandløb vil reagere individuelt på nedbørshændelser, primært bestemt af de hydrologiske forhold i oplandet, men også af kulturbetingede forhold som forekomst af befæstede arealer, dræning, grundvand-sindvinding mv. De enkelte oplande vil også være forskellige med hensyn til størrelse og hyppighed af flomme, primært bestemt af forskelle i nedbør og fordampningsforhold, samt forskelle i vandløbets skikkløse (dimensioner) og hældning.

Det optimale vil derfor være, at gennemføre en tilsvarende analyse på dataserier af vandføring og vandstand fra hver enkelt af de 14 intensivstationer. Resultaterne vist i dette eksempel fra Gelbæk kan dog være vejledende for tilrettelæggelsen af et standardprogram med hensyn til flomprøvetagning.

I figur 3 er der vist en analyse af antallet af flomme i Gelbæk i de enkelte år i perioden 1974-94 baseret på 4 forskellige kriterier omkring stigning i døgnmiddelvandføring fra dag til dag. Der er således opereret med en stigning (dQ/dt) på 10 l/s, 20 l/s, 30 l/s og 50 l/s. Vandføringen i Gelbæk er som gennemsnit for perioden 1974-94 på 75 l/s. Da analysen alene er baseret på beregnede døgnmidler kan forekomsten af enkelte flomme både være over- og undervurdert, set i forhold til hvad en analyse af øjebliksvandføringer. Set for perioden som helhed giver analysen dog et godt og brugbart billede af forekomsten af flomme.

Antallet af flomme i de enkelte år varierer betydeligt med det færreste antal i 1976 og 1989 og det højeste antal i 1980, 1987 og 1994 (figur 3). I tabel 1 er angivet den gennemsnitlige årlige forekomst af flomme i perioden 1974-1994.

Medianvandføringen under de årlige flomme varierer også betydeligt fra år til år, og ses også at være stærkt afhængig af det fastsatte stigningskriterie (figur 4). Det betyder at der ved et kriterie med en stigning i døgnmiddelvandføringen på 10 l/s medtages mange 'små' flomme, mens et større kriterie, f.eks. 30 l/s, sikrer at kun de store og betydende flomme medtages. I figur 6 er vist en analyse af størrelsen af alle flomme i Gelbæk i perioden 1974-94, hvor stigningen i døgnmiddelvandføring har været større end 10 l/s.

Ud fra ovenstående simple analyse vil en flomprøvetagning i Gelbæk kunne baseres på, at alle flomme, der overskrider en dag til dag ændring i vandføring på 30 l/s, skal puljes hver for sig. I gennemsnit vil det resultere i 23 puljede flomprøver pr. år med en variation på fra 8 til 36 flomme (tabel 1).

Stigningskriteriet er sat højt, og giver dermed færre flomme (23), end hvad der umiddelbart er sat resurser af til (25-30 flomme). Det skyldes, at analysen på døgnmiddelvandføring afspejler de reelle vandføringsudsving i små vandløb, hvor vandstanden og dermed vandføringen kan variere meget indenfor døgnet. Desuden aldaækker den gennemførte analyse på døgnbasis ikke tilfælde hvor vandføringen toppe to eller tre gange i løbet af en afstrømningshændelse. Som årligt gennemsnit kan man dog holde sig indenfor den afsatte ekstra resurse til flomprøvetagningen med det anviste kriterie på en dag til dag stigning i vandføring på 30 l/s. Det angivne minimums og maximums antal af flomme i perioden 1974-94 viser, at antallet af flomme selvfølgelig kan blive mindre i nogle år og større i andre.

Det er klart at der med dette kriterie mistes information fra mindre flomme, der kan være af betydning for stoftransporten i en enkelt måned. Det forventes dog ikke at det vil have betydning for den årlige stoftransport. I det mest ekstreme år i perioden 1974-94 forekom der 36 flomme ved anvendelse af kriteriet om en dag til dag stigning i vandføring på 30 l/s. Hvis man konsekvent benytter dette kriterie til fastlæggelse af hvilke flomme, der skal flompuljes, risikerer man at have brugt kvoten på 30 flomme inden året er gået. Derfor kan en viden om flommernes forekomst i de enkelte måneder også være nyttig at belyse.

Kriteriet i vandføringsstigning på 30 l/s skal desuden omsættes til en vandstandsstigning, da det normalt udelukkende vil være øjebliksvandstanden, som benyttes ved stillingtagen til hvordan vandprøver skal puljes for den enkelte uge. Dette er forsøgt belyst i nedenstående afsnit, som nærmere analyserer flommens fordeling og størrelse hen over året.

Tabel 1: Gennemsnitlig årlig forekomst af afstrømningshændelser (flomme) og deres gennemsnitstørrelse i Gelbæk i perioden 1974-1994, samt minimums og maximums forekomst, ved fire kriterier for dag til dag stigning i døgnmiddelvandføring.

	10 l/s	20 l/s	30 l/s	50 l/s
	Antal flomme (l/s)	Antal flomme (l/s)	Antal flomme (l/s)	Antal flomme (l/s)
Middelvandføring	38	42	29	62
Minimum	19	26	11	43
Maximum	53	75	42	103
	58	85	126	36
	5	17	30	247

Månedlig forekomst af afstrømningshændelser

En analyse af hvor mange flomme der gennemsnitligt forekommer i de enkelte måneder af året igennem perioden 1974-1994 er vist i figur 5. Igen er analysen baseret på de 4 tidligere omtalte kriterier om vandføringsstigning fra dag til dag. Det fremgår tydeligt af figur 5, at de fleste flomme forekommer i vinterperioden (Oktober-Marts), mens der er meget få flomme i sommerperioden (april-september).

I perioden 1974-94 har der i vintermånederne i Gelbæk næsten altid forekommet mindst en flom, mens der i perioden juni-august kun forekommer flomme ca. en gang hvert fjerde år.

Medianvandføringen under flommene i de enkelte måneder er vist i figur 6. De største flomme forekommer igen i vinterperioden. Af figur 6 ses det dog også at der kan forekomme betydende flomme i sommerperioden (f.eks. august), men igen det sker meget sjældent. En enkelt sjælden, men stor flom, i en sommermånede vil være vigtig for sommerens stoffransport, mens den sjældent vil betyde noget særligt, set i forhold til hele årets stoffransport.

Figur 5 med fordelingen af flomme på de enkelte måneder kan benyttes som en retningslinje for hvor mange flomme, der mindst skal reserveres resurser til at flompulje i de enkelte måneder.

Den gennemsnitlige stigning i døgnmiddelvandstand under flomme i Gelbæk ved de 4 forskellige stigningskriterier i vandføring er vist i figur 7. Der er forholdsvis lille forskel i stigningen i vandstand mellem de enkelte måneder. Da alle betydende flomme så vidt muligt skal dækkes ind med flompulning er det ikke den gennemsnitlige vandstandsstigning som skal benyttes, men nærmere et mål for den laveste stigning i døgnmiddelvandstand obser- veret ved det benyttede stigningskriterie i vandføring.

Ved det ovenfor nævnte stigningskriterie på 30 l/s i døgnmiddelvandføring fra dag til dag vil det betyde, at der som tommelfingerregel skal flompuljes ved stigninger i døgnmiddelvandstand på omkring 4 cm i vinterperioden (oktober-marts) og omkring 3 cm i sommerperioden (april-september). Af hensyn til at få optimeret stoffransportberegningen i sommerperioden vil det være mere optimalt at benytte et lavere stigningskriterie for døgnmiddelvandføring, end i vinterperioden.

Det foreslås derfor, at der i tilfældet Gelbæk, opereres med et kriterie på 30 l/s i vinterperioden og et kriterie på 20 l/s i sommerperioden. Det betyder, at der skal en stigning i døgnmiddelvandstand på 4 cm til for at udløse en flompulning i vinterperioden og en stigning i døgnmiddelvandstand på omkring 2 cm i sommerperioden. Et sådant sæsonkriterie for

stigning i vandstand vil kun øge det gennemsnitlige antal årlige flompuljede vandprøver fra 23 til 27.

Det er vigtigt at huske at det for Gelbæk fundne kriterie for stigningen i døgnmiddelvandstand ikke nødvendigvis kan benyttes ved de 14 intensivstationer. Det vil kræve en nærmere gennemgang og/eller analyse af de enkelte stationer.

Andre forhold som har betydning i vurdering af flompuljning

Tidligere oplysninger om månedstransporten af partikulært fosfor i Gelbæk ud fra intensive målinger viser, at den er størst i vintermånederne, men at der også er en betydende transport i efteråret, hvor der sker et udskud af partikulært stof fra vandløbssystemet. Det samme er konstateret fra de hidtidige ugepuljede prøvetagninger ved de 13 intensivstationer, hvor der er en forholdsvist stor underestimering af fosfortransporten i de første måneder med store nedbørsmængder (ofte september og oktober). Det er således vigtigt at være speciel opmærksom på at få dækket de første efterårsflomme ind med puljede flomprøver.

Udvalgte eksempler på flompuljning ud fra øjebliksvandstanden

I figur 8 er vist døgnmiddelvandføring og døgnmiddelvandstand i Gelbæk i 1994. Der er tydeligt mange flere flomme i vinterhalvåret, end i sommerhalvåret. Da bedømmelsen af flompuljning sker ud fra øjebliksvandstand i den foregående uge er der i figur 9, 10, 11 og 12 gennemgået eksempler på flompuljning i fire måneder af 1994, hvor hver måned er opdelt i prøvetagninger, hvor ugen starter kl. 01.00 natten mellem søndag og mandag. Kriterierne for flompuljning i de enkelte måneder er:

- 1) I vinterhalvåret (oktober-marts) en stigning i døgnmiddelvandstand på 4 cm for at udløse selvstændig puljning.
- 2) I sommerhalvåret (april-september) en stigning i øjebliksvandstand på 2 cm for at udløse selvstændig puljning.
- 3) Puljningen af vandprøver under flom skal dække hele den stigende fase til omkring midten af den faldende fase.
- 4) De første efterårsflomme skal medtages uanset om stigningskriteriet er opfyldt eller ej.

I januar 1994 er der 4 hele prøvetagninger (figur 9). Antallet af flompuljninger i de fire uger bliver under anvendelsen af de ovenstående kriterier 8, og som konsekvens er de fire uger blevet opdelt i 15 delperioder, hvor der hver især er puljet vandprøver fra.

I juni 1994 er der 4 hele prøvetagninger (figur 10). Antallet af flompuljninger i de fire uger bliver under anvendelsen af de ovenstående kriterier 1, og som konsekvens er de fire uger blevet opdelt i 6 delperioder, hvor der hver især er puljet vandprøver fra.

I september 1994 er der 3 hele prøvetagninger (figur 11). Antallet af flompuljninger i de tre uger bliver under anvendelsen af de ovenstående kriterier 3, og som konsekvens er de tre uger blevet opdelt i 7 delperioder, hvor der hver især er puljet vandprøver fra.

I november 1994 er der 3 hele prøvetagningsuger (figur 12). Antallet af flompuljninger i de tre uger bliver under anvendelsen af de ovenstående kriterier 3, og som konsekvens er de tre uger blevet opdelt i 8 delperioder, hvor der hver især er puljet vandprøver fra.

Konklusion

Det er håbet, at dette notat kan være til hjælp for amterne ved deres start med flomprøvetagning fra den 1. januar 1996. Beskrivelsen af flomprøvetagning og det gennemarbejdede eksempel fra Gelbæk kan benyttes som retningslinier for tilrettelæggelsen af den nye flomprøvetagning ved de 14 intensivstationer i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram for kilder og vandløb.

Det er vigtigt at være opmærksom på, at det medtagne eksempel fra Gelbæk kun er retningsgivende, idet en tilsvarende analyse bør gennemføres eller kriterier fastsættes ud fra et specifikt kendskab til hvordan den hydrologiske respons er i det enkelte vandløb.

I Gelbæk er valgt to kriterier for stigning i dag til dag vandføring, et for vinterperioden (30 l/s) og et for sommerperioden (20 l/s), som sikrer at alle betydende flomme vil blive medtaget og at de afsatte resurser til flomprøvetagning kan overholdes.

Det anviste kriterie om en given vandføringsstigning kan muligvis bruges i flere af vandløbene, men den tilsvarende vandstandsstigning skal beregnes og/eller fastsættes ud fra erfaringerne fra det enkelte vandløb.

I den nye flompuljningsstrategi er det vigtigt at benytte sig af de ovenfor beskrevne kriterier, som en standardiseret strategi på tværs af de 14 intensivstationer. Hertil kommer selvfølgelig også den individuelle bedømmelse i hvert enkelt tilfælde. Er en flom lige på grænsen af, at opfylde kriteriet, eller er man i tvivl, så er en god tommelfingerregel, at kigge på de enkelte vandprøver og visuelt bedømme, om der er store forskelle i mængden af suspenderet stof i vandprøverne før en flom og under det som vandstandsstigningen viser er en flom.

Bilag 1

Der er med ISCO-samplere, 3700, mulighed for, at få dem til at foretage kontinuert prøvetagning. Programmering heraf sker i Extended Programming Mode på betjeningspanelet, se side 4-54 i manualen. Hvis menuen ikke findes i Jeres prøvetagere så skal der fra forhandleren rekvireres et ekstra print, der vil gøre det muligt at benytte kontinuert prøvetagning.

Fordele ved at benytte kontinuert prøvetagning er, at man kan få hele ugers prøver hjem uden at de er delt på et tilfældigt tidspunkt på tilsynsdagen. Desuden minimeres muligheden for fejlbetjening, idet man simpelt skifter bund mellem to prøvetagningstidspunkter og ISCO-prøvetageren vil så selv fortsætte, uden programmering, i den flaske den var kommet til.

DMU, FEVØ har drevet sine omkring 20 ISCO-prøvetagere på denne måde i 1-2 år og har gode erfaringer hermed. Ved tilsyn f.eks. mandag mellem to prøvetagninger, kl. 10.00 og 11.00, skiftes flasker og bund. Fra sidste prøvetagnings start, f.eks. midnat mellem søndag og mandag ugen før er ISCO-prøvetageren kommet til flaske nr. 20. I flaske nr. 20 vil der således på tilsynstidspunktet være to time-vandprøver fra kl. 09.00 og kl. 10.00. Vi sætter ved skift af flasker og bund lag på flaske nr. 19, som flyttes til position nr. 19 i den nye bund som skal isættes ISCO-prøvetageren. Vi flytter også flaske nr. 20, med de to time-prøver, over i den nye bund på position nr. 20 og uden lag. Det er vigtigt at det er uden lag og at de to flasker flyttes/skiftes med de tomme flasker i den nye bund på samme position som de tages ud af den bund som sidder i ISCO'en, idet ISCO'en jo fortsætter prøvetagningen kl. 11.00 hvor den slap, altså i flaske nr. 20.

I vil med denne metode altid have mulighed for at pulje over en uge, som rækker fra søndag midnat til den efterfølgende søndag. Dvs., at I slipper for problemet med at have puljede ugeprøver, der er delt f.eks. midt på en mandag.

Har I spørgsmål til ovenstående så kontakt os. Hvis I ikke har mulighed for få Jeres ISCO til at benytte kontinuert prøvetagning, så kontakt MIKROLAB i Århus der for en pris af størrelsesordenen 500 kr. vil forestå isættelsen af printet.

Husk selv forud for kontakt til MIKROLAB at tjekke om I har option med kontinuert prøvetagning i Extended Programming Mode (se manual side 4-54.

OVERVÅGNINGSPROGRAM



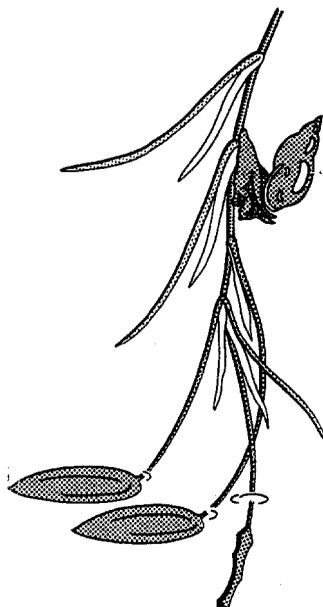
Vandkvalitet ! kilder og kildebække

Udarbejdet af

Aage Rebsdorf og Niels Thyssen

Miljøstyrelsens

Ferskvandslaboratorium



Forord

Dette hæfte giver en anvisning på, hvordan man efter Ferskvandslaboratoriets opfattelse bedst og mest effektivt foretager en langtidsovervågning af vandkvaliteten i kilder/kildebække.

Baggrunden er for det første, at udvaskningen af især fosfor og kvælstof mod grundvandet til de ferske vande over en længere årrække vil være en væsentlig del af det grundlag, hvorpå man kan basere en basismålsætning for søer og vandløb. Det er desuden vigtigt, at en langtidsovervågning kan afsløre udviklingstendenser i koncentrationerne af f.eks. nitrat, fosfat, forsurende komponenter og makroioner som klorid og sulfat. Med hensyn til forureningsproblematikken henvises til overvågningsprogram for forurenning af søer og vandløb (teknisk rapport nr. 18, publ. nr. 84 fra Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium).

Ferskvandslaboratoriet modtager gerne kommentarer og forslag til forbedringer af det heri foreslåede overvågningsprogram.

Indholdsfortegnelse

side

1. Formål	1
2. Baggrund	1
3. Valg af lokaliteter	2
4. Prøvetagning	2
5. Analyseprogram	3
6. Analysemetoder	4
7. Tolkning af de forskellige variable	5
8. Referencer	8

1. Formål

Formålet med overvågningsprogrammet er

- at følge udviklingen i vandkvaliteten i kilder og kildebække
- at få bedre viden om udvaskningen af især kvælstof og fosfor i forskellige landsdele
- at få bedre viden om udvaskningen af kvælstof og fosfor fra forskellige jordtyper med forskellig arealanvendelse

Herved opnås et bedre grundlag for at fastsætte den økologiske baggrundstilstand for søer og vandløb og dermed også grundlaget for at kunne vurdere de mulige forbedringer i den økologiske tilstand, dersom udledninger af utilstrækkeligt renset husspildevand og udledninger fra landbrug og industri bringes til op-hør.

2. Baggrund

Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium har offentliggjort en rapport (Rebsdorf og Thyssen 1986) om de foreløbige resultater af en undersøgelse af vandkemien i en række kilder i Midt- og Nordjylland. I Ferskvandslaboratoriets årsrapport for 1986 er den nuværende viden herom opsummeret. De hidtidige undersøgelser har vist, at fosfatkoncentrationerne ofte, men dog ikke altid, er flere gange højere i landbrugsområder, end man hidtil har an-taget.

I kildevæld, der ligger i eller nær opdyrkede marker med spredt bebyggelse, er der således fundet følgende hovedgrupper i analy-seresultaterne:

- 1) højt nitrattindhold, kombineret med lavt fosfortindhold
- 2) højt nitrattindhold og højt fosfortindhold
- 3) lavt nitrattindhold i forbindelse med økker (ferrit-jern redu-cerer nitrat), kombineret med enten højt eller lavt fosfor-indhold

For at eliminere lokale forskelle i vandkvaliteten i enkelte kildesprøng fra forskellige vandførende lag anbefales det, at

4. Prøvetagning

For at sikre, at prøverne virkelig repræsenterer grundvandsstrømningen, skal de udtages på tidspunkter uden kraftig nedbør eller sneafsmeltning.

Prøverne tages så tæt på kildens udsprøng som praktisk muligt. I nogle tilfælde, f.eks. i sumpkilder, er det dog nødvendigt at udtage prøven et stykke neden for udsprøng. For at mindske indflydelsen fra eventuelle lokale forureningsbelastninger bør vandføringen helst være så stor, at afstrømningen svarer til et oplandsareal på mindst 10 ha. Et grundvandsopland på 10 ha svarer til en gennemsnitlig vandføring på ca. 0,5 l/s på øerne og til omkring 1 l/s i Jylland.

hvor der planlægges grundvandsovervågning. Videre skal kilderne så vidt muligt ligge inden for de arealer, brugsaarealer, dels udrykkede naturarealer eller skovarealer. End-kilderne udvælges således, at oplandene dels repræsenterer land-

3. Valg af lokaliteter

Der hersker dog stadig nogen usikkerhed om forholdet mellem størrelserne af fosforudvaskningen fra udrykkede naturarealer, fra landbrugsområder uden gårdbidrag (markbidrag) og fra landbrugsområder med gårdbidrag.

Koncentrationen af totalfosfor var i ovennævnte undersøgelse i gennemsnit omkring 0,1 mg totalfosfor/l, men med en stor spredning (71%). De fleste af målingerne lå i området 0,075-0,15 mg/l.

Størsteparten af fosforet findes næsten altid som uorganisk fosfat, enten i opløst form eller - hvis der er jern til stede - især som partikulært fosfor, bundet til okkerpartikler.

vandprøven udtages i afløbet fra det samlede kildedefelt.

Prøven udtages enten direkte i prøveflasken eller - såfremt vanddybden i kildebækken ikke er tilstrækkelig - f.eks. ved hjælp af et plasticrør, der holdes horisontalt nede i vandløbet på en sådan måde, at man undgår at få bundmateriale med. Rørets nedre ende lukkes derefter forsigtigt med en gummirop. Metoden bevirker, at man forholdsvis hurtigt får en repræsentativ prøve uden at få mere partikulært materiale med, end der naturligt findes i afløbet fra kilden. Der kan f.eks. være tale om udfaldede okkerpartikler, der ofte transporterer hovedparten af kildens totalfosfor-mængde videre ud til vandløb og søer.

Ifølge Ferskvandslaboratoriets erfaringer vil 4 prøver jævnt fordelt over året give tilstrækkelig information til at bestemme vandkvaliteten i en kilde/kildebæk.

5. Analyseprogram

Det anbefales at starte overvågningen med en undersøgelse af et større antal kilder med et reduceret analyseprogram. Det reducerede program foreslås at omfatte følgende variable:

I feltet:

vandtemperatur
vandføring, målt eller skønnet

I laboratoriet:

pH ved 25 °C

alkalinitet

konduktivitet

farvetal

nitrat-N (evt. også nitrit-N)

fosfat på filtreret prøve

totalfosfor på ufiltreret prøve

Senere kan antallet af kilder eventuelt reduceres, og analyseprogrammet kan til gengæld udvides til foruden ovennævnte variable også at omfatte:

ammonium-N
 fosfat-P på ufiltreret prøve
 totalfosfor på filtreret prøve
 totaljern på filtreret prøve
 totaljern på ufiltreret prøve
 calcium
 magnesium
 kalium
 natrium
 klorid
 sulfat
 silikat-Si

Som et yderligere supplement i et opklaringsarbejde for enkelte kilder kan det foreslås at foretage aldersbestemmelse af vandet (isotopundersøgelse).

6. Analysemetoder

De sædvanlige vandanalysemetoder kan anvendes, f.eks. Dansk Standard. Da frisk udfældet okker kan bestå af så fine partikler, at nogle af dem ikke tilbageholdes af et glasfiberfilter med en porestørrelse på 1-2 μ m (f.eks. GF/C), men derimod delvis af membranfilter med en porestørrelse på 0,45 μ m eller endnu mindre, anbefales det at anvende samme filtertype fra gang til gang. Af hensyn til sammenligneligheden foreslås det, at man bruger det filter, der anvendes mest generelt på de danske vand-kemilaboratorier, nemlig GF/C-filteret eller tilsvarende glasfiberfilter af andre fabrikater med en tilsvarende porestørrelse.

Bestemmelse af de to uorganiske og to organiske P-fraktioner kan beregnes ud fra følgende 4 målinger:

A = måling af uorganisk fosfat-P på filtreret prøve
 B = måling af uorganisk fosfat-P på ufiltreret prøve
 C = måling af total-P på filtreret prøve
 D = måling af total-P på ufiltreret prøve

Såfremt måling af total-P på filtrat udelades (C), fås ingen adskillelse mellem partikulært og opløst organisk fosfor, men kun summen.

De enkelte fosforkomponenter kan beregnes ud fra ovennævnte målinger (A, B, C og D) på følgende måde:

<u>Total-P</u>		D
<u>Norganisk P</u>		B
opløst norganisk P	A	
partikulært norganisk P	B-A	
<u>Organisk P</u>		D-B
opløst organisk P	C-A	
partikulært organisk P	(D-B)-(C-A)	

7. Tolkning af de forskellige variable

Vandtemperaturen og vandføringen i kildespring har kun små udsving i løbet af året og er derfor året igennem velegnede til kontrol af, at prøverne repræsenterer grundvandsafstrømning.

Såfremt der kan være risiko for forurening, hvad enten den skyldes gødskning med ammoniakholdig gødning eller atmosfærisk depositionsion, er det vigtigt at have nøjagtige og sikre målinger af pH, alkalinitet og konduktivitet (der henvises i øvrigt til Ferskvandslaboratoriets overvågningsprogram for forurening af søer og vandløb). Disse 3 variable vil i en tidsserie desuden være en god kontrol af, om kildevandet har en konstant kemisk sammensætning fra gang til gang. Afvigelser kan f.eks. skyldes i blandet smeltevand eller kraftig nedbør.

Eventuelle langtidssvingninger i konduktiviteten kan være en afspejling af nedbørsforholdene gennem en årække. Efter en række tørre år med varme somre kan man forvente en stigning i koncentrationen af nogle af de kvantitativt betydende ioner og dermed også en stigning i konduktiviteten. Omvendt kan en række våde år

Såfremt der ikke er jern til stede, udgør opløst uorganisk fosfat oftest den største andel af totalfosfor, mens der ved til-

fuldt program (se afsnit 5: analyseprogram). vil det være hensigtsmæssigt at udvide analyseprogrammet til rening, grundvand fra marine aflejringer, forvittringsgrad m.m.) fosforkoncentrationer og til karakterisering af vandtypen (for- i 3-4 fraktioner. Som hjælp til forståelse af eventuelle høje til belysning af disse forhold foreslås en separering af total-P

virkning på nedstrøms beliggende søer. rets bindingsform har eksempelvis indflydelse på kildedefosforets klare opdeling samt den måde, fosfor er bundet på. Fosfor- naturområder ($0,005-0,05 \text{ mg/l}$), vil det være af interesse at op- højere end baggrundskoncentrationen af total-P i kildvand fra for kildvæld med koncentrationer af fosfor, der er væsentligt

trit. man analyseteknisk som regel bestemmer summen af nitrat og ni- Nitrit er uden kvantitativ betydning, men er taget med, fordi

i hvert fald betydeligt lavere end i kilder uden jern. kildvæld med øker er nitratkoncentrationen ofte nær nul, eller Nitrat udgør i kildvand hovedparten af kvælstofindholdet. I

forurening. Forhøjede koncentrationer af ammonium ($>0,1 \text{ mg/l}$) tyder på lokal

get lavt i kildvand. højede fosforkoncentrationer. I reglen er humusindholdet dog me- forhøjet humusindhold kan give anledning til naturligt let for- Farvetallet kan anvendes til en vurdering af humusindholdet. Et

spildvand. anvendelse af kloridholdige gødninger eller nedslivning af hus- tiviteten. En stigning kan f.eks. være forårsaget af en forøget ge. Andre forhold kan også forårsage langtidsændringer i konduk- eventuelt virke fortyndende med faldende konduktivitet til føl-

stedevejelse af jern ($>0,1 \text{ mg/l}$) som regel vil være en høj procentdel partikulært bundet uorganisk fosfat. Organisk bundet fosfor kan undertiden være til stede i partikulær form, mens koncentrationen af opløst organisk fosfor i reglen vil være meget lav.

Høje koncentrationer af kalium (over ca. 3 mg/l) kan skyldes gødsning. Således angiver Kjelstrup og Hansen (1986), at der ved tilførsel af store mængder husdyrgødning til grovandede arealer sandsynligvis vil optræde forhøjede kaliumkoncentrationer i det øverste grundvand.

Høje koncentrationer af klorid (høje i forhold til baggrunds-koncentrationen fra udyrkede arealer i området) kan indikere påvirkninger fra f.eks. gødning eller nedslivning af husspildevand og møddingvand.

Høje sulfatkonzentrationer er typiske for områder, hvor pyrit lilles til sure sulfater. Ofte er der også jern til stede. Jernet kan være gendækket i undergrunden, mens sulfat-ionerne forbliver opløst og derfor transporteres videre. En eventuel stigning i sulfatkonzentrationen på kalkfattige lokaliteter kan også skyldes atmosfærisk forurening.

Konzentrationen af silikat kan anvendes som et mål for forvitringshastigheden i det pågældende opland.

8. Referencer

- Kelstrup, N. og B. Hansen, 1986:
Arealanvendelse og geologi - nitrat i grundvand.
- Miljøprojekt nr. 73, Miljøstyrelsen: 142 sider.
- Rebsdorf, Aa. og N. Thyssen, 1986:
Baggrundskoncentrationer af fosfor og relationen mellem partikulært fosfor og jern i jyske kilder og kildebække: Foreløbige resultater.
- I: Nordisk Hydrologisk Program (NHP), rapport nr. 14, 1986: "Partikulært bundet stoffransport i vand og jorderosion": 135-146. Teknisk rapport nr. 10 fra Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium.
- Rebsdorf, Aa. og N. Thyssen, 1987:
Udvaskning af fosfor.
- I: Årsrapport 1986 fra Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium: 37-44.
- Rebsdorf, Aa. og N. Thyssen, 1987:
Overvågningsprogram. Forsuring af søer og vandløb.
- Teknisk rapport nr. 18, publikation nr. 84 fra Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium 1987: 10 sider.

Kvalitetssikring af overvågnings- data

Retningslinier for kvalitetssikring af
ferskvaandskemiske data i
Vandmiljøplanens Overvågningsprogram
Teknisk anvisning fra DMU, nr. 7
Lars M. Svendsen
Aage Rebsdorf
Afdeling for Ferskvandsøkologi

Miljøministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser
April 1994

Standard-empne 00004230 Vandløbskontrol feltmålinger

Under dette emne overføres målinger, som er udført i feltet, i forbindelse med tilsyn f.eks. måling af vandtemperatur.

GRUP 00004230 VANDLØBSKONTROL FELTMÅLINGER

FIELD 00000095 Kode for målevariabel STD000019
FIELD 00000100 Kode for måleenhed STD000016
FIELD 00000101 Kode for målemetode STD000018
FIELD 00000622 Resultat (værdi)
FIELD 00001114 Attributter til måleresultat (<>~i)
FIELD 00001111 Valideret af. Initialer

Koder for målevariabel, -enhed og -metode samt resultat bør altid anføres. Bemærk at der findes en kode 00 for ikke oplyst. Attributter angives ved f. eks. større end, mindre end en værdi. En af de målevariabel som oftest er angivet med forkert enhedskode er ledningsevne. Ledningsevne bør såvidt muligt opgives i mS/m. I bilag 8.6 er angivet en oversigt over de mest almindelige målevariabel, og hvilken enhed DMU ønsker dem overført i.

Standard-empne 00004240 Vandløbskontrol vandprøver

Under dette emne overføres oplysninger om vandprøven, som er udtaget ved tilsynet.

GRUP 00004240 DAT VANDLØBSKONTROL VANDPRØ-

VER

FIELD 00000601 Laboratorium
FIELD 00000605 Kode for prøvetype STD000034
FIELD 00001045 Kode for prøvetagningsudstyr STD000024
FIELD 00001046 Kode for evt. serietype
FIELD 00001733 Antal prøver
FIELD 00001048 Tidsinterval (minutter)
FIELD 00001111 Valideret af. Initialer

Laboratorium (FIELD 601), samt koder for prøvetype og prøvetagningsudstyr (FIELD 605 & 1045) bør altid udfyldes. Prøvetypen vil normalt være kode 0001 = enkeltprøve. Ved overførsel af tidsproportionale blandingsprøver udfyldes endvidere antal prøver og tidsinterval (FIELD 1733 og 1048).

Standard-empne 00004241 Vandløbskontrol vandprøver analyse

Dette emne er underordnet emne 4240, og under emnet overføres analyseresultater fra vandprøven.

GRUP 00004241 DAT VANDLØBSKONTROL VANDPRØ-

VER ANALYSE

FIELD 00000601 Kode for laboratorium STD000032
FIELD 00000095 Kode for analysevariabel STD000019
FIELD 00000100 Kode for enhed STD000016
FIELD 00000101 Kode for analysemetode STD000018
FIELD 00000622 Resultat (værdi)
FIELD 00001114 Attributter til resultat (<>~i)

Koder for analysevariable, -enhed og -metode samt resultat bør altid anføres. Bemærk at der findes en kode 00 for ikke oplyst. Kode for laboratorium (FIELD 601) kan angives her i stedet for emne 4240, vandløbskontrol vandprøver. Attributter angives ved større end, mindre end en værdi osv. Attributter i anvendes, hvor værdien er udeladt af stoffransportberegningen. I bilag 8.6 er angivet en oversigt over de mest almindelige analysevariable, og hvilken enhed DMU ønsker dem overført i.

Eksempel på samlet STANDAT-definitionedel til overførsel af vandkemiske og fysiske variable fra vandløb.

DEFINITION

GROUP 00004200 DAT	VANDLØBSKONTROL
FIELD 00001460	Vandløbsnavn. Evt. synonymnavne
FIELD 00001459	Stationens navn.
FIELD 00001458	Beliggenhed. Nærmere beskrivelse af stationens beliggenhed.
FIELD 00001457	Vandløbssystem. Navnet på hoved-vandløbet, som udmunder i marin recipient.
FIELD 00001456	Marin recipient. Navnet på den marin recipient.
FIELD 00000151	Kode for beliggenhedsamt. STD000001
FIELD 00001455	Amtets stationsnummer.
FIELD 00001454	HHU nummer. Hedeselskabets Hydrometriske Undersøgelser's nummer på vandstandsstation. xx.yy.
FIELD 00001453	DDH stationsnummer. Det Danske Hedeselskabs stationsnummer, 6 cifre.
FIELD 00001452	DMU FEVØ stationsnummer.
FIELD 00001400	Hydrologisk-reference.
FIELD 00000388	Afstand til vandløbets knudepunkt.
FIELD 00000445	Tilsynsdato.
FIELD 00000595	Starttidspunkt klokke-time. 0 - 23.
FIELD 00000596	Starttidspunkt minuttal. 0 - 59.
FIELD 0000600	Slutdato
FIELD 00000597	Sluttidspunkt klokke-time. 0 - 23.
FIELD 00000598	Sluttidspunkt minuttal. 0 - 59.
FIELD 00000142	Initialer for sagsmedarbejder.

GROUP 00004230 DAT	VANDLØBSKONTROL FELTMÅLN-GER
FIELD 00000095	Kode for målevARIABLE STD000019
FIELD 00000100	Kode for måleenhed STD000016
FIELD 00000101	Kode for målemetode STD000018
FIELD 00000622	Resultat (værdi)
FIELD 00001114	Attributter til måleresultat (<~!)
FIELD 00001111	Valideret af. Initialer
END GROUP	

GROUP 00004240 DAT	VANDLØBSKONTROL VANDPRØ-VER
FIELD 00000601	Laboratorium
FIELD 00000605	Kode for prøvetype
FIELD 00001045	Kode for prøvetagningsudstyr STD000024
FIELD 00001046	Kode for evt. serietype
FIELD 00001733	*Antal prøver
FIELD 00001048	Tidsinterval (minutter)
FIELD 00001111	Valideret af. Initialer

GROUP 00004241 DAT	VANDLØBSKONTROL VANDPRØ-VER ANALYSE
FIELD 00000601	Kode for laboratorium
FIELD 00000095	Kode for analysevariable
FIELD 00000100	Kode for enhed
STD000032	
STD000019	
STD000016	

FIELD 00000101	Kode for analysemetode	STD000018
FIELD 00000622	Resultat (værdi)	
FIELD 00001114	Attributter til resultat (<>~i)	
END GROUP		
END GROUP		
END GROUP		
END GROUP		
END DEFINITION		

¹ Ved intensive stationer

* Bemærk: Antal prøver indberettes nu på FIELD 1733 imod tidligere FIELD 1047. Denne ændring skyldes, at det tidligere FIELD 1047 højst kunne indeholde en værdi på 99.

Stoftransportdata fra vandløb

De beregnede stoftransportdata fra vandløbsstationerne overføres med stationsoplysninger under standard-erne 80000000 og oplysninger om tidsperiode og værdien af stoftransportberegningen under standard-erne 80000003.

Standard-erne 80000000 *Vandløbskontrol*

Under dette emne overføres oplysninger om vandløbsstationen.

GRUP 80000000 DAT VANDLØBSKONTROL

FIELD 00001460 Vandløbsnavn. Evt. synonymnavne
FIELD 00001459 Stationens navn.
FIELD 00001458 Beliggenhed. Nærmere beskrivelse af stationens beliggenhed.
FIELD 00001457 Vandløbssystem. Navnet på hoved-vandløbet, som udmunder i marine recipient.
FIELD 00001456 Marin recipient. Navnet på den marinerecipient.

FIELD 00000151 Kode for beliggenhedsamt. STD000001

FIELD 00001455 Amtets stationsnummer.
FIELD 00001454 HHU nummer. Hedeselskabets Hydrometriske Undersøgelser's nummer på vandstandsstation.

FIELD 00001453 DDH stationsnummer. Det Danske Hedeselskabs xx.yy.
FIELD 00001452 DMU FEVØ stationsnummer.
FIELD 00001400 Hydrologisk-referenc.

FIELD 00000388 Afstand til vandløbets knudepunkt.

De vigtigste felter under dette emne er et stationsnummer (FIELD 1455, 1454, 1453 eller 1452). Data kan også overføres med hydrologisk reference og afstand (FIELD 1400 og 388), bemærk at der eksisterer et fast format for den hydrologiske reference ved EDB-overførsel (se bilag 8.4). Vandløbs- og stationsnavn (FIELD 1460 og 1459) samt amt (FIELD 151) bør for dokumentation af data også udfyldes.

Standard-erne 80000003 *Stoftransport*

Under dette emne angives oplysninger om tidsperiode, hvilken variabel, der er beregnet stoftransport for, samt enhed, metode og værdi af stoftransportberegningen.

GRUP 80000003 DAT VANDLØBSKONTROL STOF-TRANSPORT

FIELD 00000599 Startdato.
FIELD 00000595 Starttidspunkt klokke-time. 0-23.
FIELD 00000596 Starttidspunkt minuttal. 0-59.
FIELD 00000600 Slutdato.
FIELD 00000597 Sluttdpunkt klokke-time. 0-23.
FIELD 00000598 Sluttdpunkt minuttal. 0-59.
FIELD 00000095 Kode for analysevariabel STD000019.
FIELD 00000100 Kode for måleenhed STD000016.

FIELD 00001467 Kode for beregningsmetode STD000088.
FIELD 00000622 Resultat (værdi).
FIELD 00001114 Attributter til resultat (<>~)

Der bør altid overføres oplysninger om perioden i form af hhv. start- og slutdato (FIELD 599 og 600). Start- og sluttidspunkt (klokken) kan udelades såfremt perioderne dækker over et helt antal dage, f.eks. måneds-, sommer- og årstransport. Månedstransport angives med eksempelvis startdato lig med 920101 og slutdato lig med 920131 eller 920201.

Koder for analysevariable FIELD 0095 er de samme som ved overførsel af koncentrationresultater. Måleenheden vil normalt være enten 0092 = kg, 0093 = ton, 0098 = m^3 , eller 0055 = l s^{-1} . Enhedskoderne med periodeangivelse f.eks. kg/måned, ton/år bør ikke anvendes. Vandtransport i f.eks. 10^3 m^3 angives med 0098 = m^3 i enhedsfeltet og værdi i resultatfeltet (FIELD 622).

Det er fornuftigt at lagre og overføre stoftransportdata i sammenlignelige enheder. Opgøres fosfortransporten for en periode i kg, bør vandtransporten i den tilsvarende periode angives i 10^3 m^3 (og ikke i l/s). Herved kan rigtigheden af værdierne checkes, da fosfortransport divideret med vandtransport er lig med fosforkoncentration i mg P l^{-1} .

Kode for stoftransportberegningsmetode angives i FIELD 1467. Normalt anvendes 0002 = C-lineær interpolation, og enkelte gange 0001 = trapez integration.

I bilag 8.7 er angivet en oversigt over de almindeligste stoftransportvariable og den enhed, som DMU ønsker dem overført i.

Eksempel på STANDAT-definitionen til overførsel af stoftrans-
portdata fra vandløb.

DEFINITION
GRUP 80000000 DAT VANDLØBSKONTROL

FIELD 00001460	Vandløbsnavn. Evt. synonymnavne
FIELD 00001459	Stationens navn.
FIELD 00001458	Beliggenhed. Nærmere beskrivelse af stationens beliggenhed.
FIELD 00001457	Vandløbssystem. Navnet på hoved-vandløbet, som udmunder i marin recipient.
FIELD 00001456	Marin recipient. Navnet på den marinerecipient.
FIELD 00000151	Kode for beliggenhedsamt. STD00001
FIELD 00001455	Amtets stationsnummer.
FIELD 00001454	HHU nummer. Hedeselskabets Hydrometriske Undersøgelser's nummer på vandstandsstation.
FIELD 00001453	DDH stationsnummer. Det Danske Hedeselskabs stationsnummer, 6 cifre.
FIELD 00001452	DMU FEVØ stationsnummer.
FIELD 00001400	Hydrologisk-reference.
FIELD 00000388	Afstand til vandløbets knudepunkt.

**GRUP 80000003 DAT VANDLØBSKONTROL STOF-
TRANSPORT**

FIELD 00000599	Startdato.
FIELD 00000595	Starttidspunkt klokke-time. 0-23.
FIELD 00000596	Starttidspunkt minuttal. 0-59.
FIELD 00000600	Slutdato.
FIELD 00000597	Sluttidspunkt klokke-time. 0-23.
FIELD 00000598	Sluttidspunkt minuttal. 0-59.
FIELD 00000095	Kode for analysevariabel STD000019.
FIELD 00000100	Kode for måleenhed STD000016.
FIELD 00001467	Kode for beregningsmetode STD000088.
FIELD 00000622	Resultat (værdi).
FIELD 00001114	Attributter til resultat (<>~!)
END GROUP	
END GROUP	
END DEFINITION	

Stoftransport

Normalt beregnes stoftransport med metoden "(-)lineær interpolat-ion" som har nummer 02 i STANDAT kodelisten STD00088. Stoftransport beregnet på grundlag af de intensivt målte vandanalyser overføres med en anden metode-kode. Her anvendes koden 6 for metoden "Tidsproportional puljet", hvis transporten beregnes som en middeldkoncentration over en givne periode (eks. uge) gange vandafstrømningen i samme periode summeret op for hele året.

Kemiske og fysiske data fra søer

I forbindelse med tilsyn udtages der prøver fra en række søstationer. Disse søstationer dokumenteres entydigt under standard-emne 00004300 *Søkontrol*. Der angives endvidere dato og tid for tilsynet. Der kan ved tilsynet udføres en række *Felt-/profilmålinger*, standard-emne 00004341, f.eks. vandtemperatur og måling af iltindhold. Der udtages en vandprøve, som beskrives under standard-emnet 00004320 *Vandprøve*, og vandprøven analyseres for en række kemiske og fysiske variable, standard-emne 00004321 *Vandprøveanalyse*.

Standard-emne 00004300 Søkontrol

Under dette emne overføres oplysninger om søstationen og dato og tid for tilsynet.

GRUP 00004300 DAT SØKONTROL

FIELD 00001460 Søens navn. Evt. synonymnavne
FIELD 00001459 Stationens navn.
FIELD 00001458 Beliggenhed. Nærmere beskrivelse af stationens beliggenhed.
FIELD 00001457 Vandløbssystem. Navnet på hoved-vandløbet, som udmunder i marin recipient.
FIELD 00001456 Marin recipient. Navnet på den marin recipient.
FIELD 00000151 Kode for beliggenhedsamt. STD00001
FIELD 00001455 Amtets stationsnummer.
FIELD 00001454 HHU nummer. Hedeselskabets Hydrometriske Undersøgelser's nummer på vandstandsstation.
FIELD 00001453 DDH stationsnummer. Det Danske Hedeselskabs stationsnummer, 6 cifre.
FIELD 00001452 DMU FEVØ stationsnummer.
FIELD 00001035 Total dybde
FIELD 00001400 Hydrologisk-referenc.
FIELD 00000388 Afstand til vandløbets knudepunkt.
FIELD 00000445 Tilsynsdato.
FIELD 00000595 Starttidspunkt klokke-time. 0 - 23.
FIELD 00000596 Starttidspunkt minuttal. 0 - 59.
FIELD 00000597 Sluttidspunkt klokke-time. 0 - 23.
FIELD 00000598 Sluttidspunkt minuttal. 0 - 59.
FIELD 00001042 Sigtdybde (m)
FIELD 00000142 Initialer for sagsmedarbejder.

De vigtigste felter under dette emne er et stationsnummer (FIELD 1455, 1454, 1453 eller 1452), tilsynsdato (FIELD 445) og tidspunkt (FIELD 595) samt stationens totaldybde (FIELD 1035) og sigtdybden (FIELD 1042). Data kan også overføres med hydrologisk reference og afstand (FIELD 1400 og 388), bemærk at der eksisterer et fast format for den hydrologiske reference ved EDB-overførsel (se bilag 8.4). Søens- og stationsnavn (FIELD 1460 og 1459) samt amt (FIELD 151) bør for dokumentation af data også udfyldes.

NB! Bemærk at stationernes totaldybde angives her (FIELD 1035).

Standat-ernne 00004341 Søkontrol felt-/profilmålinger

Under dette ernne overføres målinger, som er udført i felten, i forbindelse med tilsyn f.eks. måling af vandtemperatur.

GRUP 00004341 DAT SØKONTROL FELT-/PROFILMÅ-
LINGER

FIELD 00001050	Måledybde (m).
FIELD 00000095	Kode for målevariabel STD00019
FIELD 00000100	Kode for måleenhed STD00016
FIELD 00000101	Kode for målemetode STD00018
FIELD 00000622	Resultat (værdi)
FIELD 00001114	Attributter til måleresultat (<~!)
FIELD 00001111	Valideret af. Initialer

Måledybde og koder for målevariabel, -enhed og -metode samt resultat bør altid anføres. Bemærk at der findes en kode 00 for ikke oplyst enhed og metode. Attributter angives ved f. eks. større end, mindre end en værdi. En af de målevariable som oftest er angivet med fejl enhedskode er ledningsevne. Ledningsevne bør såvidt muligt opgives i mSiemens pr meter (mS m^{-1}). I bilag 8.6 er angivet en oversigt over de mest almindelige målevariable, og hvilken enhed som DMU ønsker dem overført i.

Standat-ernne 00004320 Søkontrol vandprøver

Under dette ernne overføres oplysninger om vandprøven, som er udtaget ved tilsynet.

GRUP 00004320 DAT SØKONTROL VANDPRØVER

FIELD 00000601	Kode for laboratorium STD00032
FIELD 00001045	Kode for prøvetagningsudstyr STD00024
FIELD 00000605	Kode for prøvetype STD00034
FIELD 00001046	Kode for evt. serietype
FIELD 00001050	Dybde (m). Gennemsnitsdybde ved blandings- prøve.
FIELD 00001047	Antal prøver.
FIELD 00001049	Øvrige dybder. Alle dybder som en blan- dingsprøve er sammensat af, f.eks. 0.2 2.0 4.0
FIELD 00001048	Tidsinterval (minutter)
FIELD 00001111	Valideret af. Initialer
FIELD 601	og koder for prøvetagningsudstyr

(FIELD 1045) bør altid udfyldes.

Prøvetypen vil normalt være kode enten 0001 = enkeltprøve eller 0004 = blandingsprøve. Ved enkeltprøve udfyldes kun dybde (FIELD 1050), mens ved blandingsprøve angives gennemsnitsdyb-
den i dybdefeltet (FIELD 1050) og antal af prøver i FIELD 1047 og dybderne for disse i FIELD 1049. I FIELD 1049 bør de enkelte dybder angives med mellemrum f.eks. 0.2 2.0 4.0. FIELD 1046 og 1048 anvendes normalt ikke og bør derfor ikke indgå i defini-
tionsdelen.

Standat-ernne 00004321 Søkontrol vandprøver analyser

Dette emne er underordnet emne 4320, og under emnet overføres analyseresultater fra vandprøven.

GROUP 00004321 DAT SØKONTROL VANDPRØVER

ANALYSE

FIELD 00000601 Kode for laboratorium STD000032
FIELD 00000095 Kode for analysevariabel STD000019
FIELD 00000100 Kode for enhed STD000016
FIELD 00000101 Kode for analysemetode STD000018
FIELD 00000622 Resultat (værdi)
FIELD 00001114 Attributter til resultat (<>~!)

Koder for analysevariabel, -enhed og -metode samt resultat bør altid anføres. Bemærk at der findes en kode 00 for ikke oplyst. Kode for laboratorium (FIELD 601) kan angives her i stedet for i emne 4320, søkontrol vandprøve. Attributter angives ved større end, mindre end en værdi osv. I bilag 8.6 er angivet en oversigt over de mest almindelige analysevariable, og hvilken enhed DMU ønsker dem overført i.

Eksempel på samlet STANDAT-definitionsskel til overførsel af vandkemiske og fysiske variable fra søer.

DEFINITION

GROUP 00004300 DAT SØKONTROL

FIELD 00001460 Søens. Evt. synonymnavne
FIELD 00001459 Stationens navn.
FIELD 00001458 Belliggenhed. Nærmere beskrivelse af stationens belliggenhed.

FIELD 00001457 Vandløbssystem. Navnet på hoved-vandløbet, som udmunder i marin recipient.

FIELD 00001456 Marin recipient. Navnet på den marin recipient.
FIELD 00000151 Kode for belliggenhedsamt. STD000001
FIELD 00001455 Amtets stationsnummer.

FIELD 00001454 HHU nummer. Hedeselskabets Hydrometriske Undersøgelser's nummer på vandstandsstation.
xx.yy.

FIELD 00001453 DDH stationsnummer. Det Danske Hedeselskabs
stedsnummer, 6 cifre.
FIELD 00001452 DMU FEVØ stationsnummer.

FIELD 00001035 Total dybde
FIELD 00001400 Hydrologisk-referenc.

FIELD 00000388 Afstand til vandløbets knudepunkt.
FIELD 00000445 Tilsynsdato.

FIELD 00000595 Starttidspunkt klokke-time. 0 - 23.
FIELD 00000596 Starttidspunkt minuttal. 0 - 59.
FIELD 00000597 Starttidspunkt klokke-time. 0 - 23.
FIELD 00000598 Sluttidspunkt minuttal. 0 - 59.

FIELD 00001042 Sigtdybde (m)
FIELD 00000142 Initialer for sagsmedarbejder.

END GROUP

GROUP 00004320 DAT SØKONTROL VANDPRØVER

FIELD 00000601 Laboratorium STD000032

FIELD 00001045 Kode for prøvetagningsudstyr STD000024

FIELD 00000605 Kode for prøvetype STD000034

FIELD 00001046 Kode for evt. serie-type

FIELD 00001050 Dybde (m). Gennemsnitsdybde ved blandings-prøve.

FIELD 00001047 Antal prøver.

FIELD 00001049 Øvrige dybder. Alle dybder som en blandingsprøve er sammensat af, f.eks. 0.2 2.0 4.0

FIELD 00001048 Tidsinterval (minutter)

FIELD 00001111 Valideret af. Initialer

GROUP 00004321 DAT SØKONTROL VANDPRØVER ANALYSE

FIELD 00000601 Kode for laboratorium STD000032

FIELD 00000095 Kode for analysevariable STD000019

FIELD 00000100 Kode for enhed STD000016

FIELD 00000101 Kode for analysemetode STD00018
FIELD 00000622 Resultat (værdi)
FIELD 00001114 Attributter til resultat (<~i)
END GROUP
END GROUP
END GROUP
END GROUP
END DEFINITION

Bilag 8.6

Oversigt over almindeligste kemiske og fysiske variable

Variabelnavn	Standardkode	anbefalet enhed
Konduktivitet	0011	mS/m = 0024
pH	0041	ingen = 0003
Alkalinitet, total	0291	mmol/l = 0009 mækv/l = 0008
Farvetal-Pt	0061	mg/l = 0001
Itindhold	0251	mg/l = 0001
Itmætning	0252	procent= 0004
Vandføring (døgn)	9903	m ³ /sek = 0150
Øjeblikks-vandføring	9905	m ³ /sek = 0150
Temperatur (vand)	9902	°C = 0029
Biokemisk iltf. ufortyndet	2709	mg/l = 0001
Biokemisk iltforb. B15	0501	mg/l = 0001
Biok.iltf.iltr. B15	0502	mg/l = 0001
Biok.iltf.modif. B15	0503	mg/l = 0001
Biok.iltf. B17	0506	mg/l = 0001
Kem.iltf. COD total	0551	mg/l = 0001
Kem.iltf. COD, SS	0553	mg/l = 0001
Kem.iltf.CODtotal,modf.	0554	mg/l = 0001
Kem.iltf. KIF, total	0576	mg/l = 0001
Kem.iltf. KIF, filtr	0577	mg/l = 0001
Suspenderet stof	0127	mg/l = 0001
Glødetab af susp.stof	0147	mg/l = 0001
Ammoniak-ammonium-N1012	1191	mg/l = 0001
Nitrit+nitrat-N	1211	mg/l = 0001
Totalkvælstof	1304	mg/l = 0001
Ortofosfat-P, filtr.	1302	mg/l = 0001
Ortofosfat-P, total	1376	mg/l = 0001
Totalfosfor	1377	mg/l = 0001
Totalfosfor, filtr.	1551	mg/l = 0001
Kalcium	2041	mg/l = 0001
Jern	2111	mg/l = 0001
Silicium-Si,filtr.	7501	mg/l = 0020
Klorofyl a	0101	promille = 0036
Salinitet	2710	meter = 63
Vandstand DNN	2711	meter = 63
Vandstand Lokal		

Bilag 8.7

Oversigt over almindeligste stofftransportvariable

Variabelnavn	Standardkode	anbefalet enhed
Vandtransport	9903	m ³ = 0098
Biokemisk iltforbr. B15	0501	kg = 0092
Kem. iltf. COD total	0551	kg = 0092
Suspenderet stof	0127	kg = 0092
Ammoniak-ammonium-N1012	1191	kg = 0092
Nitrit+nitrat-N	1211	kg = 0092
Totalkvælstof	1304	kg = 0092
Ortofosfat-P, filtr.	1302	kg = 0092
Ortofosfat-P, total	1376	kg = 0092
Totalfosfor	1377	kg = 0092
Totalfosfor, filtr.	1551	kg = 0092
Kalcium	2041	kg = 0092
Jern	2111	kg = 0092
Silicium-Si, filtr.		

Bilag 8.8 Eksempler på udskifter i forbindelse med DMU's kontrol af fremsendte data

Bilag 8.8.1 Oversigt over vandløbsstationer og antal prøvetagninger i fire år i Vejle Amt til kontrol af antal målinger.

STATIONER I VEJLE AMT

AQUA-STNR VANDLØBSNAVN
ANTAL PRØVETAGNINGER 1989 1990 1991 1992

210077	MATTRUP Å, LILBERO	16	19	18	18
210089	GUDEN Å, VOERVADESBRO	17	18	19	19
210090	GUDEN Å, MØLLERUP	12	12	12	12
210872	ØLHOLM BEK, ØLHOLM BEK, NY STA	0	0	0	0
250018	SKJERN Å, TYKSKOV	17	19	18	18
250019	OMME Å, FARRE	18	18	18	18
250020	HOLTUM Å, HYGILD	17	18	18	18
250021	BRANDE Å, HESSELBJERGE	17	19	18	18
270004	LILLE-HANSTED Å, HANSTED	25	25	25	25
270045	HANSTED Å, ST. HANSTED BRO	13	11	13	12
280001	BYGHOLM Å, KØRUP BRO	26	25	25	25
290007	RÅRUP Å, ÅSTRUP	0	0	0	0
290008	ROHDEN Å, N.S. ÅRUP MØLLE DAMB	27	25	25	26
320001	VEJLE Å, HARALDSKÆR	17	18	20	19
320002	VEJLE Å, REFSGÅRDSLUND	17	19	19	19
320004	GREJS Å, GREJSDALENS PLANTESKO	18	17	18	18
320013	VEJLE Å, AFLØB ENGELSHOLM SØ	19	19	18	12
320014	NØRUP BEK, Ø.F.NØRUP	28	26	26	12
320015	ENGELSHOLM SØ, TILBØ E4, T.T.	17	8	7	0
320016	ENGELSHOLM SØ, TILBØ E5, S.V.	28	19	19	12
320017	ENGELSHOLM BEK, N.Ø.FOR ENGELS	20	23	13	10
320018	GREJS Å, AFLØB FÅRUP SØ	19	19	19	18
320019	SAKSØDAL BEK, N.Ø.FOR ØLLERUPGÅ	18	18	17	18
320020	LIDFROST BEK, OS FÅRUP SØ	18	18	17	18
320022	HØJEN Å, NEDERBRO	26	26	25	25
320030	SØDOVER BEK, V.F.SØDOVER	0	12	12	12
320031	ENGELSHOLM SØ, TILBØ E8, ANDE	0	26	25	11
320032	ENGELSHOLM SØ, TILBØ E9, T.T.	0	12	12	0
320033	ENGELSHOLM SØ, TILBØ E10, T.T.	0	10	12	0
320034	FÅRUP SØ, TILBØ F5, T.T.FÅRUP	0	8	2	0
330004	SPANG Å, BREDSSTRUP	28	26	25	25
340002	VESTER-NEBEL Å, ELKFRHOLM	28	25	25	25
340004	ALMIND Å, OS DONS MØLLE	28	23	26	25
340016	ALMIND Å, AFLØB DONS NØRRESØ,	18	13	0	0
340017	DONS NØRRESØ, TILBØ N4, T.T.D	12	12	12	12
340018	ALMIND Å, T.T. DONS NØRRESØ, N	6	10	12	12
340019	KOLDING Å, ALPEDALEN (S.F.BLM)	11	12	12	12
340022	BORLEV BEK, BORLEV BEK, NY STA	0	0	0	0
360001	KONGE Å, HOLTGÅRD	31	25	25	25
360015	VANDRUP Å, AFLØB SØGÅRD SØ, S2	10	18	16	17
360016	HJARUP Å, TILBØ SØGÅRD SØ, S3	17	18	19	18
360017	SØGÅRD SØ, TILBØ S4, TILBØ S	12	12	12	0
360018	SØGÅRD SØ, TILBØ S5, T.T.SØGÅ	9	12	11	9
370011	SOLKÆR Å, MØLLERBRO	28	26	27	25

Bilag 8.8.2 Oversigt over antal målinger pr. variabel i fire år for Fårup Sø, kilder. Et * angiver at gennemsnitsværdien for den pågældende variabel for et flere år er mistænkelig. En # angiver at antal målinger af den pågældende variabel er mistænkelig for et eller flere år.

320025 FÅRUP SØ, KILDER FÅRUP SØ, KILDER, FÅ3

VARIABLE MIDDLEL-VERDI (ANTAL DATOER)

	1989	1990	1991	1992
Q
TEMPV	9.500 (3)	8.600 (2)	7.850 (4)	8.875 (4)
PH	7.963 (4)	7.365 (2)	7.630 (4)	7.570 (4)
TA	2.915 (4)	.	.	.
KOND	48.625 (4)	46.000 (1)	47.150 (4)	46.550 (2)
FARVE
NO3N	3.527 (4)	4.669 (3)	5.852 (4)	6.051 (4)
PO4P_F	0.063 (4)	0.020 (3)	0.036 (4)	0.025 (4)
PTOT	0.108 (4)	0.085 (3)	0.122 (3)	0.090 (4)
FE	0.344 (4)	0.800 (3)	1.153 (4)	0.808 (4)
NO2N	0.002 (4)	0.002 (3)	0.002 (4)	0.001 (4)
NO3N	3.525 (4)	4.667 (3)	5.850 (4)	6.050 (4)
NTOT	4.025 (4)	4.900 (3)	6.200 (4)	6.500 (4)
PO4P	0.095 (4)	0.069 (3)	0.063 (4)	0.065 (4)

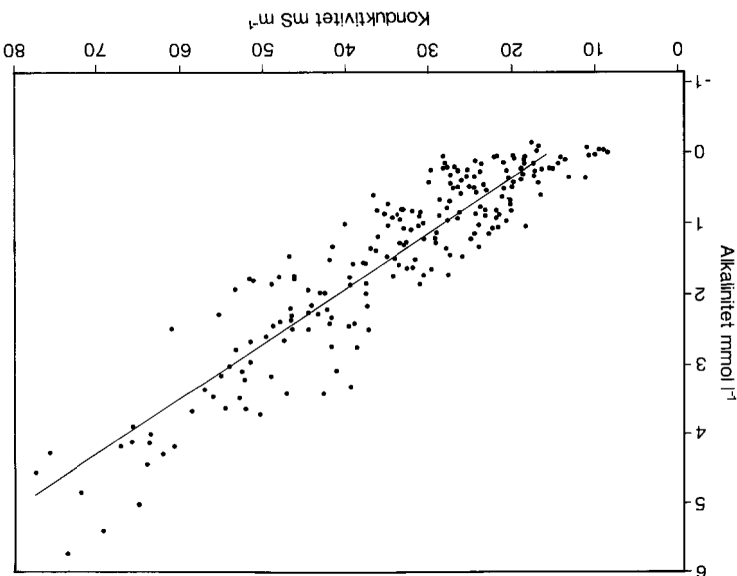
Bilag 8.8.4 Eksempel på at en mistænkelig værdi angives som "speciel værdi". Konduktivite-
ten (KOND) har været angivet som konstant ved flere målinger i træk eller som nul.

40004 VABRO A
PRIVAT BRO
År 1989
HHU nummer

MISTÆNKELIGE VÆRDIER				
DATO	TID	VARIABEL	VÆRDI	
891218	1335	TA	1.510	mmol/l
890227	1240	NO23N	7.920	mg/l
890227	1240	NTOT	9.660	mg/l
891218	1335	PO4P_F	0.200	mg/l
891218	1335	PTOT	0.800	mg/l
891218	1335	COD	60.000	mg/l
specielle værdier for KOND				
891218	1335	EXSTREM VÆRDI		
891218	1335	EXSTREM VÆRDI		
891218	1335	EXSTREM VÆRDI		
891218	1335	EXSTREM VÆRDI		
891218	1335	EXSTREM VÆRDI		
891218	1335	EXSTREM VÆRDI		

Konduktivitet:

Konduktiviteten er et konserverativt mål for det samlede ionindhold, hvorfor der normalt ikke er de store tidsmæssige variationer ved den enkelte station. Konduktiviteten kan i nogle tilfælde bruges som et identitetsmærke på en bestemt lokalitet, det gælder især vandløb, hvor grundvandsstilførselen er stor og punktueldningen er af mindre betydning. Såfremt en enkelt prøve i en tidsserie udviser en stor forskel fra de øvrige, kan der være grund til mistanke om, at der er sket en ombytning eller forkert mærkning af prøven. Man kan f.eks. ved at plotte konduktiviteten sammen med alkaliniteten eventuelt konstatere grove fejl i den ene eller anden af variablerne, idet der som regel er en relativt god sammenhæng ved konduktiviteter over ca. 1 mmol l^{-1} (figur 4.5).



Figur 4.5 Sammenhæng mellem alkalinitet og konduktivitet for danske vandløb (DMU, upubl.).

Enhedsfejl

Enheden for konduktivitet er mS m^{-1} i følge Dansk Standard, DS 288 (1974) og den skal måles ved 25°C . Tidligere anvendtes $\mu\text{S cm}^{-1}$. Det er derfor vigtigt at kontrollere enheden og om nødvendigt konvertere til mS m^{-1} (tabel 4.1).

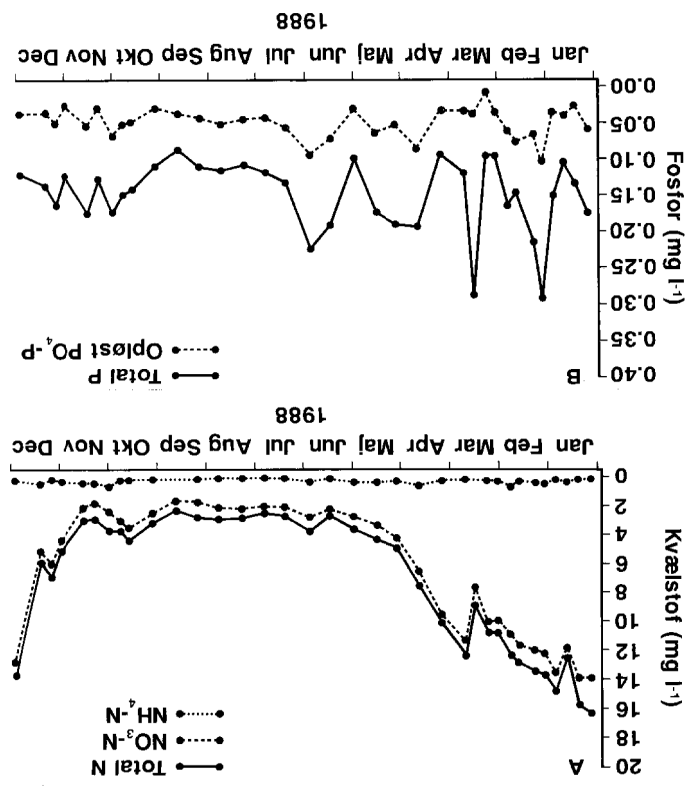
Da konduktiviteten i ferskvand stiger ret kraftigt med temperaturen (ca. $1,9\%$ pr. $^\circ\text{C}$), er det vigtigt at angive måletemperaturen, såfremt konduktiviteten er målt ved andre temperaturer end standardtemperaturen.

Kvælstoftraktionerne:Enheden er $\text{mg l}^{-1} \text{ N}$

Det er vigtigt, at kvælstoftraktionerne altid angives i samme enhed: $\text{mg l}^{-1} \text{ N}$. Undertiden (især på analyser fra laboratorier, der analyserer drikkevand) angives nitrat som $\text{mg l}^{-1} \text{ NO}_3$. Omregningsfaktorerne er vist i tabel 4.1. Undertiden kan man observere, at summen af uorganiske N-fraktioner er større end total-N. Såfremt der praktisk taget ikke er noget organisk N i forhold til f.eks. en høj nitratkoncentration, så bør der imidlertid i knap 50% af analyserne rent statistisk tilsyneladende være mere uorganisk

Total N større end summen af de uorganiske fraktioner

- (1) Såfremt summen af de uorganiske fraktioner minus $\sqrt{s_1^2 + s_2^2}$ er mindre end total N + s, hvor s₁ og s₂ er laboratoriets standardafvigelse på henholdsvis ammonium-N og nitrit-N + nitrat-N, og hvor s er standardafvigelsen på total N, er der ikke grund til at reagere, men hvis summen er større, bør man undersøge sagen nærmere og evt. kontakte laboratoriet, især hvis forskellen er stor, eller forholdet er et hyppigt tilbagevendende fænomen.
- (2) Lav en graf over sammenhængen mellem summen af fraktionerne og total N og vurder visuelt, om der er grund til at reagere (se figur 4.6A).



Figur 4.6 C-tid plot af koncentrationerne af total N og de uorganiske N-fraktioner (A) samt af total P og opløst fosfat-P (B) i Gelbæk (Kronvang og Bruhn, 1990).

Fejl i total N-analysen ved højt organisk indhold

Ved analyse af søvand og søafløb med højt indhold af organisk stof og samtidig højt indhold af organisk kvælstof har Danmarks Miljøundersøgelser konstateret, at total N-analysen i nogle tilfælde har givet for lave resultater. I ekstreme tilfælde op til 30-40% for lave. Det drejede sig om prøver, hvor COD var op til ca. 80 mg l⁻¹ svarende til ca. 30 mg l⁻¹ TOC, og organisk kvælstof op til ca. 7 mg l⁻¹ på grund af stor algebionmasse. Problemet kan løses enten ved at anvende en 4-5 gange højere persulfat-koncentration

Fr*i* NH₃'s afhængighed af
pH og temperatur

Ammoniak og ammonium:

og en tilsvarende højere NaOH-koncentration end angivet i
foreskrifterne, eller ved at anvende et tilsvarende mindre rumfang
vandprøve og benytte de sædvanlige reagenser. For at undgå at
have to hold reagenser med risiko for forveksling af reagenserne
anbefales det sidstnævnte alternativ. Det anbefales at genanaly-
sere prøver med mindre prøvemængde såfremt koncentrationen
af organisk kvælstof (Total N minus organisk N) overstiger 3-4
mg l⁻¹ N.

Ved bestemmelse af ammonium efter *Dansk Standard, DS 224*
(1975) bestemmes summen af fri ammoniak (NH₃) og ammonium
(NH₄⁺) angivet i enheden mg l⁻¹ N. Ønsker man at kende ind-
holdet af den fri ammoniak ved en bestemt temperatur, skal man
kende både temperaturvariationen for pH og ammoniumdis-
sociationen i ferskvand.

I vandløb hvor karbonatsystemet er fremherskende, dvs. hvor pH
ligger over ca. 6,5, stiger pH med faldende vandtemperatur efter
følgende ligning (se også kap. 2.3):

$$pH_t = pH_a + 0,009 (a-t)$$

hvor t er den ønskede temperatur (°C) og a er den temperatur,
som pH er målt ved (*Davidson, 1990*). Hvis pH er målt ved 25°, og
man vil vide, hvad pH ville have været, hvis vandet f.eks. var 5°
bliver $pH_5 = pH_{25} + 0,18$.

Derefter kan den fri ammoniak bestemmes enten ud fra en tabel
(bilag 8.3) over, hvor stor en andel den fri ammoniak udgør af
total ammonium ($[NH_3] + [NH_4^+]$) eller ud fra følgende
formler (*Emerson m.fl., 1975; Rebsdorf, 1978*):

$$pK = 0,09018 + 2729,92/(273,2 + t)$$

$$[NH_3] = [NH_4]/(1 + 10^{pK-pH})$$

hvor t er temperaturen (°C) og pH angives ved temperatur t. pK
er den negative logaritme til ammoniumionens syrestyrkekon-
stant, dvs. $\frac{[NH_3]}{[NH_4]} = K = 10^{-pK}$.

Eftersom måleenheden normalt er mg l⁻¹ N, og grænseværdien for
ammoniak i fiskevand angives i mg NH₃, skal man yderligere
multiplicere med 1,216 for at få resultatet i mg l⁻¹ NH₃ (tabel 4.1).

Fosforfraktionerne:

Ligesom for kvælstoffraktionerne gælder, at total P generelt ikke
må være mindre end summen af de organiske fraktioner, hvoraf
kun den opløste organiske fosfat-P er inkluderet i Overvågnings-
programmet. Man kan checke den organiske P-fraktion og total
P efter samme retningslinier som anbefalet under "kvælstoffrakti-
onerne" punkt 1 og 2 (figur 4.6B).

Total P større end norga-
nisk P

Fr*i* NH₃ og fiskevand

Enheden er mg l^{-1} P. Undertiden (især på analyser fra laboratorieafdelinger, der analyserer drikkevand) angives fosfat som PO_4 . I tabel 4.1 er omregningsfaktorerne angivet. Endelig bør man sikre sig, at analysen af opløst uorganisk fosfat er foretaget på en filtreret prøve.

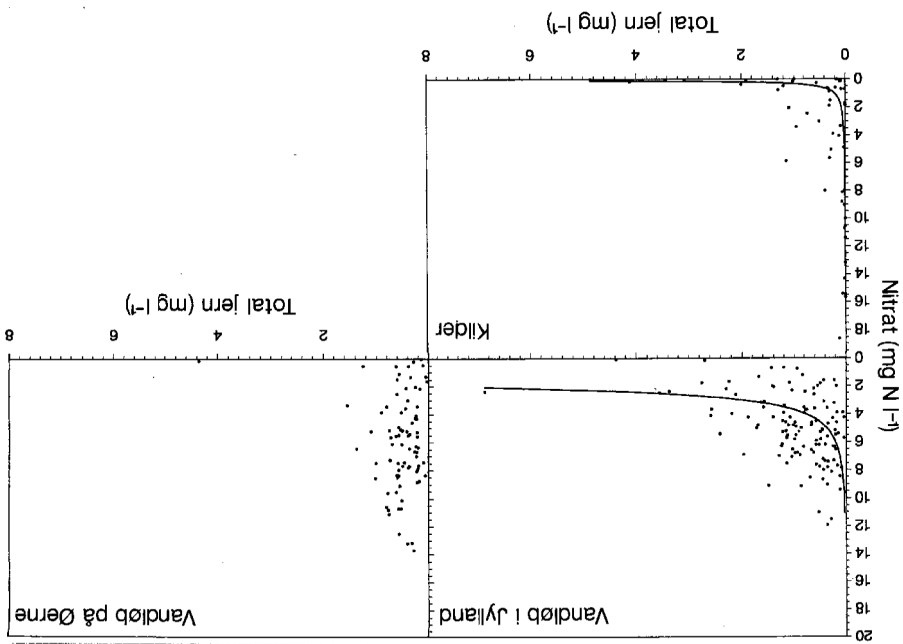
Silikat:

Enheden er mg l^{-1} Si, ikke SiO_2 . Omregningsfaktorerne er angivet i tabel 4.1.

Total jern:

I koncentrationssområdet fra 0 - $1,5 \text{ mg l}^{-1}$ kan anvendes *Dansk Standard* (DS 219), men ved højere koncentrationer op til ca. 12 mg l^{-1} anbefales bipyrindymetoden (*Rebsdorf m. fl., 1988*). Især i jyske vandløb ses der ofte en slags omvendt proportionalitet mellem total jern og nitrat samt mellem total jern og opløst fosfat (se figur 4.7 og 4.8).

Enheden er mg l^{-1} Fe.



Figur 4.7 Samplot af koncentrationen af nitrat-N og total jern for jyske vandløb, vandløb på Øerne og alle kilder. I jyske vandløb og kilder er der fundet statistisk signifikante regressionsammenhænge ($p < 0.0001$) (*Kronvang m.fl., 1992*).

Biokemisk iltforbrug (BOD) ufortyndet:

Til måling af let omsætteligt organisk stof i vandløb har Århus Amt og Fyns Amt i en række år målt iltforbruget over 5 døgn i ufortyndede prøver uden tilsætning af podemateriale og nitrifi-kationshæmmere til beskrivelse af forureningsstiltanden. Metoden er nu foreslået som europæisk standard (CEN/TC 230/WG1/TC2, 1992) og er blevet afprøvet ved en interlaboratoriesammenligning (Vandkvalitetsinstituttet, 1992b) med godt resultat.

Nyt metodeforslag til europæisk standard

To metoder

TOC og COD

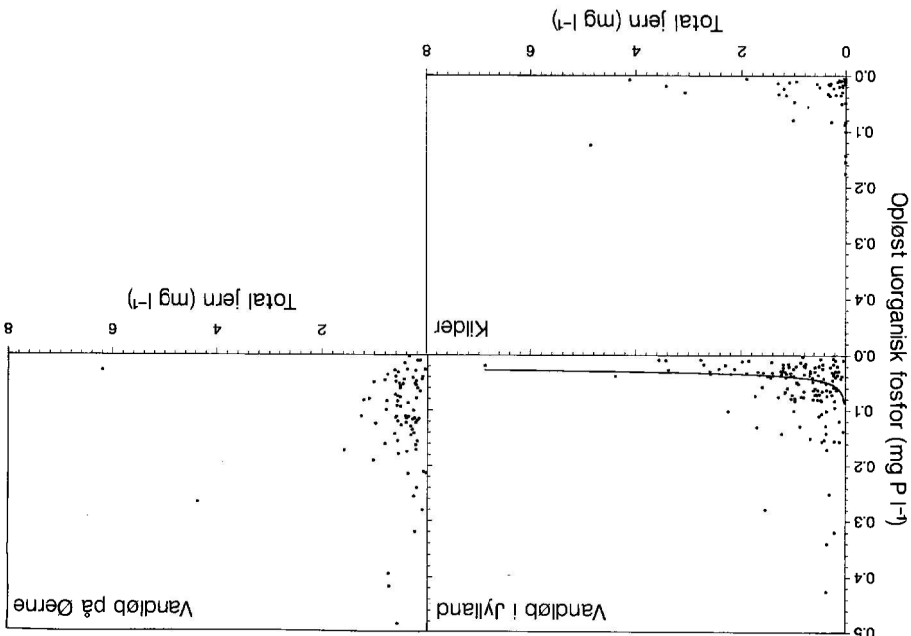
Måling af organisk stof omfattere både det let omsættelige og de mere refraktære organiske stoffer som humusstoffer kan foretages ved kemisk oxidation og efterfølgende måling enten af den CO_2 der dannes ved oxidationen af det organisk bundne kulstof (TOC), eller ved måling af den ved oxidationen forbrugte ilt (COD). Ved bestemmelse af total og opløst organisk stof anbefales det at anvende TOC, fordi man her kan undgå anvendelse af kviksølv og stærke syrer, som kræves ved anvendelse af COD-metoden. Ved bestemmelse af partikulært organisk stof kan man dog fortsat med fordel anvende COD, fordi man kan koncentrere det organiske stof på et glasfibrerfilter, som derefter kan behandles med COD-kemikalierne uden brug af kviksølv. I de fleste tilfælde under aerobe forhold (*Rebsdorf m.fl.*, 1988) kan man omregne TOC til COD ved multiplikation med $32/12 = 2,67$ svarende til den teoretiske glukosefaktor:

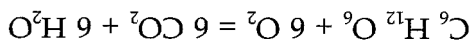
Organisk stof (TOC og COD):

Enheden er $\text{mg l}^{-1} \text{O}_2$.

Undersøgelsen viste bl.a., at BOD_5 og BOD_{2+5} ikke afviger signifikant fra hinanden (BOD_{2+5} betyder, at prøverne opbevares først 2 døgn ved højest 4°C og derpå 5 døgn ved 20°C), mens BOD_7 gav højere resultater. Metoden begrænsning ligger i, at iltforbruget højest må være 6 mg l^{-1} . Det betyder, at forureningsstiltanden ved stationer, der erfaringsmæssigt har et stort iltforbrug, f. eks. på grund af spildevandsbelastning, ikke kan følges med denne metode, men må undersøges med den metode, der normalt anvendes på spildevand.

Figur 4.8 Samplot af koncentrationen af opløst uorganisk fosfor og total jern for jyske vandløb, vandløb på Øerne og alle kilder. I jyske vandløb er der fundet en statistisk signifikant regressionsammenhæng ($p < 0.01$) (*Kronvang m.fl.*, 1992).





$$32 \text{ mg } O_2 \sim 12 \text{ mg } C$$

Enhederne er altså $mg \text{ l}^{-1} O_2$ ved COD og $mg \text{ l}^{-1} C$ ved TOC.

**Suspenderet stof (SS eller TS, tørstof), suspenderet stof
gløderest (SS-GR) og glødetab (SS-GT):**

Måles efter *Dansk Standard* (DS 207) og må ikke forveksles med måling af "Tørstof og gløderest" (*Dansk Standard*, DS 204), som bestemmes efter inddampning og tørring af en kendt prøvemængde af enten vand, slam eller sediment.

Enhederne er $mg \text{ l}^{-1} SS$, $SS-GT$ eller $SS-GT$. Suspenderet stofs gløderest og glødetab angives desuden ofte som % af SS.

4.2. Detektionsgrænser og præcision

Precision

Præcisionen er et begreb, som beskriver størrelsen af den tilfældige fejlspridning, i modsætning til nøjagtigheden ("accuracy") er et udtryk for den systematiske fejl ("bias"). Jo mindre spredningen er, desto bedre er præcisionen, der i reglen udtrykkes ved standardafvigelsen. *Vandkvalitetsinstituttet* (1984); *Jansen m.fl.* (1985) og *Naturvårdsverket* (1987) har beskrevet de forskellige definitioner og der henvises til disse referencer for nærmere uddybning. Her skal kun nævnes to formler til beregning af standardafvigelsen, den første (1) er den almindeligst kendte. Den anden (2) er mindre kendt, men den er nyttig i de ofte forekommede tilfælde, hvor man har en serie dobbeltanalyser inden for nogenlunde samme koncentrationssområde:

$$(1) \quad s = \sqrt{\frac{\sum (x_i - \bar{x})^2}{N-1}}$$

hvor x_i er måleværdien for den i-te analyse, \bar{x} er gennemsnittet af alle målingerne af prøven, og N er antallet af enkeltanalyser af den samme prøve.

$$(2) \quad s = \sqrt{\frac{\sum (\Delta x)^2}{2M}}$$

hvor Δx_i er differensen mellem de to måleværdier af den i-te prøve, og M er antallet af dobbeltprøver, dvs. $2M=N$ er antallet af enkeltmålinger (*Doerffel*, 1965).

Detektionsgrænsen (DL) defineres som "den mindste koncentration af et stof, der kan angives med en specificeret grad af sikkerhed (normalt 95%) ved en bestemt analysemetode" (*Jansen m.fl.*, 1985). For de metoder, hvor der kan trækkedes en blindværdi, beregnes analysedetektionsgrænsen, DL, i praksis som:

$$DL = \text{baggrundsniveauet } (\bar{x}) + 3 \cdot s$$

Standardafvigelser på
dobbeltanalyser

Standardafvigelse

Undgå forveksling af to
metoder

hvor \bar{x} er middelværdien og s er standardafvigelsen for gentagne blindprøvebestemmelser (Naturvårdsverket, 1987). Jansen m.fl. (1985) giver en mere teoretisk statistisk indføring af begreberne.

Der er i litteraturen angivet flere forskellige typer og definitioner af detektionsgrænser (Long & Winefordner, 1983; APHA, 1989). Således opererer APHA (1992) med fem forskellige typer: Instrumendetelektonsgrænser (IDL), nedre detektionsgrænse (LLD), metodedetelektonsgrænser (MDL), "Limit of quantitation" (LOQ) og "Practical quantitation limit" (PQL).

Metodedetelektonsgrænser (MDL) angives at være $3,14 \times s$, hvor s er standardafvigelsen beregnet ud fra 7 målinger af stoffet ved lave koncentrationer f.eks. blindprøver. Desuden er især LOQ (Limit of quantitation) og PQL (practical quantitation limit) af interesse. LOQ defineres som den koncentration af stoffet, som giver et signal, der er så meget større end blindværdien, at det kan påvises indenfor specificerede grænser af gode laboratorier ved rutineanalyser. Den er typisk $10 \times s$ over blindværdisignalet. PQL er foreslået som det laveste niveau, der kan måles mellem forskellige laboratorier indenfor specificerede grænser under rutineoperationer.

Det omtrentlige forhold mellem de tre grænser angives at være:

$$\text{MDL: LOQ: PQL} = 1: 2,5: 5$$

Det vil for eksempel sige, at hvis detektionsgrænsen for en metode (MDL) er $0,01 \text{ mg l}^{-1}$, bliver LOQ $0,025 \text{ mg l}^{-1}$ og PQL $0,05 \text{ mg l}^{-1}$.

Detektionsgrænser og præcisioner fra danske interkalibreringer

I tabel 4.2 er angivet de detektionsgrænser og præcisioner, som normalt er fundet ved interkalibreringer af ferskvandsanalyser (Vandkvalitetsinstituttet, 1992a). For lave koncentrationer (nær detektionsgrænser) er de absolutte værdier for standardafvigelse af interesse, mens variationskoefficienten er mere relevant for højere koncentrationer (se tabellteksten til tabel 4.2). Endvidere er angivet "Normalt måleområde", som blot er at betragte som vejledende, og som kun kan bruges til at afsløre fejl i enheder eller kommaføj. Kolonnen "Antal betydende cifre" angiver det antal cifre, som DMU ønsker anvendt ved dataoverførsel under Overvågningssystemet.

I tabel 4.3 er anført nogle omtrentlige angivelser af usikkerheden og normalt måleinterval for sedimentanalyser under Overvågningssystemet for søer.

Såfremt et analyseresultat er angivet som $> a \text{ mg l}^{-1}$, anbefales det at indtaste $\frac{1}{2} \cdot a \text{ mg l}^{-1}$ som et rimeligt bud på den mest sandsynlige koncentration, men det kan altid diskuteres, hvad der er det mest rimelige bud.

$$<a = \frac{1}{2} \cdot a$$

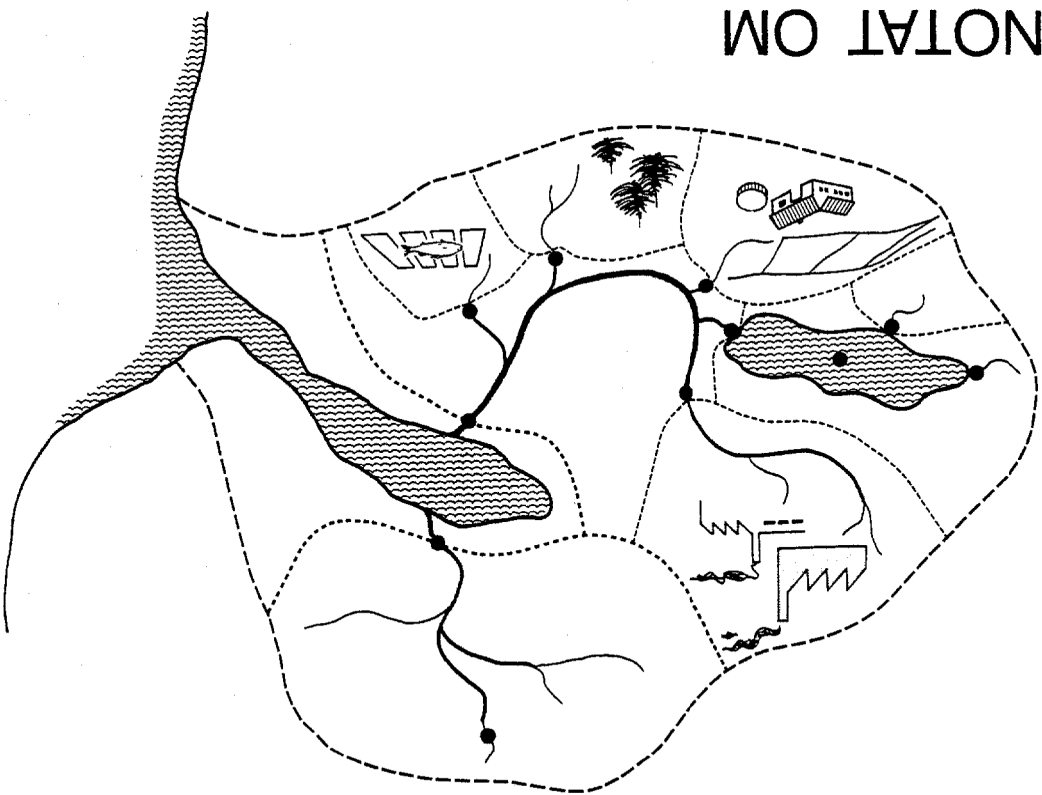
Tabel 4.2 Vejledende talværdier for de detektionsgrænser (DL), standardafvigelse (s) og variationskoefficienter (CV %), som man normalt kan forvente ved analyse af ferskvand i henhold til interkalibreringer de senere år (*Vandkvalitetsinstituttet, 1992a*). Ved lave koncentrationer gælder s_r og s_L (standardafvigelsen hhv. inden for og mellem laboratorier), for højere koncentrationsniveauer gælder CV_r og CV_L (Variationskoefficienten i % hhv. inden for og mellem laboratorier), idet $CV = 100 \times \frac{s}{\bar{x}}$ hvor \bar{x} er gennemsnitskoncentrationen. CV anvendes i de tilfælde, hvor $\bar{x} \cdot \frac{CV}{100}$ er større end de i tabellen anførte s-værdier. Endvidere er angivet det normale antale betydende cifre samt anbefalede metoder.

Variabel	Normalt måleområde ⁽¹⁾	Detektionsgrænser (DL)	s_r	s_L	CV _r %	CV _L %	Antal betydende cifre ⁽²⁾	Anbefalet metode (DS=Dansk Standard)
pH	4 - 11	-	0,04	0,11	-	-	2-3	DS 287
Alkalinitet, mmol l ⁻¹	0,1 - 6	0,05	0,03	0,08	1	2	3	DS 253
Alkalinitet, mmol l ⁻¹	-0,1 - 0,2	0,005	0,003	0,01	3	10	3	Rebsdorf m.fl. (1988)
Konduktivitet, m S m ⁻¹	5 - 100	1,0	0,4	1,0	1	5	2-3	DS 288
Opløst ilt, titr. mg l ⁻¹	0 - 30	0,1	0,05	0,2	1-2	4-8	2-3	DS 2205
Opløst ilt, elektr. mg l ⁻¹	0 - 30	0,1	0,05	0,3	1-3	3-21 ⁽³⁾	2-3	DS 2206
Farvetal, mg l ⁻¹ Pt	5 - 500	5	2	5-10	5-10	20-50 ⁽⁴⁾	2	DS 289, 2 udg.
Ammonium, mg l ⁻¹ N	0 - 2	0,01	0,004	0,01	1-2	5	3	DS 224
Nitrit + nitrat, mg l ⁻¹ N	0 - 25	0,02	0,005	0,03	2-3	5-6	3	DS 222
Total nitrogen, mg l ⁻¹ N	0 - 25	0,06	0,03	0,06	3-5	5-10	3	DS 221
Op. uorg. fosfat, mg l ⁻¹ P	0 - 2	0,005	0,002	0,004	1-2	2-3	3	DS 291
Total fosfor, mg l ⁻¹ P	0 - 2	0,01	0,005	0,01	2-3	3-6	3	DS 292
Silikat, mg l ⁻¹ Si	0 - 10	0,05	0,02	1-2	2		2	Rebsdorf m.fl. (1988)
Total jern, mg l ⁻¹ Fe	0 - 10	0,05	0,02				3	Rebsdorf m.fl. (1988) el. DS 219
BOD ufortyndet, mg l ⁻¹ ⁽⁵⁾	0 - 6	0,5	0,1-0,2	0,3-0,5	3-10	10-20	3	CEN (1992)
COD, mg l ⁻¹ O ₂	10 - 70	5	2	4	2-5	5-10	2	Rebsdorf m.fl. (1988)
TOC, mg l ⁻¹ C	3 - 25	0,5	0,1		1-2		3	Div. TOC-app.
Suspenderet stof, mg l ⁻¹	2 - 80	2	1	2	10-20	20	3	DS 207
Susp. stofs glødetab, mg l ⁻¹ ⁽⁷⁾	2 - 40	2	1	2			3	DS 207

De angivne metoder kan være modificeret, især med hensyn til automatiserede metoder. Disse metoder bør kunne dokumenteres at give mindst lige så pålidelige resultater som de oprindelige manuelle metodebeskrivelser.

- ⁽¹⁾ Denne kolonne beskriver vejledende grænser. Såfremt de overskrides væsentligt, er der højt sandsynligt tale om fejl, herunder f.eks. faktorfeljl eller enhedsfejl.
- ⁽²⁾ Ved lave koncentrationer kan antal betydende cifre nedskræres, så der er overensstemmelse med det antal decimaler, som standardafvigelsen er angivet med. Af hensyn til databehandlingen ønsker DMU i nogle tilfælde et større antal betydende cifre og decimaler, end metoden berettiger til, og som DS angiver.
- ⁽³⁾ Den høje CV_L skyldes formentlig, at lave iltkoncentrationer er svære at måle med elektrode
- ⁽⁴⁾ Den høje CV_L skyldes formentlig, at den benyttede metodik (DS 289, 1. udg.) ikke var entydig. Den nye 2. udgave er endnu ikke interkalibreret, men vil formentlig give bedre resultater.
- ⁽⁵⁾ Tallene stammer fra et nyt forslag til europæisk standard vedr. BOD i ufortyndede prøver (CEN, 1992; *Vandkvalitetsinstituttet, 1992b*).
- ⁽⁶⁾ Ved bestemmelse af partikulært COD på glasfiberfiltre kan detektionsgrænsen og standardafvigelsen blive mindre afhængigt af den mængde prøve, der filteres.
- ⁽⁷⁾ Suspenderet stofs glødetab kan også angives som % af suspenderet stof.

OVERVÅGNINGSPROGRAM



NOTAT OM

STATIONS- OG OPLANDS- BESKRIVELSERNE

AF LOKALITETERNE I

OVERVÅGNINGSPROGRAMMET

Miljøministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser

Forord

På fagmødet den 23. november 1988 om Overvågningsprogrammet for de ferske vande blev der nedsat en arbejdsgruppe, der skulle udarbejde et notat med minimumskrav til detaljeringsgrad af op-
landsbeskrivelserne og med standardiserede metoder til kortlæg-
ning af belastningskilder i oplandet. Arbejdsgruppen har bestået af følgende personer:

Stig Pedersen, Fyns amtskommune

Jesper Ansbæk, Storstrøms amtskommune

Egon Dall, Vejle amtskommune

Poul Hald Møller, Vejle amtskommune

Mads Ejbye-Ernst, Ribe amtskommune

Steen Platau, Landbrugsministeriets Arealdatakontor

Jan Højbye, Hedeselskabets Hydrometriske Undersøgelser

Peter Kristensen, Danmarks Miljøundersøgelser

Det foreliggende notat er udarbejdet af Danmarks Miljøundersø-
gelser, Afdeling for ferskvandsøkologi, på baggrund af møder i
arbejdsgruppen og har været udsendt til endelig kommentering i
arbejdsgruppen.

1	Søer
1	Beskrivelse af den enkelte sø
1	- Morfometriske forhold
3	- Hydraulisk opholdstid
4	- Afstrømningsforhold i tilløb samt afløb
4	Oplandsbeskrivelse
5	- Topografisk opland
5	- Jordtype
6	Kortlægning af kilder til belastning af søen
6	- Oversigt over arealudnyttelsen
7	- Oversigt over antallet af husdyr
7	- Punktkilder
10	Vandløbsstationer - typeoplande
10	Beskrivelse af den enkelte vandløbsstation
10	- Afstrømningsforhold
10	Oplandsbeskrivelse
11	- Topografisk opland
11	- Jordtype
12	Kortlægning af kilder til næringsstoftransport
12	- Oversigt over arealudnyttelsen
12	- Oversigt over antallet af husdyr i oplandene
13	- Punktkilder
15	Vandløbsstationer i det nationale net
15	Beskrivelse af den enkelte vandløbsstation
15	- Afstrømningsforhold
16	Oplandsbeskrivelse
16	- Uvalte oplande
16	- Topografisk opland
16	- Jordtype
17	Kortlægning af kilder til næringsstoftransport
17	- Oversigt over arealudnyttelsen
17	- Punktkilder
19	Kilder og kildebække
19	Beskrivelse af den enkelte kilde
19	Oplandsbeskrivelse
19	- Jordtype
20	Kortlægning
20	- Oversigt over arealudnyttelsen
20	- Oversigt over antallet af husdyr i oplandene
21	- Punktkilder

Beskrivelse af den enkelte sø

Under dette punkt rapporteres et oversigtskort over søen og oplandet til søen og et over de vigtigste belastningskilder i oplandet. Ud over disse punkter kan der indgå andre beskrivende oplysninger.

Oversigtskort

Optegning af vandløbssystemet, i hvilket søen er placeret. Navne på vandløbene angives, se forslag i figur 1.

Oversigtskort 1:25.000

Oversigtskort i ca 1:25.000 hvor søen og oplandet til søen, tilløbene og afløbet fremhæves. Grænsen for det topografiske opland markeres med en stipleet linie. I tilløbene markeres de væsentlige forureningskilder, eksempelvis spildevandsanlæg, dambrug, større regnvandsudløb og overfaldsbygværker, se forslag i figur 2.

Morfometriske forhold

Under dette punkt angives en række standardparametre for de morfometriske forhold i søen. En beskrivelse af de morfometriske forhold skal som minimum indeholde følgende:

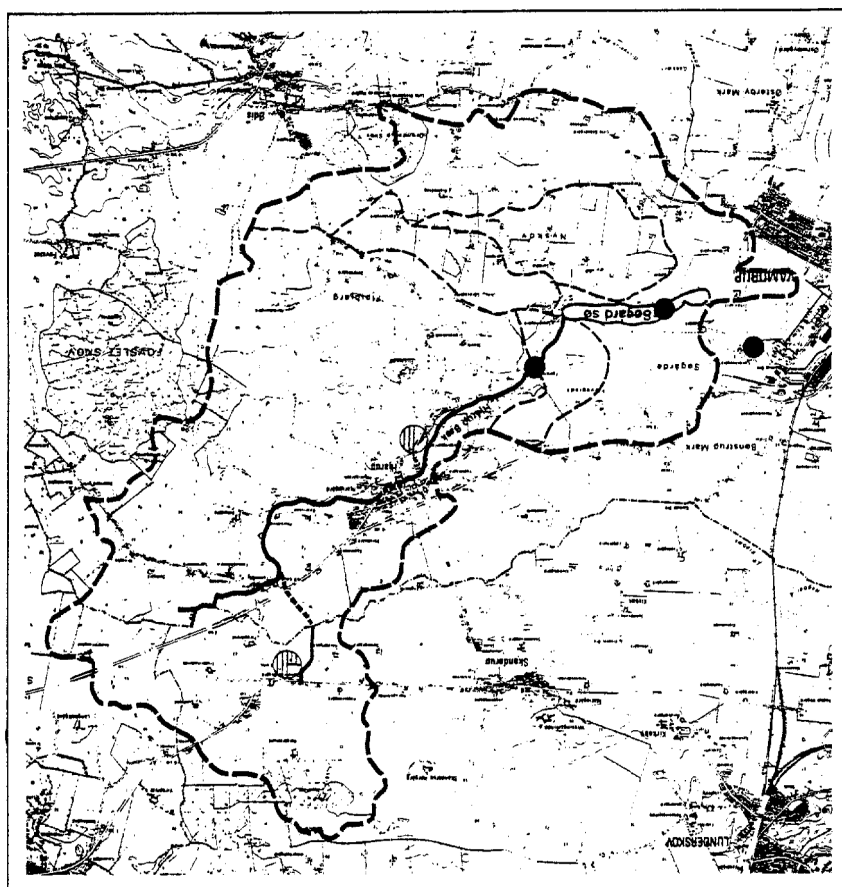
- et skørt med isolinier for vanddybder i søen. På kortet angives placering af tilløb, afløb og de stationer, hvor der i forbindelse med overvågningsprogrammet udtages prøver

- en tabel med søareal, middeldybde, største dybde, volumen og kystlængde. Kystlængden opgøres for sammen med hypsografierne at få indtryk af littoralzonens udbredelse

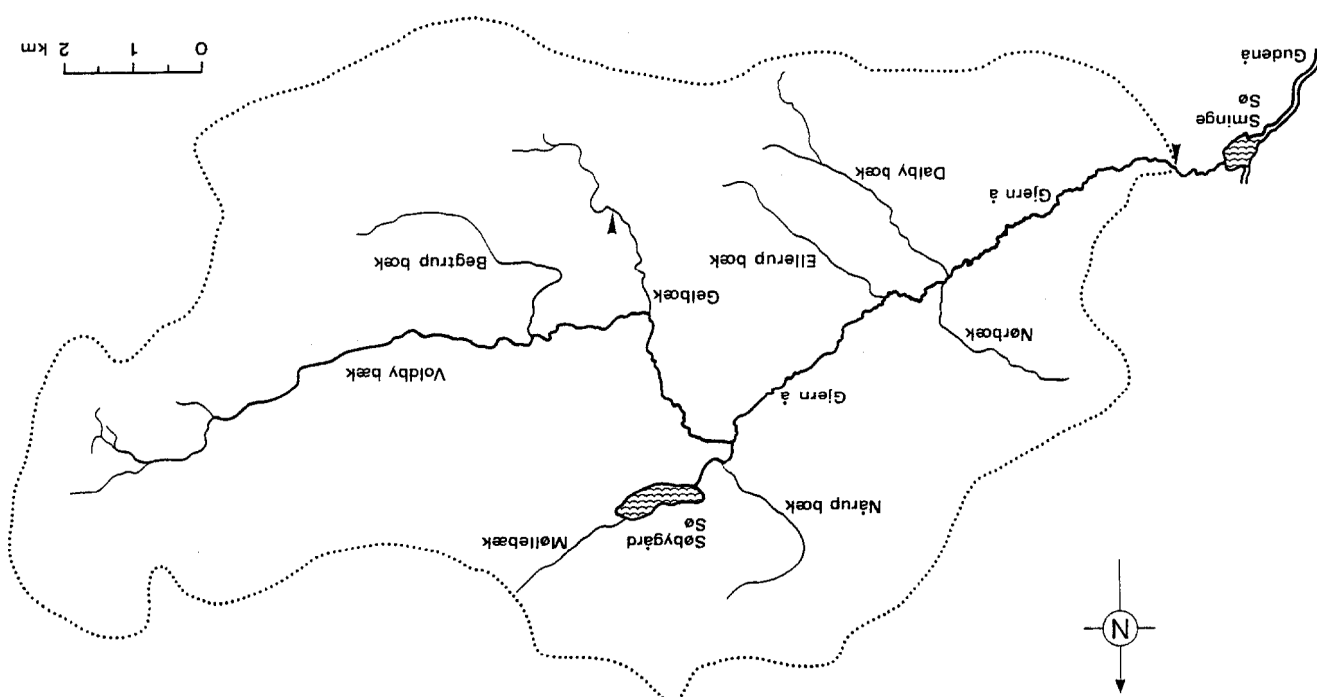
- en figur med henholdsvis dybdefordelingen i forhold til areal og vandvolumen (hypsografier).

Såfremt søen er opdelt i flere bassiner opgøres de morfometriske parametre både for de enkelte bassiner og for søen som helhed. I Lars Håkanson "A manual of lake morphometry", Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, 1981 (pris 169,- kr.), er der givet eksempler, hvorledes de enkelte morfometriske parametre kan opgøres.

Figur 2. Oversigtskort over oplandet til Søgaard Sø og Hjarup bæk. Vejle Amt 1989. Overvågningssøerne, Dons Nørre Sø 1977-88. Søgaard Sø 1980-88.



Figur 1. Oversigtskort over Gjern å-systemet.



Hydraulisk opholdstid

I mange tilfælde er de hydrauliske forhold i søerne af afgørende betydning ved vurdering af miljøtilstanden. Det er derfor vigtigt, at der foretages en nogenlunde ensartet opgørelse af de hydrauliske parametre. Det er primært den hydrauliske opholdstid, som er en god beskrivende parameter for den enkelte sø, men endvidere vil en række beskrivende statistiske parametre af vandstandsvariationer samt af afstrømningsforhold i tilløb og afløb også være god information. Da mange af de søer, der indgår i overvågningsprogrammet, har store forskelle i sommer- og vinteropholdstid, er det vurderet, at der ud over den normale årsmiddellopholdstid også skal foretages en opgørelse af opholdstiden for henholdsvis sommer- og vinterperioden.

Den hydrauliske opholdstid opgøres for følgende perioder:

- årsmiddel,
- sommermiddel (1/5 - 1/10),
- vintermiddel (1/12 - 31/3),
- månedsmiddellopholdstid i månederne med mindst og størst opholdstid.

I søer med meget lang opholdstid (> 2 år) opgøres opholdstidene ikke for delperioder.

Det kan diskuteres, hvorledes den hydrauliske opholdstid opgøres. Det ideelle ville være at lave en fuldstændig vandbalance for søen, hvor samtlige til- og frastrømninger opgøres. I de fleste tilfælde kan der ikke fremskaffes tilstrækkelige data til en sådan opgørelse. Det anbefales derfor, at opholdstiden opgøres på følgende måder:

- Såfremt der findes vandføringsmålinger fra afløbet kan opholdstiden beregnes som vandvolumenet i søen divideret med fraført vandmængde over en periode plus evt. magasinændring i søen.

- Såfremt der findes vandføringsmålinger i tilløbene opgøres vandtilstrømningen ud fra målingerne. For det øvrige opland opgøres tilført vandmængde ud fra oplandsafstrømning (l s km²) gange oplandsareal. Opholdstiden opgøres som vandvolumenet i søen divideret med tilført vandmængde over en periode plus evt. magasinændring i søen.

- Nedbør på og fordampning fra søoverfladen medregnes ikke ved beregning af opholdstiden.

- Vandbalancen vurderes ud fra tilført og fraført vandmængde, og størrelsen af ind- eller udstrømning af vand via søbunden opgøres.

Såfremt der findes afstrømningsmålinger for flere år, vurderes år til år-variationen i opholdstiden, evt. ved beregning af opholdstiden for alle år med målinger.

Såfremt søen er opdelt i flere bassiner, bør opholdstiden opgøres både for de enkelte bassiner og for søen som helhed.

Svingninger i søvandsstanden vurderes. Det har især betydning i de lavvandede søer: Eksempelvis er vanddybden i Søbygaard Sø i sommerperioden op til 20 cm mindre end i vinterperioden, og dermed er middeldybden reduceret med 20%.

Afstrømningsforhold i tilløb samt afløb

Ud fra vandføringsmålingerne på stationerne i tilløb og afløb udregnes en række beskrivende statistiske parametre:

- middelvandføring
- medianvandføring
- 25% kvartil
- 75% kvartil
- minimums- og maksimumsvandføring.

Areaalfstrømningen ($l s^{-1} km^{-2}$) opgøres og vurderes i forhold til det topografiske opland (se endvidere under opgørelse af opland).

Oplandsbeskrivelse

Oplandsbeskrivelsen består af en opgørelse af det topografiske opland til søen. Derudover en beskrivelse af jordtypen og arealudnyttelsen i oplandet samt en registrering af de vigtigste punktkilder i oplandet.

Følgende ting kan som minimum opgøres:

Opland

Det samlede opland for søen opgøres, dvs. oplandene for de enkelte tilløb samt oplandet direkte til søen.

I første omgang opgøres de topografiske oplande, og der foretages en korrektion for de drænoplande, der ændrer betydeligt på det topografiske opland.

Det vurderes, at hvis grundvandsoplundene skal opgøres, skal der anvendes en betydelig ressource til denne opgørelse. En opgørelse af grundvandsoplundene er ønskelig i de oplande med et stort grundvandsbidrag, men i forbindelse med de første rapporteringer i 1990 og 1991 bør problemets omfang opgøres, og derefter bør det vurderes, om det er nødvendigt at anvende ressourcer til at opgøre grundvandsoplandet.

I forbindelse med opgørelse af jordtypen og arealudnyttelsen i oplandet bør det dog vurderes om den fundne forskel mellem størrelsen af topografisk opland og grundvandsopland har væsentlig betydning.

Topografisk opland

Det topografiske opland er helt omkranset af vandskel. Ved vandskel forstås linier i terrænet, hvor det vand, der bevæger sig langs overfladen, ikke passerer. Dette betyder, at vandskellene altid skærer højdekurverne vinkelret.

Oplandene konstrueres ud fra Geodætisk Instituts højdekurvekort i 1:25.000. I visse områder kan det være vanskeligt at udarbejde vandskel alene på grundlag af GI-kort, f.eks. flade moseområder, afvandede områder under havniveau og byområder, og vandskellenes placering må skønsmæssigt opgøres. Når de topografiske oplande er opgjort, anbefales det at få Hedeselskabets Distriktskontor til at vurdere de topografiske oplande i forhold til drænsystemerne i oplandet.

Når der er foretaget en rimelig opgørelse af størrelsen og udbredelsen af de enkelte oplande, foreligger der et godt basismateriale for opgørelse og vurdering af jordtype samt arealudnyttelse i de enkelte oplande.

Jordtype

Jordtypen i det samlede opland og i oplandene til tilløbene opgives ud fra Arealdatakontorets (ADK) jordklassificering, som procentfordeling af:

- 1) grovsandet
- 2) finsandet
- 3) lerblandet sandjord
- 4) sandblandet lerjord
- 5) lerjord
- 6) svær lerjord
- 7) humus
- 8) kalkrig jord.

Opgørelsen kan ske ud fra Arealdatakontorets jordklassificeringskort, eller oplandene kan indtegnes på kalket eller kort i 1:25.000 og indsendes til ADK, hvorefter ADK mod betaling digitaliserer kortet og laver en opgørelse af en række af de vigtigste parametre i oplandene, bl.a. jordtype og arealudnyttelse.

Kortlægning af kilder til belastning af søen

Kortlægningen skal omfatte en registrering af alle betydende kilder til belastningen af søen. Der skal både ske opgørelse for det samlede opland og for deloplandene (de vigtigste tilløb). Detaljeringsgraden af kortlægningen afhænger af de enkelte kilder betydning for den samlede stoffransport til søen.

Overblik over arealudnyttelsen

Ud fra opgørelse af det topografiske opland og ADK's jordklassificering foretages der en opgørelse af fordelingen på følgende typer:

- dyrket areal
- skovareal
- andre arealer, såsom heder og naturområder
- bebygget (befæstet) areal
- ferskvandareal.

Dyrket areal er det areal, der er klassificeret som farvekode 1-8 (jordtyperne). Dette areal vil dog også omfatte arealer, som ikke anvendes i dyrkningsmæssig sammenhæng. Disse arealer udgøres primært af:

- bebyggelse i landzone, dvs. landsbyer, gårde, tekniske anlæg, veje, jernbaner, råstofgrave, heder, mindre søer og mindre skove samt strandenge (generelt mindre end 0,5 ha).

Det dyrkningsklassificerede område er således større end det reelt dyrkede areal (ca. 11-29%), og afvigelsen bør vurderes for de enkelte oplande ud fra ADK's jordklassificeringskort og et tilsvarende kort fra Geodætisk Institut.

Skovareal er det areal, der er klassificeret som arealtypen 13, 14 og 19, skovarealer kan forsøges inddelt i løv- og nåleskov.

Andre arealer, såsom heder og øvrige naturområder, er ikke klassificeret i ADK-system, men hvis der foretages en justering af det dyrkede areal med disse typer, vil det være rimeligt at op-

gøre fordelingen af dem.

Byzoneareal er det areal, der er registreret som arealtypen 9, 16, 17, 18 og 21. Bemærk, at det er areal i byzone og ikke befæstet areal.

Ferskvandsareal er det areal med arealtypen 10, 20, 23 og 25. Da opstrømsbeliggende søer har betydning for belastningen fra oplandet pga. fosfortilbageholdelse og kvælstoftab i disse søer, bør følgende som minimum opgøres for disse søer: Søareal, middelebyde, hydraulisk opholdstid, oplandsareal og næringsstofbelastning, eller der kan foretages vurderinger af massebalancer for disse søer.

For nærmere beskrivelse af arealtypen, se notatet fra ADK's "Arealbergningsmuligheder ved Arealdatakontoret" vedlagt dette notat som bilag 1.

Denne opgørelse af arealudnyttelsen i oplandene er ikke tilfredsstillende på langt sigt, bl.a. fordi der ikke kan foretages en nøjagtig opgørelse af det dyrkede areal, ligesom det dyrkede areal ikke kan inddeles i areal i omdrift og areal uden for omdrift. Endvidere er det ikke muligt at klassificere byzonearealer, som reelt er bebygget (befæstet). Derfor er det DMU's hensigt at undersøge mulighederne for at opstarte et projekt i samarbejde med Arealdatakontoret, hvor arealerne klassificeres ud fra satellitdata. Herved opnås i første omgang en bedre klassificering af dyrket areal både i og uden for omdrift, skovareal og bebygget areal. På længere sigt vil det sandsynligvis være muligt at opføre fordelingen på afgrødetyper.

Overblik over antallet af husdyr i oplandene

Reduktioner i landbrugets forurenelser som følge af NPO-handlingsplanen og Vandmiljøplanen skal især ske ved en reduktion i gårdbidraget. Det er derfor vigtigt ved vurdering af effekten af disse planer at have rimelige data om antallet af dyreenheder i de oplande, hvor fosforbelastningen primært kommer fra landbruget.

Der kan i oplande, hvor der er stor belastning fra landbruget, laves en opgørelse af antallet af dyreenheder og anvendelse af husdyrgødningen. Opgørelse kan bygge på landbrugstilsynet i kommunerne, en forespørgsel til landbrugskonsulenterne og Danmarks Statistiks opgørelse af husdyrbestanden i de enkelte kommuner. Da der skal anvendes en stor ressource til disse opgørelser, er det næppe realistisk, at amterne kan nå at indhente oplysninger fra de berørte kommuner til den første rapportering.

Punktkilder

For alle søerne udarbejdes en oversigt over alle betydende punktkilder.

- Ved kommunale spildevandsanlæg angives oplysninger om de enkelte anlæg. Følgende oplysninger skal som minimum angives:

- antal tilsluttede PE til anlægget
- antal PE som anlægget er dimensioneret til,
- rensningstype og -effektivitet, følgende rensningstyper kan bl.a. tænkes:
 - spredt (direkte) udlødnig fra mindre bysamfund
 - mekanisk rensning
 - mekanisk/biologisk rensning
 - bassinlæg
 - biologisk/kemisk rensning
 - andet
- en historisk oversigt over anlægget. Hvorfor anlægget er oprettet, ændringer i antallet af PE og rensningstype, samt hvorfor der forventes ændringer af anlægget eller antallet af tilsluttede PE.

Der angives, hvilket datagrundlag, som findes til beregning af udledte mængder af kvælstof, fosfor, organisk stof og ferskvand: Følgende tabel kan anvendes som udgangspunkt:

Datagrundlag til beregning af udledte mængder: Tabellen skal forstås på følgende måde: Eksempelvis ved type 3 kan belastningen fra anlægget beregnes ud fra antal PE og erfaringstal, eller ud fra data fra afløbskontrol, som kan danne grundlag for beregning af årlige transporter af kvælstof, fosfor, organisk stof og ferskvand.

type	PE	NPO Ø ÅRLIGE DATA	NPO Ø MÅNEDS DATA
1	X		
2	X	X X	
3	X	X X X	
4	X	X X X	X X
5	X	X X X	X X X

- For industrier med direkte udledning (kap. 5-virksomheder) angives tilladte og målte udledningsmængder af NPO
- ved dambrug angives årsproduktion og udledningsmængder af NPO

- overfaldsbygværker og regnvandsudløb registreres og en evt. belastning fra disse vurderes. Denne aktivitet bør koordineres med overvågningsaktiviteterne i spildevandsafdelingerne, således at de oplande, hvor det vurderes, at belastningen fra overfaldsbygværker og regnvandsudløb er stor, undersøges først
- spredt bebyggelse, dvs. udledning af husspildevand uden for kloakerede områder.

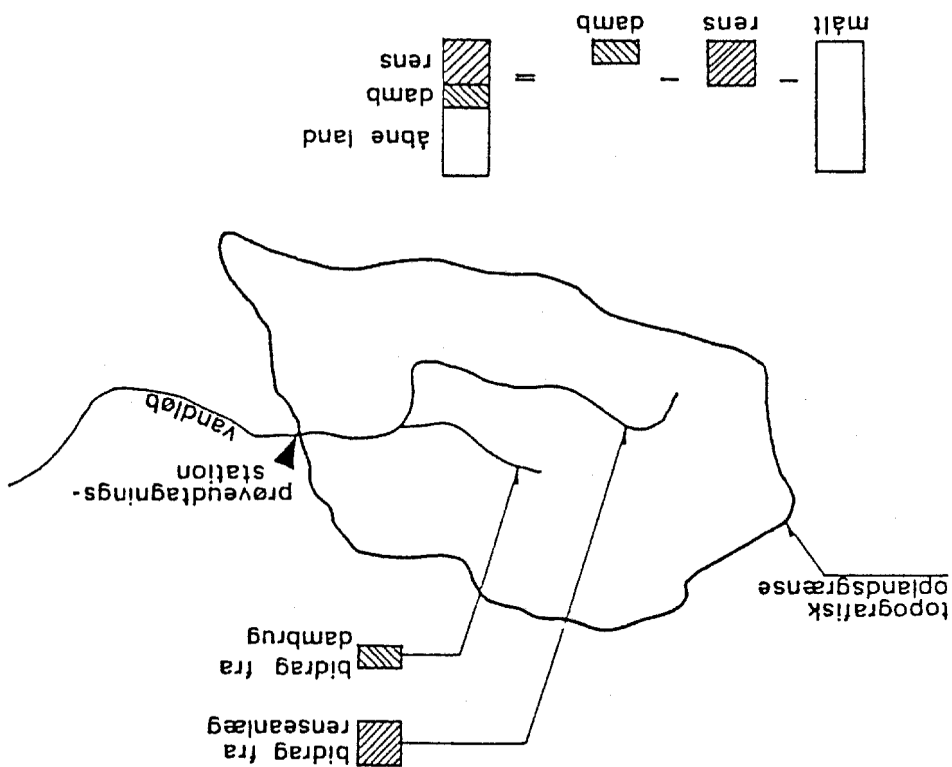
Efter realiseringen af foranstaltningerne i forbindelse med Vandmiljøplanen vil belastningen med fosfor fra udledninger af husspildevand uden for kloakerede områder udgøre omkring 25% af den samlede belastning fra punktkilder (uden arealbidsaget), se tabel 2.1.1 i Fosforreddegørelsen. Det er derfor vigtigt, at der på længere sigt sker en grundlig opgørelse af denne belastning. Omvendt er der i dag mange oplande, hvor belastningen fra spredt bebyggelse er lille. Derfor er der til den første oplandsbeskrivelse opstillet følgende kriterier:

I de oplande, hvor fosforbelastningen fra spredt bebyggelse har væsentlig betydning (>20%) for den samlede belastning bør følgende opgøres:

- Antallet af huse opgøres, og spildevandspotentialet i oplandet vurderes ud fra den generelle fordeling af "an-

Lægstyper" i de kommuner, der ligger i oplandet. Eksempelvis vil spildevandspotentialet være forskelligt i kommuner uden og med tømningsskikning af septictanke, ligesom fordelingen på nedslagsningsanlæg, og direkte udløbning vil variere mellem kommunerne. DMU vil forsøge at opstille/fremskaffe standardværdier til brug for beregning af bidraget fra spredt bebyggelse.

Oplysningerne i forbindelse med registrering af belastningskilderne i oplandet skal anvendes ved kildedeling af de målte transporter. Der bør foretages en samlet vurdering/beskrivelse af, hvorledes denne kildedeling af de målte transporter foretages mest hensigtsmæssigt. Fagdatacentret for ferskvandsdata vil forsøge at udarbejde forslag til kildedeling, ligesom amterne bør vurdere, hvorledes kildedeling opføres mest hensigtsmæssigt. Kildedelingen vil heretter blive diskutere ret på fagmøderne i februar/marts 1990.



Figur 3. Principskitse for kildedeling. Fra Ringkøbing amtskommune/Hedeselskabet 1988. Stoftransportberegninger. Kildedeling og samlet opgørelse. Ringkøbing Fjord 1983 og 1986.

Indhold af stations- og oplandsbeskrivelserne for vandløbsstationerne i det lokale net (typeoplande)

Beskrivelse af den enkelte vandløbsstation

Under dette punkt rapporteres to oversigtskort over henholdsvis oplandet til vandløbsstationen og over de vigtigste belastningskilder i oplandet. Udover disse punkter kan der indgå andre beskrivende oplysninger.

Oversigtskort
Optegning af vandløbssystemet. Navne på vandløbene angives, se forslag i figur 1.

Oversigtskort 1:25.000
Oversigtskort i ca 1:25.000 over oplandet til vandløbsstationen. Grænsen for det topografiske opland markeres med en stiplelet linie. I vandløbet markeres de væsentlige forureningskilder, eksempelvis spildevandsanlæg, dambrug, større regnvandsudløb og overfaldsbygværker, se forslag i figur 2.

Afstrømningsforhold

Ud fra vandføringsmålingerne på stationen udregnes en række beskrivende statistiske parametre:

- middelvandføring
- medianvandføring
- 25% kvartil
- 75% kvartil
- minimums- og maksimumsvandføring.

Areaalafstrømningen ($l \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$) opgøres og vurderes i forhold til det topografiske opland, se endvidere under opgørelse af opland.

Oplandsbeskrivelse

Oplandsbeskrivelsen består af en opgørelse af det topografiske opland til vandløbsstationen. Derudover en beskrivelse af jordtypen og arealudnyttelsen i oplandet samt en kortlægning af de vigtigste punktkilder i oplandet.

Følgende ting kan som minimum opgøres:

Opland

I første omgang opgøres det topografiske opland til vandløbsstationen, og der foretages en korrektion for de drænoplande, der ændrer betydeligt på det topografiske opland.

Det vurderes, at hvis grundvandsoplandene skal opgøres, skal der anvendes en betydelig ressource til denne opgørelse. En opgørelse af grundvandsoplandene er ønskelig i de oplande med et stort

grundvandsbidrag, men i forbindelse med de første rapporteringer i 1990 og 1991 bør problemets omfang opgøres, og derefter bør det vurderes, om det er nødvendigt at anvende ressourcer til at opføre grundvandsopland.

I forbindelse med opgørelse af jordtypen og arealudnyttelsen i oplandet bør det vurderes om den fundne forskel mellem størrelsen af topografisk opland og grundvandsopland har væsentlig betydning.

Topografisk opland

Det topografiske opland er helt omkranset af vandskel. Ved vandskel forstås linier i terrænet, hvor det vand, der bevæger sig langs overfladen, ikke passerer. Dette betyder, at vandskellene altid skærer højdekurverne vinkelret.

Oplandet konstrueres ud fra Geodætisk Instituts højdekurvekort i 1:25.000. I visse områder kan det være vanskeligt at udarbejde vandskel alene på grundlag af GI-kort, f.eks. flade moseområder, afvandede områder under havniveau og byområder, og vandskellenes placering må skønsmæssigt opgøres. Når det topografiske opland er opgjort, anbefales det at få Hedeselskabets Distriktskontorer til at vurdere de topografiske oplande i forhold til drænsystemerne i oplandet.

Når der er foretaget en rimelig opgørelse af størrelsen og udbredelsen af oplandet, foreligger der et godt basismateriale for opgørelse og vurdering af jordtype samt arealudnyttelsen i oplandet.

Jordtype

Jordtypen i oplandet opgives ud fra Arealdatakontorets (ADK) jordklassificering, som procentfordeling af:

- 1) grovsandet
- 2) finsandet
- 3) lerblandet sandjord
- 4) sandblandet lerjord
- 5) lerjord
- 6) svær lerjord
- 7) humus
- 8) kalkrig jord.

Opgørelsen kan ske ud fra Arealdatakontorets Jordklassificeringskort, eller oplandet kan indtegnes på kalket eller kort i 1:25.000 og indsendes til ADK, hvorefter ADK mod betaling digitaliserer kortet og laver en opgørelse af en række af de vigtigste parametre i oplandet, bl.a. jordtype og arealudnyttelse.

Kortlægning af kilder til næringsstoftransport

Kortlægningen skal omfatte en registrering af alle betydende kilder til stoftransport fra oplande. Detaljeringsgraden af kortlægningen afhænger af de enkelte kilders betydning for den samlede stoftransport.

Overblik over arealudnyttelsen

Ud fra opgørelse af det topografiske opland og ADK's jordklassificering foretages der en opgørelse af fordelingen på følgende typer:

- dyrket areal
- skovareal
- andre arealer, såsom heder og naturområder
- bebygget (befæstet) areal
- ferskvandareal.

For nærmere beskrivelse af arealtyper, se side 6 og notatet fra ADK's "Arealberegningssmuligheder ved Arealdatakontoret" vedlagt dette notat som bilag 1.

Denne opgørelse af arealudnyttelsen i oplandene er ikke tilfredsstillende på langt sigt, bl.a. fordi der ikke kan foretages en nøjagtig opgørelse af det dyrkede areal, ligesom det dyrkede areal ikke kan inddeles i areal i omdrift og areal uden for omdrift, endvidere er det ikke muligt at klassificere byzonearealer, som reelt er bebygget (befæstet). Derfor er det DMU's hensigt at undersøge mulighederne for at opstarte et projekt i samarbejde med Arealdatakontoret, hvor arealerne klassificeres ud fra satellitdata. Herved opnås i første omgang en bedre klassificering af dyrket areal både i og uden for omdrift, skovareal og bebygget areal. På længere sigt vil det sandsynligvis være muligt at opføre fordelingen på afgrødetyper.

Overblik over antallet af husdyr i oplandene

Reduktionerne i landbrugets forurenelinger som følge af NPO-handlingsplanen og Vandmiljøplanen skal især ske ved en reduktion i gædbidraget. Det er derfor vigtigt ved vurdering af effekten af disse planer at have rimelige data om antallet af dyreenheder i de oplande, hvor fosforbelastningen primært kommer fra landbruket.

Der kan i oplande, hvor der er stor belastning fra landbruket, laves en opgørelse af antallet af dyreenheder og anvendelse af husdyrgødningen. Opgørelsen kan bygge på landbrugstilsynet i kommunerne, en forespørgsel til landbrugskonsulenterne og Danmarks Statistiks opgørelse af husdyrbestanden i de enkelte kommuner. Da der skal anvendes en stor ressource til disse opgørelser, er det næppe realistisk, at amterne kan nå at indhente oplysningerne fra de berørte kommuner til den første rapportering.

Punktkilder

For alle vandløbsstationer udarbejdes en oversigt over alle betydende punktkilder.

- Ved kommunale spildevandsanlæg angives oplysninger om de enkelte anlæg. Følgende oplysninger skal som minimum angives:

- antal tilsluttede PE til anlægget,
- antal PE som anlægget er dimensioneret til,
- rensningstype og -effektivitet følgende rensningstyper kan bl.a. tænkes:

- spredt (direkte) udledning fra mindre bysamfund

- mekanisk rensning

- mekanisk/biologisk rensning

- bassin anlæg

- biologisk/kemisk rensning

- andet

- en historisk oversigt over anlægget. Hvor når anlægget er oprettet, ændringer i antallet af PE og rensningstype, samt hvor når der forventes ændringer af anlægget eller antallet af tilsluttede PE.

Der angives, hvilket datagrundlag, som findes til beregning af udledte mængder af kvælstof, fosfor, organisk stof og ferskvand: Følgende tabel kan anvendes som udgangspunkt:

Datagrundlag til beregning af udledte mængder: Tabellen skal forstås på følgende måde: Eksempelvis ved type 3 kan belastningen fra anlægget beregnes ud fra antal PE og erfaringstal, eller ud fra data fra afløbskontrol, som kan danne grundlag for beregning af årlige transporter af kvælstof, fosfor, organisk stof og ferskvand.

type	PE	NPO Ø	ÅRLIGE	DATA	NPO Ø	MÅNEDS	DATA
1	X						
2	X		X X				
3	X		X X X				
4	X		X X X			X X	
5	X		X X X			X X X	

- For industrier med direkte udledning (kap. 5-virksomheder) angives tilladte og målte udledningsmængder af NPO
- ved dambrug angives årsproduktion og udledningsmængder af NPO

- overfaldsbygværker og regnvandsudløb registreres og en evt. belastning fra disse vurderes. Denne aktivitet bør koordineres med overvågningsaktiviteterne i spildevandsafdelingerne, således at de oplande, hvor det vurderes, at belastningen fra overfaldsbygværker og regnvandsudløb er stor, undersøges først

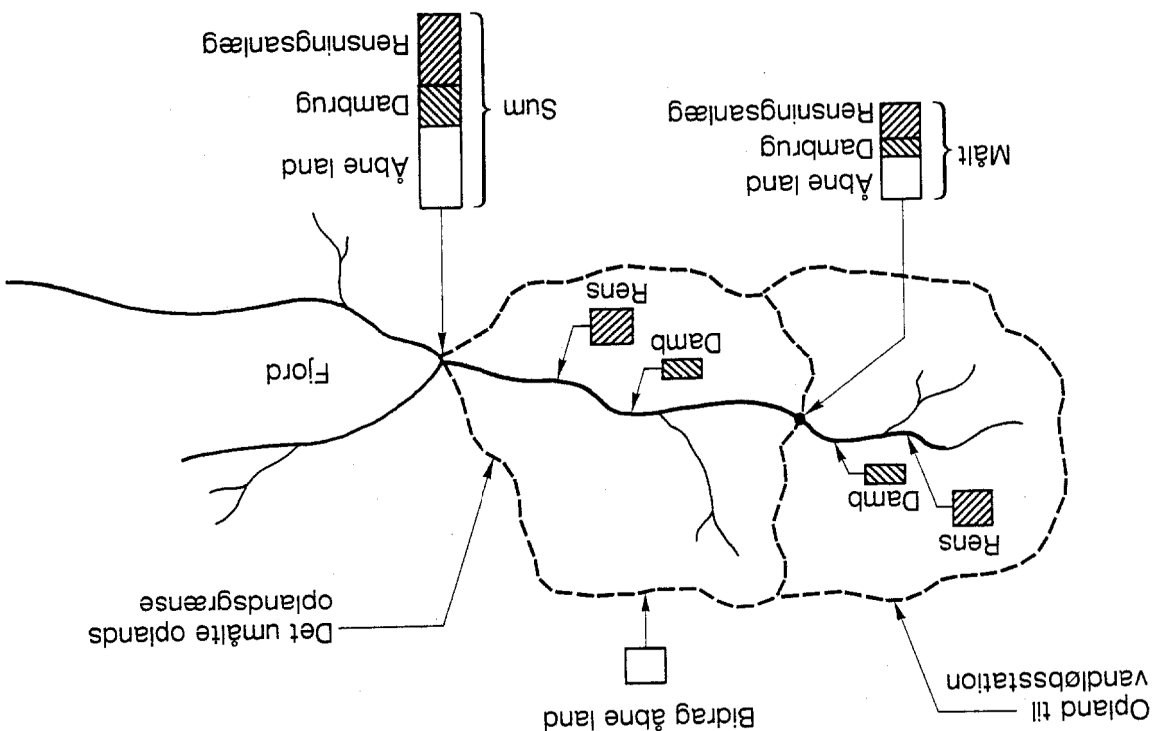
- spredt bebyggelse, dvs. udlægning af husspildevand uden for kloakerede områder. Efter realiseringen af foranstaltningerne i forbindelse med Vandmiljøplanen vil belastningen med fosfor fra udlægninger af husspildevand uden for kloakerede områder udgøre omkring 25% af den samlede belastning fra punktkilder (uden arealbidraget), se tabel 2.1.1 i Fosforredøgørelsen. Det er derfor vigtigt, at der på længere sigt sker en grundig opfølgelse af denne belastning. Omvendt er der i dag mange oplande, hvor belastningen fra spredt bebyggelse er lille. Derfor er der til den første oplandsbeskrivelse opstillet følgende kriterier:
- I de oplande, hvor fosforbelastningen fra spredt bebyggelse har væsentlig betydning (<20%) for den samlede belastning bør følgende opgøres:
- Antallet af huse opgøres, og spildevandspotentialet i oplandet vurderes ud fra den generelle fordeling af "anlægstyper" i de kommuner, der ligger i oplandet. Eksempelvis vil spildevandspotentialet være forskelligt i kommuner uden og med tømningssortering af septiktanke, ligesom fordelingen på nedslætningsanlæg, og direkte udlægning vil variere mellem. DMU vil forsøge at opstille/frem-skatte standardværdier til brug for beregning af bidraget fra spredt bebyggelse.
- Oplysningerne i forbindelse med registrering af belastningskilderne i oplandet skal anvendes ved kildedeling af de målte transporter. Der bør foretages en samlet vurdering/beskrivelse af, hvorledes denne kildedeling af de målte transporter foretages mest hensigtsmæssigt. Fagdatacentret for ferskvandsdata vil forsøge at udarbejde forslag til kildedeling, ligesom amterne bør vurdere, hvorledes kildedelingen opgøres mest hensigtsmæssigt. Kildedelingen vil herefter blive diskuteret på fagmøderne i februar/marts 1990.

Indhold af stations- og oplandsbeskrivelserne for vandløbsstationer i det nationale net

Beskrivelse af den enkelte vandløbsstation

OverSIGTSKORT
 Optegning af vandløbssystemet. Navne på vandløbene angives, se forslag i figur 1.

OverSIGTSKORT 1:100.000
 OverSIGTSKORT 1:100.000 over oplandet til vandløbssystemet. Oplandet til vandløbsstationen markeres. Grænsen for det topografiske opland til kystområdet markeres med en stiplede linie. I vandløbet markeres de vigtigste punktkilder, eksempelvis spildevandsanlæg, dambrug, større regnvandsudløb og o-vertalsbygværker, se forslag i figur 4.



Figur 4. Oversigtskort.

Afstrømningsforhold

Ud fra vandføringsmålinger udregnes en række beskrivende statistiske parametre:

- middelvandføring
- medianvandføring
- 25% kvartil
- 75% kvartil
- minimums- og maksimumsafstrømning.

Arealafstrømningen ($l \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$) opgøres og vurderes i forhold til det topografiske opland (se endvidere under opgørelse af opland).

Oplandsbeskrivelse

Oplandsbeskrivelsen består af en opgørelse af det topografiske opland. Derudover en beskrivelse af jordtypen og arealudnyttelsen samt en registrering af de vigtigste punktkilder i oplandet.

Umålte oplande

Det nationale vandløbsnet er planlagt således, at stoftransporten via hovedvandløbene til de kystnære områder kan opgøres. Oplandet til vandløbsstationerne i nettet dækker omkring 50% af landets areal. I de landsdækkende oversigtskort skal Fagdatacentret foretage en samlet vurdering af næringsstofftransporten fra land, dvs. også vurderer transporten fra oplandene nedstrøms vandløbsstationerne og fra de øvrige umålte oplande. Såfremt amtskommunerne foretager denne vurdering af stoftransporten fra et helt vandløbssystem til et kystområde, vil Fagdatacentret anvende disse opgørelser i den landsdækkende sammenstilling. Da amtskommunerne har de bedste forudsætninger til at vurdere stoftransporten fra de umålte oplande, anbefales det, at amterne foretager disse opgørelser.

Topografisk opland

Ved de nationale vandløbsstationer opgøres kun det topografiske opland. Der kan opgøres det samlede opland for vandløbssystemet, oplandet til vandløbsstationen og oplandet nedstrøms stationen. Oplandene konstrueres ud fra Geodætisk Institut's højdekurvekort i 1:25.000. I visse områder kan det være vanskeligt at udarbejde vandskel alene på grundlag af GI-kort f.eks. flade moseområder, afvandede områder under havniveau og byområder, og vandskellenes placering må skønsmæssigt opgøres.

Når der er foretaget en rimelig opgørelse af størrelsen og udbredelsen af de enkelte oplande, foreligger der et godt basist materiale for opgørelse og vurdering af jordtype og arealudnyttelsen i de enkelte oplande.

Jordtype

Jordtypen i de opførte oplande opgives ud fra Arealdatakontorets (ADK) jordklassificering, som procentfordeling af:

- 1) grovsandet
- 2) finsandet
- 3) lerblandet sandjord
- 4) sandblandet lerjord
- 5) lerjord
- 6) svær lerjord
- 7) humus
- 8) kalkrig jord.

Opgørelsen kan ske ud fra Arealdatakontorets Jordklassificeringskort, eller oplandene kan indtegnes på kalket eller kort i 1:25.000 og indsendes til ADK, hvorefter ADK mod betaling digitaliserer kortet og laver en opgørelse af en række af de vigtigste parametre i oplandene.

Kortlægning af kilder til næringssstofftransport

De enkelte kilder til udledninger i oplandet skal registreres. Detaljeringsgraden af kortlægningen afhænger af de enkelte kilder betydning for den samlede stofftransport. Detaljeringsgraden skal generelt være mindre for de nationale vandløbsstationer end for stationerne i typeoplandene. Der kan ske opgørelse for: - oplandet til vandløbsstationen og - det umålte opland nedstrøms vandløbsstationen.

Oversigt over arealudnyttelsen

Ud fra opgørelsen af de topografiske oplande foretages en opgørelse (ud fra ADK's arealklassificering) af fordelingen af: - dyrket areal - skov - andre arealer som heder og naturområder - bebygget (befæstet) areal - ferskvandareal.

Se endvidere side 6 og bilag 1.

Punktkilder

Der udarbejdes en oversigt over alle betydende punktkilder. - Ved kommunale spildevandsanlæg angives oplysninger om de enkelte anlæg, følgende oplysninger skal som minimum angives: - antal tilsluttede PE til anlægget, - antal PE som anlægget er dimensioneret til, - rensningstype og -effektivitet følgende rensningstype kan bl.a. tænkes: - spredt (direkte) udledning fra mindre bysamfund - mekanisk rensning - mekanisk/biologisk rensning - bassin anlæg - biologisk/kemisk rensning - andet - en historisk oversigt over anlægget. Hvor når anlægget er oprettet, ændringer i antallet af PE og rensningstype, samt hvor når der forventes ændringer af anlægget eller antallet af tilsluttede PE.

Der angives, hvilket datagrundlag, som findes til beregning af udledte mængder af kvælstof, fosfor, organiske stof og ferskvand: Følgende tabel kan anvendes som udgangspunkt:

Datagrundlag til beregning af udlæste mængder: Tabellen skal forstås på følgende måde: Eksempelvis ved type 3 kan belastningen fra anlægget beregnes ud fra antal PE og erfaringstal, eller ud fra data fra afløbskontrol, som kan danne grundlag for beregning af årlige transport af kvælstof, fosfor, organisk stof og ferskvand.

type	PE	NPO 0 ÅRLIGE	DATA	NPO 0 MÅNEDS	DATA
1	X				
2	X	X X			
3	X	X X X			
4	X	X X X		X X	
5	X	X X X		X X X	

- For industrier med direkte udlædning (kap. 5 virksomheder) angives tilladte og målte udlædningsmængder af NPO
- ved dambrug angives årsproduktion og udlædningsmængder af NPO

- øvrige punktkilder registreres og størrelsen af belastningen fra disse vurderes.

Som eksempel på præsentation og kildeopdeling af belastningskilder er der i bilag 2 vist et eksempel fra Limfjordsundersøgelsen.

Beskrivelse af den enkelte kilde

Overstigtskort 1:25.000

Overstigtskort i ca. 1:25.000 over oplandet til kilden. Oplandet til kildestationen markeres.

Oplandsbeskrivelse

Oplandsbeskrivelsen består af en opgørelse af det topografiske og evt. afstrømningsoplandet til kilden. Derudover en beskrivelse af jordtypen og arealudnyttelsen i oplandet samt en registrering af evt. punktkilder i oplandet.

Følgende ting skal som minimum opgøres:

Opland

Med kendskab til vandføringen i kilden kan man beregne kildens grundvandsoplands omtrentlige størrelse, men ikke den nøjagtige geografiske afgrænsning af oplandet. Ved at se detaljeret på et topografisk kort kan man dog ofte, formentlig endda med rimelig sikkerhed, fastlægge afgrænsning af oplandet. Se endvidere det udsendte notat fra Fagdatacentret for ferskvandsdata 5/1 1989. Når der er foretaget en rimelig opgørelse af størrelsen og udbredelsen af oplandet, foreligger der et godt basismateriale for opgørelse og vurdering af jordtype og arealudnyttelsen i oplandet.

Jordtype

Jordtypen i oplandet opgives ud fra Arealdatakontorets (ADK) jordklassificering, som procentfordeling af:

- 1) grovsandet
- 2) finsandet
- 3) lerblandet sandjord
- 4) sandblandet lerjord
- 5) lerjord
- 6) svær lerjord
- 7) humus
- 8) speciel jordart.

Opgørelsen kan ske ud fra Arealdatakontorets Jordklassificeringskort eller oplandet kan indtegnes på kalke- eller kort i 1:25.000 og indsendes til ADK, hvorefter ADK mod betaling digtalisserer kortet og laver en opgørelse af en række af de vigtigste parametre i oplandet.

Kortlægning

De enkelte belastningskilder i oplandet skal kortlægges. Da hovedparten af belastningen kommer fra det åbne land skal der foretages en detaljeret opgørelse af arealudnyttelsen i oplandet. Derudover skal et evt. bidrag fra spredt bebyggelse vurderes.

Overview over arealudnyttelsen

Ud fra opgørelsen af oplandet foretages en opgørelse (ud fra ADK's arealklassificering) af fordelingen af:

- dyrket areal
- skov
- andre arealer såsom heder og naturområder
- bebygget (befæstet) areal
- ferskvandareal.

Dyrket areal er det areal, der er klassificeret som farvekode 1-8 (jordtyperne). Dette areal vil dog også omfatte arealer, som ikke anvendes i dyrkningsmæssig sammenhæng. Disse arealer udgøres primært af:

- bebyggelse i landzone, dvs. landsbyer, gårde, tekniske anlæg, veje, jernbaner, råstofgrave, heder, mindre søer og mindre skove samt strandenge (generelt mindre end 0,5 ha).

Det dyrkningsklassificerede område er således større end det reelt dyrkede areal, (ca. 11-29%), og afvigelsen bør vurderes for de enkelte oplande ud fra ADK's jordklassificeringskort og et tilsvarende kort fra Geodætisk Institut.

Skovareal er det areal, der er klassificeret som arealtipe 13, 14 og 19, skovarealer kan forsøges inddelt i løv- og nåleskov. Andre arealer, såsom heder og øvrige naturområder, er ikke klassificeret i ADK-system, men hvis der foretages en justering af det dyrkede areal med disse typer, vil det være rimeligt at opføre fordelingen af dem.

Overview over antallet af husdyr i oplandene

Reduktionen i landbrugets forureddninger som følge af NPO-handlingsplanen og Vandmiljøplanen skal især ske ved en reduktion i gærdbidraget. Det er derfor vigtigt ved vurdering af effekten af disse planer at have rimelige data om antallet af dyreenheder i de oplande, hvor fosforbelastningen primært kommer fra landbruket.

Der kan i oplande, hvor der er stor belastning fra landbruket, laves en opgørelse af antallet af dyreenheder og anvendelse af husdyrgødningen. Opgørelse kan bygge på landbrugstilsynet i kommunerne, en forespørgsel til landbrugskonsulentene og Danmarks Statistiks opgørelse af husdyrbestanden i de enkelte kommuner. Da der skal anvendes en stor ressource til disse opgørelser, er det næppe realistisk, at amterne kan nå at indhente oplysninger-

ne fra de berørte kommuner til den første rapportering.

Punktkilder

Spredt bebyggelse, dvs. udlægning af spildevand uden for kloakerede områder.

Der opgøres antallet af huse, og spildevandspotentialet i oplandene vurderes ud fra den generelle fordeling af "anlægstyper" i de kommuner, der ligger i oplandet. Eksempelvis vil spildevandspotentialet være forskelligt i kommuner uden og med tømningsordning af septiktanke, ligesom fordelingen på nedslætningsanlæg, og direkte udlægning vil variere kommunerne imellem. DMU vil forsøge at opstille/fremskaffe standardværdier til brug for beregning af bidraget fra spredt bebyggelse.

Øvrige punktkilder registreres, og størrelsen af belastningen fra disse vurderes.

Arealberegningssmuligheder ved Arealdatakontoret.

Datagrundlag

Arealberegning foretages på grundlag af koordinatsatte grænse-
data, hvor der skelnes mellem to typer:

1. Grænser for temaer, d.v.s. afgrænsning af arealer med
specifikke egenskaber, f.eks. jordtypegrænser.

2. Grænser for beregningsområder, d.v.s. afgrænsningen af de om-
råder indenfor hvilke der skal opgøres arealfordelinger for
de aktuelle tematiske data, f.eks. oplande eller kommuner.

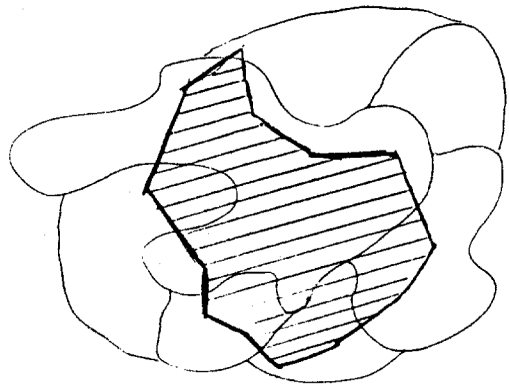
For begge datatyper kræves, at grænselinierne danner et lukket
netværk, hvor hvert areal (polygon) er identificeret med en en-
tydig kode (f.eks. jordtype kode) eller et entydigt nummer (f.eks.
et oplandsnummer).

Arealberegningssmuligheder

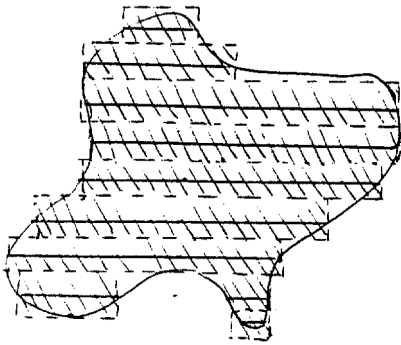
Arealberegningerne kan foretages på to måder:

1. Polygonmetoden, d.v.s. der oprettes polygoner for de områder
der skal beregnes indenfor. Disse polygonlinier bruges til ud-
sortering af de dele af tema-grænserne der ligger indenfor poly-
gonerne, hvorved arealerne kan beregnes.
2. Rastermetoden, der er baseret på beregning af (normalt) vand-
rette linier med en given afstand indenfor hvert arealpolygon,
d.v.s. fra grænselinie til grænselinie. Rasterlinien repræsente-
rer så et areal = længden * rasterlinies afstand. Arealbereg-
ninger er baseret på sammentælling af længderne af de sam-
menfaldende rasterlinier i område-rasterne og tema-rasterne.

Polygon metode layout



Raster metode layout



Nøjagtighederne i beregningerne, når der ses bort fra den primære unøjagtighed i grænseindtegningen og koordinatsætningen af grænserne, kan gøres vilkårlig god med begge metoder:

Polygonmetoden: Polygonen opbygges primært af et vilkårligt antal punkter. Ved arealberegningen kan man vælge, enten at anvende det originale antal punkter, eller der kan fjernes punkter. Prisen på beregningerne er direkte proportional med antallet af punkter. Ved f.eks. normale oplandspolygoner vil koordinatsætningsafstanden mellem punkterne i polygonen normalt være 30-50 m. Arealberegningerne kan normalt udføres med mindste punktstand på 150-200 m, uden at resultatet afviger mere end op til 1-2 %, hvilket bl.a. skyldes at fejlene ophæver hinanden. For små enkeltarealer der skæres af polygonen, kan afvigelserne naturligvis blive meget store.

Raster metoden: Nøjagtigheden afhænger af afstanden mellem raster-linjerne, og prisen er proportional med denne afstand. Normalt, jvnt. ovenstående eksempel, vil en raster afstand på 100 m kun afvige lidt for en beregning med en rasterafstand på f.eks. 50 m.

Hvilken metode der er mest fordelagtig til en given opgave må afgøres fra tilfælde til tilfælde. Normalt vil polygonmetoden være bedst ved simple polygoner og komplekse tema-data. Polygonmetoden har dog nogle tekniske begrænsninger, primært kan den ikke anvendes, hvis der er sammenfald mellem linjerne i polygonen og linjerne i tema-dataene. Denne begrænsning har raster metoden ikke, til gengæld er denne metode mere kompliceret at anvende, fordi der er involveret betydeligt større datamængder.

Specielle muligheder ved raster-data

Anvendelse af rasterdata indebærer nogle ekstra muligheder, der ikke umiddelbart er tilgængelige når der anvendes polygoner. Disse muligheder kan bedst illustreres ved et tænkt eksempel:

- Datatyper: 1) Afgrænsning af oplande.
2) Områder med markvandings tilladelser.
3) Kommunegrænser.

- 4) Afgrænsning af klasserne for okkerpotentialet.
5) Afgrænsning af arealtyper (jordtyper, skov etc.)
6) Afgrænsning af arealudnyttelse (dyrket mark evt. afgrøde opdelt).
7) Afgrænsning af kvartærgeologi i meter dybde

(underbunden moræne ler, sand etc.).

Alle datatyper foreligger på rasterform. Og kan nu kombineres frit, således at man dels kan få arealerne ud, og dels data således at der på kort kan udtegnes hvor de forskellige kombinationer optræder, f.eks. hvor store arealer og hvor ligger der i opland NN i kommune MM markvandede arealer på sandet geologi med kornafgrøder og okkerpotentialet i klasse II til III, på jordtyperne Farvekode 1+2+3. Beregningerne kan foretages dels ved sammenlægning, d.v.s. hvor egenskaberne falder sammen, men også ved udelukkelse, f.eks.: hvor markvandes der ikke på kornafgrøder der dyrkes på sandjord med sandet underbund.

#3Datagrundlag

Arealberegningerne kan udføres på alle tilgængelige datatyper, af primær interesse er ADK Arealtype Database, der indeholder afgrænsning af følgende temaer:

Jordklassificeringens Farvekoder:

Farvekode 1 - Grovsandet Jord
Farvekode 2 - Finsandet Jord
Farvekode 3 - Lerblandet sandjord
Farvekode 4 - Sandblandet Lerjord
Farvekode 5 - Lerjord
Farvekode 6 - Svær Lerjord
Farvekode 7 - Humus Jord
Farvekode 8 - Kalkrig Jord.

I forbindelse med den landsomfattende jordklassificering er det totale landareal opdelt i en systematisk arealstrukturering. Derved er foretaget en opdeling i klassificeret og ikke-klassificeret område. Det klassificerede område er inddelt i de 8 jordtyper (den dominerende jordtype i 0-20 cm dybde). Jordtypedefinitionerne er vist i bilag. Jordtyperne svarer til farvekoderne på basisdatakort, 1:50.000 (JB-serien). Det ikke-klassificerede område indeholder arealer af byzone/-sommerhusområde, skove, ferske vande (søarealer), restområder, samt arealer der senere kan klassificeres med jordtyper.

I henhold til arealstruktureringen vil det klassificerede område, bestående af jordtyperne 1-8, også omfatte arealer, der ikke anvendes i dyrkningsmæssig sammenhæng. Disse arealer udgøres primært af:

- bebyggelse i landzone, dvs. landsbyer, gårde, tekniske anlæg
- veje, jernbaner, ræstoggrave, hede, mindre søer og mindre skove
- samt strandenge (generelt arealer under 0.5 ha.).

Det må bemærkes, at marginale jorder (f.eks. hede) arealmæssigt vil have større vægt på jordtype 1-2, men en vægtning heraf må bero på et skøn.

Det klassificerede område er således i de enkelte amtskommuner noget større end det dyrkede areal ifølge Danmarks Statistik. Afvigelsen varierer fra ca. 11% til ca. 29%.

Byzone/sommerhusområde

Arealtype 9 - Byzone
Arealtype 16 - Sommerhusområder
Arealtype 17 - Lokalplaner i landzone
Arealtype 18 - Lokalplaner i landzone for sommerhusområder
Arealtype 21 - Bebyggelse i landzone.

Type 9 omfatter både byzone og sommerhusområde, slået sammen i en arealttype. Der er dog i enkelte amtskommuner påbegyndt en opdeling i to typer, 9 og 16. I enkelte amtskommuner er registrering af landzone-lokalplaners områder, type 17 og 18. Arealtal for disse typer kan derfor ikke anvendes på landsplan.

Det bemærkes, at byzonen generelt vil indeholde relativt store ubebyggede arealer, herunder landbrugsarealer. Det ubebyggede areal kan udgøre 11-27% af byzonen, ifølge opgørelser i forbindelse med areal- og byggeomødningundersøgelsen 1978, se tabel R1, Regionplanorientering nr. 12, Planstyrelsen 1979.

Grundlaget for byzone/sommerhusområde er kortmateriale fra amtskommunerne, der bygger oplysningerne på areal- og byggeomødningundersøgelserne hvert fjerde år. Det ældste grundlag er fra 1974-undersøgelsen.

Der foretages jævnligt i samarbejde med amtskommunerne en ajourføring af byzone/sommerhusområderne i databasen.

Søer

Arealtype 10	-	Søer
Arealtype 20	-	Brakvandsøer.
Arealtype 23	-	Søer i byzone
Arealtype 25	-	Større vandløbsarealer.

Søernes afgrænsning følger 4-cm kortets topografiske definition. Søarealer over ca. 0,5-1 ha er koordinatsat. Søer ned til ca. 0,1 ha er koordinatsat i ca. 60% af landet. Brakvands-søer (type 20) er strandsøer.

Skove

Arealtype 13	-	Skov
Arealtype 14	-	Skov i byzone
Arealtype 19	-	Skov i sommerhusområde

Skovgrænsebilledet (type 13) er indlagt i databasen ifølge 4-cm kortenes topografiske billede ud fra luftfototolkning og feltbesøg i forbindelse med den landsomfattende skovregristrering. Revisionen er foretaget med grundlag i skovregristreringens særlige forstlige definition. Ajourføringsstatus er 1975-81.

Skovafgrænsningen er sket efter følgende kriterier:

1. Arealer skal være bevokset med vedplanter, der på stedet er i stand til at udvikle sig til højstammets skov (> 6 m) og producere ved.

2. Skoven eller plantagen skal være 0.5 ha eller større.

3. Skoven skal være bredere end 20 m.

4. Skovarealet skal have - eller forventes at kunne få mindst 50% kronedekning.

5. Tilgroede juletræs- og pynategrønsskulturer på landbrugsjord anses som skov, hvis vedproduktionen antages at være af mindst lige så stor økonomisk betydning som juletræs- og pynategrønproduktionen.

Restområder

Arealtype 12 - Restområder
Arealtype 20 - Grundfjeld (kun Bornholm).

Omfatter områder, der ikke kan eller ikke forventes at skulle klassificeres med hensyn til jordtype. Der er oftest tale om mellem byzone og skov, etc. Der kan indgå dyrkede arealer i restområder, men de skønnes at være uden større arealmæssig betydning, eftersom restområdet ofte kun udgør højst 1-2% af totalarealet.

Ikke-klassificerede områder

Arealtype 15

Udgøres af arealer, som ikke for tiden er klassificeret med hensyn til jordtyper. 70-80% af denne type generelt udgøres af dyrket areal.

Der er overvejende tale om mindre områder, f.eks. skovlysninger, tidligere skovarealer, mindre søer, etc. Områderne påtænkes senere klassificeret.

Udskrift af arealberegningerne

Arealberegningerne udskrives normalt på papir i standard udskrift som vist her, der er dog også muligheder for mere komprimerede udskrift. Det er endvidere muligt at afbilde arealfordelingene på kort, f.eks. i form af lagkager, eller søjlediagrammer.

Eksempel på standard areal liste

Bemærk.: Hav i Byzone og Brakvand indgår ikke i total arealet.

Landbrugsministeriet - Arealdatakontoret
Engbavevej 2
7100 Vejle

Udskrevet: 1989. 4.16

Arealtype fordel. i kommune: DRAGSHOLM (305) VESTSJÆLLANDS AMT

Type 1 (Grovlandet jord)	261 Hektar	1.7 %
Type 2 (Finsand jord)	1292 Hektar	8.5 %
Type 3 (Lerbland.sandjord)	5012 Hektar	32.9 %
Type 4 (Sandbland.lerbland)	4081 Hektar	26.8 %
Type 5 (Lerbland)	231 Hektar	1.5 %
Type 6 (Svært lerbland)	32 Hektar	.2 %
Type 7 (Humus jord)	160 Hektar	1.0 %
Type 8 (Speciel jord)	1696 Hektar	11.1 %
Type 9 (Byzone)	1800 Hektar	11.8 %
Type 16 (Sommerhus områder)	0 Hektar	.0 %
Type 17 (Landz.o.lokal.plan)	0 Hektar	.0 %
Type 18 (Landz.lokal.plan.som)	0 Hektar	.0 %
Type 21 (Bebyg. i Landzone)	20 Hektar	.1 %
Type 23 (Sø i byzone)	1 Hektar	.0 %
Type 10 (Ferske vandareal)	29 Hektar	.2 %
Type 25 (Større vandløb)	0 Hektar	.0 %
Type 22 (Brakvand)	0 Hektar	.0 %
Type 24 (Hav i Byzone)	0 Hektar	.0 %
Type 12 (Rest områder)	44 Hektar	.3 %
Type 13 (Skov områder)	592 Hektar	3.9 %
Type 14 (Skov i Byzone)	0 Hektar	.0 %
Type 19 (Skov i sommerhusomr.)	0 Hektar	.0 %
Type 15 (Ikke klassificeret)	0 Hektar	.0 %
Type 20 (Prækvarter)	0 Hektar	.0 %
Totalt:	15250 Hektar	100.0 %
Byzone (9+14+16+17+18+19+23):	1801 Hektar	11.8 %
Skov i alt (13+14+19):	592 Hektar	3.9 %
Skov i byzone (14+19):	0 Hektar	.0 %
Ferskvand (10+23+25):	30 Hektar	.2 %
Andet (12+15+20):	44 Hektar	.3 %

Fordeling mellem Farvekode (FK) 1-8

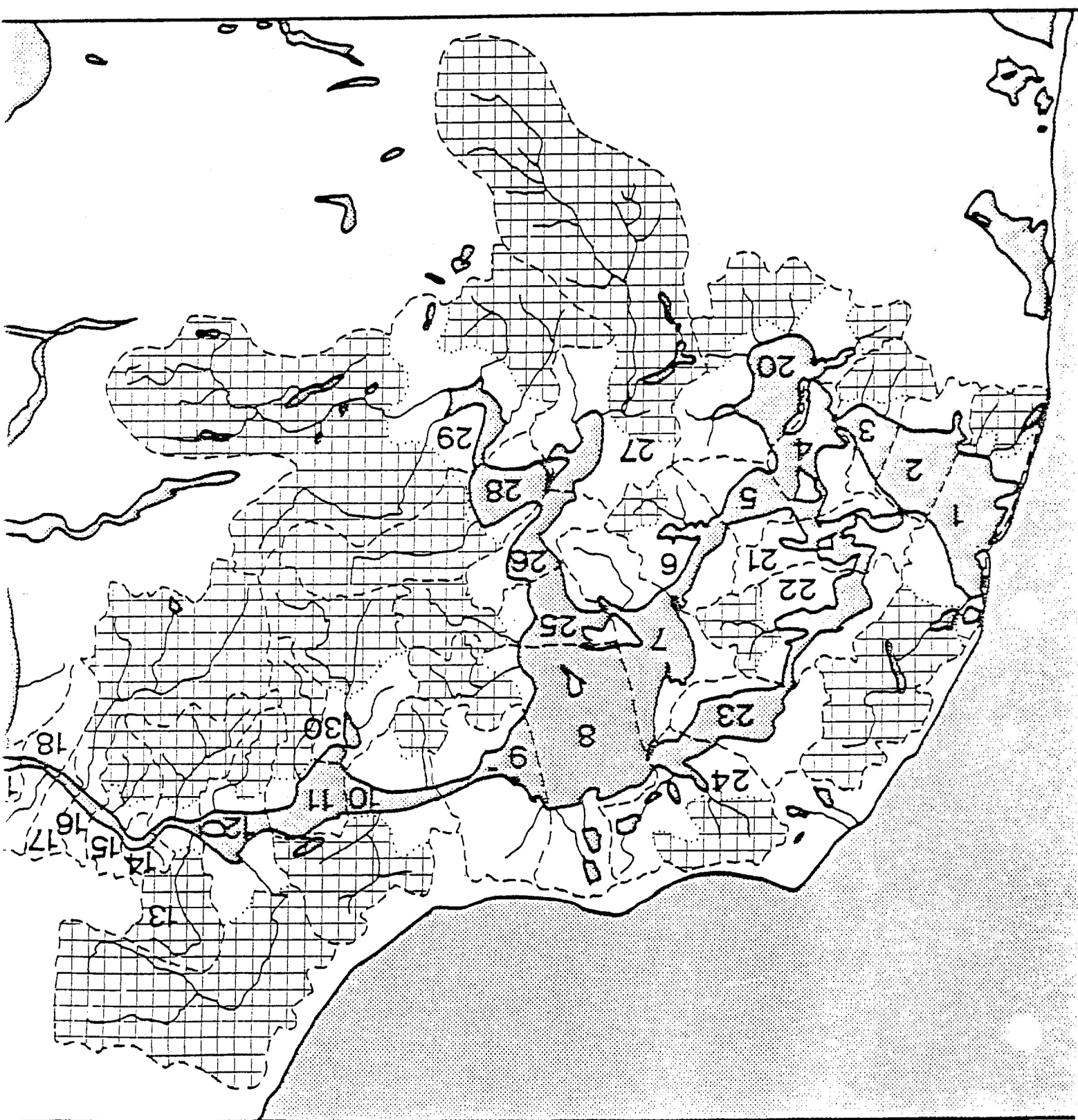
FK 1 (Grovlandet)	261 Hektar	2.0 %
FK 2 (Finsand)	1292 Hektar	10.1 %
FK 3 (Lerbland.sand)	5012 Hektar	39.3 %
FK 4 (Sandbland.lerbland)	4081 Hektar	32.0 %
FK 5 (Lerbland)	231 Hektar	1.8 %
FK 6 (Svært lerbland)	32 Hektar	.3 %
FK 7 (Humus)	160 Hektar	1.3 %
FK 8 (Speciel jord)	1696 Hektar	13.3 %
Totalt:	12765 Hektar	100.0 %

Farvekode 1-8 udgør.: 83.7 % af total arealet

- 4 -

FARVE- KODE	TEKSTURDEFINITION FOR JORDTYPE	Symbol	JB-nr.	Vægtprocent				
				Ler under 2 µm	Silt 2-20 µm	Finsand 20-200 µm	Sand, ialt 20-2000 µm	Humus 58,7 % C
1	Grovsandet jord	GR.S	1	0-5	0-20	0-50	75-100	
2	Finsandet jord	F.S	2			50-100		
3	Grov lerblandet sandjord	GR.L.S	3	5-10	0-25	0-40	65-95	
	Fin lerblandet sandjord	F.L.S	4			40-95		
4	Grov sandblandet lerjord	GR.S.L	5	10-15	0-30	0-40	55-90	
	Fin sandblandet lerjord	F.S.L	6			40-90		
5	Lerjord	L	7	15-25	0-35		40-85	
6	Svær lerjord	SV.L	8	25-45	0-45		10-75	
	Meget svær lerjord	M.SV.L	9	45-100	0-50		0-55	
	Siltjord	SL	10	0-50	20-100		0-80	
7	Humus	HU	11					Over 10
8	Speciel jordtype	SPEC.	12					

Eksempel på kildeopsletning. Fra Limfjords-
komiteen/Hedeselskabet 1986, bilagsrapport.
Kildeopsletning og samlet opgørelse over
stoftilførslen til Limfjorden 1984.

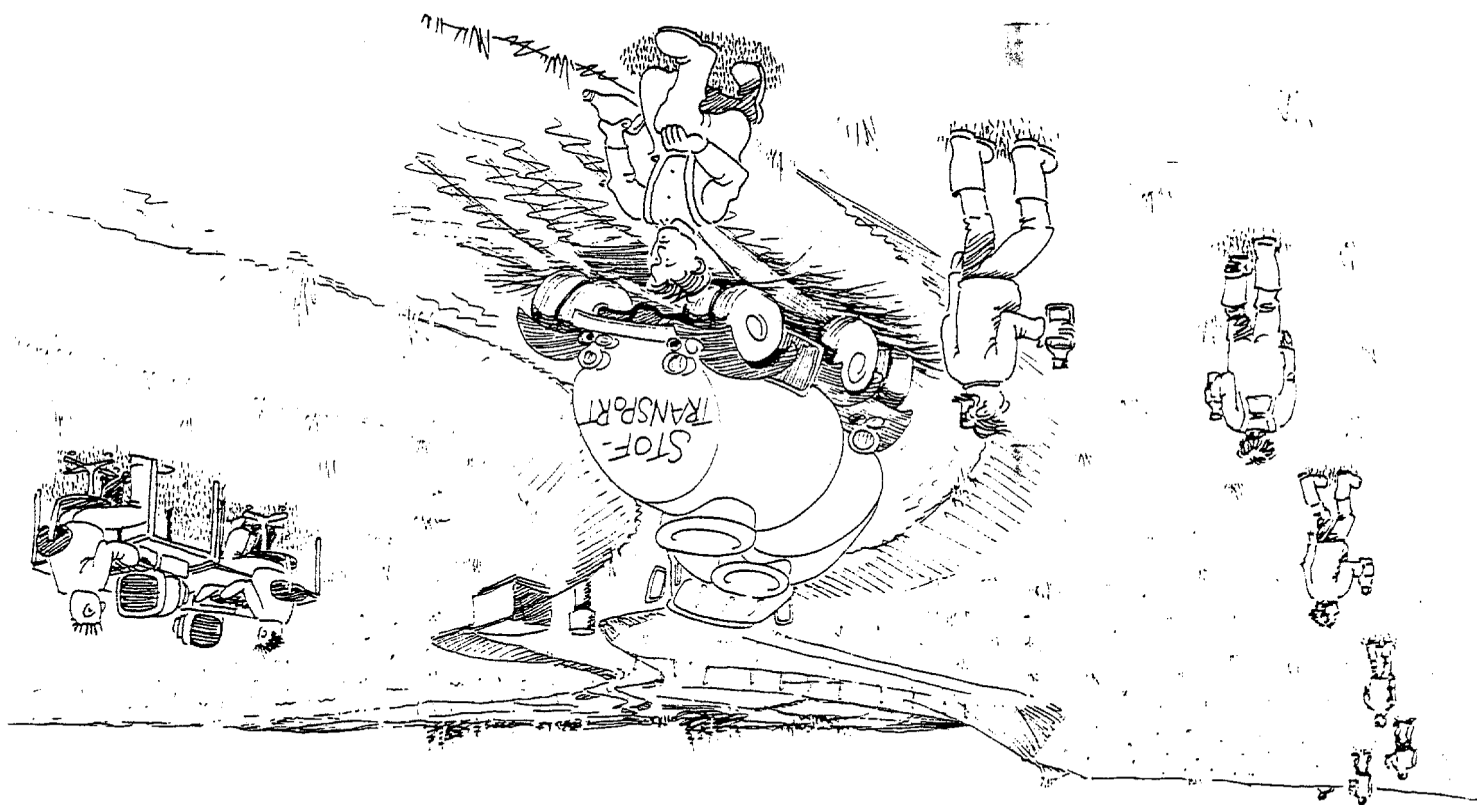


SIGNATURFORKLARING:

- boksgrænse
- 25 boksnr.
- ||||| malt opland

OVERVÅGNINGS-PROGRAM

Metoder til bestemmelse af stofftransport i vandløb



Udarbejdet af
Brian Kronvang & Allan Jes Bruhn
Miljøministeriet
Danmarks
Miljøundersøgelser
Afd. for ferskvandsøkologi

Indholdsfortegnelse

0.	FORORD	2
1.	FORMÅL	3
2.	BAGGRUND	4
3.	VALG AF PRØVETAGNINGSSSTRATEGI	5
	3.1. Konventionel metode	5
	3.2. Alternative metoder	9
4.	UDTAGNING AF VANDPRØVER OG FELTMÅLINGER	11
5.	VALG AF BEREGNINGSMETODE	15
	5.1. Konventionel metode	15
	5.2. Alternative metoder	17
6.	EKSEMPLER PÅ BEHANDLING OG PRÆSENTATION AF VANDKEMISKE DATA	19
7.	AFSLUTNING	20
8.	REFERENCE	21
	APPENDIX	
	EKSEMPELSAMLING	

Dette hæfte indeholder anvisninger på, hvordan man kan tilrette-
lægge og udføre undersøgelser til bestemmelse af stoffransport i
vandløb. Hæftet er udarbejdet som en støtte til de undersøgel-
ser, der udføres som et led i Vandmiljøplanens Overvågningspro-
gram, men anvisningerne kan selvfølgelig også danne baggrund for
andre lignende undersøgelser.

Hæftet skal ses som en opfølgning af en tidligere udsendt tek-
nisk anvisning: "Vandkvalitet i vandløb; prøvetagning og analy-
semetoder" (Kronvang og Rebsdorf, 1988). Der er siden denne an-
visnings udarbejdelse gennemført meget omfattende undersøgelser,
som har resulteret i opbygning af ny viden på en række områder.
Anvisningerne i dette hæfte erstatter derfor i en række tilfælde
de tidligere givne (specielt omkring prøvetagningsstrategi).

Hæftets hovedsigte er at give retningslinier for bestemmelse af
kvælstof- og fosfortransport i vandløb. Det gælder områderne:

- fastlæggelse af prøvetagningsfrekvens
- udførelse af prøvetagninger
- valg af beregningsmetode
- sikkerhed på stoffransportberegningen

Hæftet indeholder derudover eksempler på behandling og præsentat-
tion af stoffransport-data, spændende fra enkeltårs-data til
tidsserie-data.

Forfatterne takker Stig Pedersen, Fyns amt, Jens Møller Ander-
sen, Århus amtskommune og Henning Aagaard Jensen, Vejle amtskom-
mune, for deres bidrag og kommentarer til denne anvisning. Ende-
lig takkes Hedeselskabet for tilladelse til at anvende vandkemi-
ske data fra Gelbæk. Afdelingen for Ferskvandsøkologi modtager
gerne yderligere kommentarer og forslag til forbedringer af de
givne anvisninger.

1. Formål

Indholdet af denne tekniske anvisning har til formål at give en baggrundsviden til teknikere, som arbejder med de undersøgelser, der dannes grundlaget for beregning af stoffransport i vandløb. Hovedsigtet er at medvirke til at optimere resultaterne af disse undersøgelser og sikre en standardisering i forbindelse med behandling af data indsamlet under overvågningsprogrammet.

Den tekniske anvisning er primært rettet mod den overvågning af stoffransport i vandløb, som udføres for at kontrollere effekterne af Vandmiljøplanen. Hovedvægten er derfor lagt på måling og beregning af transporten af kvælstof (N) og fosfor (P). Anvisningen vil dog også kunne benyttes som udgangspunkt for måling og beregning af transporten af andre lignende opløste og partikulære stoffer.

I anvisningen behandles hovedsageligt de "normalt" kendte metoder til udtag af vandprøver og beregning af stoffransport (konventionelle metoder). Derudover peges på alternative metoder, der kan anvendes i forbindelse med specialundersøgelser, hvor en meget sikker opgørelse af stoffransport er påkrævet. Endelig gives der eksempler på behandling og præsentation af de fremkomne data.

2. Baggrund

Overvågningsprogrammet for vandløb er designet med det hovedformål at følge ændringer i de vandkemiske variable kvælstof (N) og fosfor (P), både hvad angår kvalitet (koncentration) og kvantitet (transport). Hertil kommer en række supplerende variable, som har relevans for tolkningen mv. af disse undersøgelser (Kronvang og Rebsdorf, 1988).

De indsamlede data anvendes bl.a. til at opføre kvælstof- og fosforafstrømningen fra oplande med forskellig arealudnyttelse, samt opgørelse af N- og P-tilstrømningen til søer og kystnære marine områder (Miljøstyrelsen, 1989). For at opfylde intentionerne i Overvågningsprogrammet er det således vigtigt at optimere bestemmelsen af kvælstof- og fosfortransporten i vandløb, under hensyntagen til ressourceindsatsen, samt at få et kendskab til sikkerheden på de beregnede data.

Overvågningsprogrammet er landsdækkende, hvilket sikrer muligheden for at kunne belyse ændringer på tværs af regionale forskelle i geologi og klima, samt at kunne opføre afstrømningen af N og P med vandløb til havet. Det er derfor vigtigt at sikre, at de data, som indsamles og bearbejdes, er pålidelige og sammenlignelige. En systematisering af dataindsamlingen og -bearbejdningen er derfor nødvendig.

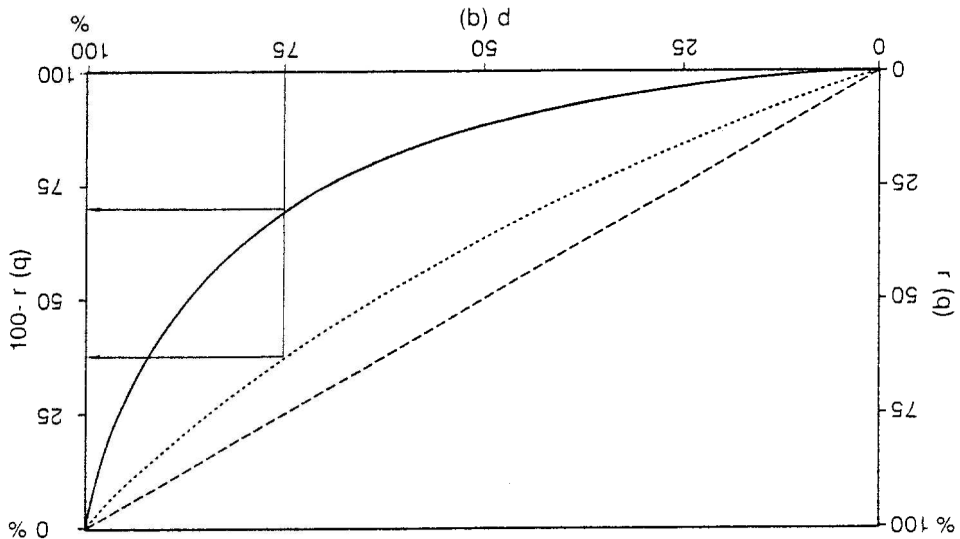
Beregning af transporten af N og P i vandløb er tidligere sket under anvendelse af mange forskellige metoder (trapez, lineær interpolation, TQ-metoden mv.). Der har for de anvendte metoder kun eksisteret en begrænset viden om deres pålidelighed under hensyntagen til datagrundlaget (Henriksen et al., 1985; Munn og Prepas, 1986; Mierischin, 1986; Preston et al., 1989). I de senere år er der foregået en videnopbygning på området ved Danmarks Miljøundersøgelser, afdelingen for Ferskvandsøkologi og Fyns amt (Fyns amt, 1988; Pedersen, 1988; Bruhn og Kronvang, 1990). Denne viden danner baggrund for de anvisninger, der er givet i dette hæfte.

3. Valg af prøvetagningsstrategi

3.1. Konventionel metode

Den hidtil mest anvendte prøvetagningsstrategi til brug for opgørelse af transporten af N og P i vandløb er udtag af punktprøver med en forud fastlagt prøvetagningsfrekvens (ugentlig, månedlig mv.). I en tidligere udsendt teknisk anvisning omhandlende dette emne anbefaledes, at der ved fastlægelse af prøvetagningsfrekvens tages udgangspunkt i afstrømningsregimet i det vandløb, der ønskes undersøgt (Kronvang og Rebsdorf, 1988). Denne anbefaling fastholdes, idet afstrømningsregimet i et vandløb normalt er afgørende for hvor stor variation, der er i stofkoncentrationen over året og dermed for, hvor ofte det er nødvendigt at udtage vandprøver for at beskrive denne.

Den statistiske analyse, der ligger til grund for fastlægelse af prøvetagningsfrekvens, omfatter en bestemmelse af den til døgnmiddelaflastningen hørende empiriske fordelingsfunktion (sumkurve) (se figur 1). Kriterierne er herefter givet ved, hvor stor en andel af årets totale vandafstrømning, der udgøres af summen af aflastningerne i 4. kvartil ($P_{75}-P_{100}$).



Figur 1. — : Lorenz-kurven for Gelbæk (beregnet på baggrund af døgnmiddelaflastningerne i perioden 1974-1988); : Lorenz-kurven for Gryde å (beregnet på baggrund af døgnmiddelaflastningerne i perioden 1978-1988); ---- : Lorenz-kurven for et tænkt vandløb med konstant afstrømning.

I figur 1 er $r(q)$ afbildet som funktion af $p(q)$, som er den empiriske fordelingsfunktion (sumkurven) hørende til afstrømningen. Den er et mål for hvor stor en del af året, der er afstrømt. Den er et mål for hvor stor en andel af årsafstrømningen, der hidrører fra afstrømninger mindre end q (se appendix). Analogt hertil er $r(q)$ et mål kaldes Lorenz-kurven. I figuren kan man f.eks. se, at summen af afstrømningerne i 4. kvartal for det østjyske vandløb, Gelbæk, udgør 69% af årsafstrømningen og for det vestjyske vandløb, Gryde å, 37%.

Prøvetagningsfrekvensen fastlægges på følgende måde:

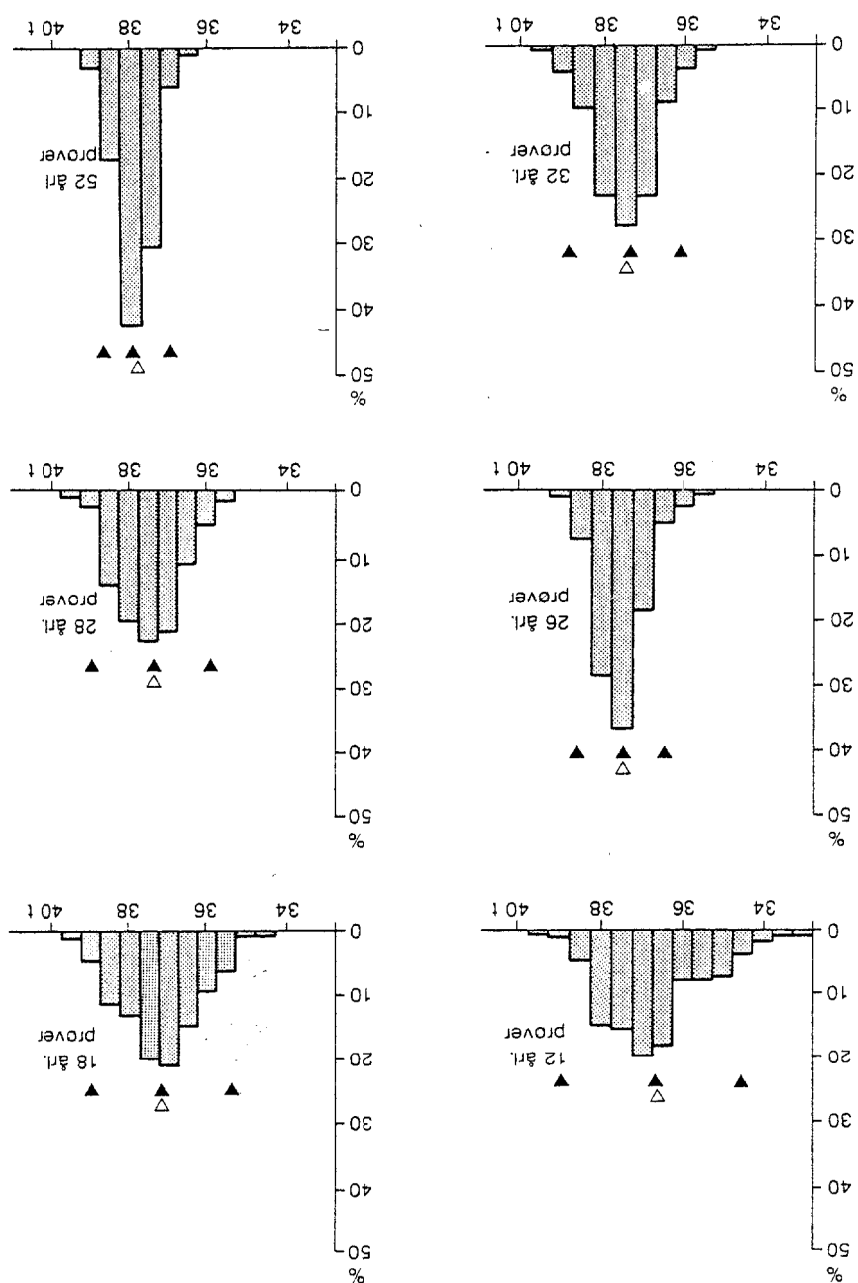
- hvis mindre end 30% af årets vandmængde udgøres af 4. kvartal, udtages 12 tidsækvivalente prøver om året (månedlig prøvetagning)

- hvis mellem 30 og 40% af årets vandmængde udgøres af 4. kvartal, udtages 18 årlige prøver, fordelt med en månedlig prøvetagning i perioden maj-oktober og 2 månedlige prøvetagninger i perioden november-april (begge inkl.)

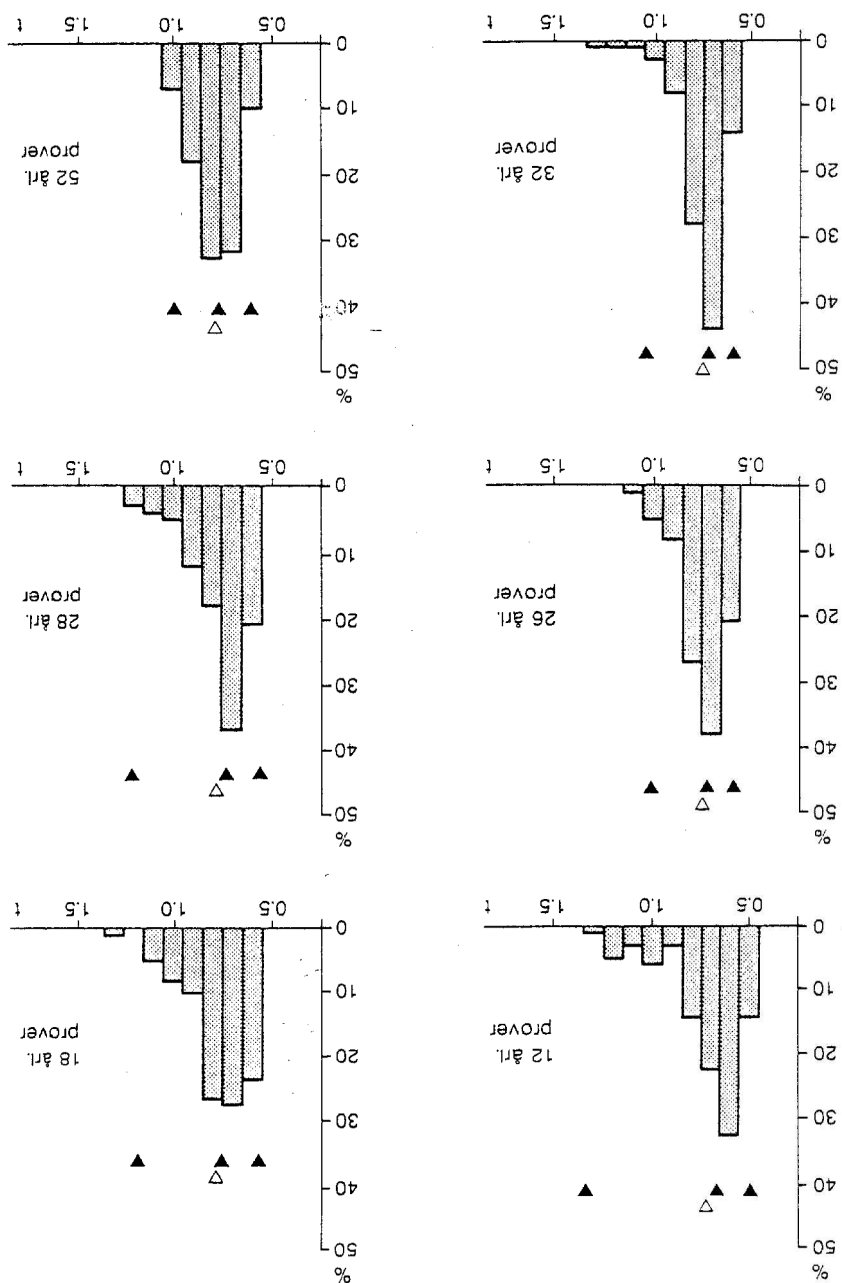
- hvis mere end 40% af årets vandmængde udgøres af 4. kvartal, udtages 26 tidsækvivalente prøver om året (14 dages prøvetagning).

Den tidligere anbefalede stratificerede prøvetagningsstrategi, hvor hovedvægten af prøvetagninger lå i de mest afstrømningsrige måneder, er således ændret til en tidsækvivalent 14 dages prøvetagningsfrekvens. Ændringen er resultatet af en omfattende statistisk analyse, hvor det har vist sig, at der ved brug af de tidligere anbefalede 28 og 32 prøver pr. år, ikke opnås en større sikkerhed på beregninger af N- og P-transport end ved de tidsækvivalente udtagne 26 årlige prøver (figur 2 og 3). Dette har vist sig at gælde for næsten alle beregningsmetoder (Bruhn og Kronvang, 1990). De 26 årlige prøvetagninger anbefales, idet der ved dette antal generelt opnås en optimal sikkerhed på beregninger af N- og P-transport set i forhold til ressourceindsats.

Figur 2. Histogrammer over de fremkomne fordelinger af trans-
 porten af total kvælstof i Gelbæk (87/88) ved gentag-
 ne forsøg (100) med beregning efter lineær interpola-
 tionsmetoden på baggrund af forskellige prøvetag-
 ningsfrekvenser.
 Δ : gennemsnittet af de fremkomne stoffransportbereg-
 ninger
 ▲ : 2½%, 50% og 97½ fraktiler for stoffransportbe-
 regningerne



Figur 3. Histogrammer over de fremkomne fordelinger af transporten af total fosfor i Gelbæk (87/88) ved gentagne forsøg (100) med beregning efter lineær interpolationsmetoden på baggrund af forskellige prøvetagningsfrekvenser.
 Δ : gennemsnittet af de fremkomne stoffransportberegninger
 \blacktriangle : 2½%, 50% og 97½ fraktiler for stoffransportberegningerne



I forbindelse med opgørelser af stoftransporten i søafløb skal den ovenfor beskrevne prøvetagningsstrategi ikke anvendes. Afstrømningsvariationen i søafløb er meget dæmpet pga. magasinering af fækten, og transporten af N og P er i sommermånederne meget påvirket af den biologiske produktion i søerne (Kronvang, Kristensen og Thyssen, 1987). Det anbefales derfor, at der i forbindelse med søafløb udtages 2 vandprøver om måneden i perioden april-oktober og 1 om måneden i perioden november-marts (begge inkl.).

3.2. Alternative metoder

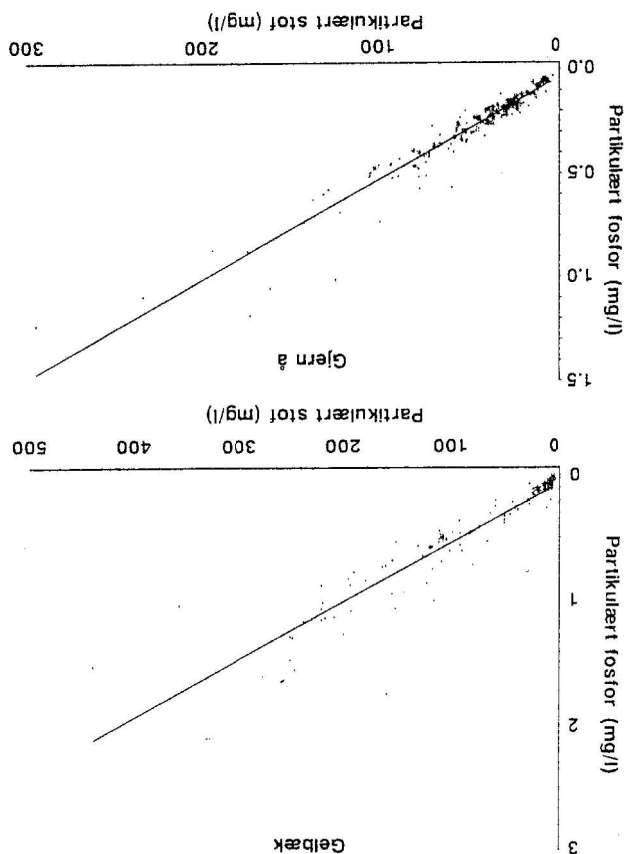
Udover den normalt anvendte prøvetagningsstrategi med udtag af punktprøver efter en forud fastlagt frekvens, findes også alternative metoder, der kan benyttes som grundlag eller støtte for beregning af transporten af N og P. Transporten af kvælstof kan normalt beregnes med stor sikkerhed ved brug af den i afsnit 3.1. anbefalede prøvetagningsstrategi, mens der for beregning af transport af total P og herunder især partikulært P er mindre sikkerhed (se kapitel 5). Dette gælder især for vandløb, der afvander små, typisk lerede oplande, hvor den største del af års-transporten sker i forbindelse med kortvarige afstrømningshændelser, der tilsammen kun dækker en lille del af året. Det vil typisk sige vandløb, hvor mere end 60% af årets vandmængde udgøres af 4. kvartil.

Det er i denne type vandløb muligt at forbedre sikkerheden på beregning af transporten af total P ved anvendelse af en anden prøvetagningsstrategi. Denne omfatter udtag af puljede vandprøver eller en kombination af en tidskvidistant prøvetagning og en puljet prøvetagning.

Puljet prøvetagning har vist sig at være det sikreste grundlag for beregning af N- og P-transport i vandløb. Strategien for denne kan være udtagning af en vandprøve hver dag med automatisk prøvetager. Prøver kan eksempelvis hver 14. dag puljes til analyse for total P. Metoden er især anvendelig over for total P, der er et konservativt stof og derfor ikke ændres i koncentrationsniveau under opbevaring af vandprøverne i prøvetageren. En

kombination af en tidsækvivalent prøvetagningsfrekvens (eksempelvis månedlig) og en puljet prøvetagning i forbindelse med afstrømningsberegninger har ligeledes vist sig at forbedre sikkerheden på beregning af total P-transport (Bruhn og Kronvang, 1990).

Til sidst skal kort omtales en metode, som gør det muligt at introducere en tilnærmet kontinuerlig overvågning. Metoden består i at udnytte kendskabet til koncentrationen af partikulært stof som en substitut for koncentrationen af partikulært P. Der er i flere vandløb fundet gode sammenhænge mellem koncentrationerne af disse stoffer (figur 4). Metoden vil således kunne benyttes som grundlag for beregning af transporten af partikulært P ved kontinuerlig måling af turbiditeten. Da transporten af partikulært P er forbundet med meget lille sikkerhed og ofte udgør en stor del af den totale P-transport i denne type vandløb, vil metoden forbedre sikkerheden på beregning af den totale P-transport.



Figur 4. Sammenhænge mellem partikulært stof og partikulært fosfor i Gelbæk og Gjern å.

4. Udtagning af vandprøver og feltmålinger

I dette kapitel anvises metoder til manuel og automatisk udtag af vandprøver i vandløb til bestemmelse af koncentrationer af N og P.

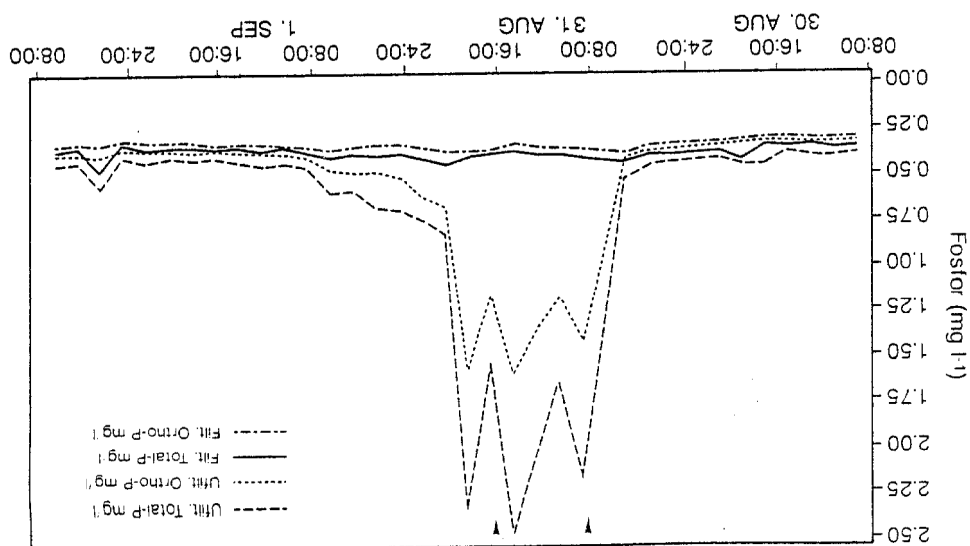
Den manuelle prøvetagning sker bedst med polyethylenflasker, der umiddelbart før udtagningen af vandprøven skylles i vandløbsvandet. Prøven udtages under vandoverfladen og i det strømmende vand væk fra vandløbsbredden. Prøvetagning i forbindelse med stryg kan anbefales, da der her er optimale blandingsforhold. Undersøgelser, at hvor repræsentativ en udtaget punktprøve er for middeldkoncentrationen af N og P i et vandløbstværsnit, viser en standardafvigelse på under 5% for både total N og opløst orthophosphat-P og under 10% for total P.

I de specielle tilfælde, hvor transporten af N og især P i vandløbet overvejende udgøres af punktkildebelastninger, er det vigtigt at tage hensyn til døgnvariationer i koncentrationen. Sådanne situationer vil hyppigst optræde om sommeren i stærkt spilddevandsbelastede vandløb. I Odense å, nedstrøms Ejby Mølle renseanlæg, er der på baggrund af målinger over 5 døgn med 6 prøvetagninger hvert døgn fundet standardafvigelser på 6-12% for total N og 7-27% for total P set i forhold til middeldkoncentrationerne i de enkelte døgn (Fyns amt, 1990).

I disse tilfælde bør prøvetagningen baseres på en puljet døgnprøvetagning, eksempelvis udtagelse af en vandprøve hver time med en automatisk prøvetager. Herved sikres det, at en repræsentativ koncentration af N og P indgår i transportberegningen for den pågældende periode.

Prøvetagning i perioder med grødeskæring opstrøms for en målestation bør undgås, da der her findes forhøjede koncentrationer af N og især P. I figur 5 er vist et eksempel fra Odense å, hvor koncentrationen af de ufiltrerede P-fraktioner øges med en faktor 4-8 under grødeskæringen, der foregik over en 3,5 km opstrøms strækning (Fyns amt, 1990). For total N viste den samme undersøgelse en stigning i koncentrationen på 25%. Da koncentra-

Figur 5. Koncentrationen af fire fosfor-fraktioner før, under og efter et grødeskæringsforsøg i Odense å ved Krat-
holm i perioden 30. august - 2. september 1988. De to
pile afgrænser tidsrummet for grødeskærningen.

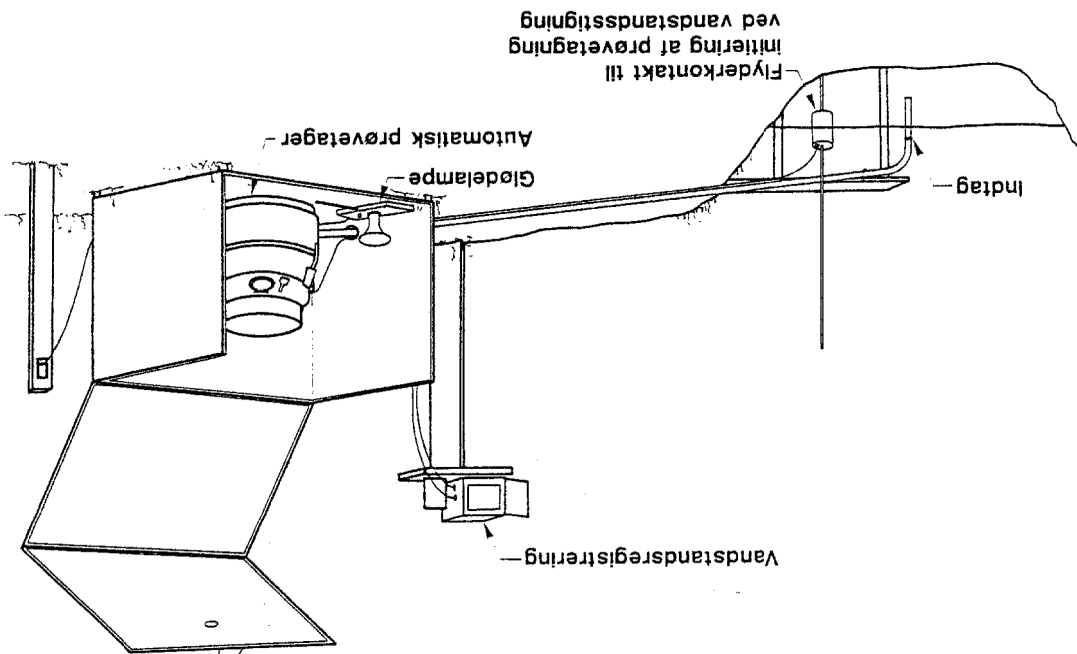


tionsforøgelsen er meget kortvarig, vil en prøvetagning her give anledning til en stor overestimering af transporten i måneder omkring prøvetagningen. Kun en beskedn del af det N- og P-holdige materiale, som er akkumuleret på vandløbsbunden under grøden, vil således blive resuspenderet ved selve grødeskærningen og de heraf initierede ændringer i strømhastighed. Hovedparten af det akkumulerede materiale vil blive resuspenderet og transporteret væk i forbindelse med de (n) første nedbørsbegivenhed(er) efter grødeskærningen (Svendsen og Kronvang, 1990).

I forbindelse med de anviste alternative metoder til prøvetagningstrategi skal der udføres automatisk prøvetagning. Danmarks Miljøundersøgelser har benyttet sig af denne metode i sine vandløbsundersøgelser og derved opnået en viden om hvilke foranstaltninger i forbindelse med opstillingen og drift, der sikrer optimal målesikkerhed.

En automatisk prøvetager installeres bedst i en aflukket kasse, der ved vinterdrift skal være isoleret. Indtaget, der udgøres af

MÅLEOPSTILLING til automatisk prøvetagning



Figur 6. Eksempel på opstilling af automatisk prøvetager til
udtag af vandprøver i vandløb.

slangen samt isat stålør, placeres hængende ned fra målebør el-
ler andet stativ i en sådan afstand fra bunden, at opugning af
bundmateriale under prøvetagningen forhindres (figur 6). Forde-
len ved at anvende denne metode er, at flydende grøde m.v. kan
drifte forbi indtaget. I små vandløb med lille vanddybde kan det
være nødvendigt at fastspænde indtaget i en holder nedsat i
vandløbsbunden. Bundplade under indtaget, til at holde på bund-
materialet, bør benyttes, og afstand fra indtag til bund skal
være mindst 10 cm. Slangen ud til indtaget bør have hældning mod
vandløbet for at undgå vand i slangen (blanding af prøver, frys-
ning). Ved helårsdrift bør der fremføres strøm til termostateret
opvarmning af kassen, hvori prøvetageren står. Dette for at und-
gå driftsforstyrrelser, som ellers optræder hyppigt, når tempe-
raturen når under frysepunktet. I vinterperioden isoleres ind-
tagslangen (isoleringmateriale, nedgravning). Ved brug af au-
tomatisk prøvetager til udtagning af vandprøver i forbindelse
med stormafstrømning, installeres i vandløbet en flyderkontakt,

der ved en forudbestemt vandstandsstillgning initierer prøvetagningen (se figur 6). Slangen i pumpehus og til indtag bør skiftes regelmæssigt, specielt i sommerperioden, hvor der dannes belægninger.

Målesikkerhed og driftssikkerhed ved hensyntagen til ovenstående anvisninger er stor. Således har Danmarks Miljøundersøgelser i gennem to år i 2 vandløb, med 4 automatiske prøvetagere (ISCO), udtaget ca. 4500 vandprøver med driftsforskyrrelser (datatab) i under 4% af tiden.

Vedrørende hjemtransport og opbevaring af prøver følges anvisningerne givet i den tidligere udsendte tekniske anvisning (Kronvang & Rebsdorf, 1988).

Vandføringsmålingen, der sammen med den kontinuerlige registrering af vandstand danner baggrund for beregning af døgnmiddelvandføring, udføres bedst samtidig med prøvetagningen. Dette muliggør opstilling af vandførings- og koncentrations sammenhænge, der eksempelvis kan benyttes til konstatering af ændringer i koncentrationsforhold m.v.

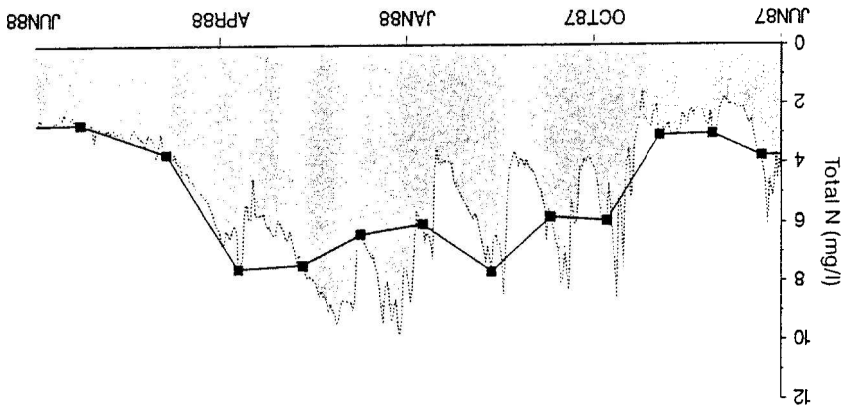
Den i kapitel 5 anviste metode til beregning af transport af N og P er dog ikke afhængig af, at vandføringsmålingen sker samtidig med prøvetagningen. Det skal pointeres, at det under alle omstændigheder er vigtigt med hyppige vandføringsmålinger, således at hele spektret, specielt også perioder med stor vandføring, er dækket ind. Sammenhænge mellem antallet af vandføringsmålinger og sikkerheden på beregning af døgnmiddelvandføring er nærmere beskrevet i rapport fra Fagdatacenter for Hydrometriske Data (Hedesselskabets Hydrometriske Undersøgelser, 1990).

5. Valg af beregningsmetode

5.1 Konventionel metode

Efter et års prøvetagning og analyser for koncentrationer af kvælstof og fosfor er det muligt at beregne stoftransporten, der ideelt set er en integration over året af stofkoncentration gange vandføring givet til et hvert tidspunkt. Vandføringen kan tilnærmes beregnes til et hvert tidspunkt (eks. døgnmiddel), mens stofkoncentrationen kun er kendt 12-26 gange årligt ved de anviste prøvetagningsfrekvenser. Det er derfor nødvendigt at anvende en beregningsmetode, der bedst muligt kan erstatte det manglende kendskab til stofkoncentrationen, når den årlige stoftransport skal bestemmes.

En evaluering af en række af de mest anvendte beregningsmetoder på 2 østjyske vandløb igennem to år har vist, at lineær interpolation-metoden, hvor stofkoncentrationen på umålte dage findes ved lineær interpolation mellem stofkoncentrationerne på de målte dage (figur 7) med hensyn til sikkerheden på beregningsresultatet er den bedst reproducerbare (Bruhn og Kronvang, 1990). Metoden er samtidig objektiv og operationel i sin anvendelse, idet den ikke forudsætter en tilpasning af de indsamlede data som andre "model"-metoder. Lineær interpolations-metoden anvises derfor til brug ved beregning af stoftransport på data indsamlet under Overvågningsprogrammet (N, P, Si, Ca, Fe).



Figur 7. Det målte koncentrationsforløb af total N (----) og koncentrationsforløbet givet ved lineær interpolationsmetoden på baggrund af en månedlig prøvetagning (—).

Evalueringen af lineær interpolations-metoden har gjort det muligt at belyse den sikkerhed, der kan tillægges beregninger af den årlige transport af N og P (tabel 1). Sikkerheden er størst for total N og opløst orthophosphat-P og mindst for total P. I både Gelbæk og Gjern å er fundet størst sikkerhed i forbindelse med den største transport af N og P (1987/88) (tallene til venstre i tabel 1). I Gelbæk og Gjern å er evalueringen baseret på to års intensive målinger. De to år dækker to ekstremer, hvad angår nedbørsmængde/afstrømning (Bruhn og Kronvang, 1990). Det må derfor antages, at de givne sikkerheder kan benyttes ved beregninger af årstransport af N og P med baggrund i ovenstående anvísninger.

Total N			Total P			Opløst PO_4 -P		
vandelb antal prøver								
12	26	52	12	26	52	12	26	52
Gelbæk (8.5 km ²)								
4-14%	1-5%	0.5-3%	28-45%	20-39%	16-22%	13-18%	9-10%	8-8%
5-13%	2-5%	1-3%	17-19%	10-15%	7-9%	6-12%	3-8%	2-8%
Gjern å (102 km ²)								
5%	4%	2%	14%	11%	8%	10%	7%	6%
Odense å (486 km ²)								

Tabel 1. Sikkerhed på beregning af den årlige transport af total N, total P og opløst PO_4 -P i Gelbæk, Gjern å og Odense å. I Gelbæk og Gjern å er givet sikkerhed for de to hydrologiske år 1987/88 og 1988/89. I Odense å er sikkerheden beregnet for perioden marts-november 1987.

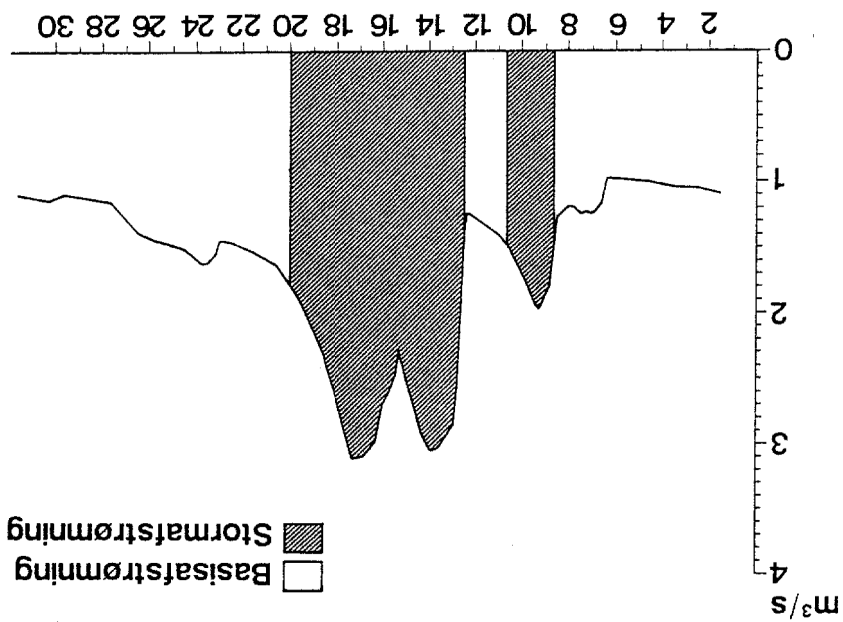
Beregning af en månedlig transport eller transporten over korte re perioder end et år medfører mindre sikkerhed end ved beregning over et år. I tabel 2 er således givet den gennemsnitlige sikkerhed ved beregning af måneds-transport af N og P. Det fremgår, at sikkerheden er væsentlig mindre for total N og opløst PO_4 -P ved opgørelser på månedsbasis. For total P er sikkerheden på opgørelse af månedstransport derimod på samme niveau som ved opgørelse på årsbasis (tabel 1 og 2). Det er vigtigt at have dette for øje, hvis der er behov for at foretage kildeopsplitting på månedsbasis.

5.2. Alternative metoder

I afsnit 3.2. blev beskrevet en prøvetagningsstrategi, der bygger på automatisk udtag af vandprøver eller kombination af denne med normal tidsåkvivalent prøvetagning. Disse metoder er specielt anvendelige, hvor formålet er at opnå et detaljeret kendskab til N- og især P-transporten over kortere eller længere tid.

vandløb antal prøver	Total N		Total P		opløst PO_4 -P	
	12	26	12	26	12	26
Gelbæk (8.5 km ²)	26%	16%	37%	26%	36%	23%
sommer (maj-sept.)						
vinter (okt.-apr.)	13%	9%	55%	39%	34%	23%
Gjern å (102 km ²)	16%	11%	34%	31%	37%	20%
sommer (maj-sept.)						
vinter (okt.-apr.)	14%	8%	27%	20%	35%	21%
Odense å (486 km ²)	12%	7%	18%	13%	-	-
marts-november						

Tabel 2. Gennemsnitlig sikkerhed på beregning af månedstransport for total N, total P og opløst PO_4 -P i Gelbæk, Gjern å og Odense å. I Gelbæk og Gjern å er den gennemsnitlige sikkerhed givet for både sommer- og vinterperioden.



Figur 8. Eksempel på opsplitning af hydrografen i Gjern å i perioder med storm- og basisafstrømning. Enhederne på akserne svarer til dagene i november 1987.

Transporten af et stof ud fra en puljet prøvetagning beregnes ved at multiplicere gennemsnitskoncentrationen for perioden, hvor over der er puljet, med afstrømningen i samme.

Ved anvendelse af en kombination af tidsækvivalent og puljet prøvetagning under stormafstrømning er det nødvendigt at gennemføre en simpel opsplitning af hydrografen i perioder med basis- og stormafstrømning (figur 8). Stoffransport i perioden med basisafstrømning beregnes ved brug af lineær interpolations-metoden, idet kun de tidsækvivalente prøver, der er udtaget under basisafstrømning, indgår. I perioder med stormafstrømning bruges gennemsnitskoncentrationen, fundet for hver delperiode (eks. kvartal), og denne multipliceres med den sumerede stormafstrømning.

6. Eksempler på behandling og præsentation af vandkemiske data

Bagest i dette hæfte er gengivet eksempler på behandling og præsentation af resultaterne af et og flere års målinger af vand-kemiske data (her kvælstof og fosfor). De viste eksempler kan dels benyttes som et udgangspunkt for præsentation af målte og beregnede resultater (figur I, III, IV, tabel I og II), dels som et udgangspunkt for en første behandling og tolkning af de opnåede resultater (figur II og V-VIII). Ved denne behandling og præsentation af data er det kun muligt at erkende niveau-ændringer i koncentrationen af N og P over tid. Der er med forsæt ikke introduceret statistiske redskaber til at teste for udviklingstendenser i koncentration og transport af kvælstof og fosfor. Sådanne statistiske redskaber er for nuværende under udvikling ved Danmarks Miljøundersøgelser og vil blive beskrevet i en kommende teknisk anvisning (efterår 1990).

Alle de viste eksempler (figur I-IX og tabel I-II) bygger på data fra Gelbæk, der har et ca. 10 km^2 , fortrinsvis leret, topografisk opland. Målingerne af N og P er i perioden 1974-82 udført af Hedeselskabet og i perioden 1983-88 af Danmarks Miljøundersøgelser.

7. Afslutning

Denne tekniske anvistning skal ses som et supplement og opfølgning af den tidligere udsendte, som omhandlede "Vandkvalitet i vandløb - prøvetagning og analysemetoder" (Kronvang og Rebsdorf, 1988).

I dette hæfte er der udbygget med den nyeste viden om foranstaltninger omkring udtagning af vandprøver og fastlægelse af prøvetagningsstrategier. Der er endvidere anvist en metode til beregning af transport af kvælstof og fosfor i vandløb, samt en oversigt over sikkerheden ved brug af denne metode.

Eksempler på behandling og præsentation af vandkemiske data for et eller flere år er medtaget som inspirationskilde til den behandling, der forestår af data indsamlet under "Overvågningsprogrammet". Det er med forsat undladt at anviser statistiske redskaber til analyse og test af udviklingstendenser i stofftransport og stotkoncentration. Danmarks Miljøundersøgelser arbejder intensivt med dette emne og forventer i efteråret 1990 at kunne fremlægge det/de redskab(er), der er bedst anvendelig(e).

8. Referencer

- Bruhn, A.J. og B. Kronvang, 1990:
Stoftransport i vandløb. Beregningsmetodik og prøvetagnings-
frekvens. Danmarks Miljøundersøgelser 1990.
- Fyns amt, 1988:
Odense å, Kratholm, 1987: sammenligning af metoder til stof-
transportberegning. Rapport udarbejdet af Det danske Hede-
selskab med Fyns amt som rekvisit.
- Fyns amt, 1990:
Specialundersøgelse vedr. prøvetagningsmetodik ved stof-
transportmonitoring i vandløb. Notat indeholdende foreløbige
resultater baseret på undersøgelser i 1988-89, Fyns amt,
Teknik- og miljøforvaltningen, Vand/miljøafdelingen, 6. fe-
bruar 1990.
- Hedeselskabets Hydrometriske Undersøgelser, 1990:
Usikkerhed på bearbejdning af data fra vandføringsstationer,
Fagdatacenter for Hydrometriske Data, rapport fra Hedesel-
skabets Hydrometriske Undersøgelser, januar 1990.
- Henriksen, H.J., B. Hansen og F. Jørgensen, 1985:
Metodevalg ved beregning af stoftransport i vandløb. Stads-
og Havnengineeringen, nr. 1, 1985.
- Kronvang, B., P. Kristensen og N. Thyssen, 1987:
Fosfor i vandløb. Vand & Miljø nr. 6, 1987.
- Kronvang, B. og Aa. Rebsdorf, 1988:
Vandkvalitet i vandløb. Prøvetagning og analysemetoder. Mil-
jøstyrelsens Ferskvandslaboratorium. Publikation nr. 91,
teknisk rapport nr. 19, 1988.
- Miertschin, J.D., 1986:
Alternative methods for estimation of phosphorus loadings.
Journal of Environmental Engineering, Vol. 112, No. 6, 1986.

- Miljøstyrelsen, 1989:
Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Miljøprojekt nr. 115, 1989
- Munn, N. og E. Prepas, 1986:
Seasonal dynamics of phosphorus partitioning and export in two streams in Alberta, Canada. Can. Journ. Fish. Aquat. Sci., Vol 43, 1986.
- Pedersen, S., 1988:
Stoftransportmonitoring i danske vandløb. Forsøg med intensiv monitoring. Sammenligning af beregningsmetoder. Vurdering af nødvendigt prøvetagningsfrekvens. Særlig af poster præsenteret ved Nordisk Hydrologisk Konferens, Rovaniemi, Finland, august 1988.
- Preston, S.D., V.J. Bierman og S.E. Silliman, 1989:
An evaluation of methods for estimating of tributary mass loads. Water Resources Research, Vol. 25, No. 6, 1989.
- Svendsen, L.M. og B. Kronvang, 1990:
Tilbageholdelse af kvælstof, fosfor og organisk stof i Gjernå-systemet. Sendt til Vand og Miljø i februar 1990.

Appendix

Lad $q_1, i = 1, \dots, n$ betegne målte/beregne døgnmiddelastrømninger fra et vandløb. Såfremt disse afstrømninger er repræsentative for vandløbet er $r(q)$ og $p(q)$ beregnet korrekt ved:

$$p(q) = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n I(q_1 > q)$$

$$r(q) = \frac{\sum_{i=1}^n I(q_1 > q)}{\sum_{i=1}^n I(q_1 > q)}$$

hvor

$$I(q_1 > q) = \begin{cases} 1 & \text{hvis } q_1 > q \\ 0 & \text{hvis } q_1 \leq q \end{cases}$$

$p(q)$ er et mål for, hvor stor en del af året, der er afstrømninger mindre end q . $r(q)$ er et mål for, hvor stor en del af årsafstrømningen, der hidrører fra afstrømninger mindre end q . Der gælder

$$r(q) \leq p(q)$$

Lighedsteget gælder kun i det tilfælde, hvor afstrømningen er konstant.

$p(q)$ betegnes også den til afstrømningen hørende empiriske fordelingsfunktion (sumkurven).

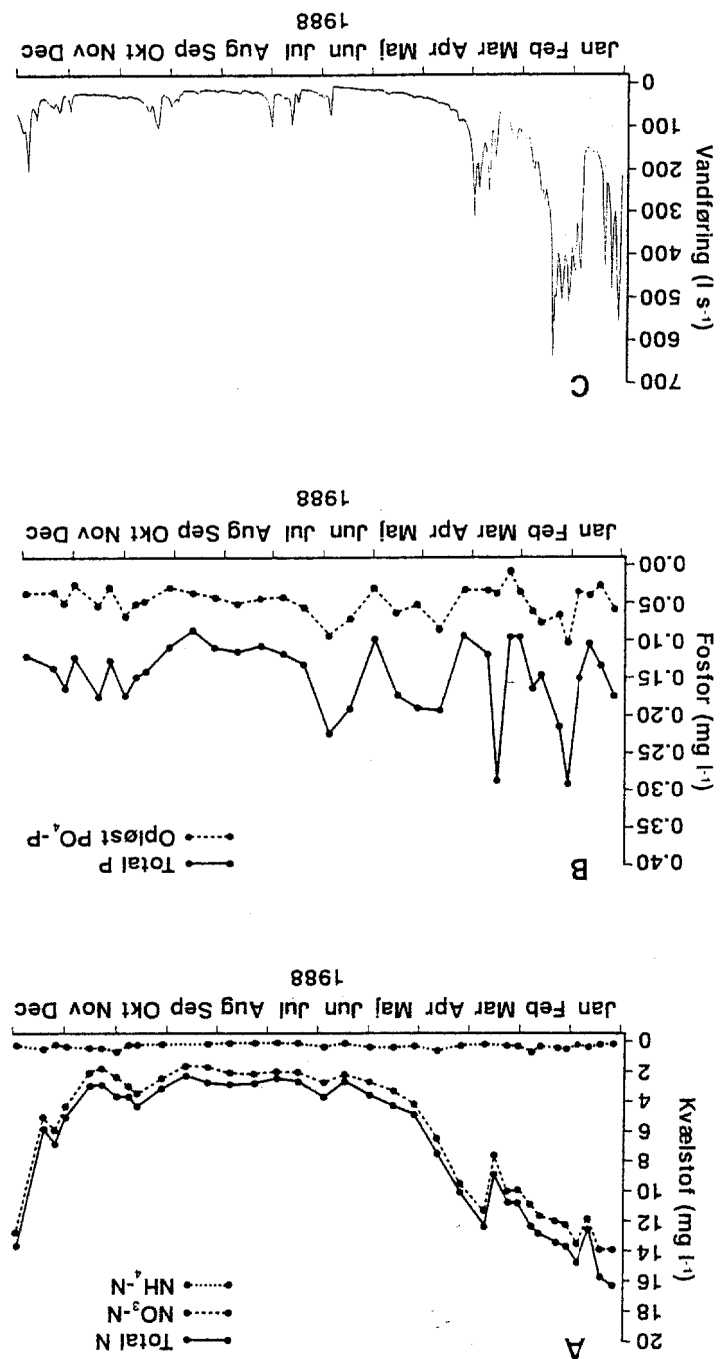
EKSEMPELSAMLING

Indhold:

Figur I - IX

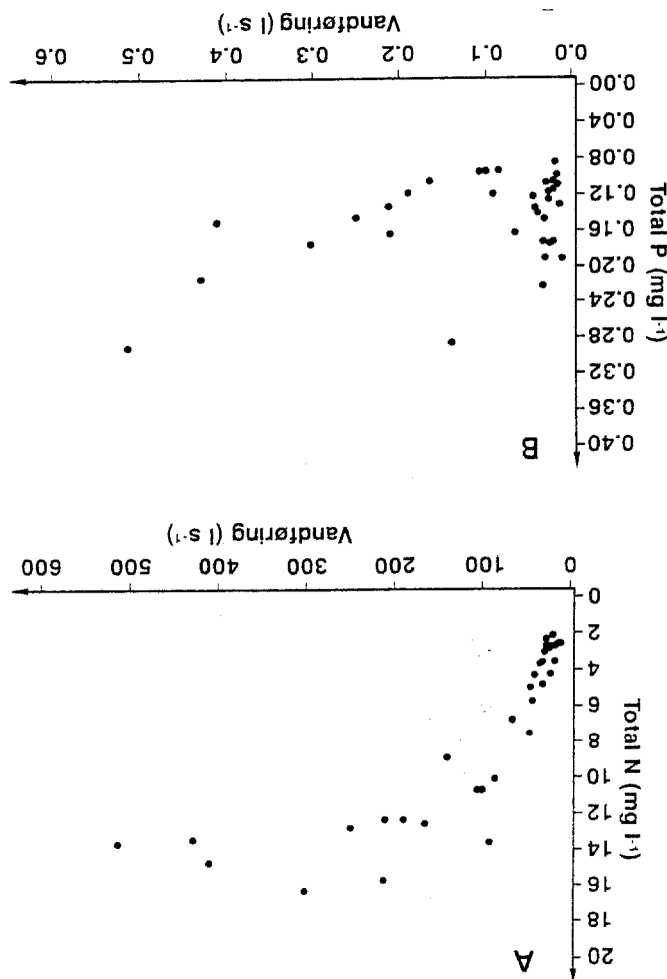
Tabel I - II

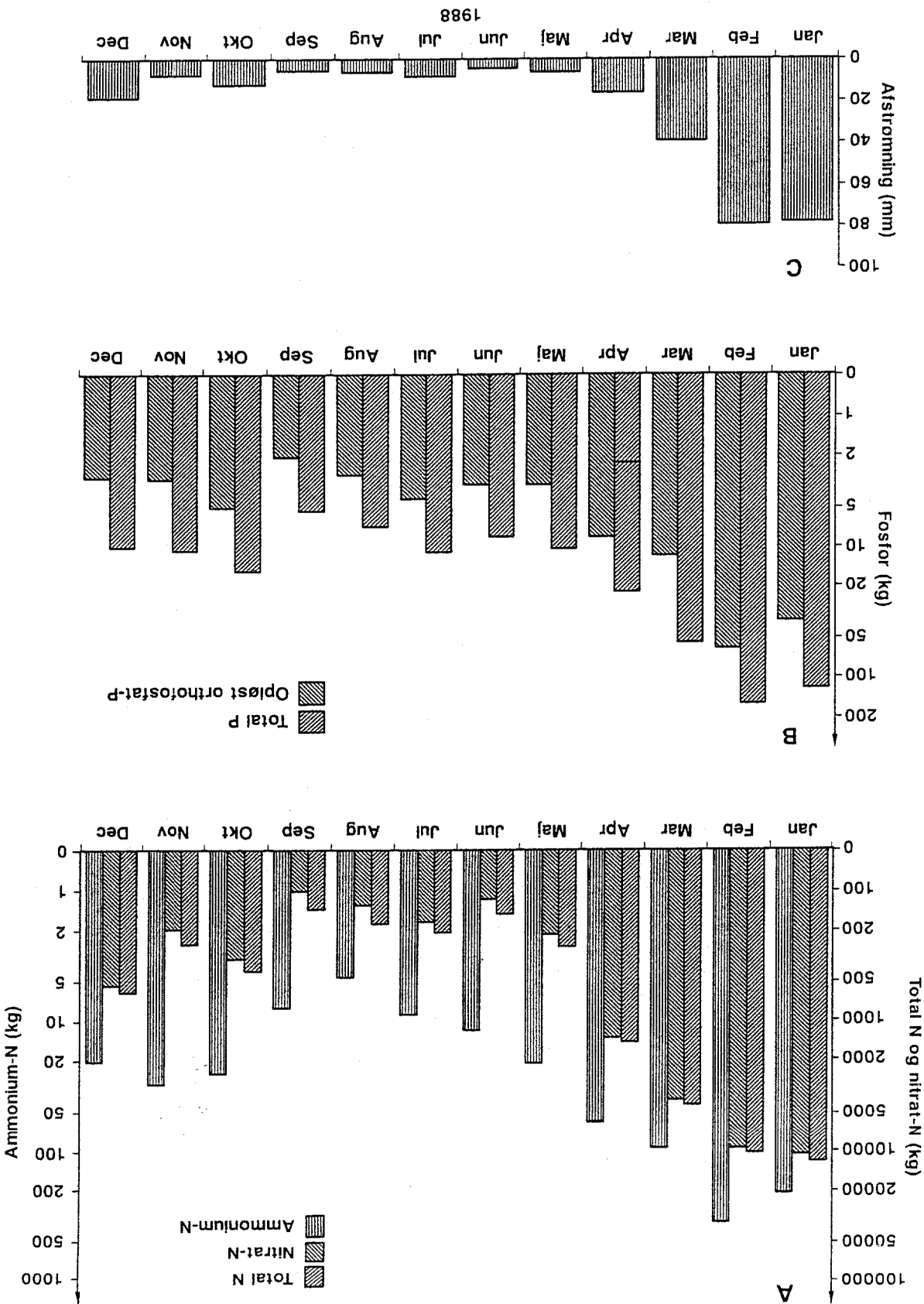
Figur I: De målte koncentrationer af kvælstof (A), fosfor (B) og vandføring (C) i 1988.



Eksempel på fremstilling af et års måleresultater (1988) for vand- og stofafstrømning (kvælstof og fosfor). Tabellen kan udvides med andre målte vand-kemiske variable.

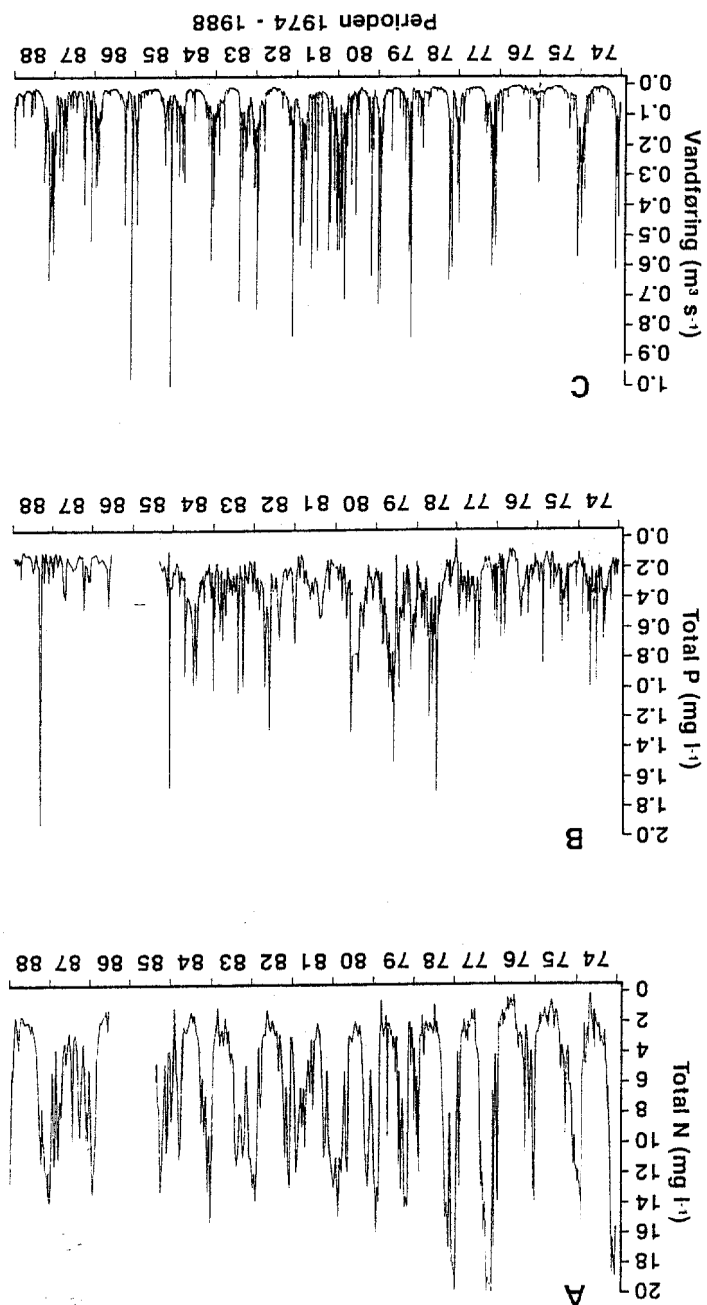
Figur II: Sammenhænge mellem de målte koncentrationer af total N og vandføring (A) og total P og vandføring (B) i 1988.





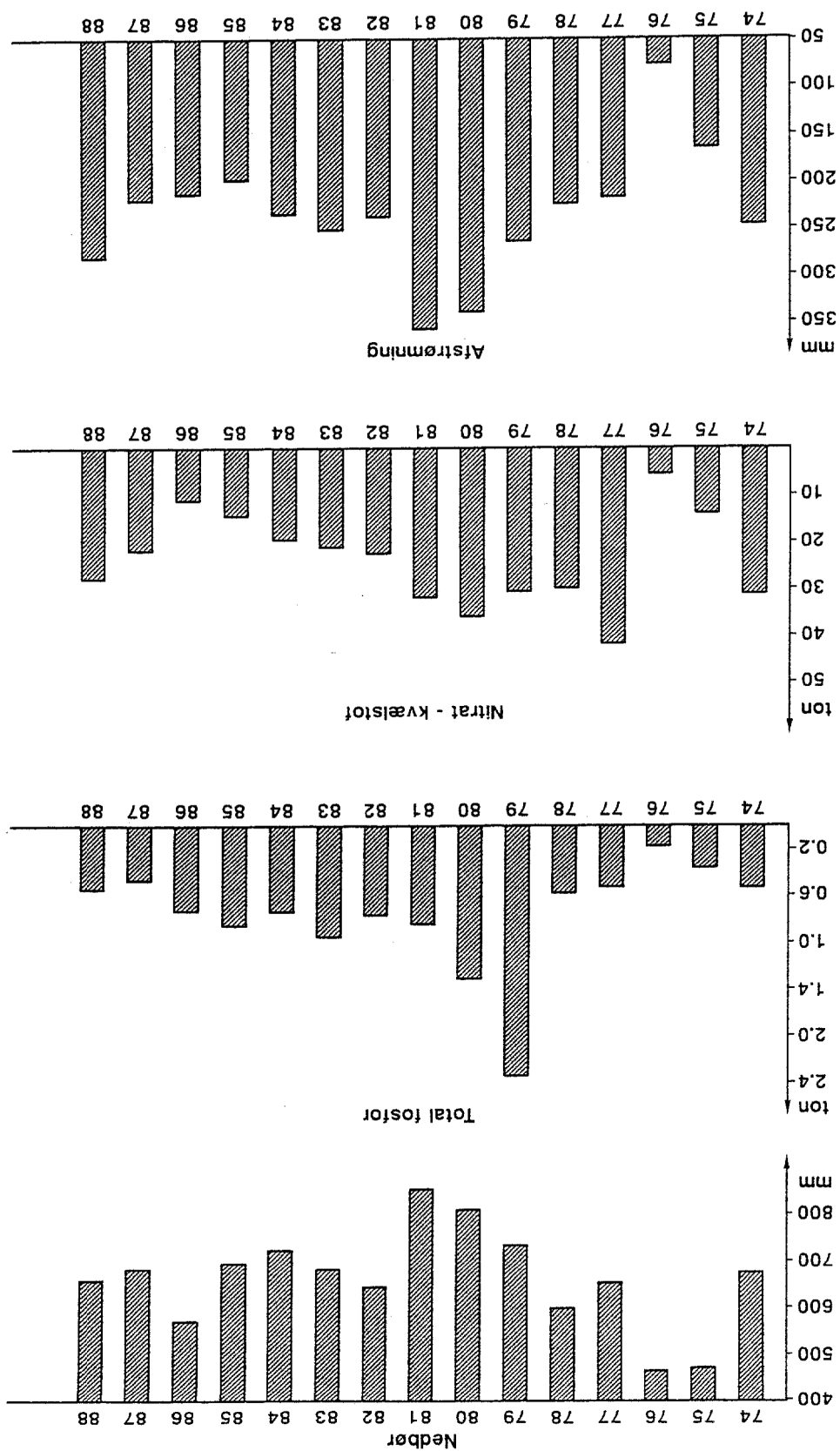
Figur III: Beregnet månedlig transport af kvælstof (A), fosfor (B) og vand (C) i 1988.

Figur IV: De målte koncentrationer af total N (A), total P (B) og vandføring (C) i perioden 1974-88.



Figur V:

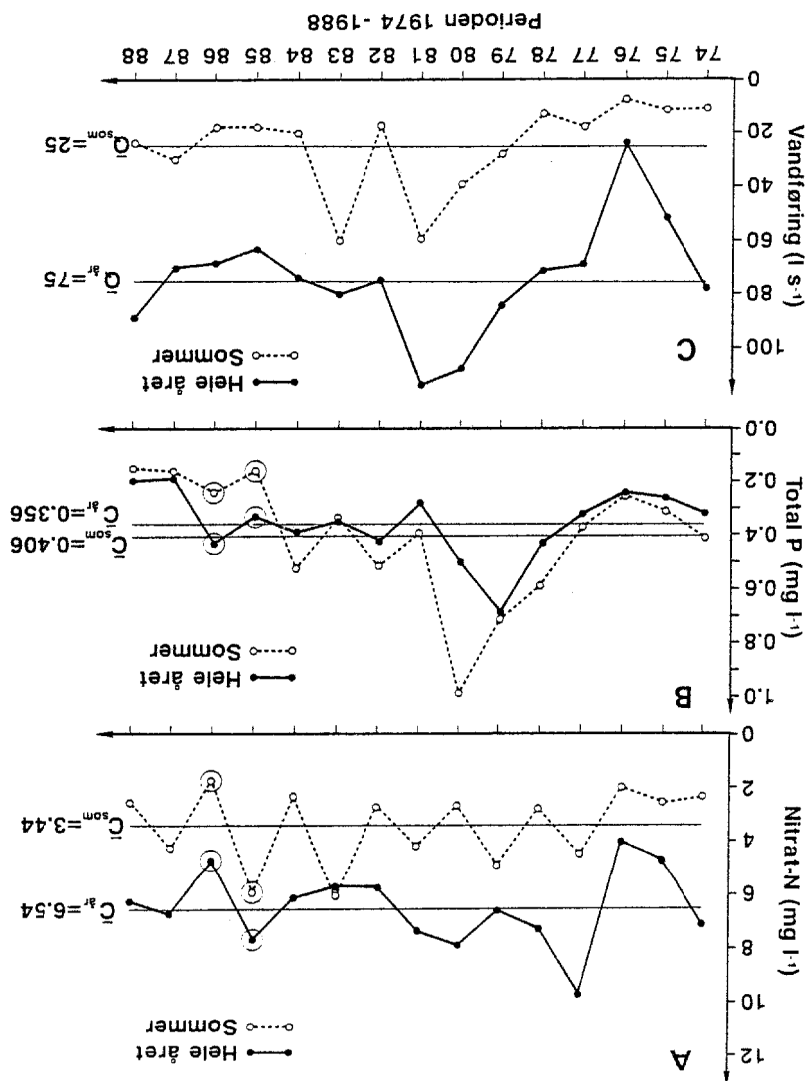
Beregnet årlig nedbør og transport af nitrat-N, total-P og vand i perioden 1974-88. Bemærk at transporten af N og P i 1985 og 1986 ikke bygger på et helt års målinger.



Tabel II: Gennemsnitlig arealafstrømning af vand, nitrat-N og total P for årene og sommerperioderne igennem 1974-88

Afstrømning	nitrat-N	total P
Hele året	23.5 kg ha ⁻¹	0.78 kg ha ⁻¹
Sommerperioden (maj-sept.)	1.8 kg ha ⁻¹	0.15 kg ha ⁻¹
(33%)	(8%)	(19%)

Figur VI: Middelkoncentrationen af nitrat-N (A) og total P (B) og middelvandføring (C) for året og sommermånederne maj-september i perioden 1974-88. ○ = ikke et helt års målinger.



OVERVÅGNINGSPROGRAM



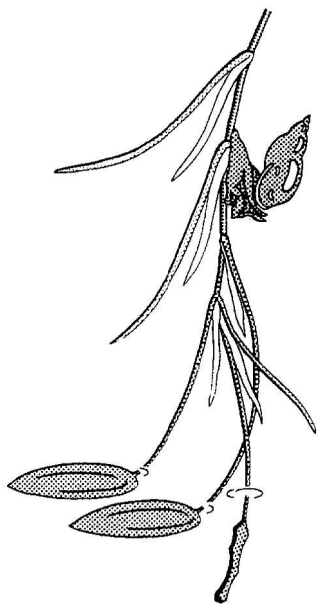
Vandkvalitet ! vandløb Prøvetagning og analysemetoder

Udarbejdet af

Brian Kronvang og Aage Rebsdorf

Miljøstyrelsens

Ferskvandslaboratorium



Forord

I dette hæfte gives der anvisninger på, hvordan man kan planlægge og udføre undersøgelser af vandkvaliteten i vandløb. Hæftet beskriver specielt de vandkvalitetsundersøgelser, der skal udføres som et led i Vandmiljøplanens "Overvågningsprogram".

I hæftet fokuseres der på den kemiske vandkvalitet, især med henblik på bedst og mest nøjagtigt at kunne måle koncentrationen af kvælstof (N) og fosfor (P) til brug for beregninger af stoftransport og overvågning af udviklings-tendenser (trends) i både stofkoncentration og -transport.

Hæftets hovedsigte er at opstille et basismåleprogram til brug ved vandkvalitetsundersøgelserne i de vandløb, som er omfattet af overvågningsprogrammet. Supplerende undersøgelser er medtaget, og der opstilles retningslinier for, hvordan man efter forskvandslaboratoriets opfattelse bedst og mest nøjagtigt udfører prøvetagningerne i feltet og laboratorieanalyserne. Endelig fastlægges kriterierne for en stratificeret prøvetagningstrekvens, tilpasset afstrømningsregimet i det vandløb, der ønskes undersøgt.

Forfatterne takker Jens Møller Andersen, Århus amtskommune, Poul Andersen, Vestsjællands amtskommune og Stig Pedersen, Fyns amtskommune for deres kommentarer og bidrag til denne anvisning. Forskvandslaboratoriet modtager gerne yderligere kommentarer og forslag til forbedringer af de foreslåede anvisninger.

Indholdsfortegnelse

1.	Formål	3
2.	Baggrund	3
3.	Fastlæggelse af måleprogram	5
4.	Fastlæggelse af prøvetagningsfrekvens	8
5.	Udtagning af vandprøver og feltmålinger	11
6.	Analysemetoder	13
7.	Afslutning	18
8.	Referencer	19

1. Formål

Indholdet af denne tekniske anvisning har til formål at give de teknikere, som arbejder med undersøgelser af vandkvaliteten i vore vandløb en baggrundsviden, der kan medvirke til at optimere resultatet af de udførte undersøgelser.

Anvisningen er primært rettet mod den overvågning af vandkvaliteten i vandløb, der skal udføres for at kontrollere effekterne af Vandmiljøplanen. Derfor er hovedvægten da også lagt på at sikre et optimalt indsamlet datagrundlag af de to vandkemiske variable, kvælstof (N) og fosfor (P). Anvisningen er dog samtidig så bredt dækkende, hvad angår planlægning og udførelse af vandkvalitetsundersøgelser, at den også vil kunne anvendes som udgangspunkt for mange af de undersøgelser, der i øvrigt udføres i vore vandløb.

I anvisningen dækkes dels selve planlægningsstadiet, hvad angår basismåleprogram og relevante supplerende målinger samt fastlæggelse af antallet af målinger og disses fordeling over året, dels den praktiske udførelse med hensyn til udtagning af prøver, målinger i felten og de efterfølgende laboratorieanalyser.

2. Baggrund

Undersøgelser af vandkvaliteten i vore vandløb har været udført i mange år og med mange forskellige formål. Specielt inden for de sidste ti år er der blevet betydeligt i antal og omfang, som en følge af den amtskommunale miljøovervågning af de ferske recipienter. I flertallet af vandkvalitetsundersøgelserne er de vandkemiske variable kvælstof, fosfor og organisk stof indgået som vigtige bestanddele både med hensyn til kvalitet (koncentration) og kvantitet (transport) (Andersen og Pedersen 1987; Fyls amtskommune 1984; Limfjordskomiteen 1986). Koncentrationsniveauet og transporten af disse stoffer har betydning for miljøtilstanden i vandløb og i nedstrøms liggende recipienter som søer og kystnære områder.

Overvågningen af vandkvaliteten i vandløbene har været meget forskellig i sin substans både hvad angår hvorfor, hvad, hvor og hvordan, der er målt. Da amtskommunerne i samarbejde med miljøstyrelsen nu står over for at skulle gennemføre et nationalt overvågningsprogram, der skal kunne kontrollere effekterne af vandmiljøplanen, er der opstået et behov for at systematisere både planlægningen og selve den praktiske udførelse af vandkvalitetsundersøgelser.

At designe et overvågningsprogram for vandkvaliteten kræver stillingtagen til følgende:

- hvorfor skal der måles
- hvad skal der måles
- hvor skal der måles
- hvordan skal der måles

Svaret på det første spørgsmål afhænger af, hvilket formål den pågældende undersøgelse har. Der kan være tale om:

1. Målttede undersøgelser, der har til formål at afklare en specifik problemstilling. Herunder årsag/virknings-undersøgelser, der har til formål at kortlægge de vandkvalitetsmæssige forhold i et samlet recipientssystem (vandløb/sø eller vandløb/kystvand). Denne form for undersøgelser er ofte af kort varighed (1-2 år).

2. Tidsserieundersøgelser, der har til formål at følge ændringer i vandkvaliteten over en længere årrække.

3. Nærfeltsundersøgelser der har til formål at afklare de vandkvalitetsmæssige forhold ved punktudledninger og utilsigtede pludselige hændelser, som ulovlige udladninger, regnvands-
verløb etc.

Den anden pind omfatter fastlæggelse af et måleprogram, dvs. de variable der skal indgå i undersøgelsen ud fra overvejelser af, hvilket formål undersøgelsen har, og hvad der vil optimere resultatet.

Den tredje pind omfatter fastlæggelse af, hvor der skal måles, dvs. hvilket stationsnet der bedst og sikrest vil give det nødvendige datagrundlag for at løse den stillede opgave. Det omfatter også at fastlægge, hvor i selve vandsystemet målestationer mest hensigtsmæssigt kan placeres under hensyntagen til de variable, der indgår i undersøgelsen.

Den sidste pind omfatter fastlæggelse af, hvordan der skal måles/udtages prøver i feltet og udføres laboratorieanalyser, samt ikke mindst hvor ofte disse målinger skal udføres.

3. Fastlæggelse af måleprogram

Selv om Vandmiljøplanen især fokuserer på kvælstof og fosfor, og virkningerne af en nedbringelse af udledningen af disse to stoffer, er det ikke tilstrækkeligt kun at analysere for total kvælstof og fosfor. Det er nødvendigt at have kendskab til nogle supplerende kemiske og fysiske variable, ligesom de biologiske effekter må følges.

På fagmødet på Nyborg Strand den 9. og 10. februar 1988 om implementering af Vandmiljøplanens overvågningsprogram diskuteres hvilke undersøgelser og analysevariable, der burde indgå i overvågningsprogrammet. Man enedes om følgende basisprogram for vandløb.

1. En biologisk vandløbsbedømmelse to gange pr. år, den ene udføres i sensommeren og den anden sidst på vinteren/tidligt forår. Retningslinier herfor vil fremgå af en ikke færdigudarbejdet vejledning fra Miljøstyrelsen.

2. Fysiske og kemiske variable:

I feltet: Vandtemperatur *

Vandføring

I laboratoriet: Ammonium-N

Nitrat-N (evt. inkl. nitrit-N)

Total kvælstof
Opløst fosfat-P
Total fosfor
Organisk stof (COD eller evt. TOC)
pH
Alkalinitet **
Konduktivitet **

* Vandføringen måles så vidt muligt i forbindelse med udtagning af vandprøven.
** kan udelades, såfremt vandløbets alkalinitet er større end 2,5 mmol/l.

I det følgende er der givet en kortfattet begrundelse for valget af de enkelte variable.

Ammonium-N (summen af $\text{NH}_4\text{-N}$ og $\text{NH}_3\text{-N}$) er ofte en velegnet analysevariabel til kontrol af punktkildeforurening, f.eks. udløb fra rensningsanlæg, utilsigtede landbrugsudledninger og overfladisk afstrømning fra marker.

Ud fra summen af $\text{NH}_4\text{-N}$ og $\text{NH}_3\text{-N}$, vandets pH og temperatur kan man beregne koncentrationen af fri ammoniak, som er en fiskegift i selv forholdsvis lave koncentrationer. Fra Ferskvandslaboratoriet kan rekvireres en formel til beregning af fri ammoniak samt en tabel, hvor fri ammoniak er angivet som procent af summen af $\text{NH}_3\text{-N}$ og $\text{NH}_4\text{-N}$ koncentrationen ved forskellige pH-værdier og vandtemperaturer.

Total kvælstof og total fosfor er selvsagt de to vigtigste variable at følge for at kontrollere, hvor meget kvælstof- og fosfortilførslerne til havet nedbringes i de kommende år. Regionalt og lokalt er det vigtigt også at måle nitrat og opløst fosfat, idet disse næringssalte er umiddelbart tilgængelige for plantevækst og er nødvendige for en nøjagtig beregning af transporten af N og P.

I vandløbssystemer, hvor der er indskudt søer, kan en stor del af nitraten og fosfaten blive indbygget i det organiske stof i

alger og andre organismer. En større eller mindre del af nitraten kan være denitrificeret, og endelig vil en del af både kvælstoffet og fosforret fjernes ved sedimentation.

Et højt indhold af organisk stof, målt som COD eller evt. som TOC kan dels skyldes forurenende udløbninger, dels afløb fra søer med stor algeproduktion. Humusindholdet vil også påvirke COD-værdien.

pH-værdien vil i produktive vandløb og i afløb fra produktive søer kunne blive uacceptabel høj, og over en grænse vil pH-værdien være en værdifuld indikator for en vurdering af udviklingen i den økologiske tilstand. I forureningsssammenhæng er pH naturligvis en nødvendig variabel, og pH er endvidere nødvendig til beregning af fri ammoniak (se under ammonium-N).

Alkaliniteten er et mål for stødpudekapaciteten. Den anvendes ofte sammen med pH til beregning af total organisk kulstof og af koncentrationen af fri kuldioxid. Lave alkaliniteter er ensbetydende med følgsomhed over for forurening.

Ved overvågning af forureningsudviklingen i vandløb er det nødvendigt at måle pH, alkalinitet og konduktivitet (måløjstyrelessens Ferskvandslaboratorium 1987, I).

Konduktiviteten er en nyttig sum-variabel for indholdet af magnesiumer. I en tidsserie kan man udnytte konduktiviteten til at vurdere, om ionkoncentrationen i et vandløb generelt er stigende eller faldende. Der kan være både klimatiske og menneskeskabte årsager til sådanne ændringer.

Pludselige konduktivitetsændringer kan forekomme under voldsomme nedbørsbegivenheder, ved indtrængen af saltvand i de nedre dele af vandløb og ved punktueldninger.

I visse tilfælde kan det være nyttigt at supplere med yderligere variable. F.eks. kan det være af interesse at fraktionere fosfor i visse tilfælde kan det være nyttigt at supplere med yderligere fosfat i en organisk og en uorganisk andel og evt. sætte det i

Den hidtil ofte anvendte prøvetagningsfrekvens med 12 årlige prøver taget med månedlige intervaller sikrer ikke, at der sker en kortlægning af koncentrationsforholdene over hele afstrømningssektret i alle typer af vandløb. Samtidig medfører denne

Mange af de variable, som indgår i vandkvalitetsundersøgelser, varierer i koncentration eller værdi med afstrømningen i vandløbet. Det gælder således både for kvælstof, fosfor, organisk stof og suspenderet stof (Kronvang og Thyssen 1987; Kronvang et al. 1987). Sæsonvariationen i koncentrationen af disse stoffer er specielt vigtig at få kortlagt, idet denne sammen med afstrømningen danner grundlaget for beregninger af stoffransport.

4. Fastlæggelse af prøvetagningsfrekvens

Såfremt man ønsker at bestemme den del af det organiske stof i vandløb, som er let nedbrydeligt, og som er bedst relateret til den biologiske forureningsbedømmelse, kan man supplere med en måling af det biokemiske iltforbrug.

Til supplerung af en COD- eller TOC-måling kan det ofte være nyttigt at have kendskab til farvetallet. Et højt COD-tal kan skyldes indhold af naturligt humus, og da farvetallet i reglen er godt korreleret med humusindholdet, kan en måling af farvetallet undertiden være et nyttigt supplement til COD-værdien.

Turbiditeten kan anvendes til en vurdering af suspenderede partiklers lysspredningseffekt, men der er ikke altid nogen entydig sammenhæng mellem turbiditeten og mængden af suspenderet stof.

Suspenderet stof er et mål for det totale indhold af partikulært stof. Såfremt man er interesseret i den organiske del af det partikulære stof, kan denne måles som partikulært COD eller gldetab.

relation til partikulært stof og jernindholdet. Disse forhold er nærmere beskrevet i kildeovervågningsprogrammet (Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium 1987, II).

frekvens, at afstrømningspektret i mange tilfælde er skævt re-præsenteret, idet hovedparten af prøverne vil være indsamlet i perioder med lille afstrømning. Kun i meget sjældne tilfælde vil der være indsamlet prøver under de ekstreme afstrømninger.

En forøgelse af prøvetagningsfrekvensen vil alt andet lige dels forbedre kendskabet til vandkvaliteten i det undersøgte vandløb, dels forbedre sikkerheden på beregningen af stoffransporten uanset hvilken beregningsmetode, der anvendes (tabel 1).

Ferskvandslaboratoriet foreslår derfor, at der ved fastlæggelse af prøvetagningsfrekvens tages udgangspunkt i en analyse af afstrømningsregimet i det vandløb, der ønskes undersøgt. Den statistiske analyse omfatter en rangordning og summering af de daglige afstrømninger inden for et gennemsnitsår (sumkurve). Kriteriet for fastlæggelse af prøvetagningsfrekvensen er herefter givet ved, hvor stor en del af gennemsnitsårets totale vandmængde, der afstrømmer de 25% af året med de højeste afstrømningsværdier (4. kvartil: P75-P100).

Prøvetagningsfrekvensen fastlægges på følgende måde:

hvis mindre end 30% af årets vandmængde afstrømmer i 4. kvartil, udtages 12 prøver pr. år fordelt med en månedlig prøvetagning

hvis mellem 30 og 40% af årets vandmængde afstrømmer i 4. kvartil, udtages 18 prøver pr. år, fordelt med en månedlig prøvetagning i perioden maj-oktober og 2 prøvetagninger pr. måned i pe-rioden november-april

hvis mellem 40 og 60% af årets vandmængde afstrømmer i 4. kvar-til, udtages 28 prøver pr. år, fordelt med en månedlig prøvetag-til, udtages 32 prøver pr. år, fordelt med en månedlig prøvetagning i perioden oktober-maj

hvis mere end 60% af årets vandmængde afstrømmer i 4. kvartil, udtages 32 prøver pr. år, fordelt med en månedlig prøvetagning i perioden juni-september, 3 prøvetagninger pr. måned i perioden

oktober-november og april-maj, og 4 prøvetagninger pr. måned i perioden december-marts.

Gelbæk ved Rissbro (10 km^2)
måleperiode juli 87 - december 87

Variabel	Månedlig	14. dag	Ugentlig	Aktuel	transport
total-N	11 ± 10%	7 ± 6%	4 ± 3%	14500 kg	
total-P	33 ± 27%	29 ± 23%	24 ± 19%	430 kg	
opl. $\text{PO}_4\text{-P}$	30 ± 27%	21 ± 18%	15 ± 12%	150 kg	

Gjern å ved Smingevad (115 km^2)
måleperiode juli 87 - december 87

Variabel	Månedlig	14. dag	Ugentlig	Aktuel	transport
total-N	15 ± 11%	9 ± 8%	7 ± 6%	106000 kg	
total-P	25 ± 25%	21 ± 19%	15 ± 12%	7000 kg	
opl. $\text{PO}_4\text{-P}$	10 ± 9%	9 ± 7%	6 ± 5%	1200 kg	

Odense å ved Kratholm (486 km^2)
måleperiode marts 87 - november 87

Variabel	Månedlig	14. dag	Ugentlig	Aktuel	transport
total N	6%	4%	2%	445000 kg	
total P	14%	11%	8%	26100 kg	

Tabel 1: Gennemsnitlig numerisk afvigelse (\pm s.d.) på månedstransporten beregnet som afvigelser mellem den "sande" transport i de enkelte måneder (juli-december) og de beregnede månedstransporter ved forskellige prøvetagningsfrekvenser. Transporten er beregnet ved at multiplicere døgnmiddelvandføringen (Q) med stoffkoncentrationen (C), hvor stoffkoncentrationen er fundet ved lineær interpolation mellem måledata-gene.

udtagning af vandprøver i vandløb til senere laboratorieanalyse er endnu i dag den bedste mulighed for sikkert at kunne måle koncentrationen af de enkelte variable (se kapitel 6). Der findes i dag udstyr, som "in situ" kan måle variable som pH, ledningsevne, ilt og temperatur. Endelig er Ferskvandslaboratoriet i Tønder med et automatisk analyseudstyr til måling af koncentrationen af nitrat-N og ammonium-N. Dette udstyr er dog ikke tilstrækkeligt gennemprøvet og kan derfor endnu ikke anbefales til brug ved overvågning af vandkvaliteten.

5. Udtagning af vandprøver og feltmålinger

F.eks. kan det være af interesse at undersøge sammenhænge mellem vandkemi og biologiske forhold, såsom fosfatindhold versus mængde af trådalger eller benthiske diatomeer. I sådanne tilfælde vil det være af større betydning at foretage en nøje kortlægning af stofkoncentrationen i vækstperioden end at opføre den årlige stoffransport så nøjagtigt som muligt.

I søfløb udtages der 2 prøver om måneden i perioden april-oktober og 1 prøve om måneden i perioden november-marts. Prøvetagningsfrekvens og -strategi kan være anderledes end den foreslåede, hvis hovedformålet er et andet end at måle og beregne stoffransporten.

Ved undersøgelser af vandkvaliteten i søfløb kan den beskrevne fremgangsmåde ikke anvendes. Den interne belastning og biologiske produktion medfører her høje koncentrationsniveauer af fosfor og organisk stof i sommerhalvåret (Kronvang et al. 1987). Da søer samtidig dæmper variationerne i afstrømningen og virker som sedimentationsbassin i vinterhalvåret, foreslås der en hyppigere prøvetagning i sommerhalvåret end i vinterhalvåret, således:

En sådan stratificeret prøvetagning sikrer, at der tages hyppigere prøver i den del af året, hvor afstrømningen og dermed stoffransporten er størst.

udtagning af punktprøver i vandløb sker bedst med polyethylenflasker, der umiddelbart før indsamlingen skylles i vandløbsvandskænder og væk fra vandløbsbredden, hvor der kan være stillestående vand med andre koncentrationsforhold end i det strømmende vand.

Ferskvandslaboratoriet har foretaget en undersøgelse af, hvor repræsentativ en sådan udtaget punktprøve er for middeldilutionen i vandløbsstrømmen. Den viser, at der normalt ikke er forskel på koncentrationen af total kvælstof, opløst fosfor og partikulært fosfor på forskellige steder i tværsnittet (tabel 2). Kun i en situation med meget stor afstrømning er der fundet et stigende koncentrationsniveau af partikulært fosfor mod bunden. Men selv i denne situation udgør den maksimale forskel dog mindre end 11% af middeldilutionen i tværsnittet.

Gudenå

Gjern å

Tvillingebro

Variabel	total-N (mg l ⁻¹)	opløst PO ₄ -P (µg l ⁻¹)	part. P (µg l ⁻¹)
Q=745 l s ⁻¹ n=8	3,02 ± 0,06	59 ± 1	147 ± 2
Q=3017 l s ⁻¹ n=9	6,78 ± 0,07	61 ± 1	164 ± 13
Q=1620 l s ⁻¹ n=9	5,76 ± 0,09	27 ± 0	92 ± 5
Q=30770 l s ⁻¹ n=5	4,09 ± 0,04	48 ± 2	28 ± 1

Tabel 2: Middeldilutionen ± standardafvigelsen af total N, opløst PO₄-P og partikulært P i tværsnit af Gjern å og Gudenå. n = antal prøver udtaget i vandløbsstrømmen.

Målinger i feltet begrænser sig til en måling af vandtemperatur og vandføring. Temperaturen kan måles med et kviksølv- eller elektronisk termometer, mens vandføringen måles med et vind-instrument, hvoraf der findes flere typer. Da målestationer i forbindelse med overvågningsprogrammet skal være vandføringsstationer, indebærer det, at der sker en kontinuert registrering af vandstanden. Ud fra denne vil det være muligt at beregne en "ø-jebliksvandføring" ved brug af Q/H-sammenhænge. Da denne beregning er forbundet med en usikkerhed, som varierer fra station til station, kan det anbefales, at der udføres en vandføringsmåling i forbindelse med prøvetagningen.

Hjemtransport af vandprøver sker i de flasker, der er anvendt til prøvetagningen. Laboratorieanalyserne bør udføres så hurtigt som muligt efter hjemkomst. Det anbefales at opbevare prøverne i kølerum eller køleskab for at hæmme biologiske processer, som bl.a. kan give anledning til for lave koncentrationer af ammonium og opløst organisk fosfat.

Ferskvandslaboratoriet har i et forsøg med fosforfraktioners stabilitet konstateret, at der ved nedfrysning og optøning sker en betydelig reduktion i koncentrationen af opløst organisk fosfat og en tilsvarende stigning i koncentrationen af partikulært organisk fosfat. Nedfrysning af vandprøver kan derfor ikke anbefales.

6. Analysemetoder

Generelt anbefales det at anvende Dansk Standard (DS). I nogle tilfælde, f.eks. for nitrat, kan det dog være fordelagtigt at anvende automatiserede modifikationer af den manuelle standard-metode. Ved analyse af ferskvand har et par af DS-metoderne vist sig at give for dårlige analyseresultater. Nedenfor er nævnt nogle af problemerne, og hvordan de kan løses.

Temperatur. Vandets temperatur måles i feltet med en nøjagtighed på mindst $\pm 0,2$ °C.

Filtrering. Ved ankomst til laboratoriet filtreres en del af prøven gennem glasfiberfilter med en porestørrelse på 1-2 µm (f. eks. Whatman GF/C).

Ammonium-N måles efter Dansk Standard nr. 224 (indofenolblåt-metoden) på filtreret prøve.

Nitrat-N + nitrit-N måles efter Dansk Standard nr. 223 på filtreret prøve, idet nitraten reduceres til nitrit, som derefter måles spektrofotometrisk. Såfremt der benyttes automatiske modifikationer, skal analyselaboratoriet ved intern kvalitetskontrol sikre, at der opnås mindst samme analysekvalitet, som DS-metoden foreskriver.

Total-kvælstof måles efter oxidation til nitrat med kaliumper-sulfat (DS 221) på ufiltreret prøve. Det har vist sig, at for prøver med et stort indhold af organisk stof har metoden givet for lave værdier. Således har Ferskvandslaboratoriet i søvand med et meget stort algeindhold (COD ca. 80 mg/l) i enkelte til-fælde fundet et kvælstofindhold, der var 30-40% for lavt. Pro-blem kan løses ved enten at anvende en 4-5 gange stærkere oxida-tionsopløsning og en tilsvarende stærkere NaOH-opløsning eller ved at forlænge prøven 4 eller 5 gange (Rebsdorf 1985).

Opløst fosfat-P måles efter DS 291 på filtrat. Selv om DS 291 foreskriver membranfiltrering (0,45 µm), anbefales det at anven-de glasfiberfilter med en porestørrelse på 1-2 µm (f.eks. GF/C), bl.a. fordi algeholdige prøver kan være meget vanskelige at fil-trere gennem membranfilter.

Total fosfor måles efter DS 292 på ufiltreret prøve.

Total organisk stof måles som COD med dikromat på ufiltreret prøve, eller evt. som TOC. Analyselaboratoriet bør gøres opmærk-som på, at DS-metoden (DS 217) i umodificeret form ikke er vel-egnet til recipientvand, hvor man ønsker at kunne bestemme væ-dier på under 50 mg/l med standardafvigelse, der helst skal væ-re væsentligt mindre end 5 mg/l. Ferskvandslaboratoriet har gode erfaringer med en modificeret metode, hvor der anvendes den dob-

belte prøvemængde (20 ml) og en 5 gange lavere koncentration af dikromatopløsning og titrerwæske. Metoden vil blive indarbejdet i en revideret DS-metode, men kan indtil da rekvireres fra Ferskvandslaboratoriet (Rebsdorf 1985).

Såfremt man ønsker at anvende TOC i stedet for COD, bør man kunne vil være muligt at sammenligne med lokaliteter, hvor det organiske stof er målt som COD.

Partikulært organisk stof kan bestemmes ved en COD-analyse på de partikler, der tilbageholdes på et GF/C glasfibrerfilter efter filtrering af en passende mængde af vandprøven. En COD-bestemmelse giver i reglen et betydeligt sikrere og mere nøjagtigt resultat end en bestemmelse af glødetab (DS 207). Ferskvandslaboratoriets metodeforskrift kan rekvireres.

pH vil mest praktisk og i de fleste tilfælde også mest nøjagtigt blive bestemt straks efter ankomst til laboratoriet. Kun i tilfælde af meget kraftig biologisk aktivitet og høj temperatur i vandløbet kan det være en fordel at måle pH i felten, men generelt er der både praktiske og teoretiske problemer forbundet med feltmåling af pH.

Alkaliniteten bestemmes i reglen efter DS 253. Såfremt alkaliniteten er lavere end ca. 0,1 mmol/l, er det mere nøjagtigt at anvende Gran's metode. Fra Ferskvandslaboratoriet kan man rekvirere en forskrift til bestemmelse efter denne metode.

Konduktiviteten bestemmes efter DS 288.

Fraktionering af fosforforbindelserne er beskrevet i kildeovervågningsprogrammet (Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium 1987, II).

Jernindholdet kan bestemmes efter DS 219, men da denne metode er for følsom til jernholdigt vandløbsvand, anbefales det at anvende et andet farveudviklende reagens, bipyridyl, som kan anvendes

ved koncentrationer op til ca. 10 mg/l uden fortynding af vand-prøven. Metoden kan rekvireres fra Ferskvandslaboratoriet.

Suspenderet stof og glødetab bestemmes efter DS 207, men metoden kan ikke anbefales, hvis koncentrationen er mindre end 5 mg/l.

Turbiditeten bestemmes efter DS 290.

Farvetallet bestemmes efter DS 289.

Det biokemiske iltforbrug bør måles på ufortyndede prøver uden podning efter en metode, der er anvendt ved en interkalibrering, og som er beskrevet af Miljøstyrelsens Referencelaboratorium på det kemiske vandanalyseområde (1987).

Ud fra de interkalibreringer, som Miljøstyrelsens Referencelaboratorium på det vandkemiske analyseområde (Vandkvalitetsinstitutet) har foretaget siden 1980 på fersk overflade- og grundvand, vurderes analyseusikkerheden for det enkelte laboratorium at være som angivet i tabel 3.

Bortset fra total-N og COD, hvor resultaterne kunne være bedre, vurderer Ferskvandslaboratoriet, at standardafvigelsen for de øvrige variabler vedkommende er rimeligt små. Resultaterne for total-N og COD vil dog formentligt kunne forbedres væsentligt, såfremt laboratorierne følger de ovenfor anførte modifikationer.

Standardafvigelse (s^{within})

Variablel	Standardafvigelse (s ^{within})
Ammonium-N	under 100 µg/l
Ammonium-N	over 100 µg/l
Nitrat-N	under 1 mg/l
Nitrat-N	over 1 mg/l
Total N	under 1 mg/l
Total N	over 1 mg/l
Opløst fosfat-P	under 100 µg/l
Opløst fosfat-P	over 100 µg/l
Total P	under 100 µg/l
Total P	over 100 µg/l
COD	over 100 mg/l
COD	ca. 4%
COD	under 100 mg/l
pH	<0,1 pH-enhed
Konduktivitet	1-2%
Total alkalinitet	<0,05 mmol/l

Tabel 3: Gennemsnitlige standardafvigelser inden for det enkelte laboratorium (s^{within}), vurderet på grundlag af de interkalibreringer, som Miljøstyrelsens Referencelaboratorium på det kemiske vandanalyseområde har forestået siden 1980 på forsk overflade- og grundvand med deltagelse af Miljø- og Levnedsmiddellokontrollaboratorierne og andre laboratorier, der udfører analyser af de anførte variable. Standardafvigelser, der er beregnet mellem laboratorierne, ligger oftest på omkring det dobbelte af "s^{within}".

7. Afslutning

I dette hæfte er der redegjort for de fleste af de overvejelser og praktiske foranstaltninger, som bør gå forud for iværksættelsen af vandkvalitetsundersøgelser.

I hæftet vises, at nøjagtigheden på både laboratorieanalyserne og udtagning af vandprøver i reglen er god. Den i hæftet foretagne afstrømningsrelaterede og stratificerede prøvetagningsfremgangens vil endvidere forbedre muligheden for på et rimeligt sikkert grundlag at kunne følge og afsløre ændringer i vandkvaliteten og for at kunne beregne stoffransporten.

Beregning af stoffransport og metoder til samme er udeladt i dette hæfte. Ferskvandslaboratoriet arbejder intensivt med emnet og forventer i 1989 at kunne fremlægge den/de metode(r), der er bedst anvendelig i de forskellige vandløbstyper.

8. Referencer

Andersen, J.M. og A.R. Pedersen, 1987:
Stoftransport i Gudenåens vandsystem 1974-1985.
- Rapport for Gudenåkomiteen fra Århus, Viborg og Vejle
amtskommuner. Århus 1987.

Fyns amtskommune 1984:
Forureningsstilstanden i kystvandene omkring Fyn 1976.
- Samlerapport, december 1984.

Kronvang, B. og N. Thyssen, 1987:
Transport af kvælstof i vandløb.
- Vand og Miljø, 3: 111-114.

Kronvang, B., P. Kristensen og N. Thyssen, 1987:
Fosfor i vandløb.
- Vand og Miljø, 6: 279-283.

Limfjordskomiteen 1986:
Stoftransport til Limfjorden 1984. Samlerapport.
- Limfjordskomiteen, rapport nr. 31.

Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium 1987, I:
Overvågningsprogram: Forsuring af søer og vandløb.
- Publikation nr. 84, teknisk rapport nr. 18, 1987.

Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium 1987, II:
Overvågningsprogram: Vandkvalitet i kilder og kildebække.
- Publikation nr. 83, teknisk rapport 17, 1987.

Miljøstyrelsens Referencelaboratorium, Vandkvalitetsinstitutet,
ATV 1987:
Blokemisk tilførsel over 5 døgn umodificeret og modificeret
i ufortyndet recipientvand.
- Interkalibrering 36: 1987.

Rebsdorf, Aa., 1985:
Kemisk analyse af fersk recipientvand.
- Nyt fra Reflab, Vandkvalitetsinstitutet, 16/3 (1985) 1-3.

Overblik over de tekniske anvendelser, som Miljøstyrelsens
Ferskvandslaboratorium tidligere har udgivet

Rebsdorf, Aa. og N. Thyssen, 1987:
Overvågningsprogram. Vandkvalitet i kilder og kildebække.
- Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium 1987: 8 sider.
Teknisk rapport nr. 17.
Publ. nr. 83.

Rebsdorf, Aa. og N. Thyssen, 1987:
Overvågningsprogram. Forsuring af søer og vandløb.
- Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium 1987: 10 sider.
Teknisk rapport nr. 18.
Publ. nr. 84.