RAPPORT NR. 10

GUDENÅUNDERSØGELSEN

Nørreå undersøgelse

GUDENÅUNDERSØGELSEN 1973-75

Rapport vedr.:

INTENSIVE VANDLØBSUNDERSØGELSER

NØRRE Å

Sagnsnr.R.73.58
28.1.1974-WT

Vandkvalitetsinstituttet,ATV
Poppelgårdvej 1o-12
286o Søborg

INDHOLDSFORTEGNELSE

		Side
0.	Resumé	
1.	Indledning	1
1.1	Formål	1
2.	Undersøgelsen	2
2.1	Tidligere undersøgelser	2
2.2	Nuværende undersøgelse	4
2.2.1	Undersøgelsens planlægning	4
2.2.2	Undersøgelsens omfang	6
3.	Opland	10
4.	Hydrologi	12
4.1	Vandføringsstatistik	12
4.2	Transporttider og dispersion	15
4.2.1	Transporttid	15
4.2.2	Dispersion	15
4.2.3	Måling af transporttidsfordeling ved radioaktivt sporstof	18
4.2.4	Resultater	20
4.2.5	Farvestofteknik og kemisk tracer	23
4.2.6	Sammenligning	26
5.	Forureningstilstand	28
5.1	Kemiske analysevariable	28
5.1.1	Resultater fra tidligere undersøgelser	28
5.1.2	Resultater fra den foreliggende undersøgelse	29
5.2	Biologisk vurdering	33
6.	Belastning med forurenende stoffer	36
7.	Beregning af vandløbets parametre	38
7.1	Teori og forudsætninger	38
7.2	Resultater af beregningen	42
8.	Beregningseksempler	46
8.1	Målsætning og forudsætninger	46
8.2	Beregning af stødbelastning ved regnvejr	47
9.	Konklusioner	50
	Litteraturliste	51

INDHOLDSFORTEGNELSE

Side

FIGURER

Fig. 1:	Stationsplacering ved tidligere undersøgelser af Nørre Å.	3
Fig. 2:	Stationsplacering ved undersøgelsen den 21.8. - 22.8.1973.	5
Fig. 3:	Gennemsnitligt BI_5 og iltindhold på stationerne i Nørre Å.	7
Fig. 4:	Gennemsnitligt indhold af kvælstofsalte i Nørre Å.	8
Fig. 5:	Fordeling af afstrømningen over året ved Vejrum Bro. /3/.	12
Fig. 6:	Transporttidsfordeling og transporttider	16
Fig. 7:	Transporttidsfordelinger. Afstand fra station 700.	17
Fig. 8:	Målt transporttid på strækning st. 700 - 704.	21
Fig. 9:	Beregnet transporttid på strækning st. 704 - 706.	22
Fig.10:	Sporstofundersøgelser fra st. 700 - 704.	24
Fig.11:	Sporstofundersøgelser fra st. 704 - 706.	25
Fig.12:	Iltindhold i Nørre Å.	30
Fig.13:	Iltmætning i Nørre Å.	31
Fig.14:	Beskrivelse af vandløbssektion.	39
Fig.15:	Massebalance for vandløbssektion.	40
Fig.16:	Sektionsinddeling.	42
Fig.17:	Målte og beregnede værdier.	43
Fig.18:	Målte og beregnede værdier.	44
Fig.19:	Simulering af ilt og BI_5-indhold på st. 704 og 706, når koncentrationen af BI_5 på st. 701 er 5 mg/l.	48
Fig.20:	Simuleret regnvandsbelastning fra renseanlægget og virkningerne heraf på iltindholdet ved st. 704.	49

INDHOLDSFORTEGNELSE

Side

TABELLER

Tabel 1:	Fordeling af oplandsareal til Viborgsøerne.	10
Tabel 2:	Vandføringsdata og geometriske data for Nørre Å.	13
Tabel 3:	Vandføringsvariation.	13
Tabel 4:	Transporttider, strømningshastigheder, dispersionsparametre.	23
Tabel 5:	VKI's sporstofundersøgelse.	23
Tabel 6:	Målte belastninger.	37
Tabel 7:	Nørre Å's parametre.	42
Tabel 8:	Producerede og forbrugte iltmængder.	45
Tabel 9:	Nedbrydningskonstanter i andre danske vandløb.	45

Bilag I - V er ikke medtaget i nærværende rapport, men er særskilt rapporteret og foreligger ved Århus, Vejle og Viborg amtsvandinspektorater samt VKI.

0. Resumé

Med det formål i forbindelse med GUDENÅUNDERSØGELSEN at tilvejebringe et materiale der kan anvendes til at beregne Nørre Å's iltsvindsparametre, er der gennemført en recipientundersøgelse af Nørre Å.

Undersøgelsen har omfattet målinger af vandkemi og vandføringer fra 10 stationer på en strækning fra før centralrenseanlægget til Økær Bro. Endvidere har undersøgelsen omfattet sporstofundersøgelser ved såvel isotopteknik som ved kemisk sporstof og farvestof. Herved er der opnået kendskab til transporttid og dispersion.

Undersøgelsesmaterialet er blevet benyttet til at kalibrere en matematisk model af sammenhængen mellem iltforhold og indhold af organisk stof.

Den matematiske model er anvendt til at bedømme maximalindhold af organisk stof under hensyntagen til at givne kvalitetskrav skal overholdes. Endvidere er en regnvejrssituation simuleret.

Resultaterne og beregningerne kan sammenfattes således:

1. De målte iltforhold i Nørre Å overholder på hele den undersøgte strækning ikke et kvalitetskrav på 4 mg O_2/l.

2. Der er ingen grund til at antage, at der sker nitrifikation på strækningen.

3. Iltsvingningerne kan i hovedtræk forklares ud fra produktion af plantebiomasse og respiration.

4. De lave iltindhold kan i hovedtræk forklares ved en lav geniltningskoefficient i forhold til den organiske stofbelastning.

5. Der er behov for yderligere viden om forurenings-kilderne samt hvilke indgreb det er muligt at foretage over for disse.

6. Den opstillede model er anvendt til at vurdere virkningerne på iltforholdene af et regnskyl ud fra et konstrueret eksempel, og virkningerne af forskellige koncentrationer af BI_5 umiddelbart efter renseanlægget på iltforholdene i Nørre Å er vurderet.

7. Transporttidsundersøgelser kan såvel udføres med isotopteknik som med kemisk sporstof som med farvestof.

1. Indledning

Som en del af Gudenåundersøgelsen 1973-75 indgår intensive målinger på udvalgte vandløbsstrækninger dels af selve Gudenåen, dels på forskellige tilløb. Ifølge tidsplanen skulle undersøgelsen på Nørre Å ved Viborg foretages allerede i august 1973, og resultaterne skulle foreligge i en rapport som grundigt beskrev de anvendte metoder og teknikker, således at rapporten kunne fungere som manual for de efterfølgende undersøgelser.

1.1 Formål

Formålet med vandløbsundersøgelserne er at tilvejebringe et materiale, der kan benyttes til at beregne vandløbets iltsvindsparametre: Genluftningskonstant og nedbrydningskonstant. De beregnede konstanter skal herefter i forbindelse med det øvrige materiale (vurderinger af fotosyntese og respiration samt nitrifikation) benyttes i en iltbalancemodel til at beregne mængder af organisk stof og ammoniak, der maksimalt kan udledes i Nørre Å under hensyntagen til, at et givet kvalitetskrav til vandløbets iltindhold skal overholdes.

2. Undersøgelsen

2.1 Tidligere undersøgelser

Tidligere undersøgelser af Nørre Å er grundigt beskrevet i en af Viborg Amts vandvæsen udsendt rapport /1/. Rapporten giver en beskrivelse af Viborg-søerne og deres af- og tilløb. Der foreligger en beskrivelse af oplandets topografi og hydrologiske forhold såvel som en beskrivelse af vandkvaliteten i søerne og vandløbene. Undersøgelserne af vandløbene, især Nørre Å, er foretaget af Hedeselskabet for Viborg kommune i 1963-64 med opfølgning af fysisk /kemiske analyser løbende med undtagelse af perioden 1968 -71. Første biologiske undersøgelse af Nørre Å foretoges af Viborg Amt i august 1970. Efter igangsættelsen af centralrenseanlægget i Bruunshåb 1971 er der foretaget såvel biologisk som fysisk/kemisk bedømmelse af Nørre Å af Viborg Amts vandvæsen og Hedeselskabet, og endvidere er stoftransporterne samt belastningen af Nørre Å med spildevand vurderet.

I Hedeselskabets fysisk/kemiske undersøgelser er det især stationerne

6 NørreÅ ved Randrup Bro
8 Søndermølle Å efter Bruunshåb
11 Nørre Å ved Pramhuset
15 Nørre Å ved Vejrum Bro,

der er interessante for den nærværende undersøgelse, se figur 1, side 3 . Desværre er vandføringsmålinger ikke udført i noget større omfang, og desuden er der ikke målt totalkvælstof og total-phosphor før efter 1971. Foruden opløste fraktioner af næringssalte er der målt biokemisk iltforbrug (BI_5) og pH samt foretaget diskrete ilt- og temperaturmålinger.

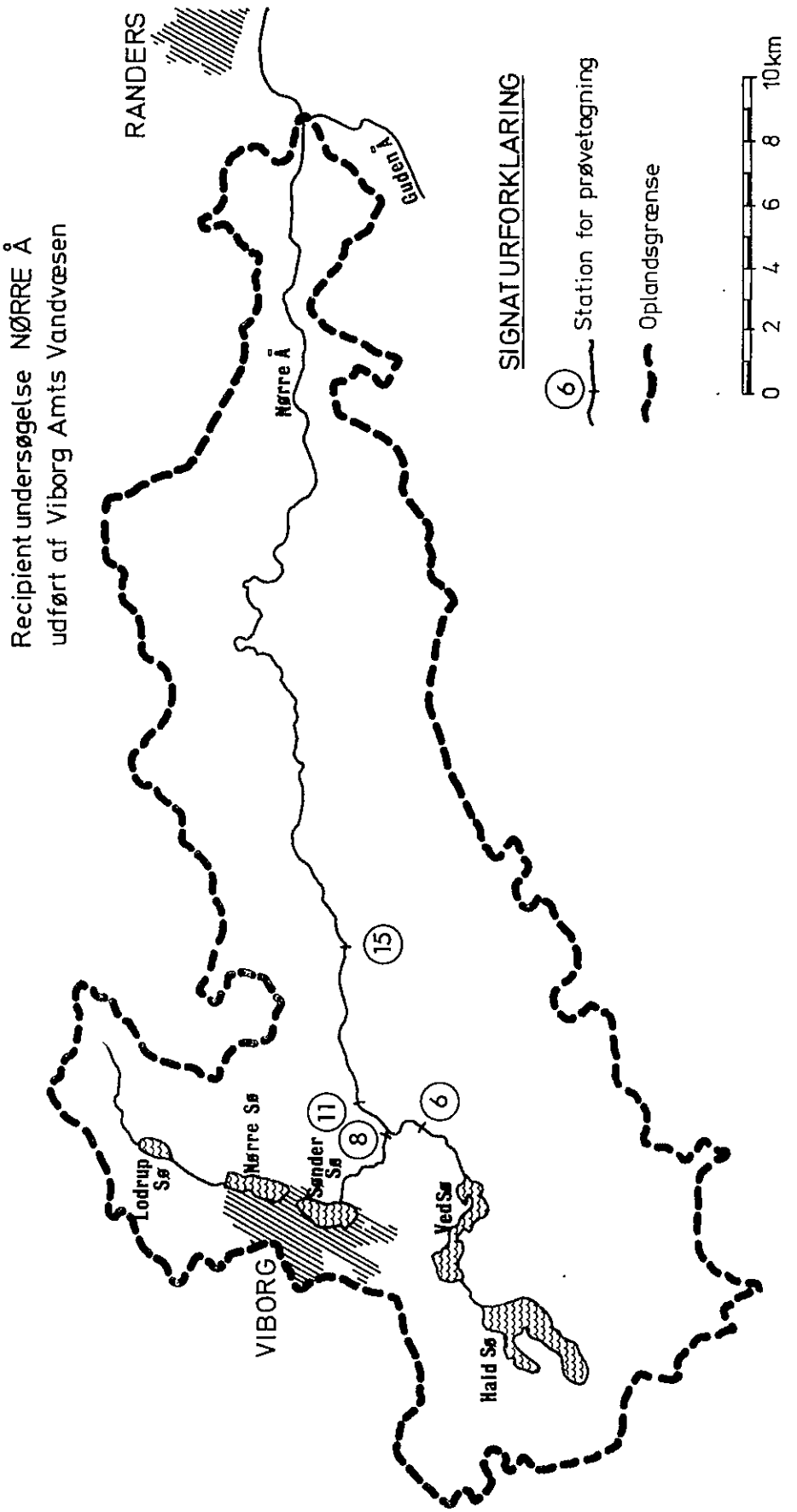


Fig. 1: Stationsplacering ved tidligere undersøgelser af Nørre Å.

2.2 Nuværende undersøgelse

2.2.1 Undersøgelsens planlægning

Den nuværende undersøgelse kan deles op i

1. Den intensive vandløbsundersøgelse
   21. - 22. august 1973

2. Spildevandsundersøgelser, hvor bl.a. Smiths Papfabrik i Bruunshåb og centralrenseanlægget undersøges.

3. De løbende undersøgelser over stoftransport på stationerne:

   Rindsholm Bro
   Afløb fra Søndersø
   Vejrum Bro
   Ålum.

Stoftransporterne undersøges løbende i forbindelse med Gudenåundersøgelsen og en endelig vurdering af materialet kan først finde sted i forbindelse med slutrapporteringen. Når der allerede nu foretages en bearbejdning af materialet er det for på så tidligt et tidspunkt at udnytte de indsamlede tal. (Stationsoversigt og prøvetagningsprogram ses i bilag 1.)

Samtidig med den intensive undersøgelse af Nørre Å 21. - 22. august foretog Viborg kommune en belastningsundersøgelse af renseanlægget i Bruunshåb i tidsrummet den 20. - 24. august. Resultatet af denne belastningsundersøgelse diskuteredes i forbindelse med belastningen af Nørre Å med forurenende stoffer (afsnit 6).

Stationsplaceringen er angivet i figur 2, side 5 . Det allerede foreliggende materiale blev anvendt til at placere stationerne tættest i det område, hvor iltsvindskurven

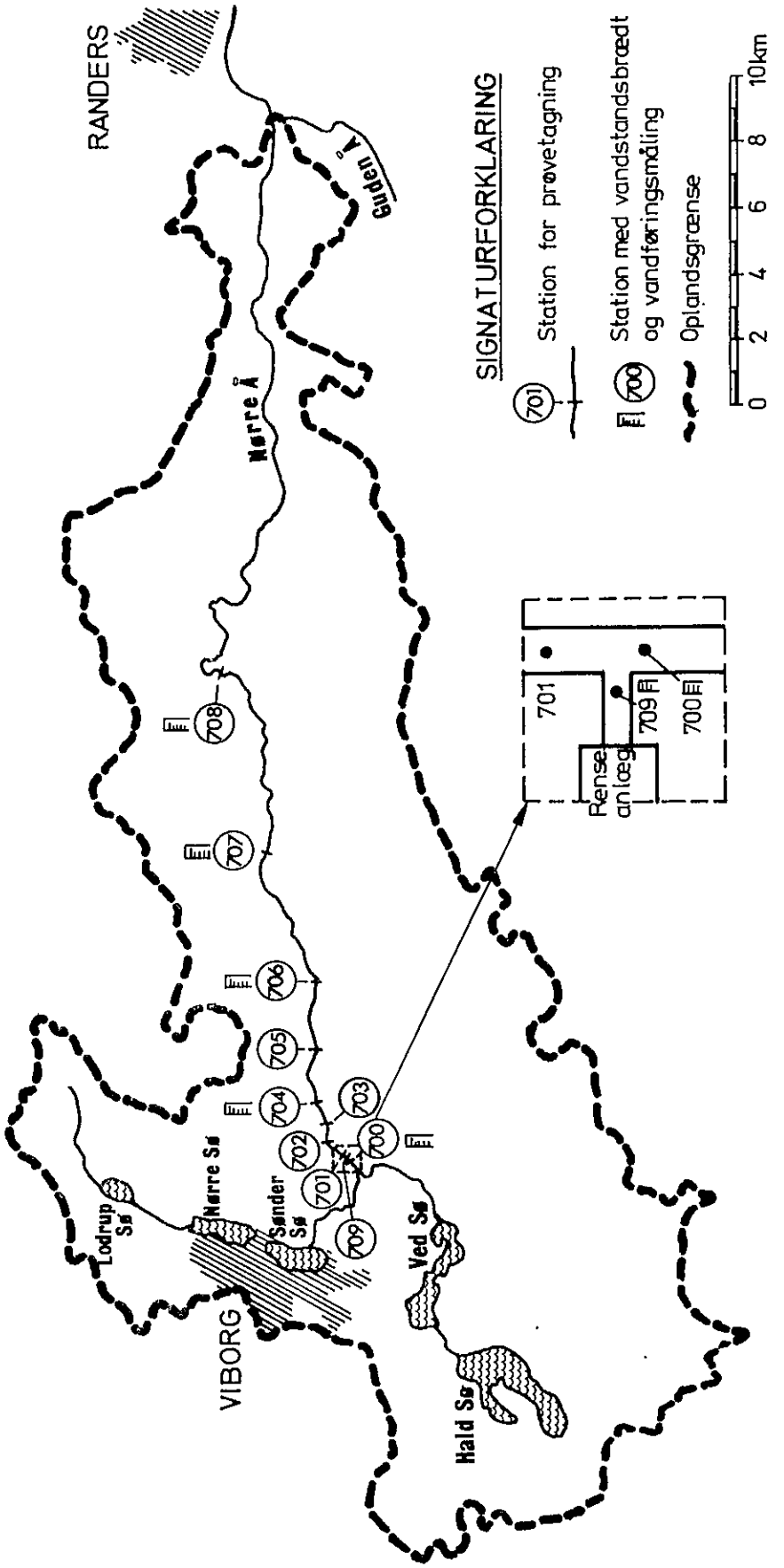


Fig. 2: Stationsplacering ved undersøgelsen den 21.8. - 22.8.1973.

var stejlt faldende og med større afstand på det stykke, hvor geniltningen langsomt fik iltindholdet til at stige. Ved en efterrationalisering på grundlag af det bearbejdede materiale, se figur 3, ville det have været ønskeligt med endnu en station, f.eks. ved Ålum.

Det har endvidere været formålet med undersøgelsen af Nørre Å at sammenligne forskellige sporstofteknikker til bestemmelse af transporttiden i vandløb.

2.2.2 Undersøgelsens omfang

Der blev taget prøver til kemisk analyse på hver station hver 2. time i undersøgelsesdøgnet. Vandprøverne blev analyseret for følgende kemiske og fysiske parametre:

opløst ilt (ved Winklermetoden)
total-kvælstof
nitrat-kvælstof
nitrit-kvælstof
ammoniak-kvælstof
biokemisk iltforbrug, BI_5
permanganatforbrug
total organisk kulstof
temperatur
pH
ledningsevne.

Vandføringerne måltes med vingemåler på stationerne 700, 704, 706, 707 og 708 af Viborg Amts vandvæsen d. 20. og 21. august, og vandføringen blev på de samme stationer sammenlignet med de af Viborg Amts vandvæsen opstillede vandstandsbrædder. Viborg Amts vandvæsen udførte det praktiske arbejde med etablering af stationerne.

Vandføring i afløbet fra centralrenseanlægget blev foretaget af Viborg kommunes teknikere på renseanlægget, såvel med trekantoverfald som med neddykket vingemåler i

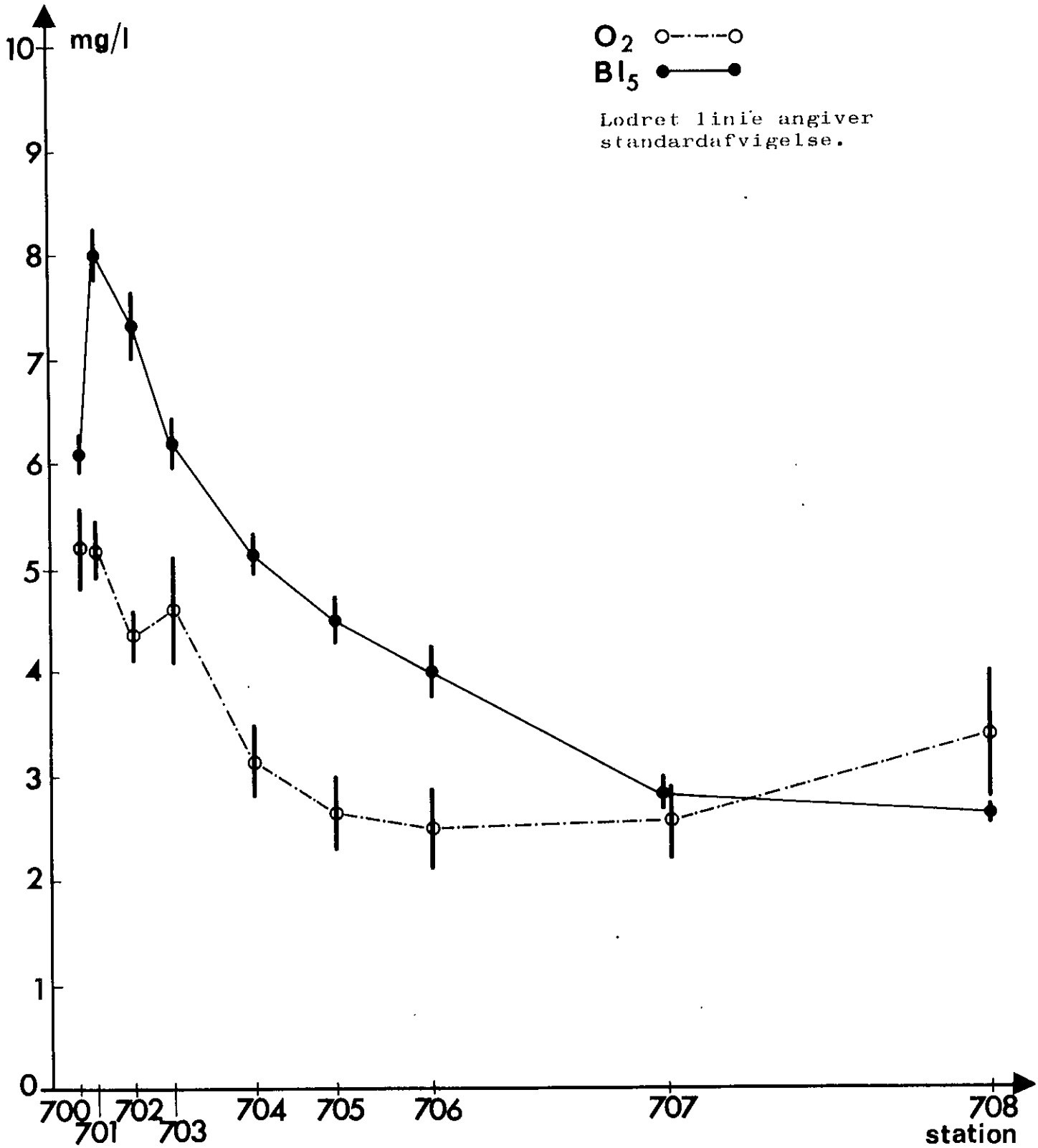


Fig. 3: Gennemsnitligt BI_5 og iltindhold på stationerne i Nørre Å.

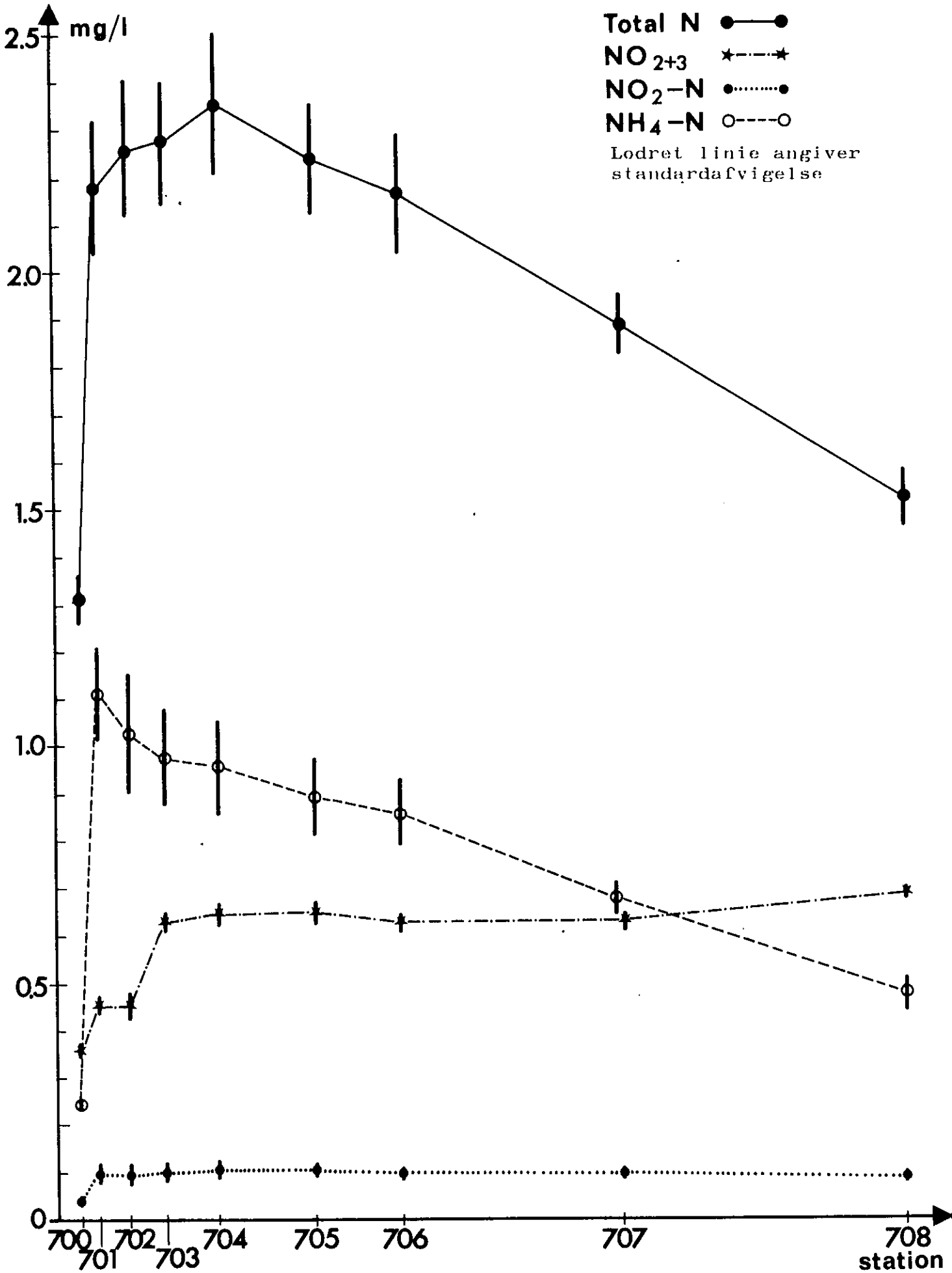


Fig. 4: Gennemsnitligt indhold af kvælstofsalte i Nørre Å.

forbindelse med belastningsundersøgelsen.

I bilag I er alle analyseresultater fra undersøgelsen vist i tabelform. På figur 3 og 4 er udvalgte analyseresultater afbildet grafisk med angivelse af gennemsnitsværdi og standardafvigelse, der angiver variationen over døgnet. Flere af parametrene viser således en bemærkelsesværdig lille variation over døgnet.

3. Opland

Oplandet til Nørre Å findes udmærket beskrevet i /1/ og skal kun på dette sted kort resumeres.

Den overvejende mængde af de til åen tilførte forurenende stoffer er tilført på en strækning til og med Viborg Centralrenseanlægs afløb, og det er virkningen af den samlede belastning for den nedre åstrækning, der skal beskrives i denne rapport.
Oplandsarealerne til Nørre Å-systemet kan ifølge /1/ inddeles i

Viborgsøerne		4.458 ha
Nørre Å	1	8.157 ha
Nørre Å	2	19.505 ha

Arealet til Viborgsøerne fordeler sig på følgende måde

	Eng + mose + hede	Skov	Sø	Ager	Kloakeret	Total
Areal (ha)	169	274	320	2682	1013	4458

Tabel 1: Fordeling af oplandsareal til Viborgsøerne

Det væsentligste kloakerede areal i afstrømningsområdet er Viborg by, hvorimod området Nørre Å 2 hovedsagelig er ager og eng og enkelte små bysamfund.

Ifølge Kommunernes landsplanlægning 1971 /2/ vil folketallene i kommunerne Viborg, Tjele og Bjerringbro kun stige med ca.

1000 personer. Viborg kommune har en stigning på 3000, de to øvrige kommuner har fald i befolkningstallet. Forholdene omkring Nørre Å forventes derfor i den kommende periode at ændre sig meget lidt eller slet ikke i perioden 1970 - 1990, medmindre der anlægges industrier, som kan yde bidrag til en forøgelse af forureningsbelastningen.

4. Hydrologi

Den eksisterende viden om Nørre Å's hydrologi stammer dels fra Hedeselskabets målinger ved Vejrum i perioden 1950 - 1960 og dels fra målinger i forbindelse med GUDENÅUNDERSØGELSEN ved stationerne ved Rindsholm, Vejrum, Ålum og Søndermølle Å samt de af Viborg Amts vandløbsvæsen foretagne målinger den 20. og 21. august 1973.

Endvidere blev der den 21. og 22. august foretaget sporstofundersøgelser af såvel Isotopcentralen (IC) som af Vandkvalitetsinstituttet (VKI).

4.1 Vandføringsstatistik

Vandføringsstatistikken fra Hedeselskabets målestation ved Vejrumbro kan findes i Hedeselskabets beretninger /3/. Der er imidlertid ikke angivet særlig mange værdier af årsminimumsafstrømningen, idet denne er afhængig af stemmeværkerne ved Søndermølle. En skønsmæssig værdi vil dog være 6 $l/sek/km^2$, /3/.

Fordelingen af afstrømningen over året for perioden 1917/18 - 1959/60 ses på fig. 5.

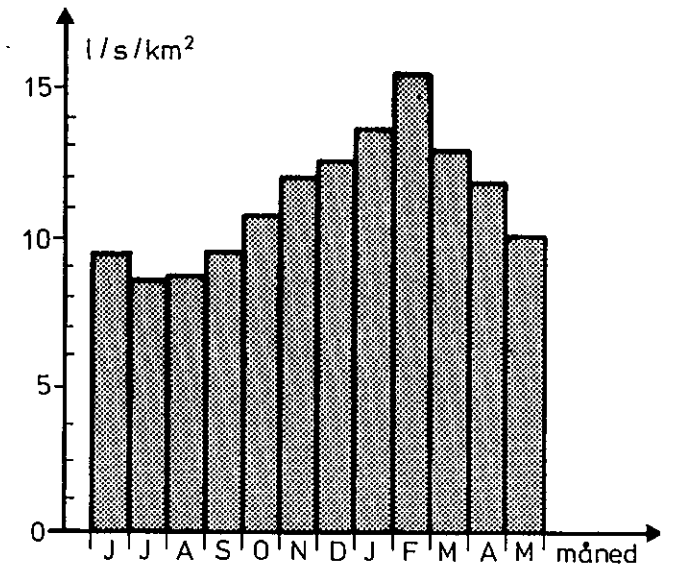


Fig. 5: Fordeling af afstrømningen over året ved Vejrum Bro. /3/.

De i forbindelse med undersøgelsen udførte vandføringsmålinger samt data for Nørre Å's faldforhold og bredder ses i tabel 2.

Stationsnr.	Vandføring l/sek	Stationsmeter	bundkote i cm DNN	bredde m
700	2069	0	231	8.5
701	-	292	222	8.0
702	-	1022	197	8.0
703	-	1773	195	8.0
704	1712 x)	3352	184	7.0
705	-	4805	174	7.0
706	1986	6658	161	9.0
707	1941	11122	132	9.5
708	2128	17241	88	9.5

x) Isotopcentralen målte her en vandføring på 1900 l/sek.

Tabel 2: Vandføringsdata og geometriske data for Nørre Å.

I bilag 3, side 1 , findes de af Viborg Amtsvandvæsen foretagne profilmålinger i Nørre Å.

Ved hjælp af vandstandsbrædder konstateredes vandstandens og dermed vandføringens variation.

Station	Max. variation cm.
700	3
704	3
706	2
707	1
708	5

Tabel 3: Vandføringsvariation.

En variation på 2 cm i vandstanden på station 706 svarer til en ændring i vandføring på ca. 125 l/sek (en relativ ændring på ca. 6 %). Der kan imidlertid i den mellemliggende periode have forekommet større vandføringsændringer, dels på grund af stemmeværket ved Søndermølle og dels på grund af renseanlægget. Disse variationer kan alle optræde nedstrøms med en tidsforsinkelse.

Vandføringen antages i middel over døgnet at have følgende værdier

Stationsnr.	701	704	706	707	708
Vandføring l/sek.	1750	1800	1850	1950	2100

Der er fra midten af september 1973 af Hedeselskabet etableret en vandføringsstation ved Vejrum i forbindelse med GUDENÅUNDERSØGELSEN og de foreløbige vandføringstal fra denne station er vist i bilag 4.

4.2 Transporttider og dispersion

4.2.1 Transporttid

Et vandløbs transport af tilførte stoffer hænger nøje sammen med den hastighed, hvormed vandet bevæger sig. På grund af forskelle i de enkelte vandelementers hastigheder og transportveje vil der til en bestemt strækning af et vandløb ikke svare en eksakt transporttid. Til transporttiden er der knyttet et sprednings- eller dispersionsfænomen.

Transporttiden for en bestemt strækning må derfor beskrives ved en kurve, som viser en fordeling af transporttider - en transporttidsfordeling. Denne kurves værdier angiver hvilken brøkdel af et givet vandvolumen, som gennemløber strækningen i løbet af en vis tid - se figur 6, side 16. Da transporttiden for en del af et vandelement er den samme som dens opholdstid i den pågældende del af vandløbet, kan kurven også benævnes strækningens opholdstidsfordelingskurve.Denne måles i praksis ved hjælp af et tilført sporstof.

Ved en transporttid må man forstå en middelværdi i transporttidsfordelingen; medianen ($t_{50\%}$), tyngdepunktet ($\bar{t}$) eller tidspunktet for passage af maksimalkoncentrationen (t_{max}).

4.2.2 Dispersion

Kendskab til vandløbets dispersion, d.v.s. den langsgående opblanding har betydning ved bedømmelse af virkningen af stødvise udledninger, idet størrelsen af dispersionskoefficienten D bestemmer, hvor hurtigt forureningstoppen spredes. Over for kontinuerte og ikke særlig stærkt varierende udledninger har dispersionen imidlertid mindre betydning. Tilledningerne til Nørre Å er normalt kontinuer-

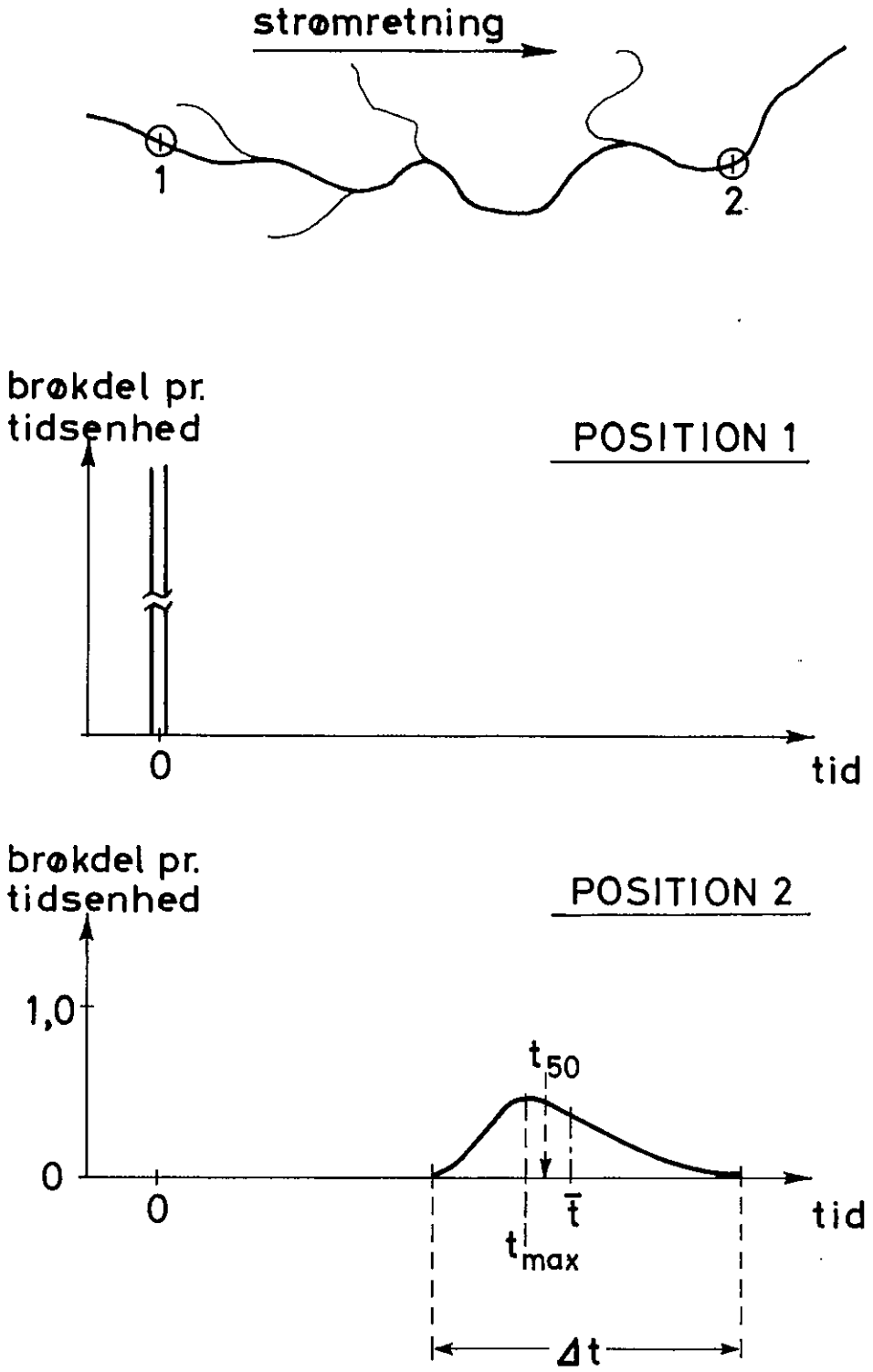


Fig. 6: Transporttidsfordeling og transporttider.

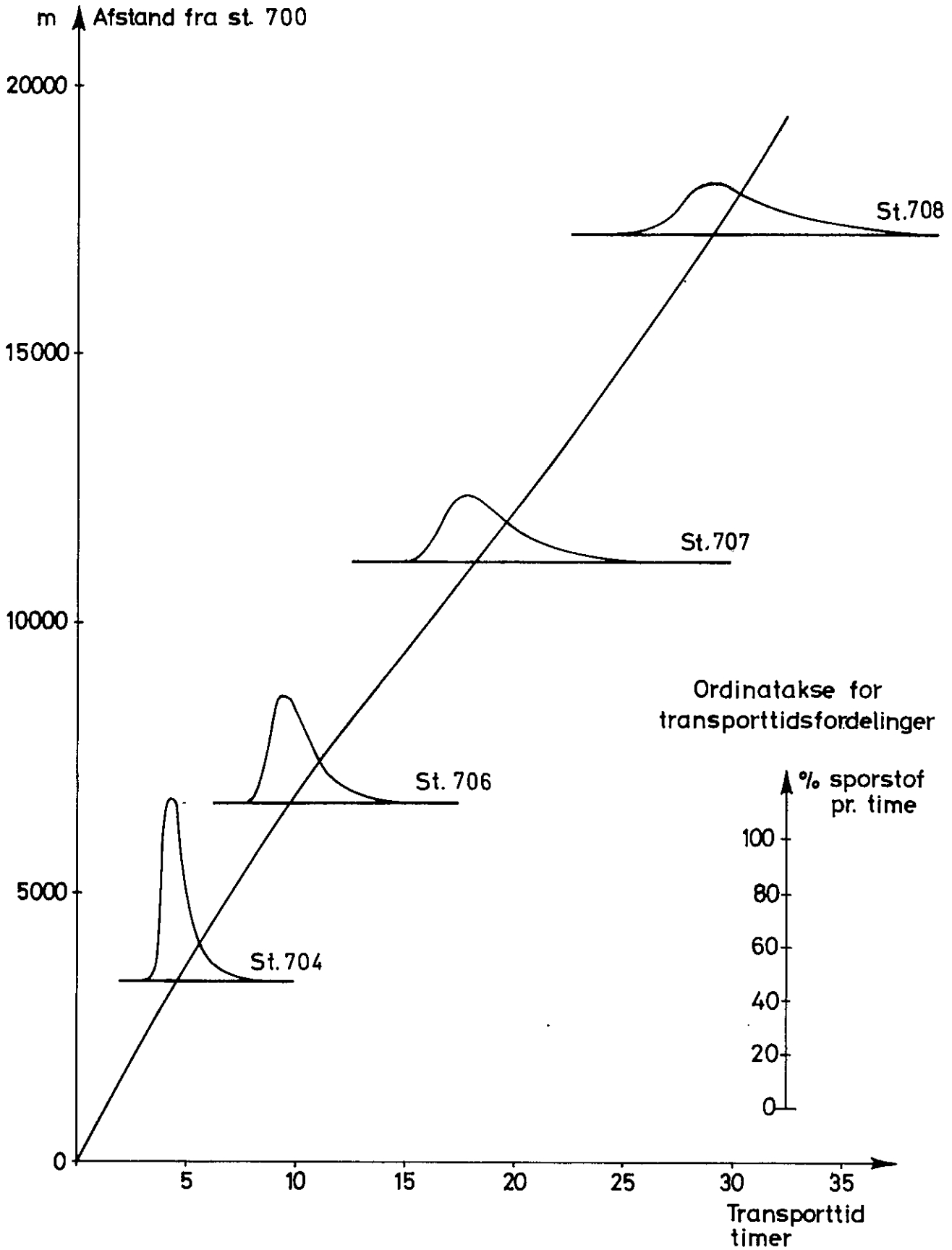


Fig. 7: Transporttidsfordelinger. Afstand fra station 700.

(Den fuldt optrukne kurve går gennem tyngdepunktet).

te, men Nørre Å kan f.eks. ved uheld på renseanlægget udsættes for stødbelastninger. En mere dybtgående behandling af teorien for opholdstider og dispersion findes i bilag 4.

4.2.3 Måling af transporttidsfordeling ved radioaktivt sporstof

En måling af transporttidsfordelingen (=opholdstidsfordelingen) over en bestemt strækning foretages af IC på følgende måde:

I det sted af vandløbet, hvorfra transporttiden ønskes målt, udhældes i løbet af nogle få sekunder en portion af et i vand opløst radioaktivt sporstof. Der anvendes kun nogle få gram af stoffet opløst i ca. 1 liter vand, og doseringen kan derfor foretages tilnærmet momentant, uden at der på grund af vægtfyldeforskelle opstår problemer med opblandingen i det vandvolumen, som doseringen foretages i. Ønskes transporttiden målt fra et spildevandsudløb foretages doseringen umiddelbart i dette udløb.

Ved det sted, hvortil transporttiden skal måles, anbringes en radioaktivitetsdetektor fast et passende sted midt i åens tværsnit. Denne detektor er forbundet med et måleinstrument og en skriver, som giver en fortløbende registrering af måleresultatet. Det målte og registrerede radioaktivitetsniveau vil være et mål for sporstofkoncentrationen ved detektoren. Baseret på en momentan dosering vil denne koncentrations variation gennem tiden netop gengive sporstoffets opholdstidsfordeling, d.v.s. transporttidsfordelingen over den aktuelle strækning.

Transporttidsfordelingen fås ud fra den direkte registrerede kurve på følgende måde: Den registrerede kurve korrigeres for den naturlige baggrundsstrålings konstante

bidrag til måleværdierne, og der korrigeres for henfald af det radioaktive sporstof. Til sidst foretages en normering, og transporttidsfordelingen kan optegnes.

Det benyttede måleapparatur er transportabelt og akkumulatordrevet, og da den vandtætte detektor kan forsynes med op til 50 - 100 m kabel, er det eneste problem i forbindelse med etableringen af et målested i reglen at få anbragt detektoren på en passende måde midt i vandløbet.

Det benyttede sporstof er den radioaktive isotop brom-82 i form af det vandopløselige salt ammoniumbromid. Det radioaktive stof henfalder med tiden, hvorved det fra en bestemt mængde sporstof målte stråleniveau stadigt aftager, således at der, hver gang der er forløbet 36 timer, er sket en halvering af måleresultatet: Isotopen har en såkaldt halveringstid på 36 timer.

På grund af måleapparaturets store følsomhed vil de mængder radioaktivitet, som skal anvendes ved en måling resultere i absolut ufarlige koncentrationer i åen. Ved normale undersøgelser vil dispersionen have til følge, at maksimalkoncentrationen allerede ca. 1 km fra doseringsstedet vil ligge under den grænse, som myndighederne har angivet som den maksimalt tilladelige koncentration i drikkevand af denne isotop.

Ved nærværende undersøgelse i Nørre Å var den maksimale koncentration ved st. 704, beliggende 3358 m fra doseringsstedet nede på ca. 30% af den maksimalt tilladelige koncentration for drikkevand.

Samtidig med en transporttidsmåling kan der ved hjælp af det radioaktive sporstof foretages en måling af vandføringen. Målingen behøver ikke nødvendigvis at blive foretaget samme sted. Fremgangsmåden er den, at man i mindst det tidsrum, som hele sporstofmængden er om at passere

målestedet, med konstant hastighed opsamler en vandprøve. Opsamlingstiden, det opsamlede volumen og koncentrationen af radioaktivt sporstof i denne gennemsnitsprøve måles. Til sammenligning foretages en måling af en kendt brøkdel af den oprindeligt udledte sporstofmængde fortyndet op til samme volumen som den opsamlede prøve.

Ud fra disse to relative koncentrationsmålinger og kendskabet til den opsamlede mængde og opsamlingstiden kan vandføringen beregnes med en nøjagtighed som under normale omstændigheder vil være ca. ± 5%. Det radioaktive sporstof har her den fordel, at man ved en direkte måling kan konstatere, hvornår sporstoffet passerer et målested jfr. registrering af opholdstidsfordelingen.

4.2.4 Resultater

Ved undersøgelsen, som udførtes den 21.-22.8.1973, doseredes 713 mCi Br-82 i Viborg rensningsanlægs udløb i Nørre Å (st. 709), og transporttidsfordelingerne måles ved Tapdrup (st. 704), Vejrumbro (st. 706), Nybro (st. 707) og Økjærbro (st. 708).

Disse direkte målte transporttidsfordelinger er vist på figur 7, side 17. Der er desuden herudfra beregnet transporttidsfordelingerne for strækningerne st. 704 - st. 706, st. 706 - st. 707 og st. 707 - st. 708. Til figurerne 8 og 9 bemærkes, at fordelingskurvernes ordinatakse er angivet i % sporstof pr. time, d.v.s. den procentdel af den totalt doserede mængde, som ville passere, hvis koncentrationen var konstant i en time.

Endvidere vises til sammenligning med VKI's sporstofmålinger transporttidsfordelingerne på strækningerne 700 - 704 og 704 - 706.

I tabel 4, side 23, er transporttider, strømningshastighederne og dispersionskoefficient angivet.

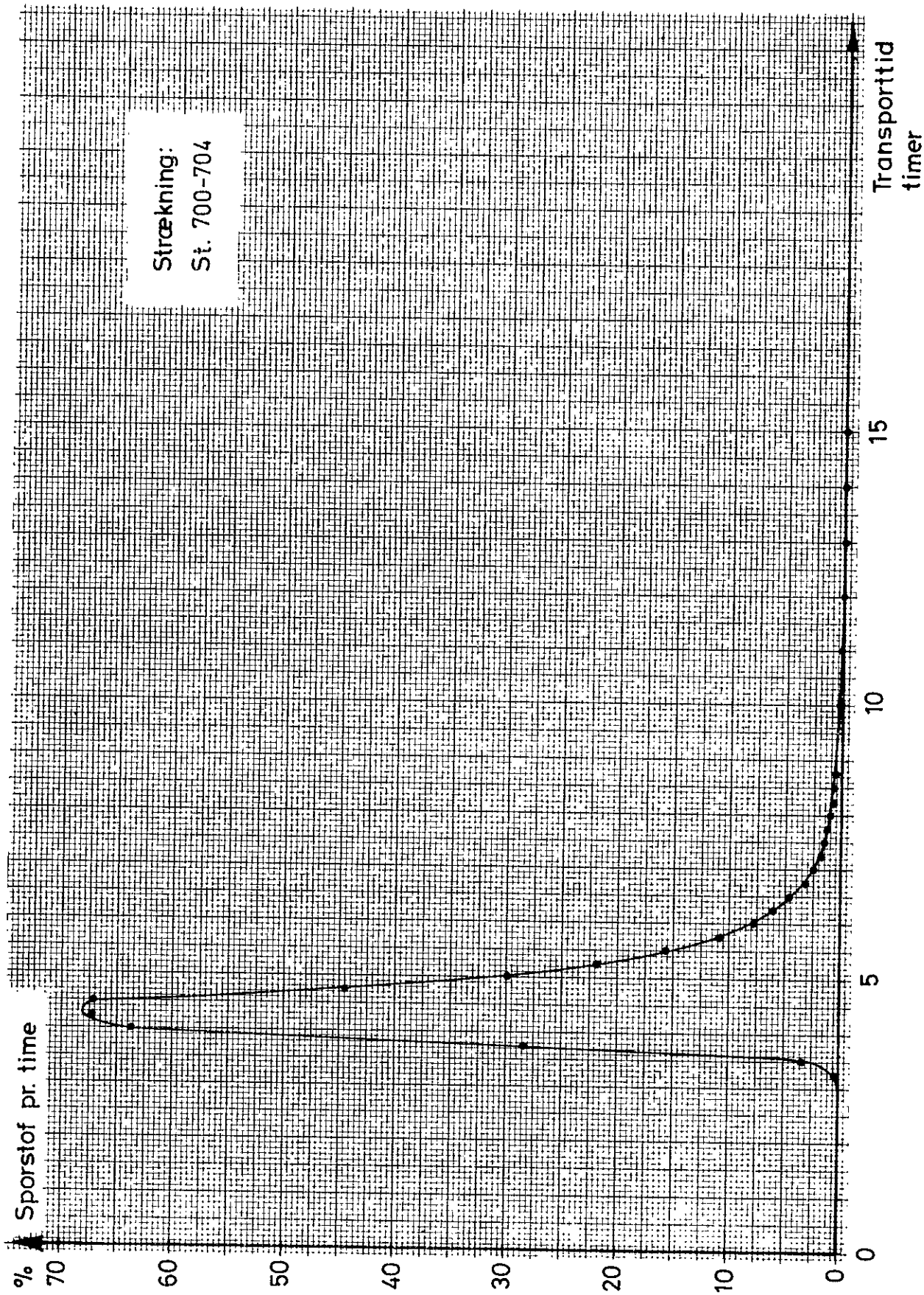


Fig. 8: Målt transporttid på strækning st. 700-704.

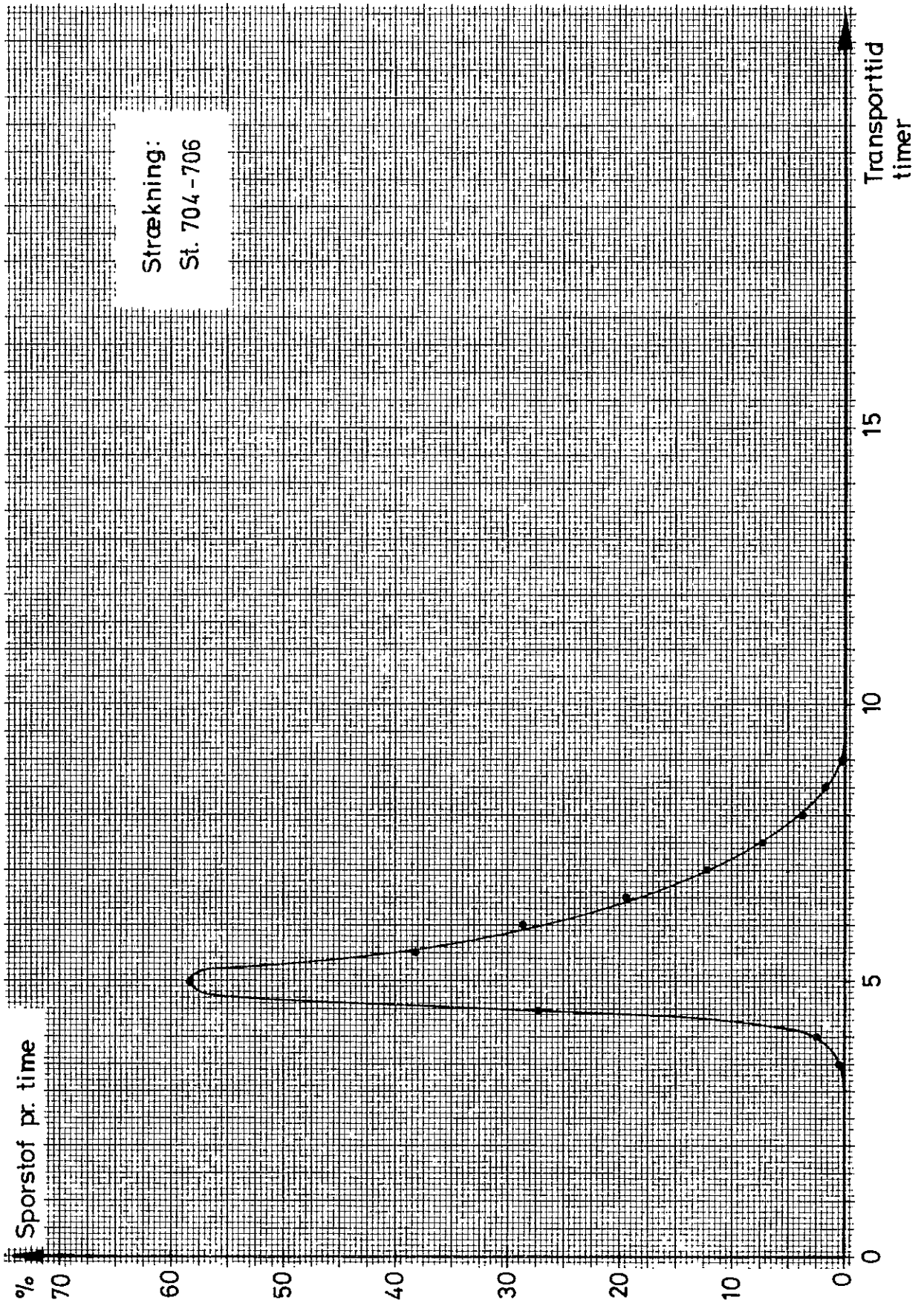


Fig. 9: Beregnet transporttid på strækning st. 704-706.

Strækning fra st. til st.	L m	$\bar{t}$ ✱) timer	$\bar{V}$ m/s	D m^2/s
700 - 704	3352	4.48	0.208	6.2
700 - 706	6658	9.68	0.191	6.4
700 - 707	11122	18.20	0.171	6.3
700 - 708	17241	29.03	0.165	7.1
704 - 706	3306	5.20	0.177	6.5
706 - 707	4464	8.29	0.150	4.5
707 - 708	6119	10.61	0.157	5.7

✱) Tyngdepunkt

Tabel 4: Transporttider, strømningshastigheder, dispersionsparametre.

Ved st704 måltes endvidere vandføringen efter den metode, som er omtalt i afsnit 4.2.3. Målingen foretoges den 21.8. 1973 kl. 13 - 23 med resultatet $Q = 1.9\ m^3/s$.

4.2.5 Farvestofteknik og kemisk tracer

På delstrækningerne st. 700 - 704 og fra st. 704 - 706 blev der af VKI foretaget sporstofundersøgelse med såvel kemisk sporstof som farvestof. Den kemiske tracer var LiCl, mens farvestofferne Uranin og Rhodamin b anvendtes. Mængder og doseringstider ses i tabel 5.

	Anvendt tracer	Doserings-tidspunkt	Start på prøvetag-ning	Slut på prøvetag-ning
Strækning st. 700 - 704	LiCl: 15 kg Rhodamin b: 5 l	på første station kl. 9.40	på sidste station kl. 12.10	kl. 19.00
Strækning st. 704 - 706	LiCl: 15 kg Uranin: ½ kg	kl. 15.10	kl. 18.20	kl. 01.25

Tabel 5: VKI's sporstofundersøgelse

NØRRE Å

Sporstofundersøgelser fra st.700 til st.704

Dosering ved st. 700 kl. 9^{40}

Måling ved st. 704 ved angivne tidspunkter

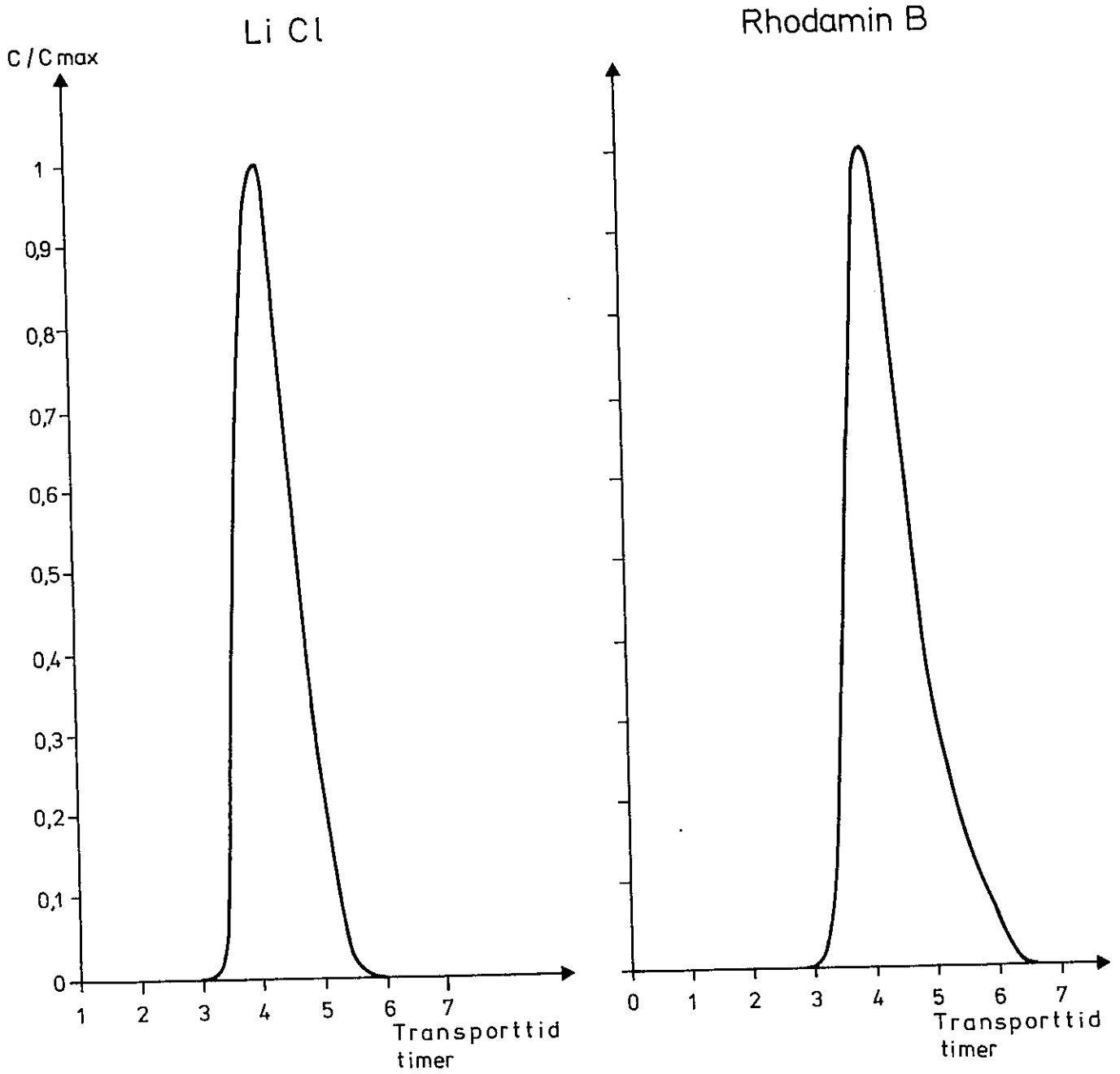
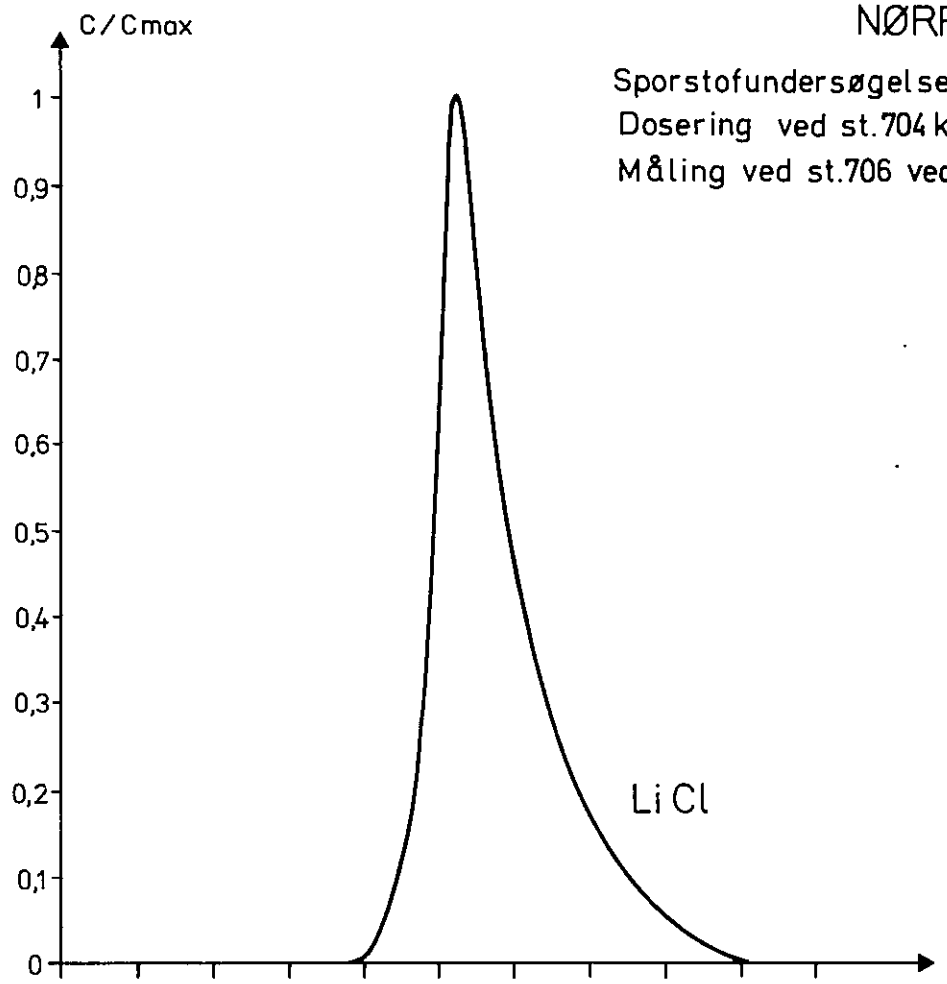
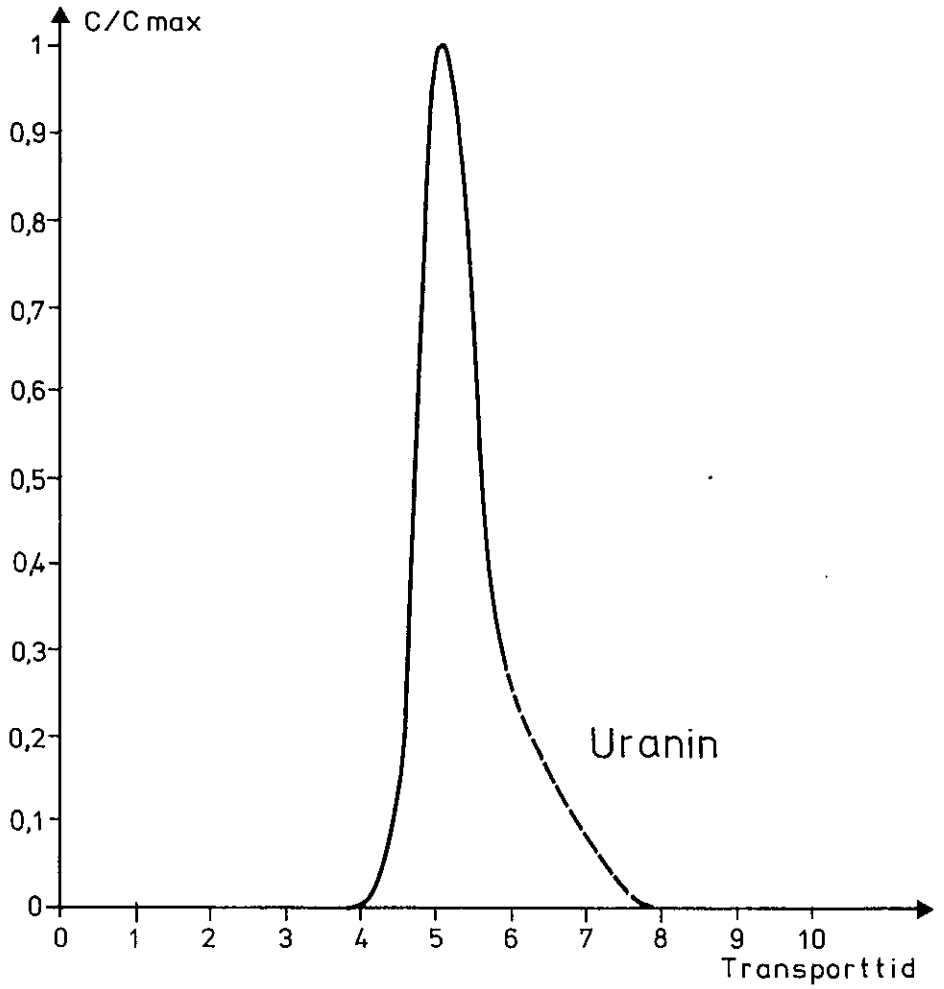


Fig. 10:

NØRRE Å

Sporstofundersøgelser fra st.704 til st. 706
Dosering ved st.704 kl. 3^{10}
Måling ved st.706 ved angivne tidspunkter





En ulempe ved at anvende kemisk sporstof og farvestof er, at man manuelt skal udtage prøver til analyse. Dette problem blev løst på den måde, at VKI opstillede en automatisk prøvetager (ISCO) på endestationen. Prøvetageren indstilledes til start på det ønskede tidspunkt og til prøvetagning med 5 minutters interval. Prøvetageren indeholdt 28 prøveflasker, så det var nødvendigt at tømme flaskerne to gange under undersøgelsen.

Prøverne analyseredes derefter for Li^+ ved atomabsorption og for Uranin og Rhodamin b ved fluoroscensspektrofotometri.

De resulterende transporttidsfordelinger ses på figur 10 og figur 11. Figurerne er afbildet med C/C_{max} som ordinat og med tiden siden doseringen som abscisse.

4.2.6 Sammenligning

Ved sammenligning af tracerkurverne for de tre typer sporstof

1) radioisotop
2) LiCl
3) farvestof

kan følgende forhold fremdrages som væsentlige:

1. Nøjagtigheden ved de anvendte metoder er tilstrækkelig god til de senere beregninger m.h.t. transpprttid, hvorimod bestemmelse af dispersionskoefficienten foretages bedst ved isotopteknik. (Uranin på strækning 704-706 havde dog en utydelig hale).
2. Over længere strækninger er isotopteknik mere anvendelig end farvestof og kemisk sporstof.
3. Anvendelse af radioisotoper ved transporttidsmålinger kræver medvirken af personer, som har sundhedsmyndighedernes tilladelse til at udføre sådanne undersøgelser (f.eks. personale fra Isotopcentralen).

Målingerne foretages med kontinuerligt registrerende udstyr, anbragt ved målestederne, således at man allerede under undersøgelsen kan følge transportforløbet. Der kræves ikke prøveudtagninger og senere analysering med specialapparatur. Metoden kan let udvides (ringe merudgift) til at omfatte samtidigt udførte nøjagtige vandføringsmålinger.

Transporttidsmålinger ved hjælp af farvestof eller kemisk sporstof kan i princippet udføres af personale fra amterne. Man må dog ved anvendelsen af disse sporstoffer regne med en betydelig arbejdsindsats, såfremt man ikke råder over passende prøvetagningsudstyr.

I forbindelse med de intensive vandløbsundersøgelser på de øvrige delstrækninger foretages sporstofundersøgelserne af Isotopcentralen.

5. Forureningstilstand

Det indsamlede materiale lader sig anvende til en bedømmelse af vandkvaliteten i Nørre Å. Vurderingen af de kemiske analysedata sammenlignes herefter med det foreliggende materiale fra rapporten fra Viborg Amtsvandvæsen. (se fig. 1)

5.1 Kemiske analysevariable

I det følgende gives først et kort resumé af de kemiske målinger foretaget ved de relevante stationer fra Viborg Amtsvandvæsens rapport /1/.

5.1.1 Resultater fra tidligere undersøgelser

Randrup Bro

Såvel af Hedeselskabet som af Viborg Amtsvandvæsen er der her foretaget målinger af iltindhold. Ud fra iltmålingerne over døgnet vil det bemærkes, at vandløbet kun i ringe grad er påvirket af planters fotosyntese og respiration. Iltmætningen er for det meste noget mindre end 100%. Dette sammenholdt med det biokemiske iltforbrug, som i gennemsnit af de sidste 10 målinger var 4.7 mg/l med en størsteværdi på helt op til 8.9 mg/l, tyder på en forholdsvis hårdt belastet recipient allerede ved Randrup Bro.

Søndermølle Å efter Bruunshåb

Søndermølle Å udgør et af Nørre Å's vigtigste tilløb i belastningsmæssig henseende, idet der kan komme forurenende stoffer fra såvel Søndersø som fra Søndermølle og Smiths Papfabrik i Bruunshåb. Vandføringen kan som følge af 2 stemmeværker variere betydeligt og den aktuelle størrelse af vandføringen har derfor betydning for Søndermølle Å's forurening.

Der synes ikke at være nogen systematisk variation i de kemiske parametre, aom alle kan variere inden for et meget stort

interval BI_5 f.eks. på mellem 4 og 29 mg/l.

Nørre Å ved Pramhuset

Stationen er beliggende ca. 1000 meter nedenfor renseanlægget, men indholdet af BI_5 er her stadig forholdsvis højt, da der endnu ikke er sket nogen væsentlig nedbrydning. Iltforholdene har derfor ikke på denne station undergået nogen væsentlig ændring siden renseanlæggets start.

5.1.2 Resultater fra den foreliggende undersøgelse

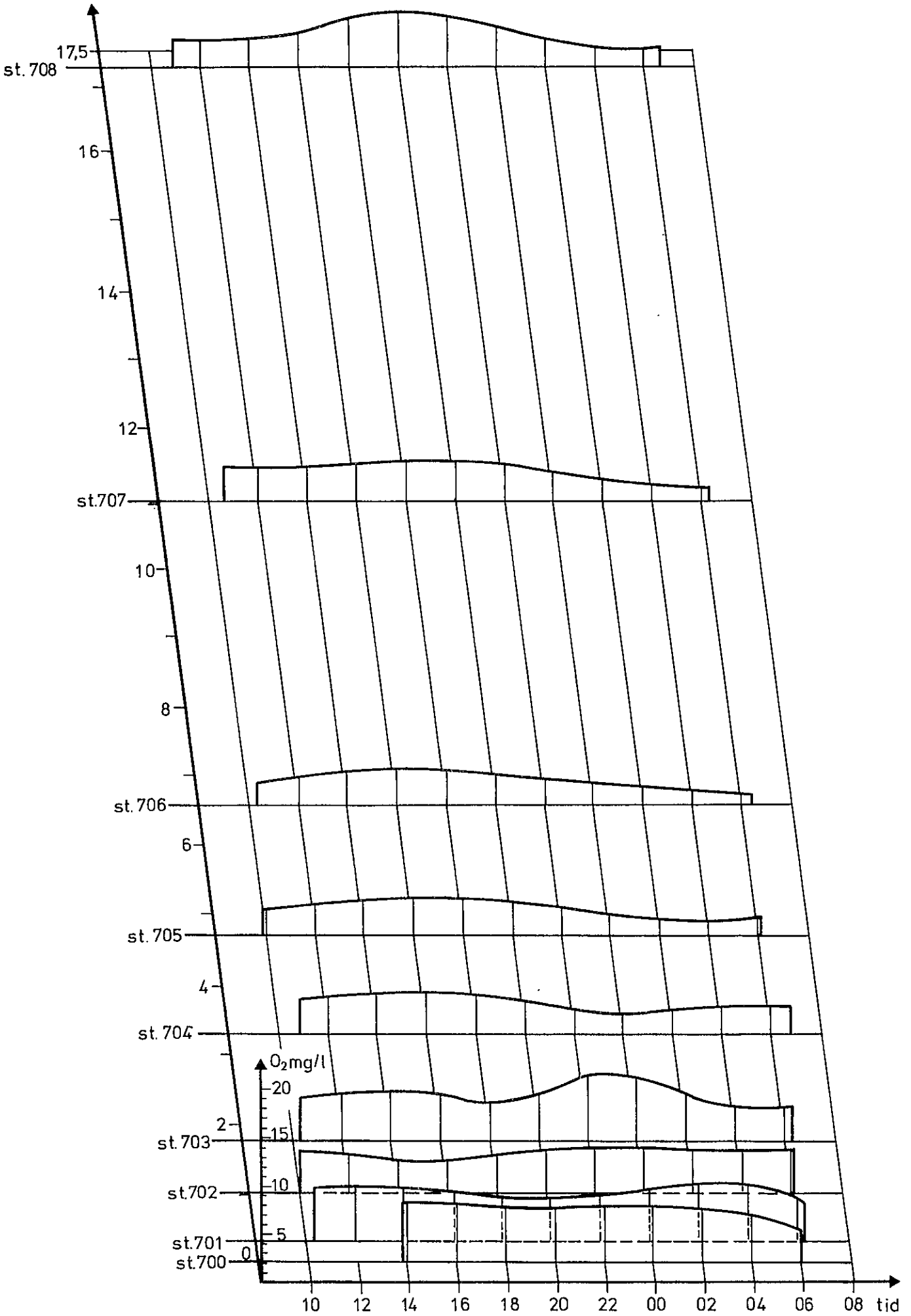
Opløst ilt og organisk stof

Iltforholdene - dels målt ved winklermetoden og dels målt ved de kontinuerte iltmålere - er vist på fig. 12 og 13, side 30-31. Det ses af figurerne, at der ikke forekommer kraftige iltsvingninger, men at iltindholdet næsten hele tiden er lavt. Dette er for så vidt overraskende, idet der forekommer en del makrovegetation. Viborg Amtsvandvæsen har således oplyst, at vandløbsstrækningen slås for grøde ca. hver 14. dag.

Sammenhængen mellem koncentrationerne af BI_5 og opløst ilt ses på fig. 3, side 7 , som kan siges at være typiske iltsvindskurver. Der sker en betydelig fjernelse af BI_5 på strækningen, men denne fjernelse sker også på bekostning af indholdet af opløst ilt.

Næringssalte

Målinger af næringssalte har betydning - dels for konstatering af nitrifikationens indflydelse på iltforbruget og dels for bedømmelsen af årsagerne til grødevæksten. I fig. 4 ,s. 8, er middelværdierne af kvælstofsaltene afbildet. Af kurverne ses, at såvel nitrit som nitrat er forholdsvis konstante langs åstrækningen samt at de endvidere er konstante over døgnet. Der er spredningen angivet ved den lodrette linie.


17,5
st. 708
16
14
12
st.707
10
8
st. 706
6
st. 705
4
st. 704
2
st. 703
st.702
st.701
st.700
0
O_2mg/l
20
15
10
5
10
12
14
16
18
20
22
00
02
04
06
08
tid

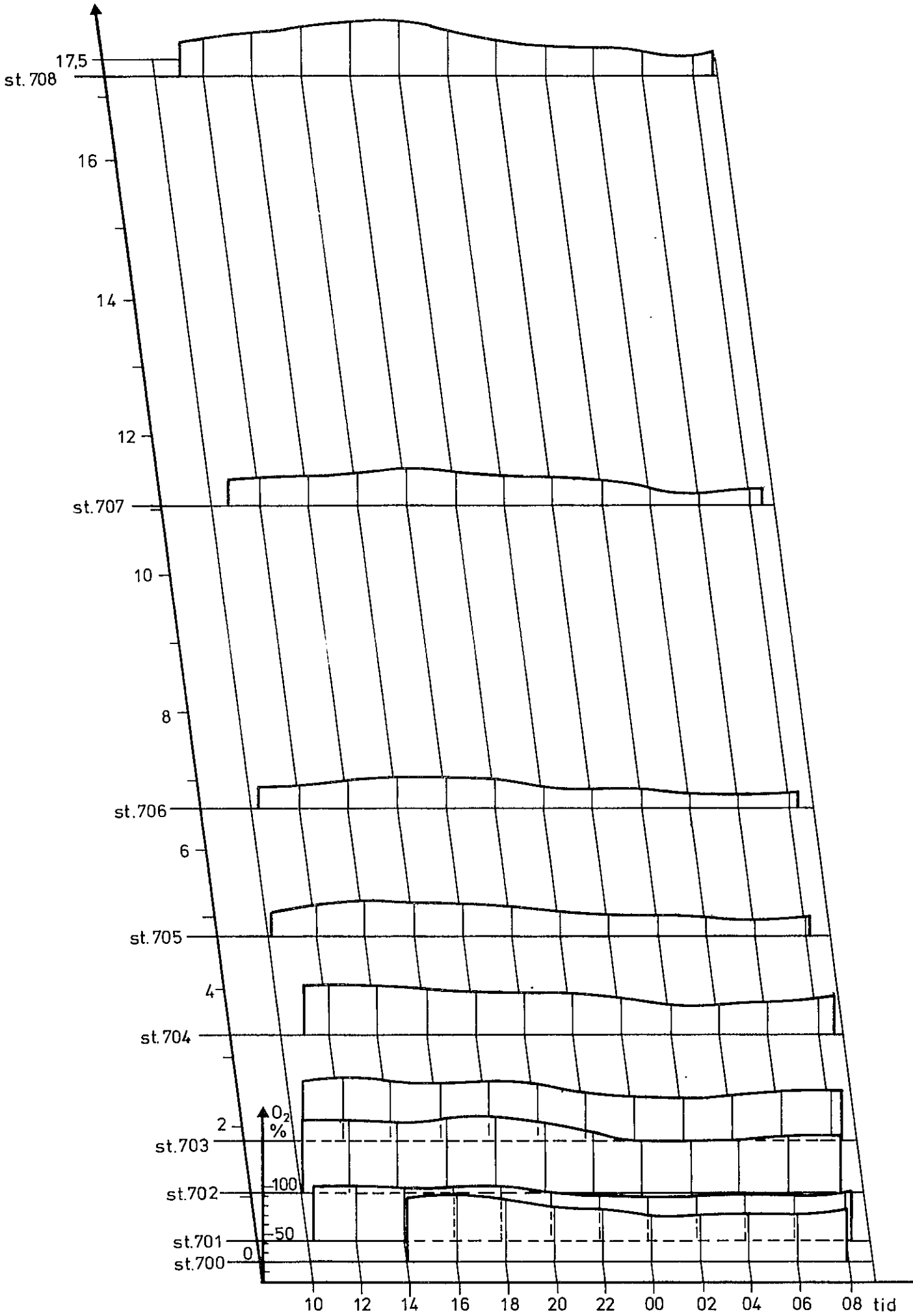


Fig. 13: Illmatnjen i Norra Å

Derimod sker der et signifikant fald af såvel ammoniakkvælstof som af totalkvælstof. 0.6 mg/l NH_4-N og 0.7 mg/l tot-N. Der kan findes 4 mulige forklaringer på det observerede forhold.

i) Ammoniakstripning

Udluftning af Ammoniakkvælstof foregår ved et pH i intervallet 7.5 - 8.3 og ved et ammoniakindhold på 1 mg/l eller derover. Owens /4/ angiver en ammoniakafgivelse på 6 - 10 mg N/m^2/døgn, og da opholdstiden på hele strækningen er ca. 27 timer ≈ 1 døgn, kan afgivelsen vurderes ved at antage en middeldybde på 1.25 m på strækningen.

$$6 - 10 \text{ mg } N/m^2 \cdot \text{døgn} \rightarrow \frac{6}{1.25} - \frac{10}{1.25} \text{ mg } N/m^3$$

$$= 0.005 - 0.008 \text{ mg } N/l.$$

Ammoniakstripningen kan altså ikke redegøre for en kvælstoffjernelse på 0.7 mg/l.

ii) Nitrifikation i vandfase og denitrifikation i sediment

Figur 4 side 8 , giver ikke anledning til mistanke om egentlig nitrifikation i vandfasen, da såvel nitrit- som nitratindholdet er konstante. Indholdet af nitrat stiger ganske vist fra station 702 til station 703, og ammoniakken falder tilsvarende. Derimod stiger koncentrationen af nitrit ikke, hvorfor der ikke er anledning til at antage nitrifikation.

Det forekommer yderst usandsynligt, at nitrifikation og denitrifikation til stadighed skulle kunne skabe konstante nitrat- og nitritkoncentrationer.

iii) Fortynding

Kvælstoffjernelsen kan også forklares ved fortynding. Selv om vandføringen antages at stige på strækningen, vil det tilstrømmende vand også indeholde kvælstof, hovedsagelig som nitrat. Vandføringen antages at stige med $\frac{300}{1800}$ = 17%, hvorimod kvælstofindholdet falder med $\frac{0.7}{2.2}$ = 32%, det vil sige, at kvælstoffjernelsen ikke alene kan skyldes fortynding.

iv) Optagelse af NH_3 i planter

Denne mulighed kan ikke udelukkes og det er også konstateret, at visse planter hellere optager ammoniakkvælstof end nitratkvælstof. Den kraftige produktion af plantebiomassen stemmer dog ikke helt med de forholdsvis ringe iltsvingninger. Regnes der med en nettoproduktion af plantebiomasse på hele strækningen svarende til ca. 2.5 mg O_2, kan dette transformeres til mg N ud fra en forudsætning om planternes sammensætning. Antages at

1 mg O_2 udskilt $\approx$ 0.08 mg N optaget

fjernes der altså 2.5 x 0.08 = 0.2 mg N ved planternes kvælstofoptagelse; altså kan en del af den kvælstoffjernelse forklares ved optagelse i planter.

5.2 Biologisk vurdering

Der er af Viborg Amtsvandvæsen foretaget saprobieundersøgelser af Nørre Å i såvel 1970 som i 1972. I 1970 var strækningen fra renseanlægget i Viborg (Bruunshåb) til Vejrum karakteriseret ved forureningsgrad III. Stykket fra Vejrum til omkring Koldbæk Bro havde forureningsgrad II - III og resten af strækningen forureningsgrad II. Ved undersøgelsen i 1972 havde stykket med forureningsgrad III bredt sig til Nybro (st. 707) og fra Nybro til ca. Ålum var forureningsgraden II - III.

Vandkvalitetsinstituttet foretog i november 1973 en orienterende undersøgelse, hvis formål var dels at skaffe en mere detaljeret viden om amternes bedømmelse af saprobiegraderne, idet denne ikke fremgår af Gudenåudvalgets kort, dels at få en vurdering af, hvor veldefinerede de anførte grader formodedes at være.

Det er især skillelinien mellem grad II og III, der har været vanskelig at klarlægge, og fra flere sider advares mod at lægge for megen vægt på udstrækningen af områder karakteriseret ved II - III. Derimod blev det fastslået, at man anså områder angivet med II eller III for bedømt med sikkerhed, omend grænserne for begyndelse og afslutning kunne være vanskelige at fastlægge.

Viborg amt anførte som særkende for Nørre Å, at den var langsomtflydende med et tørveagtigt sediment, hvilket betyder, at saprobiesystemets anvendelighed er begrænset.

VKI besø forholdene ved Rindsholm, Bruunshåb, Vejrum og Skjern og fandt at sedimentet bestod af henfaldende, plantisk materiale på de undersøgte lokaliteter, stammende fra vegetation i og omkring åen.

Faunaen i åen var præget af den bløde tørveagtige bund og tilstedeværelsen af de store mængder organisk stof af plantisk oprindelse. Faunaen bestod i grove træk af både deciderede rindende vands elementer, og dyr der naturligt forekommer i søer, damme og langsomt rindende vandløb.

Eksempler på det første er dansemyggelarver (Chironomider) og børsteorme (Tubificider).

Eksempler på det sidste udgøres af vandbænkebideren (Asellus), sumpsnegl (Viviparous) og mosesnegl (Lymnaea).

Bedømt i skalaen I - IV må de ovennævnte forhold skønsmæssigt se således ud:

Rindsholm:	III
Bruunshåb:	III
Vejrum)	II - III, med en bedring mod Skjern.
Skjern)	

6. Belastning med forurenende stoffer

Belastningen af Nørre Å med forurenende stoffer kan stamme fra følgende kilder:

1) Søndermølle Å → Sønder Sø, Søndermølle, Smiths Papfabrik, Bruunshåb

2) Nørre Å opstrøms → dambrug, Rindsholm, Sdr. Rind og Vinkel (renseanl.), Ved sø

3) Renseanlægget

4) Nørre Å nedstrøms renseanlægget (div. små renseanlæg)

For disse kilder kan de teoretiske styrker af organisk stof-, fosfor- og kvælstofudledninger bedømmes ud fra erfaringstal for

1) renseanlæggets virkningsgrad og antal personer tilsluttet

2) antal damme (og eventuelt antal kg fisk/dam)

3) udledning fra industrier

4) afstrømning fra landbrugsområder.

Erfaringstallene fra såvel dambrug som fra industrier er behæftet med en betydelig usikkerhed, og der er ikke på nuværende tidspunkt indsamlet materiale nok til en sammenligning mellem teoretiske og beregnede værdier for stoftransport.

Delprojekterne i Gudenåundersøgelsen

1) dambrugsundersøgelser
2) stoftransportmålinger
3) industriundersøgelser

vil kunne tilvejebringe et sådant talmateriale.

I nærværende undersøgelse skal kun angives de målte transporter på stationerne: 700, 704, 706, 707, 708 og 709.

St. nr. / Belastningstype	700	704	706	707	708	709 *	709 **
BI_5, g/sek	9.8	9.0	7.2	5.6	5.6	2.5	3.4
N, g/sek	2.1	4.1	3.9	3.7	3.2	2.0	1.7

* Målt af VKI, gennemsnit af målingerne

** Målt af Viborg kommune, døgngennemsnit

Tabel 6: Målte belastninger

Til sammenligning med de af VKI målte transporter angives de af Viborg kommune ved belastningsundersøgelsen angivne belastninger. De beregninger, der herefter i det følgende foretages, vil dels være en bestemmelse af vandløbets parametre, dels en bestemmelse af den maksimale transport af organisk stof i Nørre Å umiddelbart efter renseanlægget under hensyntagen til ønskede iltforhold.

En senere undersøgelse kan derefter nødvendiggøre en gennemgang af de forskellige muligheder, der foreligger for at overholde den maksimale belastning under hensyntagen til de omkostninger en yderligere rensning kræver i de respektive kilder.

7. Beregning af vandløbets parametre

Ved hjælp af det indsamlede datamateriale lader det sig under visse forudsætninger gøre at beregne vandløbets parametre, det vil sige størrelser, der udtrykker hastigheden af de omsætninger, der finder sted i vandløbet. Kendskab til disse parametre er vigtig ved bedømmelsen af virkningerne af tekniske indgreb, da det ikke er tilstrækkeligt blot at vide, hvad der sker, men også hvor hurtigt det sker.

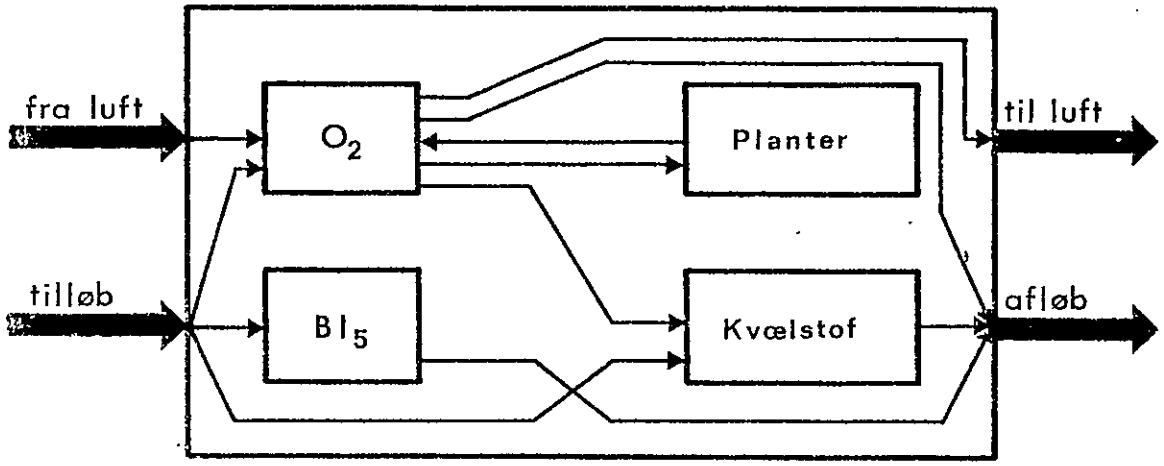
I det følgende gennemfås teori og forudsætninger for beregninger af vandløbets parametre og endvidere gennemgås beregningsresultaterne.

7.1 Teori og forudsætninger

En vandløbsstrækning kan betragtes som et system bestående af en række tilstandsvariable, det vil sige variable der udtrykker en viden om systemets tilstand. Disse variable kan være opløst ilt, BI_5-koncentrationer eller forureningsgrader. Tilstandsvariablerne påvirkes af en række processer, f.eks. fotosyntese, respiration, genluftning og nedbrydning.

Endvidere påvirkes tilstandsvariablerne af forhold, de ikke selv har indflydelse på, såkaldte tvangsfunktioner, f.eks. lys og spildevandstilledninger. I det følgende gives en kort beskrivelse af systemet, én vandløbsstrækning, med vægt på tilstandsvariablen opløst ilt. For en mere uddybet gennemgang af et sådant system henvises til VKI/LtH-forskningsrapport / 5 /.

I figur 14 , side 39, er afbildet en vandløbsstrækning.



Figur 14 : Beskrivelse af vandløbssektion.

De tilstandsvariable, der er afbildet i dette system, er:

opløst ilt
organisk stof
plantebiomasse
kvælstof.

Hovedvægten er lagt på opløst ilt, da denne variabel har stor betydning for forureningstilstanden i vandløbsstrækningen. De andre tilstandsvariable opnår betydning i den udstrækning de påvirker koncentrationerne af opløst ilt.

De processer, der fortrinsvis er beskrevet er følgende:

1. nedbrydning af organisk stof
2. planternes fotosyntese og respiration
3. nitrifikation; det vil sige omdannelse af NH_3-N til NO_3-N
4. genluftning.

Hvad angår den matematiske beskrivelse af disse processer henvises til VKI/LtH-forskningsrapport / 5 /.

De tvangsfunktioner, der er medtaget ved systembeskrivelsen, er:

lys
temperatur
tilledninger af ilt, organisk stof og ammoniakkvælstof
vandføringer.

Tilstandsvariable, processer og tvangsfunktioner sammenknyttes gennem en massebalance over den betragtede sektion. I ligningsform får massebalancen det principielle udseende, der er vist i figur 15:

$$\frac{\delta C}{\delta t} = D \frac{\delta^2 C}{\delta X^2} \pm U \frac{\delta C}{\delta X} \pm \Sigma S$$

hvor:

C : koncentration af tilstandsvariabel
D : dispersionskoefficienten
U : vandhastighed (variabel i tid og sted)
S : kilder og dræn
T : tiden
X : stedet

Figur 15 : Massebalance for vandløbssektion.

Under tilstrækkeligt forenklede forudsætninger er det muligt at løse et sådant system af samhørende partielle differentialligninger analytisk. Sådanne forenklede forudsætninger optræder ikke altid, og numerisk løsning af ligningssystemet er derfor udviklet af Bella og Dobbins / 6 /. De beregninger, der er gjort i det følgende, er udført med denne numeriske metode som grundlag.

De forudsætninger, der gøres ved løsning, er almindeligvis:

Stationaritet

Hvis der i måleperioden ikke forekommer døgnvariation af tilledninger og vandføringer og/eller af iltkoncentrationer som følge af planternes fotosyntese og respiration siges tilstanden i vandløbet af være stationær. Som kriterie for forudsætningens holdbarhed er valgt, at den relative spredning af variablen på 95% niveauet skal være mindre end 20%. Det kan uden videre afgøres, at denne forudsætning ikke er opfyldt for nogen af de undersøgte delstrækninger. Dette skyldes hovedsagelig fotosyntese og respiration.

Dispersion

Som tidligere nævnt har dispersionen væsentligst betydning ved stødvise udledninger af forurenende stoffer. Ved beregningerne er anvendt de af Isotopcentralen bestemte dispersionskoefficienter.

Begrænsning af kilder og dræn

Alt efter hvor mange kilder og dræn, der medtages i balancen, kompliceres løsning og parameterbestemmelse. Det er derfor almindeligt at foretage en bedømmelse af, hvilke kilder og dræn der er vigtigst for systemet, og derpå at udelade mindre væsentlige.

Som eksempler på almindelige anvendte forenklinger kan nævnes:

ingen nitrifikation
ingen sedimentation
intet iltforbrug fra bund
ingen fotosyntese + respiration.

I forbindelse med gennemgangen af beregningsresultaterne for den enkelte sektion klargøres de specielle forudsætninger, der har været gældende for denne sektion.

7.2 Resultater af beregningen

Nørre Å er i beregningsmæssig henseende opdelt i 4 sektioner, som vist på fig. 16.

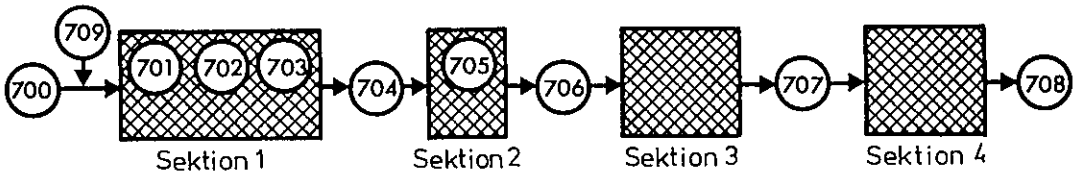


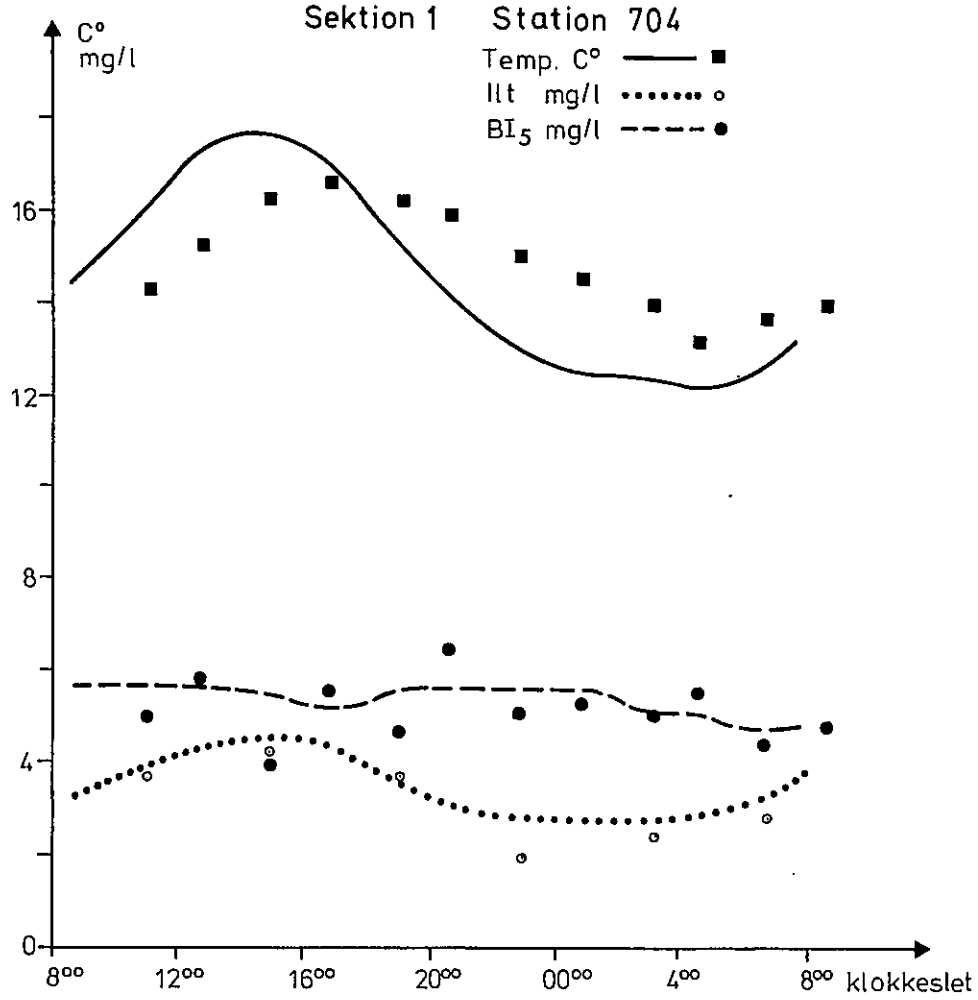
Fig. 16: Sektionsinddeling

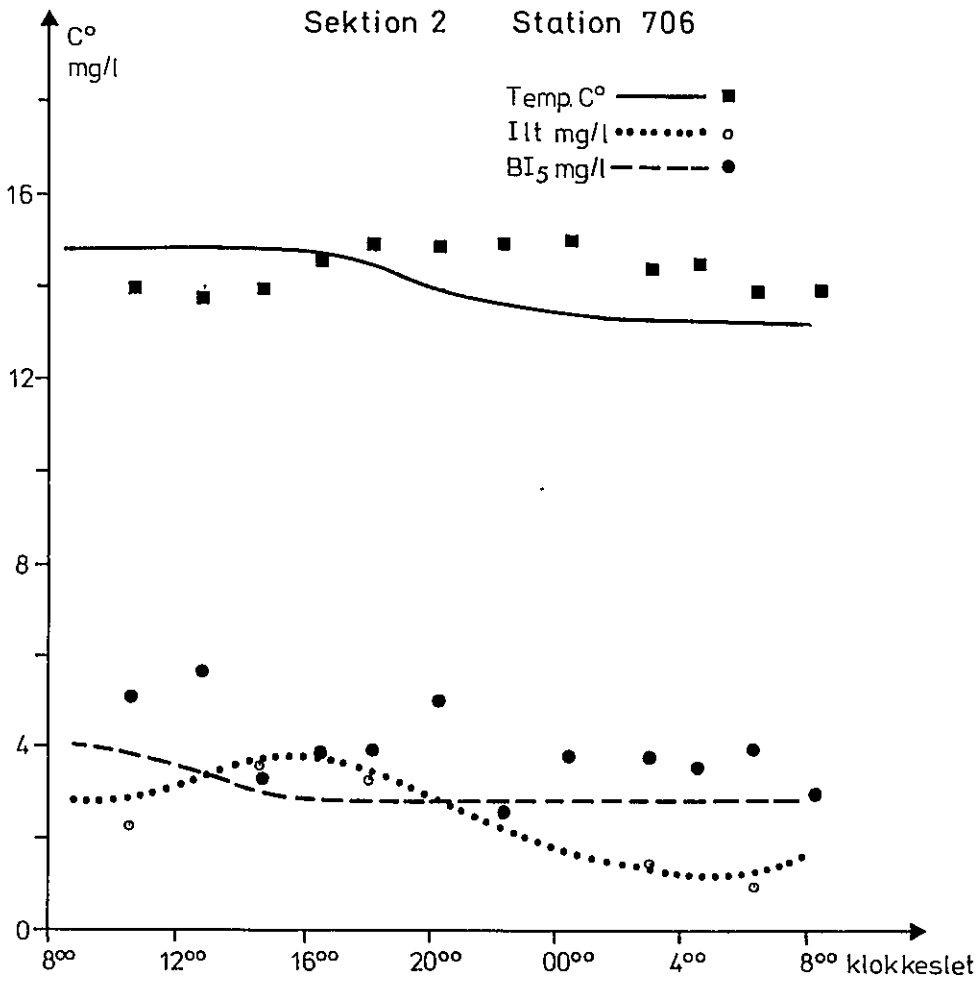
De geometriske data, der er brugt ved beregningerne, ses i tabel 2 under afsnittet hydrologi.
Resultaterne af beregningerne af vandløbets parametre er vist i tabel 7. Parametrene er:

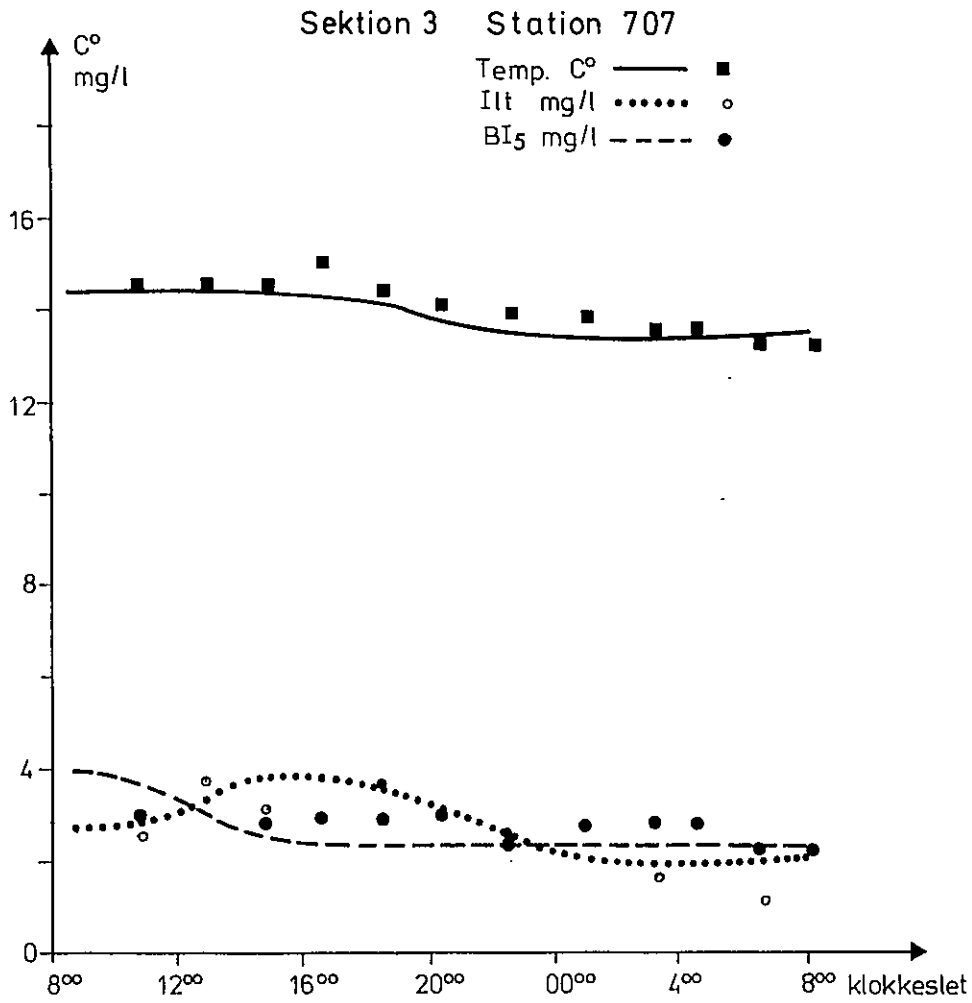
K1(20)	nedbrydningsparameter ved 20 °C	døgn^{-1} (base e)
Pmax	maximal fotosyntese-hastighed	mg O_2/l/time
R(20)	respirationshastighed	mg O_2/l/time
K_3	sedimentationsparameter	døgn^{-1} (base e)
D_B	bundens iltforbrug	mg O_2/l/døgn
K_2	geniltningskoefficient	døgn^{-1}

Sektion	K1(20)	Pmax	R(20)	K_3	D_B	K_2
1	1.7	5.4	1.8	-	-	0.51
2	1.7	3.6	1.1	-	-	0.36
3	1.7	3.2	1.1	-	-	0.47
4	1.3	4.7	3.2	-	-	0.55

Tabel 7: Nørre Å's parametre


Sektion 1 Station 704
C°
mg/l
Temp. C°
Ilt mg/l
BI5 mg/l
16
12
8
4
0
8°°
12°°
16°°
20°°
00°°
4°°
8°°
klokkeslet


Sektion 2 Station 706
C°
mg/l
Temp. C°
Ilt mg/l
BI5 mg/l
16
12
8
4
0
8°°
12°°
16°°
20°°
00°°
4°°
8°°
klokkeslet



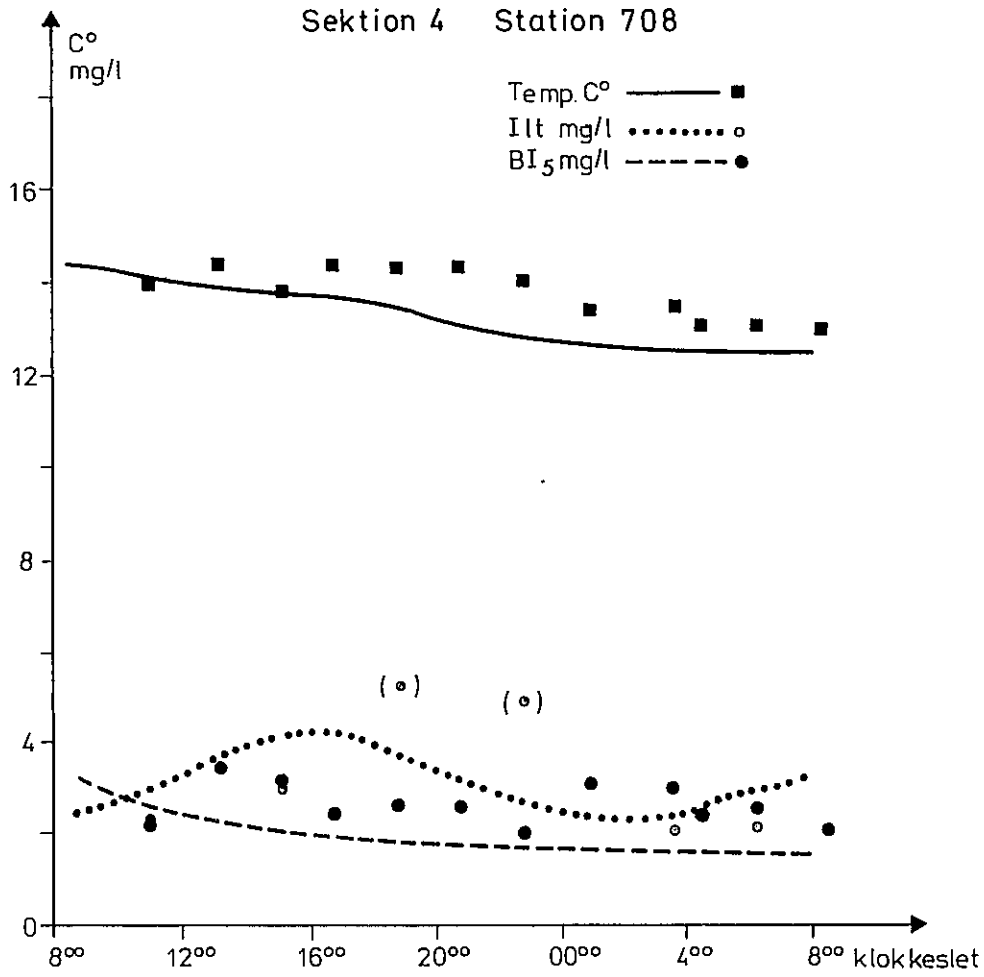


Fig. 18: Målte og beregnede værdier

På fig.17-18 er vist målte og beregnede værdier for de forskellige stationer. Til bedømmelse af vandløbsprocessernes relative betydning er i tabel 8 vist producerede og forbrugte iltmængder i mg O_2/l/døgn for hver af sektionerne:

Sektion	Org. nedbrydning	Fotosyntese	Respiration	bundens iltforhold	nitrifikation	genluftning
1	7.8	4.9	3.3	-	-	3.7
2	4.1	3.2	1.9	-	-	2.8
3	3.7	2.9	1.9	-	-	3.7
4	2.0	4.2	5.6	-	-	3.8

Tabel 8: Producerede og forbrugte iltmængder.

Af tabellerne og figurerne ses det, at iltforholdene kan forklares ud fra nedbrydning, fotosyntese og respiration, hvorimod der ikke antages at foregå nitrifikation. Renseanlægget er ikke nitrificerende og derfor udledes der ikke derfra nitrificerende bakterier i Nørre Å.

Endvidere ses det, at genluftningen gennem sektion 1 og 2 på grund af Nørre Å's ringe fald ikke er i stand til at tilføre ilt tilstrækkelig hurtigt til at balancere iltforbruget ved nedbrydning af det forekommende organiske stof.

I nedenstående tabel 9 er K1(20) sammenlignet med nedbrydningsparametrene i andre vandløb

Lokalitet	K1(20) døgn^{-1} (base e)	Geniltning døgn^{-1}
Grenåen	1.4 x)	
Pøle Å	0.1-2.2	2 - 18
Odense Å	2.0 x)	
Brende Å	0.3-1.3	1 - 10
Nørre Å	1.3-1.7	0,36 - 0,55

Tabel 9: Nedbrydningskonstanter i andre danske vandløb. (base e betyder grundtallet for den naturlige logaritme).

x) refererer ikke til 20°C.

Det er ikke muligt at angive genluftningskonstanten, idet denne er afhængig dels af faldforhold samt temperatur og vandføring. Imidlertid er anført genluftningsintervallerne for de pågældende undersøgelsesdøgn.

8. Beregningseksempler

Ved tilladelig udledning af forurenende stoffer forstås en udledning der er af en sådan størrelse, at den målsætning, der er opstillet for den pågældende recipient, kan overholdes.

Beregninger af tilladelig udledning kræver således en målsætningsformulering. Denne målsætning bør opstilles af vandløbets forskellige interessegrupper, som kan repræsentere brugere af vandløbet i videste forstand.

En målsætning for Nørre Å er endnu ikke opstillet, men da det for de videre beregninger er nødvendigt, angives et eksempel på en sådan.

8.1 Målsætning og forudsætninger

En målsætning kunne f.eks. lyde:

"Iltkoncentrationen i Nørre Å må ikke komme under 4 mg O_2/l."

Den maximale gennemsnitskoncentration af BI_5, der må findes i vandløbet, såfremt denne målsætning skal overholdes, kan herefter findes. Den maximale koncentration kan via vandføring omsættes til stoftransport. Beregningerne er foretaget under følgende forudsætninger.

i) parametrene for vandløbet er som bestemt ved undersøgelsen.

ii) vandføringen umiddelbart efter renseanlægget er 1750 l/sek og stigende på følgende måde 1800 l/sek (station 704) 1850 l/sek (station 706), hvilket er forholdsvis tæt på årsminimum.

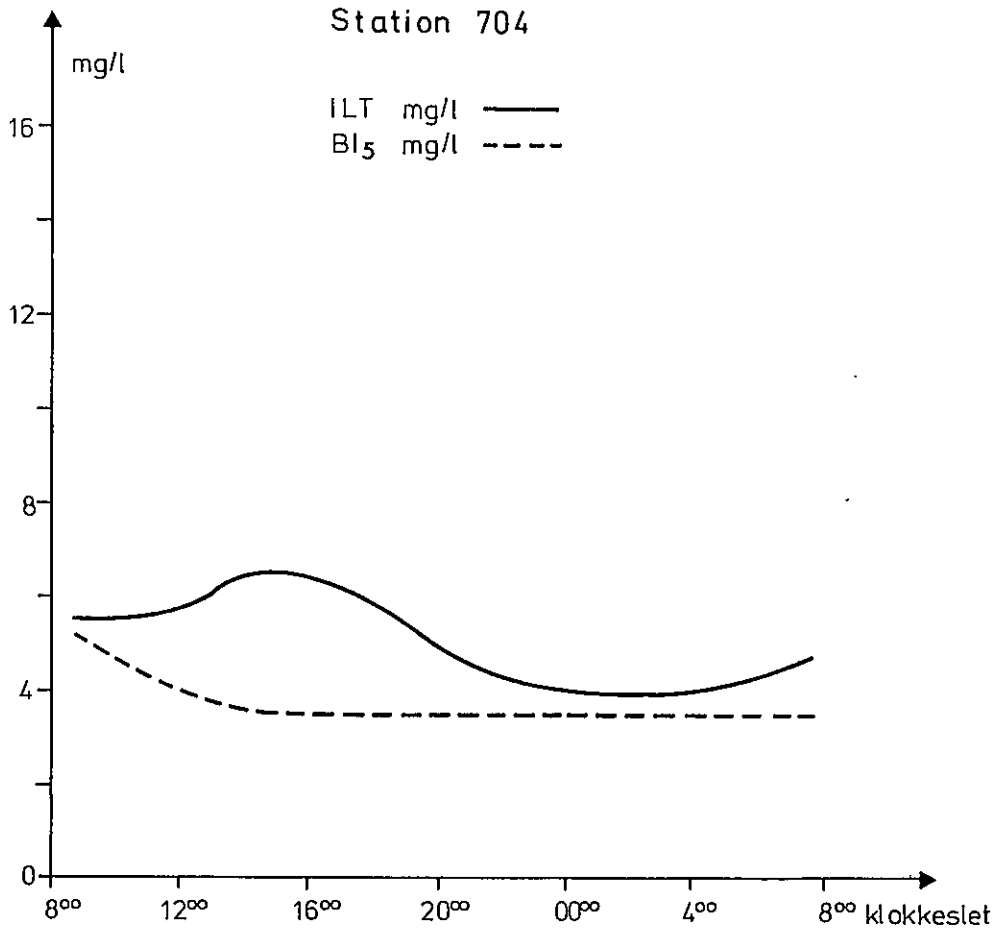
iii) stationære forhold med konstant belastning med organisk stof over døgnet.

iv) de angivne forhold med hensyn til produktion af plantemateriale, temperaturforhold svarer til den undersøgte.

Et resultat af beregningerne, som ses på fig. 19, viser at et BI_5-indhold på ca. 5 mg/l umiddelbart efter renseanlægget, kan nedbrydes uden iltindholdet falder under 4 mg/l. Dette svarer til en stoftransport på 8.8 g BI_5/sek.

8.2 Beregning af stødbelastning ved regnvejr

Endvidere er der foretaget en beregning på en stødbelastning fra renseanlægget anskuet ved en regnvejrssituation. Forudsætningerne er angivet i fig. 20, hvor udløbets vandmængde og koncentration af BI_5 er angivet. På figuren er angivet ilt og BI_5-variationen over døgnet på station 704. Det ses, at der i det beskrevne tilfælde kan opstå alvorlige iltsvind.



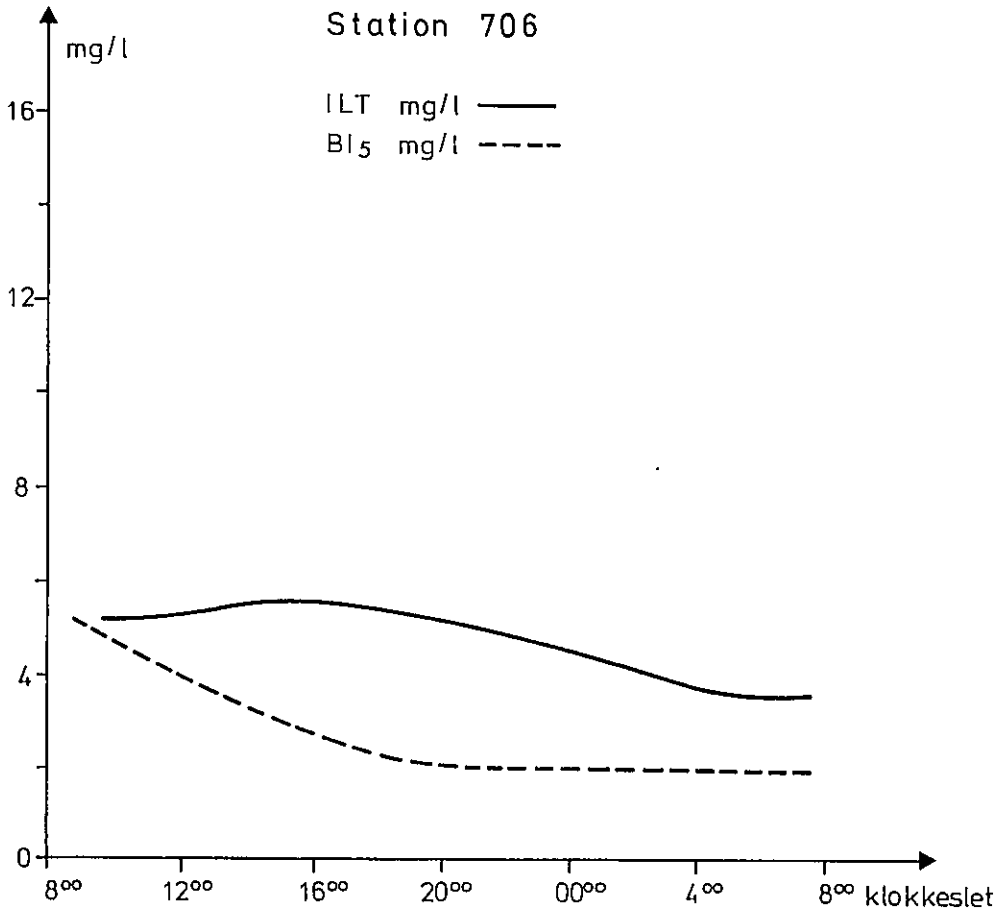
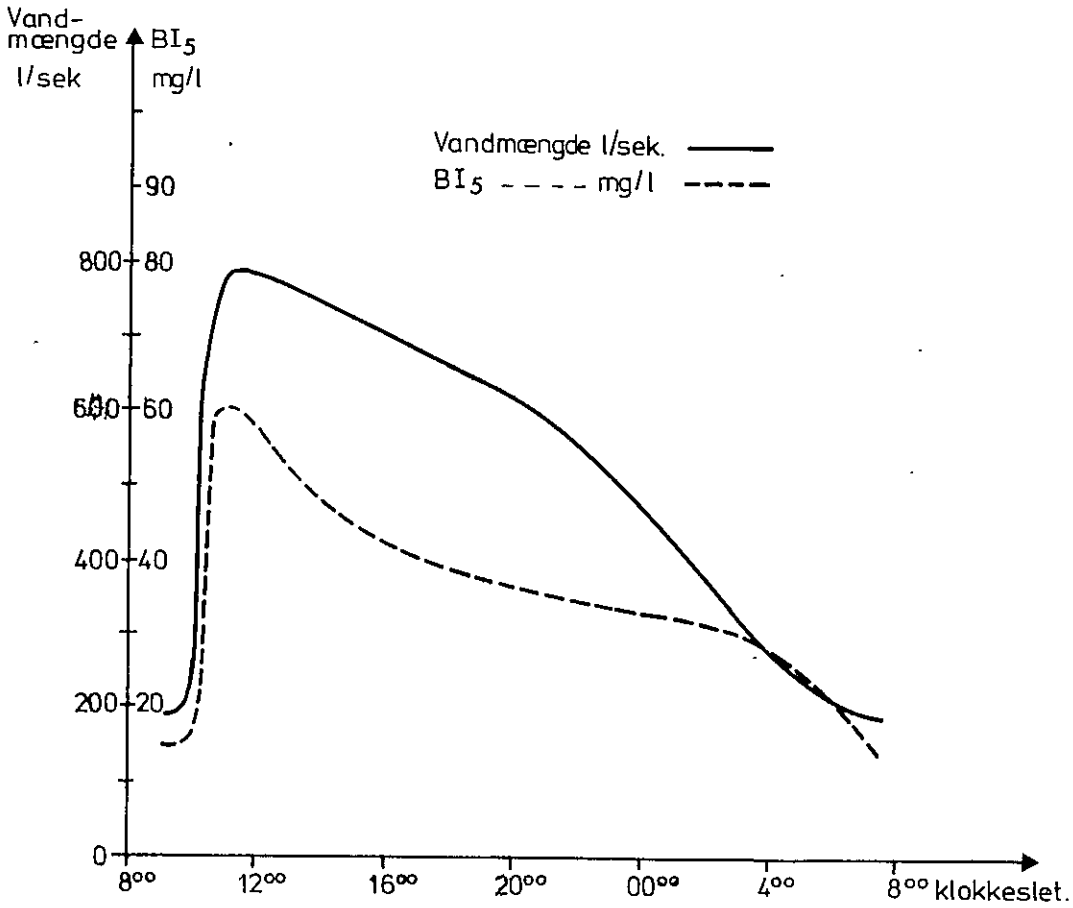


Fig. 19: Simulering af ilt og BI_5-forhold på st. 704 og 706, når



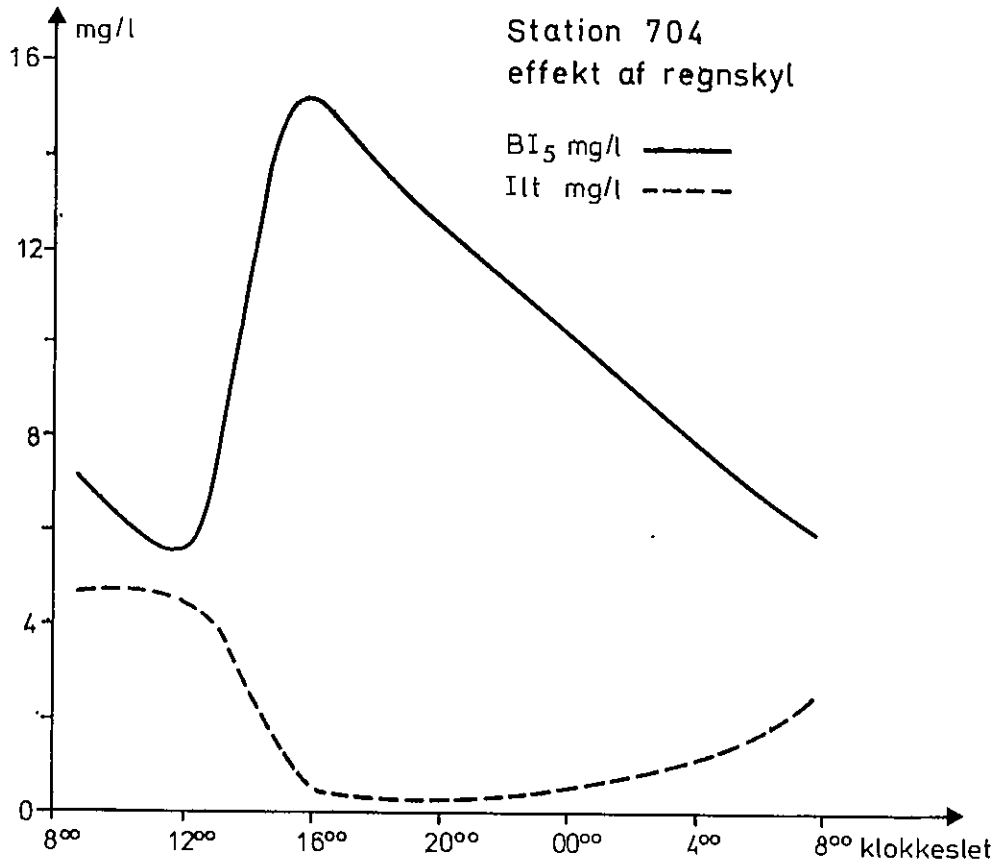


Fig. 20: Simuleret regnvandsbelastning fra renseanlægget og virkningerne heraf på iltindholdet ved st. 704.

9. Konklusioner

1. De målte iltforhold i Nørre Å overholder på hele den undersøgte strækning ikke et kvalitetskrav på 4 mg O_2/l.

2. Der er ingen grund til at antage at der sker nitrifikation på strækningen.

3. Iltsvingningerne kan i hovedtræk forklares ud fra produktion af plantebiomasse og respiration.

4. De lave iltindhold kan i hovedtræk forklares ved en lav geniltningskoefficient i forhold til den organiske stofbelastning.

5. Der er behov for yderligere viden om forureningskilderne samt hvilke indgreb det er muligt at foretage over for disse.

6. Den opstillede model er anvendt til at vurdere virkningerne på iltforholdene af et regnskyl ud fra et konstrueret eksempel, og virkningen af forskellige koncentrationer af BI_5 umiddelbart efter renseanlægget på iltforholdene i Nørre Å er vurderet.

7. Transporttidsundersøgelser kan såvel udføres med isotopteknik som med kemisk sporstof som med farvestof.

Litteraturliste

/1/ Viborgsøerne og Nørre Å.
Viborg Vandvæsen 1973.

/2/ Kommunerne og samfundsplanlægningen.
Kommunernes Landsforening 1971.

/3/ Beretning om Det danske Hedeselskabs kultur-tekniske afdelings hydrometriske undersøgelser, 1955 - 60. (19. beretning).

/4/ M. Owens et al:
Nutrient Budgets in Rivers.
Symp. Zool. Soc.Lond. No. 29, p. 21-40, 1972.

/5/ K.I. Dahl-Madsen og J. Simonsen:
Vandløbssimulering.
VKI/LtH, foråret 1974.

/6/ D.A. Bella og W.E. Dobbins:
Difference Modelling of Stream Pollution.
Jour. of the Sanifary Engineering Div., ASCE, SA5, 94, p. 996, 1968.