

# BEREGNING AF VANDLØBSFORURENING



$$D = D_0 e^{-K_2 t} + \frac{K_1 L_0}{K_2 - K_1} [e^{K_1 t} - e^{K_2 t}]$$



Beregning af spildevandsbelastningernes virkning på vandløbsrecipienterne  
i forbindelse med foreløbig recipientkvalitetsplanlægning i Vestsjælland.

Indhold

Forudsætninger .....	side 2
Beregninger .....	9
Funktionstavler .....	16
Oversigtsdiagrammer .....	24

### 2.3. Bestemmelse af spildevandsudledningers virkning på recipienten.

Forureningen af vore overfladevandsrecipienter bestemmes under vilkår, hvor denne har stor effekt.

For vandløbsrecipienter er dette tilfældet i sommermånederne, når vandløbenes vandføring er lille, vandtemperaturen høj og spildevand (organisk stof) tilføres i det omfang som skal accepteres.

For vandløb med søkarakter, fjord- og sørecipienter er nærings-salttilførslen i planteplanktonets vækstperiode i forårs- og sommermånederne af afgørende betydning. Her spiller nærings-salttilførslen på andre årstider i forbindelse med vandområdets vandskifte også ind.

For nævnte recipienttyper søges spørgsmålet om baggrundsforureningens størrelse behandlet, d.v.s. den form for forurening der ikke eller kun meget vanskeligt kan gøres noget ved.

Endvidere beskrives grundlaget for beregning af den forurening, der forårsages af udledning fra bebyggelse med fælles kloak.

Endelig anføres grundlaget for udarbejdelsen af overslag over spildevandsrensningernes økonomiske konsekvenser.

#### 2.3.1. Vandløb

Ved tilsyn med vandløbenes forurening konstateres normalt, at kraftig permanent forurening skyldes udløb fra spildevandsanlæg for samlet bebyggelse, der dels udleder for meget i forhold til vandløbets størrelse og dels at udledningsstederne i vandløbssystemerne i visse tilfælde indbyrdes er uhensigtsmæssigt placeret:

Spildevandsbelastningens virkning beregnes for de enkelte vandløb, medens baggrundsforureningens størrelse bestemmes generelt for vandløb.

Baggrundsfor-  
ureningen

Baggrundsforureningen af vandløb skyldes hovedsagelig grødens (undervandsplanternes) respiration samt spildevandsudløb fra spredt bebyggelse i det åbne land.

Ved maximale grødemængder kan respirationen (iltforbruget) i et vandløbssystem bestemt over 6 nattetimer eksempelvis antage værdier, som anført i nedenstående tabel. Ligesom forureningen fra spredt bebyggelse fremgår af samme tabel.



På dette grundlag er den omtrentlige baggrundsforurening bestemt.

Vandløbs	Geniltning $K_2$ pr.døgn	Grøde iltunderskud a mg/l	Spredt bebyggelse		Baggrundsforurening	
			iltunderskud b mg/l	BI <sub>5</sub> c mg/l	iltunderskud a+b mg/l	BI <sub>5</sub> c mg/l
Øvre løb	17,0	0,25	1,0	2,0	1,25	2,0
Hovedløb	7,3	1,5	0,40	1,0	1,90	1,0
Kystnært hovedløb	1,6	5,0	0,40	0,5	5,40	0,5

Den samlede forurening fremkommer herefter ved addition af baggrundsforureningen og de beregnede værdier for spildevandsbelastningen fra samlet bebyggelse.

Forurening fra  
samlet bebyggelse

Beregningerne foretages som nævnt for det kritiske tilfælde, hvor vandløbene i sommermånederne har de mindste vandføringer og der udledes spildevand i det omfang som skal accepteres. Først er den nuværende spildevandsbelastnings virkning på vandløbene beregnet. Resultaterne er herefter vurderet sammen med resultaterne fra forureningsundersøgelserne, idet der under hensyntagen til afvigelse f.eks. ulovlig forurening, større vandføring o.s.v. er søgt tilvejebragt den bedst mulige overensstemmelse.

Dernæst er beregnet nogle alternative forslag til fremtidig spildevandsrensning som så vidt muligt tilgodeser de ønskede anvendelser af (og tilstande i) vandløbene samt miljølovens almindelige krav om sikring af et alsidigt dyre- og planteliv (forureningsgrad II - III eller bedre).

Beregningerne udføres på baggrund af Streeter og Phelps ligning suppleret med særlig beregning af indsigning af grundvand til vandløb (dispersion) og sedimentation ved høje BI koncentrationer.

På grundlag af oplysninger fra forskellige kilder (litteratur m.v.) indtil primo 1975, er beregningerne udført efter følgende forudsætninger:



Vandføringer

I samarbejde med Det danske Hedeselskab, hydrometrisk afdeling er medianminimumsvandføringer bestemt. Disse varierer for amtet mellem 0,1 og 3 l/s/km<sup>2</sup>. Det forudsættes at denne vandføring også er til stede i fremtiden.

Forurenings-  
belastning

Forureningskildernes størrelse baseres på personækvivalenter (PE) efter følgende oplysninger:

1. Kommunernes 10 års investeringsprogram ... 1972.
2. Vandinspektoratets spildevandsundersøgelser.
3. Landvæsenskommissionskendelser.
4. Danmarks Statistik: Folke- og boligtælling 1970.

En PE sættes til:

Vandmængde 200 l pr. døgn.

BI<sub>5</sub> mængde 60 g pr. døgn.

BI<sub>5</sub> koncentration 300 mg/l

Prognoser

Vandmængde 1980 225 l pr. døgn.

Vandmængde 1990 250 l pr. døgn.

Industrispildevand

Hvor belastningen er oplyst i PE sættes BI<sub>5</sub> til 60 g pr. PE pr. døgn.

Derudover baseres kendskabet til belastningen på konkrete oplysninger.

Infiltrationsvand skønnes at trænge ind i kloakanlæg i ringe omfang, når vandløbene har de mindste vandføringer.

Spildevands-  
rensning

For vandløbsrecipienter beskrives kun BI<sub>5</sub> reduktion.

For mindre byområder uden kontinuerlig måling af spildevandsmængderne, baseres forureningens størrelse på nævnte oplysninger om forureningskildernes størrelse multipliceret med de anførte gennemsnitstal for koncentrationer og mængder pr. personækvivalent, se også side 21.

For biokemisk iltforbrug regnes med følgende reduktion:

30 % for mekanisk rensning

60 % for bassin rensning

90 % for biologisk rensning

Indholdet af opløst ilt sættes lig 60 % af den iltmængde som spildevandet kan indeholde ved 20°C, hvilket svarer til et iltunderskud på 3,63 mg/l.



For større byområder med kontinuerlig måling af spildevandsmængderne baseres forureningens størrelse på kendskabet til de normale maximale spildevandsudledninger samt kendelsens krav om bl.a. maximal  $BI_5$  koncentration.

For industrivirksomheder med selvstændig afledning til vandløb reduceres de tilsluttede personækvivalenters  $BI_5$  ved spildevandsrensning normalt på samme måde som nævnt under "mindre byområder".

Ved nogle få virksomheder baseres kendskabet til næringssaltmængderne på målte værdier.

#### Døgngennemsnit

Afledning fra spildevandsanlæg varierer i løbet af døgnet med typiske maximum i dagtimerne.

Denne variation reduceres i større renseanlæg, dels på grund af renebassinernes størrelse i forhold til spildevandsmængden og dels fordi nogle tilsluttede industrier ikke har maximal udledning samtidig med husspildevandets maximum. Endvidere falder et spildevandsanlægs maximale afledning til et vandløb sjældent sammen med maximal afledning fra andre spildevandsanlæg.

Der er derfor overalt i beregningerne anvendt døgngennemsnit for udledte spildevandsmængder.

#### Afløb fra overfaldsbygværker

Den maximale forureningspåvirkning i vandløbssystemet skønnes at optræde i tørvejrperioder, når vandløbene har de mindste vandføringer.

Ved kraftige regnskyl kan der dog optræde store forureningspåvirkninger, især i de første minutter efter regnskyllets begyndelse.

Da denne vejr-situation er meget tilfældigt forekommende lægges den ikke til grund for nogen gennemsnitsbetragtning og indgår derfor normalt ikke i beregningerne.

Omsætning i  
vandløb

Transporttid er bestemt p.g.a. Schewior-Press vandføringskurver 1958 med Manningtal = 25.



Sedimentation af organisk stof ved høje BI koncentrationer er sat til

		Sedimentation i %					= f
		BI <sub>∞</sub> mg/l					
		100	150	200	250	300	
Vandhastighed cm/s	0	7	14	21	28	35	
	10	0	7	14	21	28	
	20	0	0	7	14	21	
	30	0	0	0	7	14	
	40	0	0	0	0	7	
	50	0	0	0	0	0	

$L = L_0 \times f$  hvis sedimentationen efter  $L = L_0 e^{-K_3 t}$  kan ske indenfor den betragtede vandløbsstrækning.

$K_3$  sættes lig 3.

#### Nedbrydning

Der er anvendt følgende  $K_1$  værdier for vandløb in situ, afhængig af BI<sub>∞</sub>.

BI <sub>∞</sub>	$K_1$
0 - 5	0,2
5 - 10	0,5
10 - 20	1,0
20 - 30	1,5
30 - 40	2,1
> 40	2,5

BI<sub>∞</sub> består af:

Vandfasens BI<sub>∞</sub>

Adhæderet BI<sub>∞</sub>

Sedimenteret BI<sub>∞</sub>

Ved BI<sub>∞</sub> < 10 mg/l anses størstedelen at tilhøre vandfasens BI<sub>∞</sub>.

Ved øgede BI<sub>∞</sub> værdier (forurening) henføres tilvæksten fortrinsvis til adhæderet BI<sub>∞</sub> på planter og sedimenteret BI<sub>∞</sub>.

#### Iltfrie forhold

For vandløbsstrækninger hvor iltsvindet som følge af nedbrydningen er større end vandløbets iltindhold og geniltningen fra atmosfæren, reduceres BI til den størrelse den faktiske iltning



betingelser i vandløbet.

Geniltning bestemmes efter Thackstons formel

$$K_2 = 25 \left( 1 + \sqrt{\frac{v}{g \times d}} \right) \sqrt{\frac{I \times g}{d}} \text{ pr. døgn}$$

$I = 0,1 \text{ } ^\circ/\text{oo}$  anvendes som nedre grænse.

Indsivning af grundvand (dispersion)

Grundvandsindsivningens forøgelse er ved beregningerne påregnet at tilflyde gradvist til vandløbene afhængig af oplandets størrelse i de betragtede afsnit.

Indsivningsvandets  $BI_\infty$  sættes = 0.

Herefter reduceres vandløbets  $BI_\infty$  ved simpel forholdstalsberegning.

Ammoniak kvælstof forudsættes at overholde recipientgrænseværdier nedenstrøms for fortyndingszonen ved udløb fra spildevandsanlæg. Ammoniaks iltforbrug ved nitrificeringen indgår ikke i beregningerne.

Tekniske oversigter

Af hensyn til den tekniske oversigt udtegnes det beregnede materiale på 3 oversigtsdiagrammer, som hver omfatter:

1. Opløst ilt
2.  $BI_5$  mg/l
3.  $BI_\infty$  kg/døgn

Endelig beregnes og udtegnes vandløbenes forureningsgrader efter H. Liebmanns metode.

### 2.3.2. Søer og lignende recipienter

Ved tilsyn med recipienter af søkarakter konstateres normalt en øget planteplanktonsvækst som følge af spildevandstilledning m.v. Spildevandsbelastningens virkning på sådanne recipienter lader sig vanskeligt bestemme på forhånd. Dels kræves ret omfattende undersøgelser og dels et meget kompliceret beregningsarbejde som vanskeligt lader sig udføre uden hjælp af EDB.

Baggrundsforureningen

Baggrundsforurening med kvælstof udgør ca. 77 % af den samlede kvælstofbelastning i amtets vandområder, og tilføres hovedsagelig fra landbrugsarealer.

Den samlede kvælstofbelastning for amtets vandområder kan antages at være nær 6000 tons pr. år.

Nedbøren tilfører ca. 3600 tons kvælstof pr. år til amtets samlede landareal (målt i 1972), hvilket svarer til ca. 8 % af den samlede kvælstoftilførsel der sker ved gødskning af landbrugsjord. I ovennævnte størrelser indgår ikke den kvælstof, som desuden tilføres direkte med den nedbør, der falder i søer, fjorde o.l. og som udgør ca. 1,2 t/km<sup>2</sup> pr. år i 1972 imod 0,7 t/km<sup>2</sup> i 1960. Denne nedbør har stor betydning for primærproduktionen i vandområder, hvor kvælstof er begrænsende.

Heraf ses, at fjernelse af kvælstof fra spildevand, med det formål at begrænse primærproduktionen, forekommer nytteløs, når langt størstedelen tilføres fra landbrugsarealer og nedbørens stigende kvælstofindhold desuden spiller en afgørende rolle.

Det forholder sig derimod for fosfors vedkommende på den måde, at højst 5 - 15 % af den totale fosfortilførsel skyldes baggrundsforureningen.

Forurening fra  
samlet bebyggelse

Spildevandsbe-  
lastning

Spildevands-  
rensning

#### Husspildevand

En PE regnes til:

Kvælstof 12 g N pr. døgn.

Fosfor 3,8 g P pr. døgn.

BI<sub>5</sub> 60 g ilt pr. døgn.

For samlet bebyggelse anvendes følgende reduktioner ved spildevandsrensning, hvor ikke andet er nævnt.

Rensning	Reduktion			Renseresultat					
	%			mg/l v. 200 l/døgn/PE			kg/PE/år		
	BI <sub>5</sub>	N	P	BI <sub>5</sub>	N	P	BI <sub>5</sub>	N	P
Urenset	0	0	0	300	60	19	21,9	4,4	1,4
Mekanisk	30	10	15	210	54	16	15,3	4,0	1,2
Bassin	60	15	20	120	51	15	8,8	3,7	1,1
Biologisk	90	30	30	30	42	13	2,2	3,1	1,0

Omsætning i  
søer og lign.

Beregning af forureningstilstande som følge af forskellige belastninger med næringsalte til de nævnte recipienttyper er som nævnt meget kompliceret.

Sådanne beregninger foretages foreløbig kun for Isefjordssystemet.



## BEREGNINGERNES GENNEMFØRELSE

Af hensyn til den naturlige sammenhæng udføres beregningerne samlet for vandløbs-systemer med fælles udløb i havet. For at gennemføre beregningerne rimeligt hurtigt og sikkert, bør disse mindst gennemføres på skemaer svarende til omstående specielt udformede skemaer ved hjælp af elektronisk lommeregner med mindst et gemmeværk og  $e^{-x}$ ,  $\frac{1}{x}$ ,  $\sqrt{\quad}$  samt iøvrigt de almindelige funktioner. Hurtigere gennemførelse af beregningerne kan efter behov opnås ved hjælp af et passende elektronisk databehandlingssystem.

I det følgende gennemgås beregningerne af ovennævnte skemaer. Disse omhandler:

1. Spildevandsbelastning
2. Transporttid
3. Blanding
4. Nedbrydning
5. Iltfrie forhold
6. Forureningsgrader og totalmængder

Ilt og BI forhold udtegnes på grafisk oversigt

Endelig udarbejdes kortoversigter, der viser de beregnede forureningsgrader.

Vandløbene er beregnet mellem lokaliteter i vandløbene, hvor der dels sker ændring af spildevandsbelastningen og dels hvor vandløbets skikkelse ændres væsentlig.

Disse lokaliteter er nummereret i ovennævnte skemaers venstre side og benævnt "overgang nr.".

# Skema 1

<b>VESTSJÆLLANDS AMTSKOMMUNE</b> Vandinspektoratet	<b>Forureningskilder</b>	Belastningsstilfælde <b>1</b>	Side at Beregnet
---	--------------------------	----------------------------------	------------------------

Overgang nr.	Forureningskilde					Heraf industri PE	Spildevand max. timen, 10 <sup>3</sup> m <sup>3</sup> /s	Middelt tilførsel, 10 <sup>3</sup> m <sup>3</sup> /s	Tilladt max. Bls m <sup>3</sup> /L	Information	Aron
	nr	navn	Rensn. Type	Dim. PE	Tilsluttet PE						
2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13

Anføres

pkt.

- 1 og 2 1. Her anføres oplandets navn og belastningstilfælde. 2. Overgangs nr. i.h.t. oversigtskort
- 3 Recipientens navn anføres
- 4 Kommunens navn med to første bogstaver
- 5 Navnet på den samlede bebyggelse, der forurener
- 6 Rensningstype angives med U, M, B og Bio

7 }  
8 }  
9 }

Her anføres oplysninger om forureningskildens størrelse

10 Bruges ikke

11 Her anføres spildevandets middelvandføring (0,0023 l/PE/s 1974)

12 Her anføres det BI<sub>5</sub> der gennemsnitlig skal accepteres fra den type anlæg eller konkret tilladt BI<sub>5</sub>

13 Hvor oplysningen om anlægget er hentet fra



# Skema 2

VESTSJÆLLANDS AMTSKOMMUNE  
Vandinspektøret

Transporttid i

Belastningstilfælde		varietet										Side		
1												af		
nr.	Vandets- strømhast.	Opland km <sup>2</sup>	Vandføring teknisk vand m <sup>3</sup> /s	Spildevand Σ Q m <sup>3</sup> /s	Fald I ‰	Anlæg	Bund- bredde m	Vand- dybde d m	Areal F m <sup>2</sup>	Hastighed V = Q/F m/s	Længde m	Sekunder s	Tid Døgn decimal	28
2	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	25	26	27	28

se kolonne 42

- 1 Oplandets navn og belastningstilfælde
- 2 Overgangs nr. og
- 14 dennes benævnelse f.eks. tilløb fra "Lille å" eller "X by"
- 15 Det gennemsnitlige opland mellem 2 overgangs nr.
- 16 Findes på grundlag af oplysninger om medianminimum og opland
- 17 Spildevandsmængderne summeres ned ad vandsystemet
- 18 Samlet vandføring findes
- 19 } Skemaet fotokopieres når dette er indført
- 20 } til brug for forskellige naturlige vand-
- 21 } føringer - forskellige spildevandsbelast-
- 22 } ninger.
- 23 Vanddybden findes af funktionstavle 1 til 4.
- 24 Beregnes af "21" og "22"
- 24 Beregnes af "18" og "23"
- 25 Er fundet sammen med "19, 20 og 21"
- 26 Beregnes af "24" og "25"
- 27 Beregnes af "26 divideret med
- 27 divideret med 86,400"
- 28 Beregnes af "19, 22 og 24"

VESTSJÆLLANDS AMTSKOMMUNE  
Vandinspektoraatet

Belastnings tilfælde  
1

Blanding

Beregnet

Blanding af		Vandføring m <sup>3</sup> /s	Biokemisk iltforbrug				Blanding		Iltindhold		Blanding	
Overgang nr.	vandløb/antals vandløb		BI <sub>5</sub> mg/L	faktor	BI <sub>∞</sub> mg/L	BI <sub>∞</sub> mg/L	iltunderskud mg/L	m	n	D	C	
		a		b	$\frac{a \cdot b + c \cdot d}{a + c}$		$\frac{a \cdot m + c \cdot n}{a + c}$					
		c		d								
					+		+					
		Σ										
					+		+					
		Σ										
1	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	

Der regnes på dette skema i forbindelse med skema 4 om nedbrydning.

- 1 } Se skema nr. 1
- 2 }
- 29 Her anføres navnet på de vandløb m.v. der skal blandes
- 30 og disses vandføring, - ved ret høj BI bruges flere decimaler
- 31 BI<sub>5</sub> anført i 12
- 32 Da BI<sub>5</sub> regnes 80 % af BI<sub>∞</sub> er faktor = 1,25
- 33 Af "31" og "32" fås "33" eller "33" er beregnet direkte
- 34 Beregnes af "30" og "33"
- 35 "34's" resultat
- 36 Her anføres de iltunderskud som skal blandes
- 37 Beregnes af "30" og "36"
- 38 "37's" resultat
- 39 9,08 ÷ "38"



# Skema 4

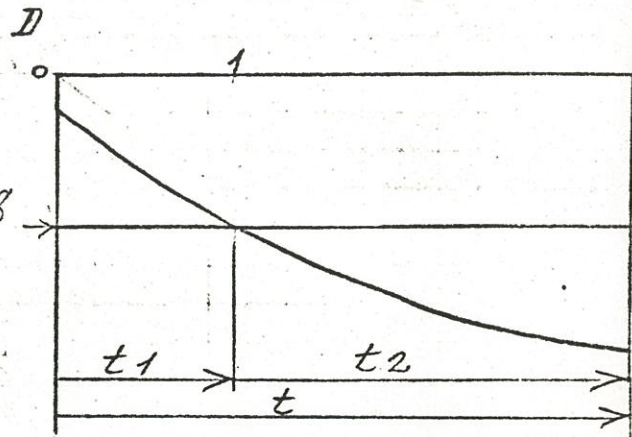
VESTSJÆLLANDS AMTSKOMMUNE Vandinspektoraft		Vandfasens iltforbrug i		Dispersion $L_0 \frac{D_0}{L_0} = \frac{D_0}{\Sigma a}$	Begyndelses iltunderskud-graden $D = D_0 e^{-K_2 t}$	Vandfasens biotemiske iltforbrug, -genitet $D = \frac{K_1 \cdot L_0}{K_2 - K_1} (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t})$	Side af Beregnet	Σ Ilt-underskud D mg/l	Σ Ilt-indhold C mg/l
40	Medic. af org. stof	Sedimentation						45	46
41	$L = L_0 e^{-k_1 t} \div$	Minusk → $L_0 e^{-k_3 t}$							
42		af; → $L_0 \cdot f$		$c - (d - a)$					
43				$f$	$\bar{e}$	$(\bar{e} - e^{-\bar{e}})$		44	
44									
45									
46									

- 40 Efter eventuel blanding ("35") findes  $L_0$ .  $K_1$  ses af funktionstavle 5. t ses af "27"
- 41 Ved høj L (>100 mg/l) reduceres med mindste værdi af de 2 formler, se funktionstavle 6
- 42 L reduceres med en brøk, hvis der er tale om dispersion, se "16"  
(se eksempel i forhold til overgangs nr. x, y og z)
- 43 Af  $D_0$  evt. efter blanding "38" til "45" og 43,  $K_2$  fra "28" og t fra "27" fås geniltningsledet
- 44 Af samme data som i "40" og "43"
- 45 "43" plus "44" lig "45"
- 46  $9,08 \div$  "45" værdien

Nedbrydningskorrektion for iltforbrug større end et vandløbs iltindhold

For

$$D = D_0 e^{-k_2 t} + \frac{K_1 L_0}{K_2 - K_1} (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}) > 9,08$$



1. Tiden  $t_1$  for  $D = 9,08 \text{ mg/l}$  findes ved iteration,

$$1. \quad D = D_0 e^{-k_2 t_1} + \frac{K_1 \cdot L_0}{K_2 - K_1} (e^{-K_1 t_1} - e^{-K_2 t_1}) = 9,08, \quad t_2 = t - t_1$$

$$2. \quad L_{9,08} = \frac{(9,08 - D_0 e^{-k_2 t_2}) (K_2 - K_1)}{K_1 (e^{-K_1 t_2} - e^{-K_2 t_2})}$$

$$3. \quad L_1 = L_0 e^{-K_2 t_1} \quad L_2 = L_1 \div L_{9,08} (1 - e^{-K_1 t_2})$$

Hvis der bliver tale om så store iltforbrug, så mere end alt ilt forsvinder i vandløbet, reduceres L kun i forhold til den iltning, der faktisk kan ske. Der bliver formentlig kun brug for denne beregning i forbindelse med belastninger 1974.

De anvendte data er de samme som beskrevet i skema nr. 4.



VESTSJÆLLANDS AMTSKOMMUNE  
Vandinspektoratet

Side

af  
Beregnet

1

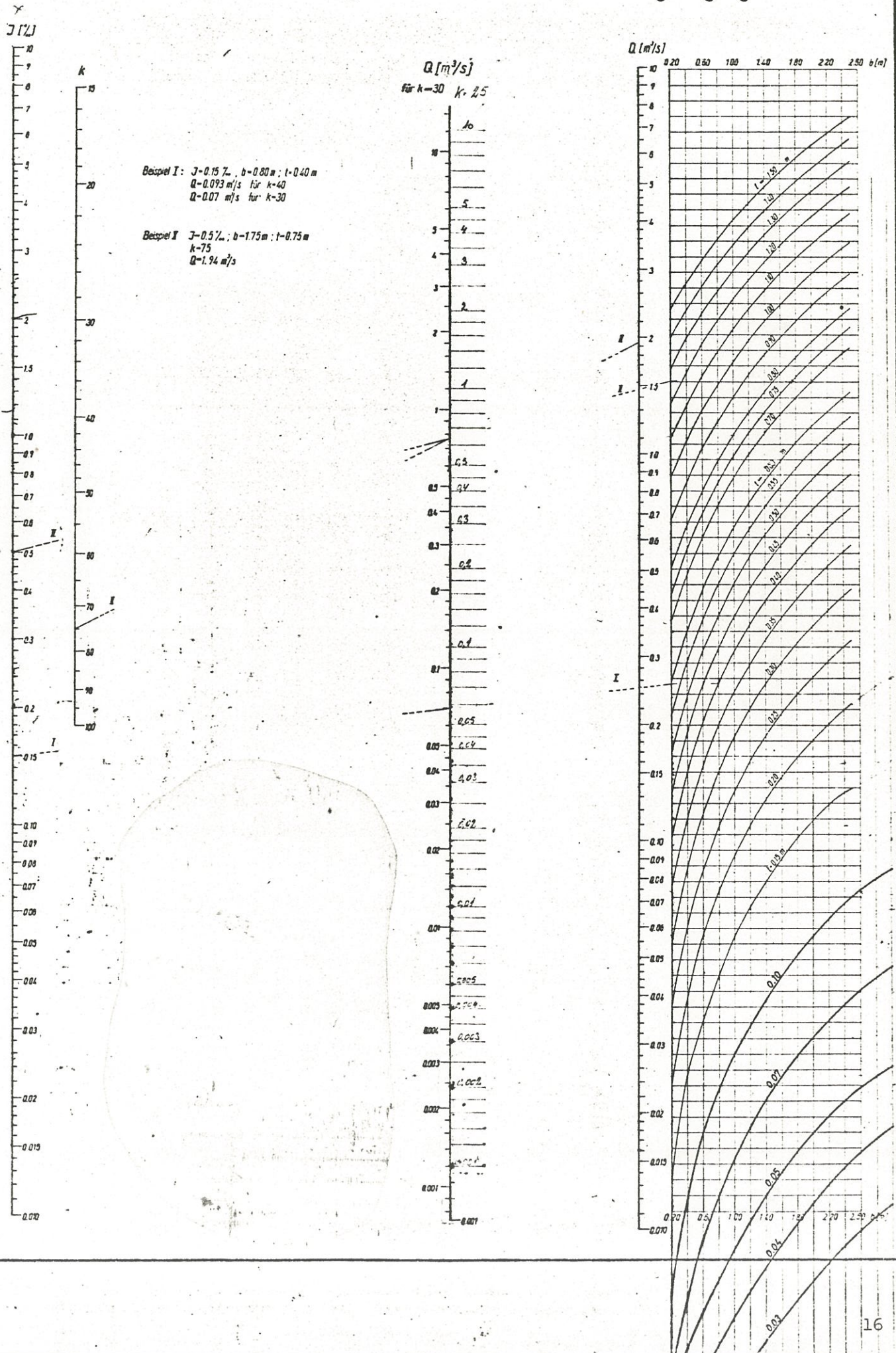
Overgang nr	Vandføring l/s	Tilledt Ialt $BI_{\infty}$ kg/d	Tilledt $BI_{\infty}$ kg/d	$BI_{\infty}$ kg/d	Biokemisk iltforbrug				Iltindhold		Sum	Forureningsgrad Spildevand alene $\rightarrow$ + græd- og spredt bebygg.	
					F=1,000	0,632	0,330	—	mg/l	%			
					$BI_{\infty}$ mg/l	$BI_5$ mg/l faktor 1	$BI_2$ mg/l faktor 1	$BI_2\%$ af ilt mg/l faktor 2					
2	47	48	49	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59

- 47 Tages fra "18"
- 48 Angiver "49" summeret ned ad vandløbssystemet
- 49 Forskel i værdierne "50"
- 50 Fås af "51" multipliceret med "47" og 86.400
- Gå ind her  $\rightarrow$  51  $\left\{ \begin{array}{l} \uparrow \\ \downarrow \end{array} \right.$  Fås fra Lo i "40" og "42"
- 52 Er "51" gange 0,632
- 53 Er "51" gange 0,330
- 54 Beregnes af "53" og "55" } Tilhørende forureningsgrader findes efter Liebmann.
- 55 Fås fra "46" } Funktionstavle 7
- 56 Beregnes af "55" }
- 57 Gennemsnit af Liebmanns forureningsgrader
- 58 Resultat af "57"
- 59 Baggrunds  $F^0$  lægges til Funktionstavle 8



A

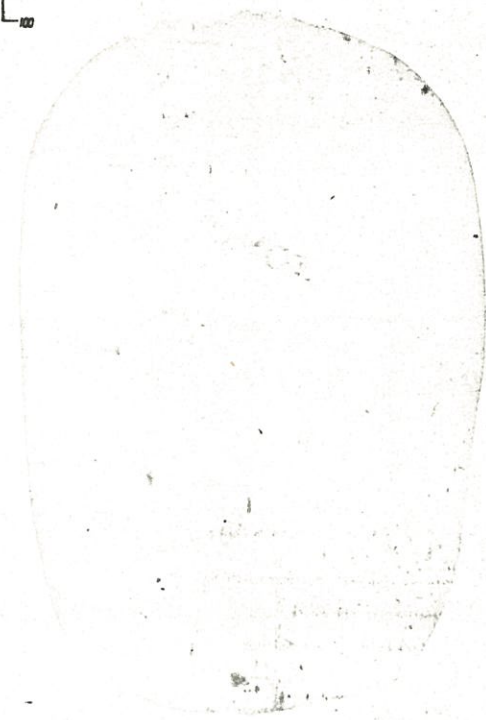
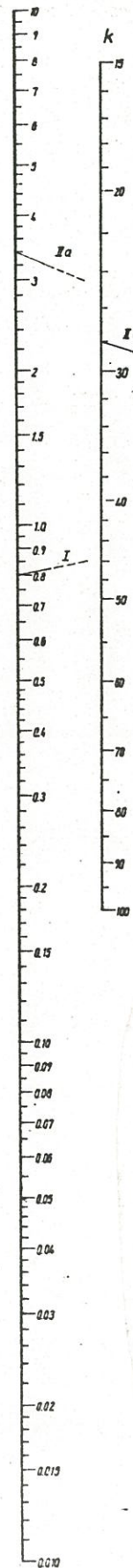
**TAFEL 3** Durchflusssmengen in kleinen Gräben, Böschungsneigung 1:1





**TAFEL 4** Durchflusssmengen in kleinen Gräben, Böschungsneigung 1:1,5

$J$  [‰]



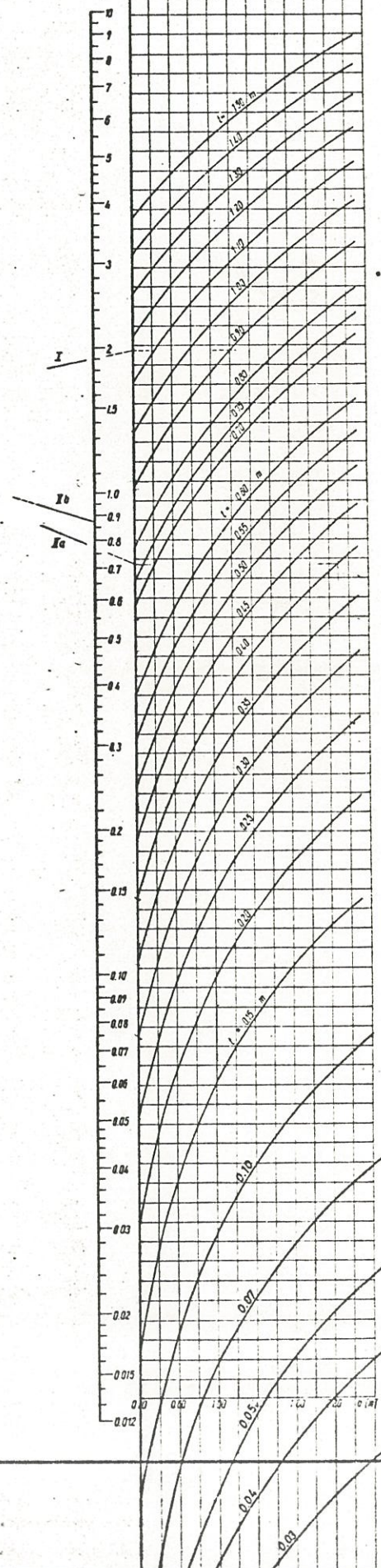
Beispiel I:  $b=1.20\text{ m}$ ;  $t=0.90\text{ m}$ ;  $J=0.80\text{ ‰}$   
 $Q=1.67\text{ m}^3/\text{s}$  für  $k=40$   
 $Q=1.25\text{ m}^3/\text{s}$  für  $k=30$

Beispiel II:  $b=2.30\text{ m}$ ;  $t=0.40\text{ m}$ ;  $J=3.40\text{ ‰}$  (a)  
 $k=28$  (b)  
 $Q=0.867\text{ m}^3/\text{s}$

$Q$  [m<sup>3</sup>/s]  
 für  $k=30$   $k=25$

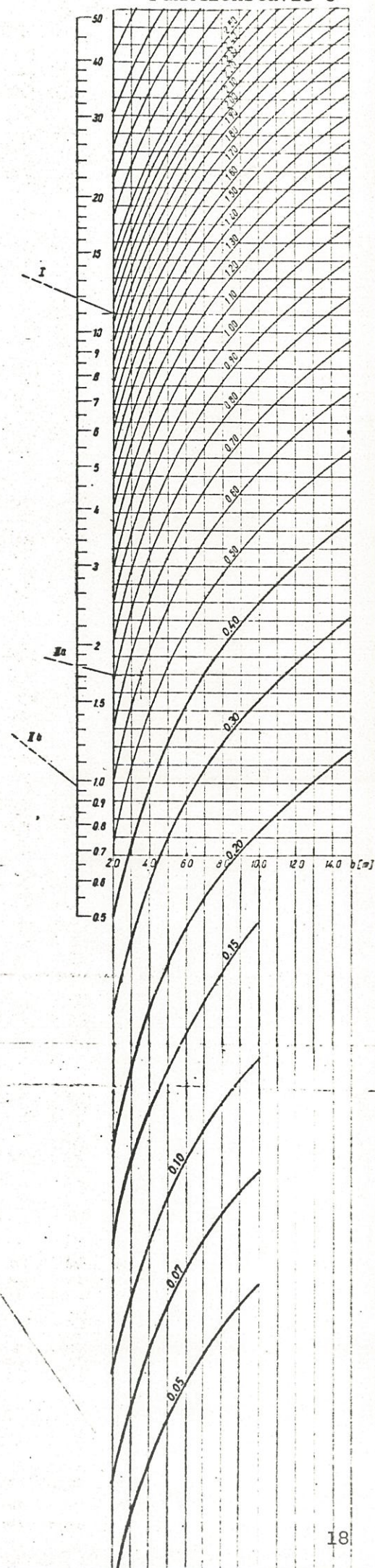
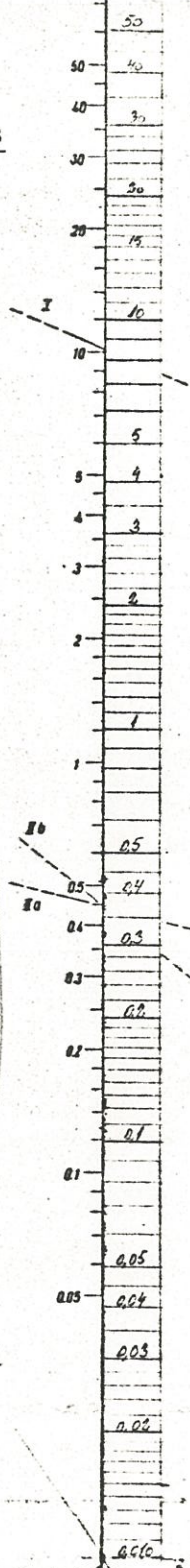
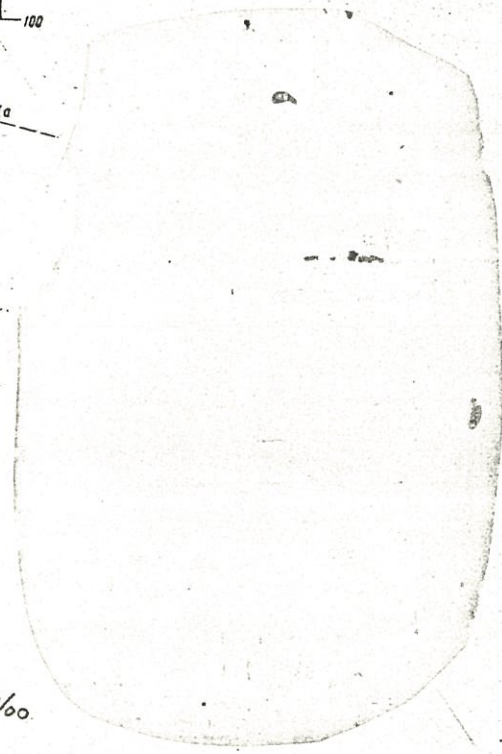
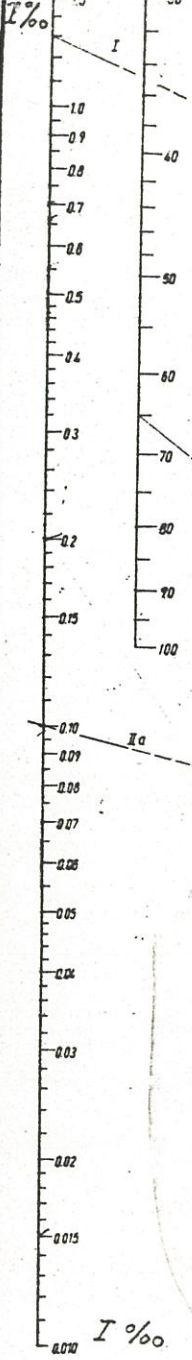


$Q$  [m<sup>3</sup>/s] 0.20 0.02 1.00 1.40 1.60 2.20 b[m]





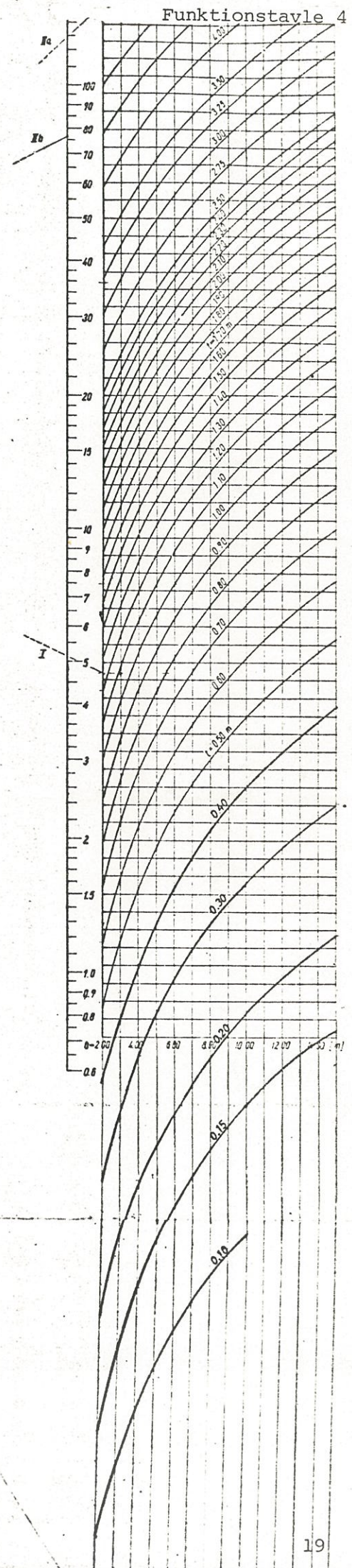
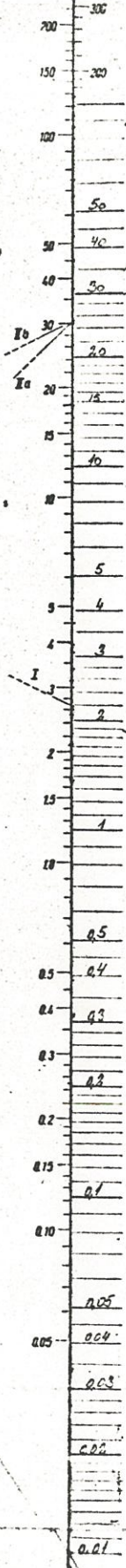
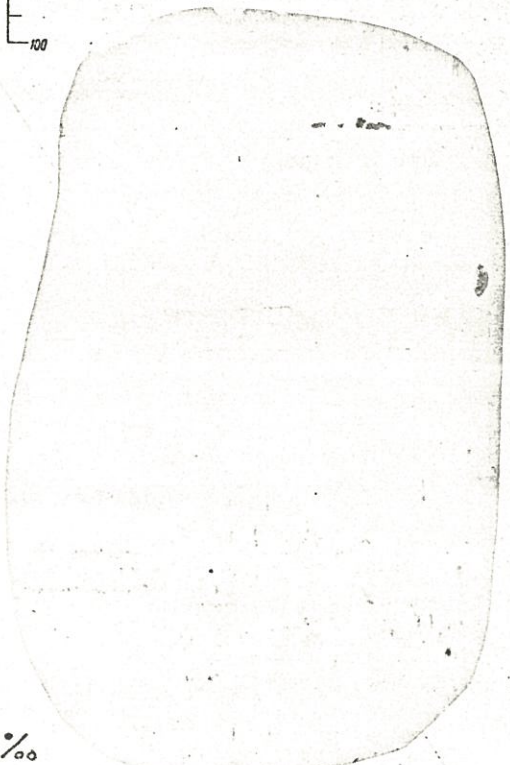
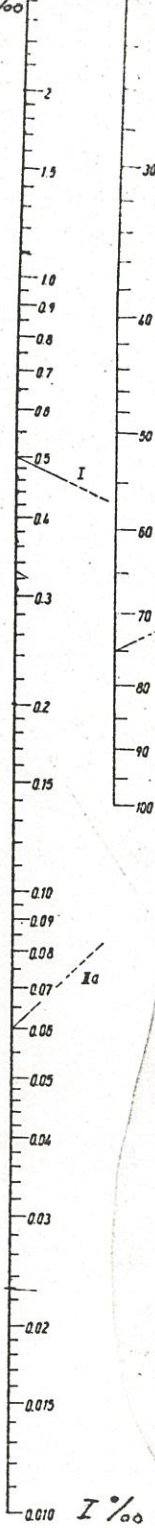
VANDDYBDE I STORE VANDLØB  
ANLÆG 1:1

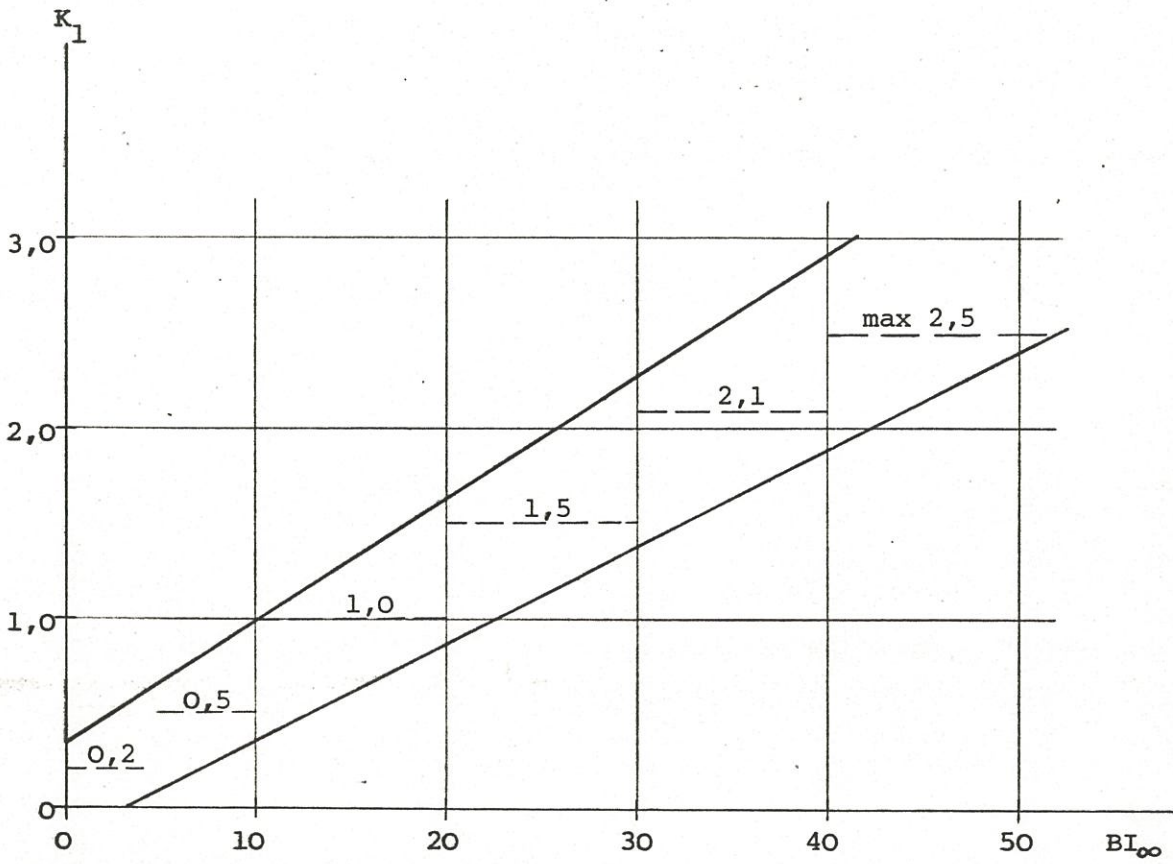




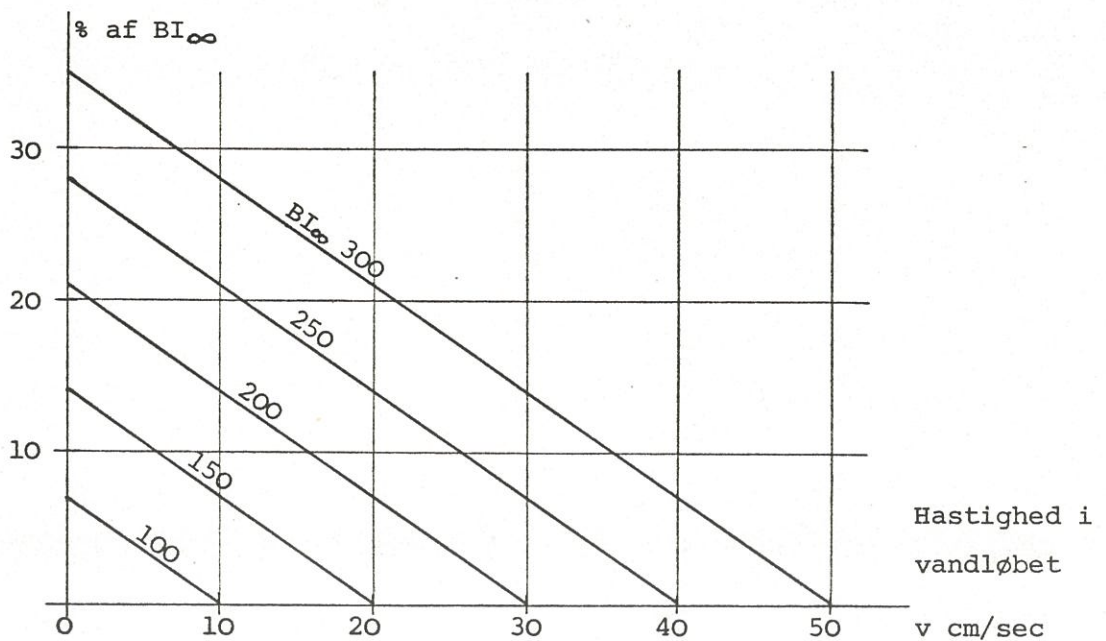
VANDDYBDE I STORE VANDLØB

ANLÆG 1:1,5





Sedimentation





Efter H. Liebmann

Tabel 1

Forureningsgrad	Biokemisk iltforbrug				Iltindhold	
	F = 1,000	F = 0,632	F = 0,330		mg/l	%
	BI <sub>5</sub> mg/l	BI <sub>2</sub> mg/l	BI <sub>2</sub> % af ilt mg/l		Faktor 1	Faktor 1
	Faktor 1	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 1	Faktor 1	
I	1,0	0,0 - 0,5	0,0 - 0,3	0 - 5	8,45 - 8,84	95 - 100
I - II	1,5	0,5 - 2,0	0,3 - 1,1	5 - 10	7,5 - 8,45	85 - 95
II	2,0	2,0 - 4,0	1,1 - 2,2	10 - 20	6,2 - 7,5	70 - 85
II - III	2,5	4,0 - 7,0	2,2 - 3,8	20 - 40	4,4 - 6,2	50 - 70
III	3,0	7,0 - 13,0	3,8 - 7,0	40 - 70	2,2 - 4,4	25 - 50
III - IV	3,5	13,0 - 22	7,0 - 12	70 - 95	0,9 - 2,2	10 - 25
IV	4,0	22	12	95	0 - 0,9	10

Tabel 2

Iltindhold i vand ved 20° C.

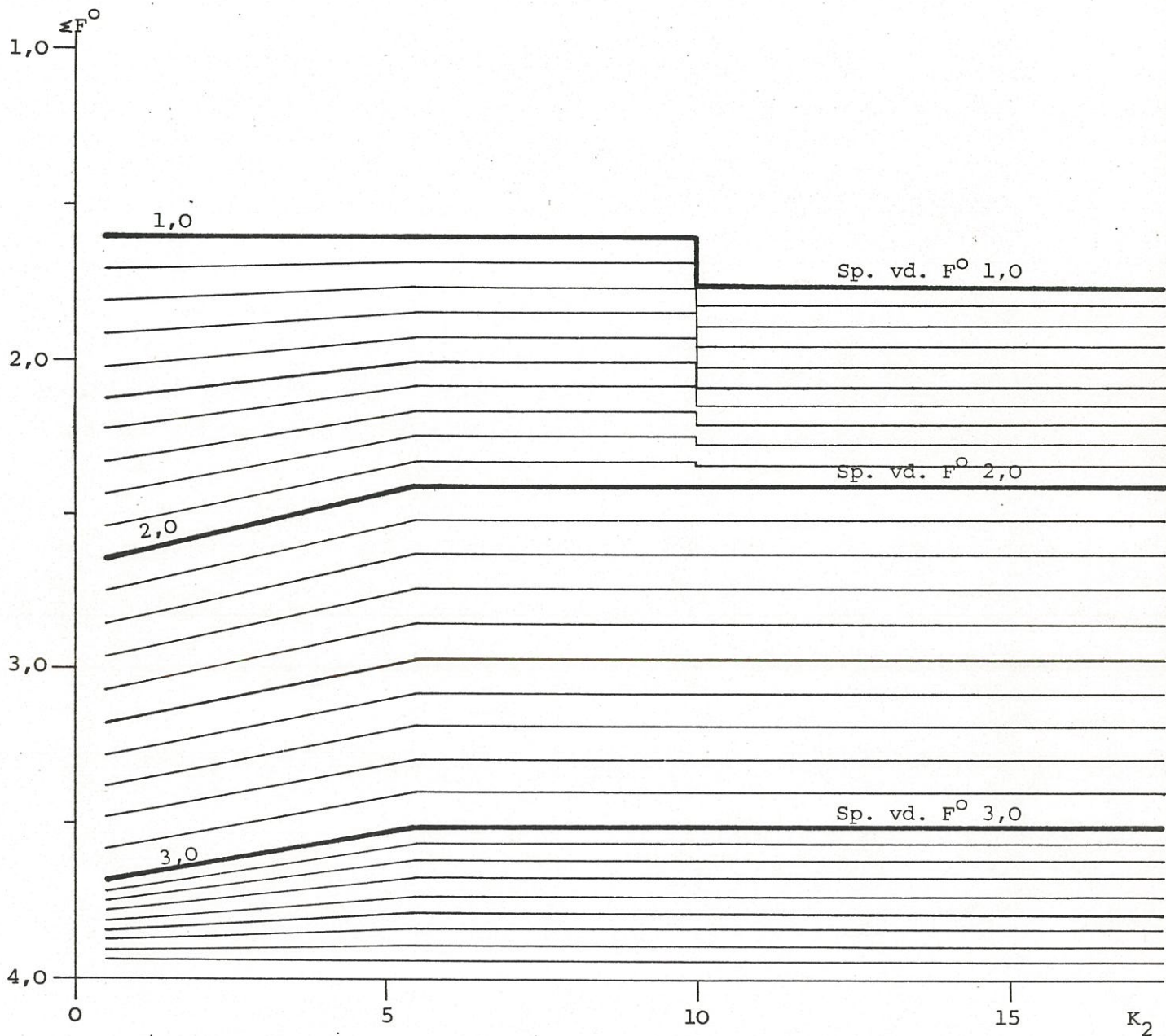
mg/l	%	mg/l	%
0,9	10	5,0	55
1,4	15	5,5	60
1,8	20	5,9	65
2,3	25	6,4	70
2,7	30	6,8	75
3,2	35	7,3	80
3,6	40	7,7	85
4,1	45	8,2	90
4,5	50	8,6	95
		9,1	100

Tabel 3

6 "op i"

6	1,00	16	2,67
7	1,17	17	2,83
8	1,33	18	3,00
9	1,50	19	3,17
10	1,67	20	3,33
11	1,83	21	3,50
12	2,00	22	3,67
13	2,17	23	3,83
14	2,33	24	4,00
15	2,50		

Forureningsgrader



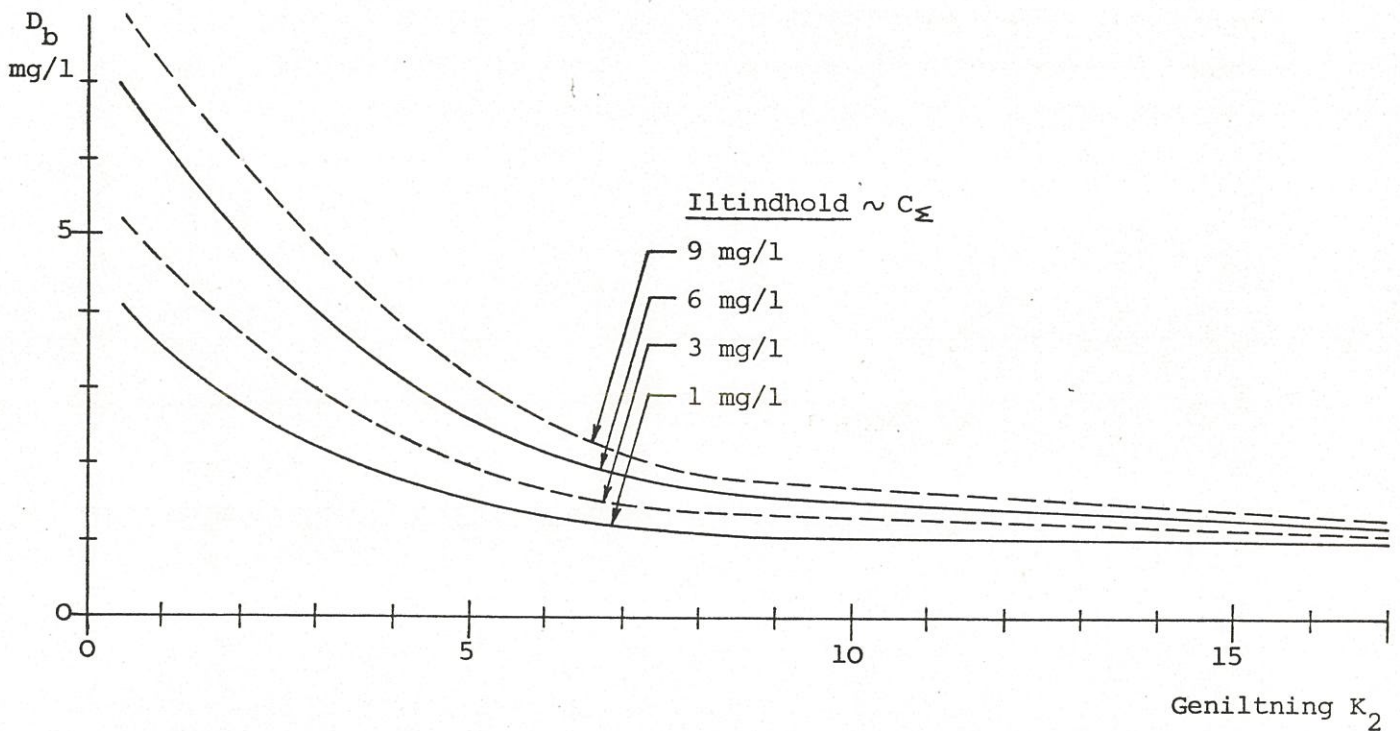
Resulterende forureningsgrad ( $zF^\circ$ ) beregnet af forureningsgraden fremkaldt af spildevandsbelastning fra samlet bebyggelse (Sp. v.  $F^\circ$ ) adderet med forureningsgraden fremkaldt af udløb fra spredt bebyggelse og respirationen (iltforbruget) fra  $\frac{1}{3}$  af maximal grødevækst.



På det grafiske oversigtsskema over opløst iltindhold adderes det beregnede iltunderskud som er forårsaget af spildevandsudledning med baggrundsforureningens iltunderskud ved hjælp af funktionstavle 9. Se iøvrigt skrift om baggrundsforureningen.

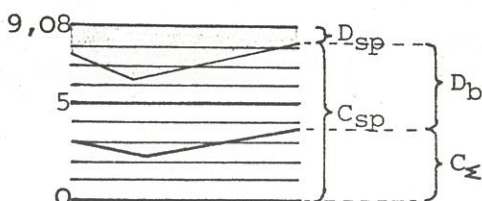
Baggrundsforurening = spredt bebyggelse + maximal grødevækst.

Iltunderskud  $D_b$



Baggrundsforureningens iltforbrug,  $D_b$ , findes af ovenstående kurve, idet  $D_b +$  iltindhold som er anført på kurverne,  $C_x$ , = iltindholdet forårsaget af spildevandsudledning alene,  $C_{sp}$ , -se skitsen.

Skitse

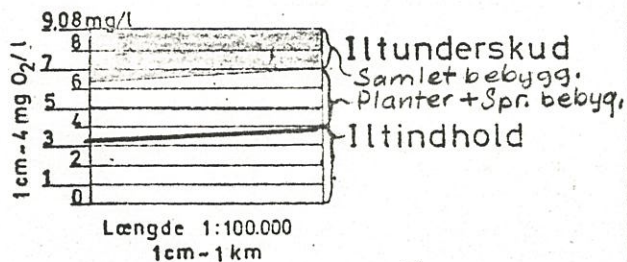


# Signaturer

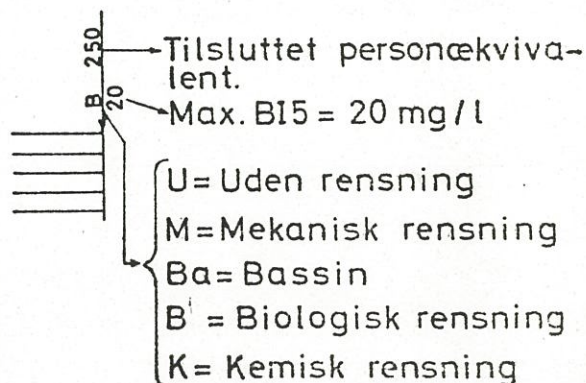
## Opløst ilt mg/l

SIGNATUR

VANDLØB



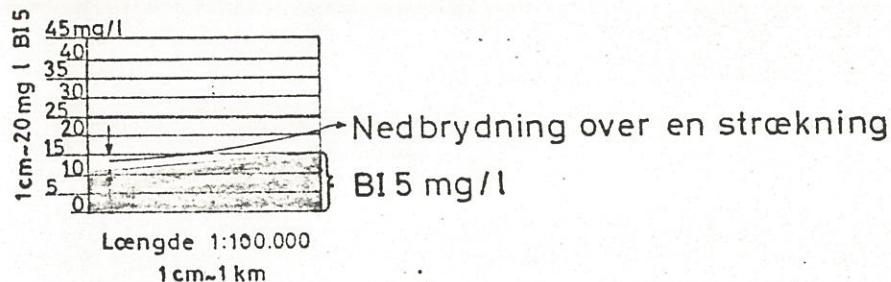
SPILDEVANDSUDLEDNING



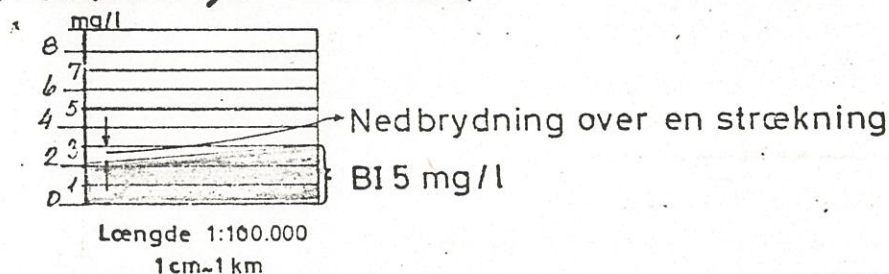
## BI5 mg/l

SIGNATUR

*For nuværende forhold*

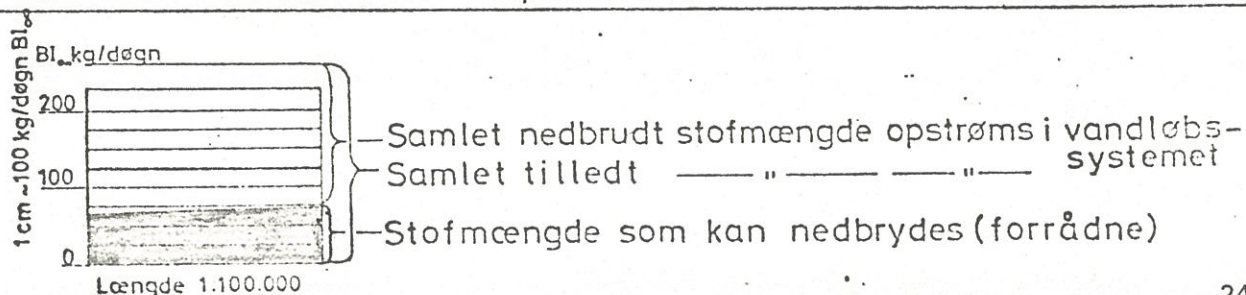


*For fremtidige forhold*



## BI<sub>∞</sub> (total iltforbrug) kg pr. døgn

SIGNATUR





Hoved til diagram

VESTSJÆLLANDS AMTSKOMMUNE  
VANDINSPEKTORATET

RECIPIENTPLANLÆGNING

Åmose oplandet

Alternativ 1

PRIMÆRKOMMUNER

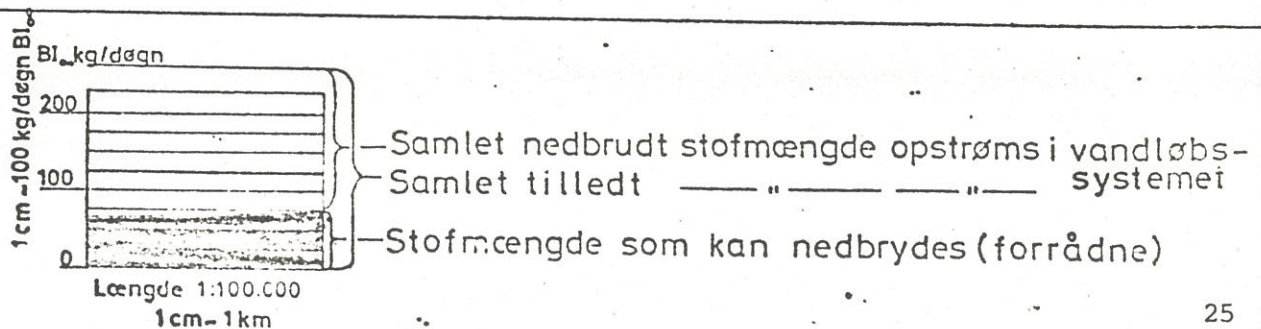
Bjergsted	Ringsted
Dianalund	Slagelse
Gørlev	Stenlille
Høng	Tornved
Jernløse	Tølløse

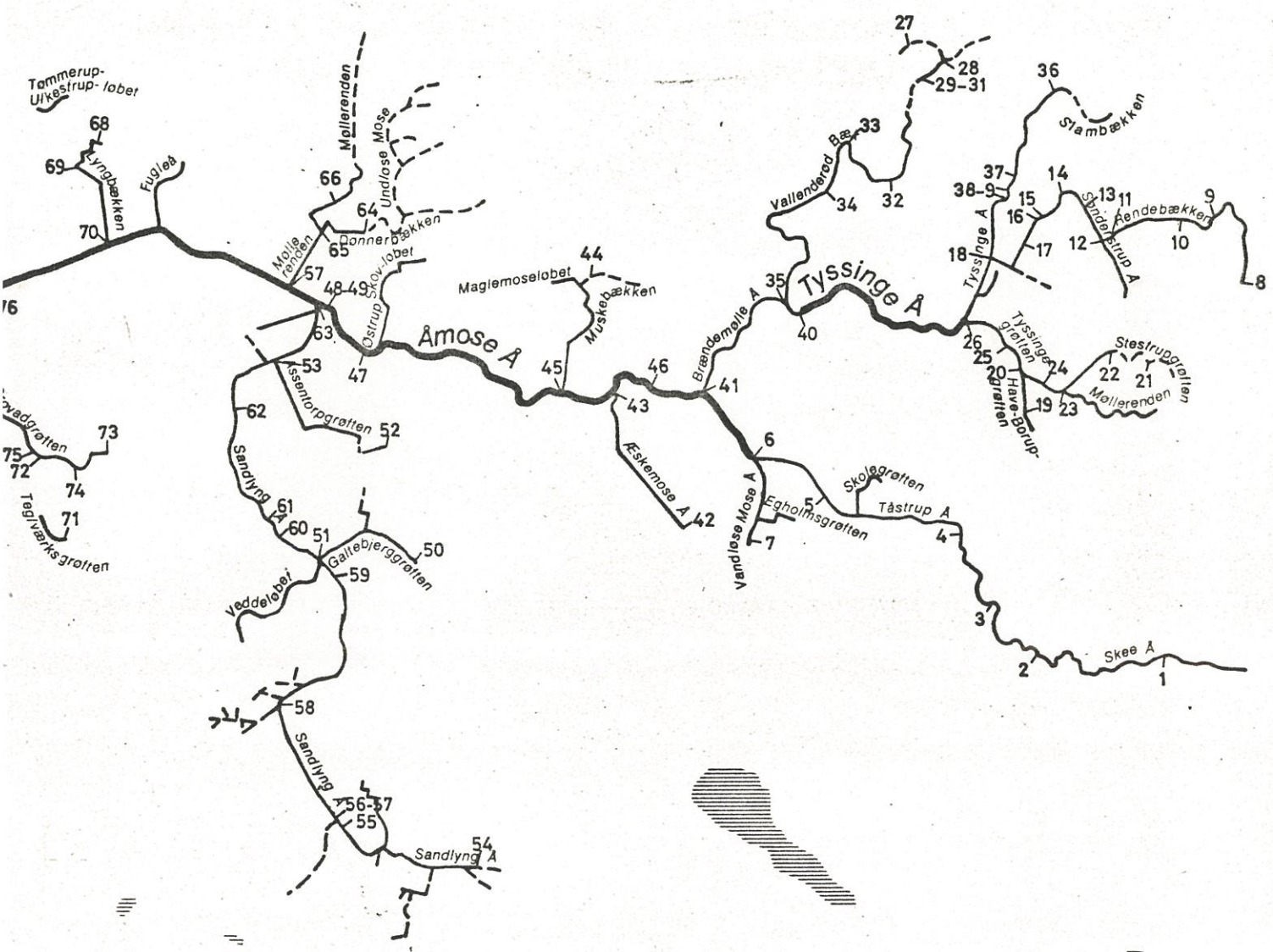
BELASTNINGSTILFÆLDE:

1. medianminimums vandføring og vandtemperatur 20° C.
2. samt den spildevandsudledning som skal accepteres.

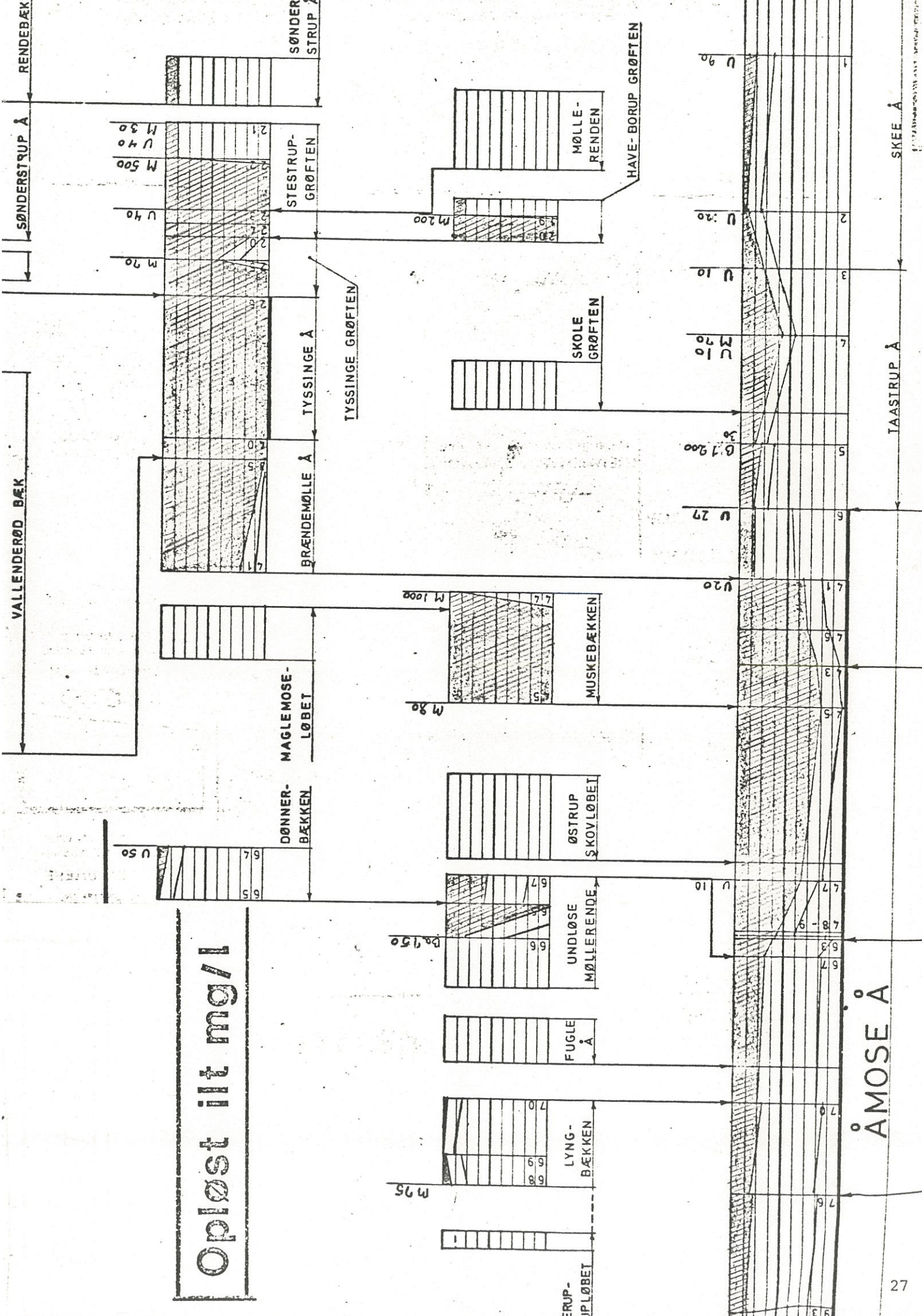
$BI_{\infty}$  (total iltforbrug) kg pr. døgn

SIGNATUR







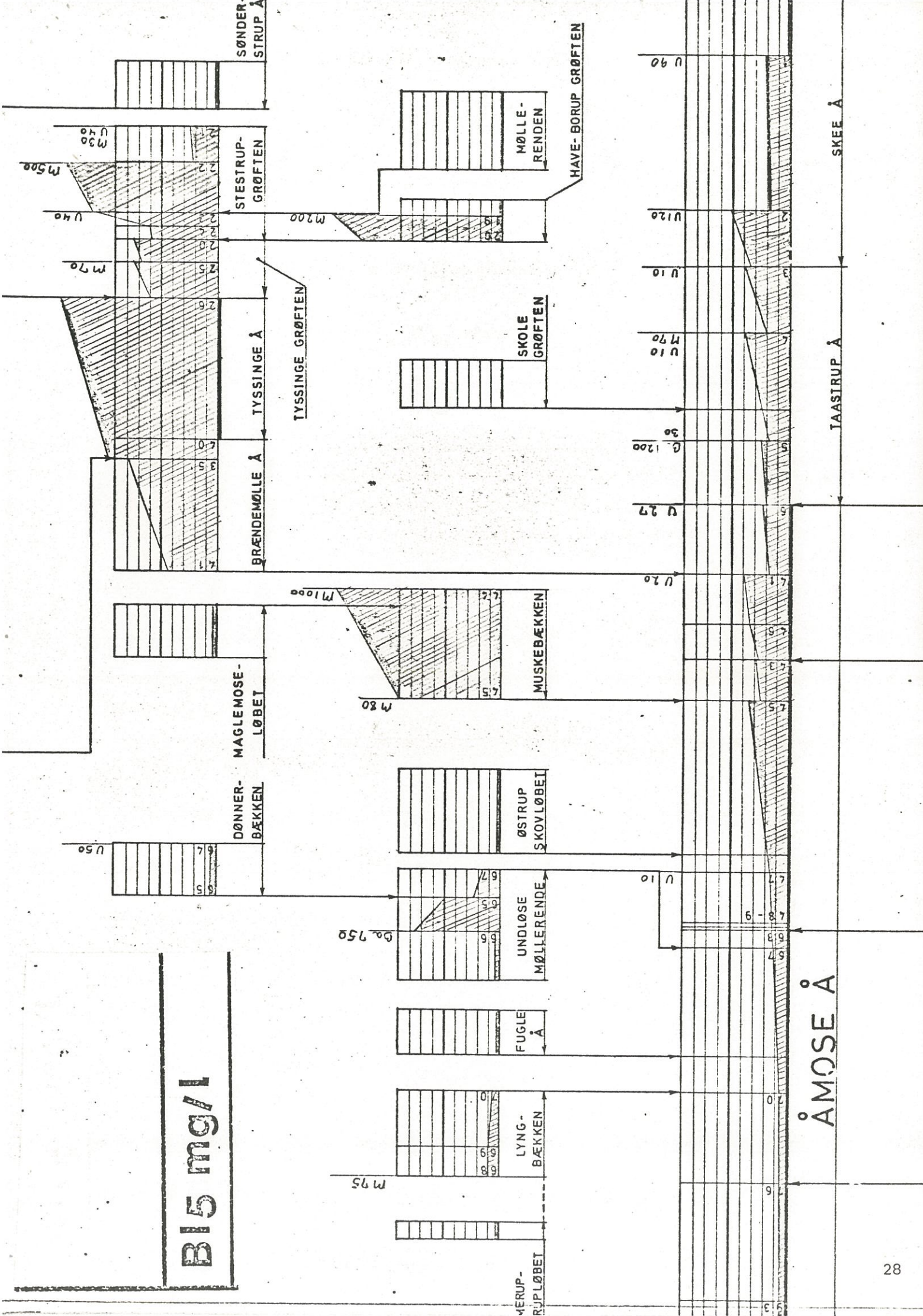


Opløst ilt mgl

ÅMOSE Å



**B 15 mg/l**



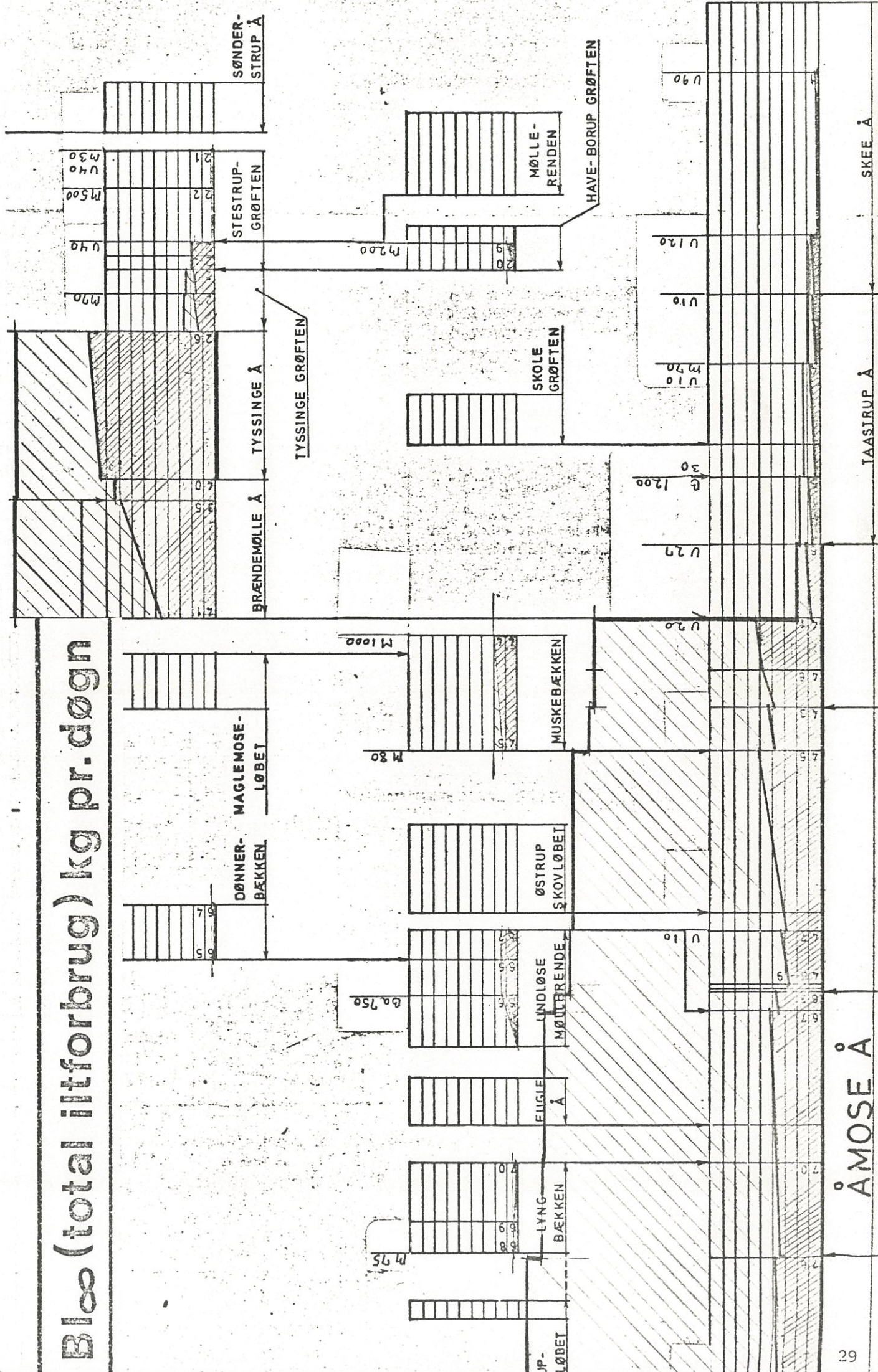
ÅMOSE Å

TAASTRUP Å

SKEE Å



**B<sub>100</sub> (total iltforbrug) kg pr. døgn**



PA/AN

BREGNING AF VANDLØBSFORURENING

Analyse af beregningsmetodens følsomhed overfor ændringer i  $K_1$ ,  $K_2$  og  $M$ .

INDHOLD	Side
Formål	1
Konstante forudsætninger	1
Variable forudsætninger og resultater	2
Konklusion	4
Oversigt	5
Diagrammer	6
!	
<u>Bilag</u>	10
Nummeriske beregningsforudsætninger	11
Mere detaljeret beregning af forureningsgraden	21



PA/AN

## BEREGNING AF VANDLØBSFORURENING

Analyse af den følsomhed beregningsmetoden har overfor ændringer i hastighedskonstanterne for vandføring, nedbrydning og genluftning.

Formål

Analysen er gennemført udfra følgende konstante forudsætninger:

1. Der er anvendt en kendt vandløbsskikkelse, nemlig Susåen på strækningen fra Gillesbæk til Ringsted å, suppleret med en abstrakt forlængelse af åen på ca. 10 km, med samme skikkelse som umiddelbart før tilløbet af Ringsted å. Den kendte skikkelse er valgt for at give beregningerne et realistisk tilsnit, som kan vurderes relativt med andre beregninger for denne strækning.

Forudsætninger

Den supplerende strækning er etableret for at få iltforbruget til at "klinge ud" og dermed få mulighed for at foretage beregningerne over så stor en del for forureningsgradernes skala som muligt.

2. Vandføringen forudsættes konstant over hele strækningen, nemlig 120 l/s. for at gøre relativiteten mellem de foretagne beregninger så nøjagtige som muligt. Medianminimum er ellers fastsat til 116 l/s. nedenfor Gillesbæk og 187 l/s. før Ringsted å 1974.

3. Udledning af dødt organisk stof sker kun ved Gillesbækken. Åens begyndelses BI er sat til  $BI_{\infty} = 30$  mg/l. Dette er ca. 2 gange koncentrationen ved 1974 spildevandsbelastning.

Den ret høje koncentration er valgt for at beregningerne kan ske over så stor en del af forureningsgradernes skala som muligt.

Endelig skal bemærkes, at beregning af forureningsgrader udfra Liebmanns metode er gjort numerisk mere nøjagtig idet den anvendte  $\Delta 0,5$  forureningsgrad er ændret til  $\Delta 0,1$  forureningsgrad, samtidig er beregningsproceduren forenklet, se bilaget side 21.

De variationer som er valgt for hastighedskonstanterne for vandføring, nedbrydning og genluftning fremgår af oversigten over resultaterne. Endvidere er disse forudsætninger i detaljer vist som bilag.

I kommentarerne til de beregnede resultater henvises til de afsnits- og beregningseksempelnumre, som fremgår af oversigten side 5 og fra bilaget side 10.

Eksemplerne 1 og 2 viser vedr. den ret grove inddeling af  $K_r/BI_{\infty}$  værdier ingen nævneværdige forskelle indbyrdes og heller ikke i forhold til den mere fine inddeling, som er anvendt i eksempel nr. 3.

Dette skyldes, at de i bilaget viste relationer (trappetrin) mellem  $K_r$  og  $BI_{\infty}$  i de enkelte eksempler er fulgt slavisk. Sker der ved beregningerne hyppige ændringer af  $BI_{\infty}$  på grund af spildevandsudledning og/eller indsvivning af grundvand kan disse tilfældigvis i hovedsagen blive baseret på for høje eller for lave  $K_r$  værdier, når trappetrinene er ret brede.

For at undgå en unøjagtighed på dette grundlag, og da det ikke betyder et væsentligt større beregningsarbejde (især ikke ved forslag til fremtidig spildevandsrensning, hvor  $BI$  normalt er relativ lille), er i beregningerne i de følgende eksempler baseret på den finere inddeling af  $K_r/BI_{\infty}$ , som er anvendt i eksempel nr. 3.

Eksemplerne 4 og 5 er gennemført med den ændring, at  $K_r$  = nedbrydningshastighedskonstanten er valgt henholdsvis øverst og nederst i det interval som undersøgelsesresultater synes at vise. Med andre ord er gennem hele vandløbsstrækningen konsekvent regnet med enten de største (eks. 4) eller mindste (eks. 5) værdier.

Resultaterne viser ikke større forskelle i strækt forurenede vandløb nær spildevandsudløbet og strækninger med god genluftningsevne.

Derimod ses, at forskellen i de beregnede forureningsgrader kun bliver betydelig ved mindre genluftningshastigheder (< ca. 4).

Variable  
forudsætninger  
Resultater

Afsnit 2.1.

Afsnit 2.2.



Nedbrydningshastighedens størrelse anses for at være ret afhængig af arealet af fast substrat i vandløb, der som bekendt er basis for en adhæret film af de mikroorganismer, der mineraliserer dødt organisk stof.

Størrelsen af dette areal er udover vandløbets skikkelse meget afhængig af <sup>den</sup> grødemængde, der findes. Da vandhastigheden normalt også reduceres ved større grødemængde og dermed øger sedimenteringsevnen, synes stor grødemængde alt ialt at være til større årsag til større  $K_p$  værdi end mindre grødemængde.

Grødemængderne varierer normalt ned gennem et vandløb, hvorfor  $K_p$  også vil variere.

$K_p$  vil derfor næppe i praksis konsekvent være placeret i den ene eller anden side af det viste interval.

Eksempel 6, 7 og 8 svarer til eks. 3 med den ændring, at genluftningsevnen konsekvent varierer fra de  $K_2$  værdier som beregnes efter Thackstons formel. Beregningerne er ikke særlige relevante, da undersøgelser efter Odums, twin curve metode - med dennes unøjagtighed<sub>1</sub> - , viser ret god overensstemmelse med beregnede  $K_2$  værdier ud fra Thackstons formel. Resultatet viser dog, at ændringer i genluftningsevenen (oliefilm o.l.) har nogen betydning for de beregnede forureningsgrader.

Afsnit 2.3.

Eksempel 9, 10, 11 og 12 svarer til eksempel 3 med den ændring, at transporttiden øges.  $K_2$  er fastholdt, hvorved  $Q$  er reduceret tilsvarende (ikke særlig relevant). Det ses i forhold til afsnit 2.5., at de beregnede forureningsgrader er noget mindre umiddelbart nedenfor spildevandsudledningen, men viser ingen væsentlig ændring efter gennemløb af strækningen.

Afsnit 2.4.

Eksempel 13, 14, 15 og 16 svarer til eksempel 3 med den ændring transporttiden øges. Vandføringen fastholdes, hvorved genluftningsevnen mindskes.

Afsnit 2.5.

Relationen til afsnit 2.4. er nævnt under dette. Endvidere ses (som forventet) i forhold til eksempel 3 generelt en øget forureningstilstand kort nedenfor spildevandsudløbet og forbedret tilstand efter gennemløbet af strækningen i takt med transporttidens øgning.

Det ses, at fra maningtal 25 til 10 øges forureningsgraden kun fra 3,75 til 3,85 umiddelbart nedenfor den ret voldsomme spildevandsudledning. Derimod forbedres forureningsgraden ved strækningens slutning fra 2,15 til 1,75.

Udfra undersøgelser og nærværende beregningseksempler synes  $K_2$  beregnet efter Thackstons formel og  $K_T$  med "den fininddelte" afhængighed af  $BI_{\infty}$  at give værdier som er egnet for det belastningstilfælde, hvorunder forureningsgraden beregnes.

#### Konklusion

I forbindelse hermed synes et maningtal på 25 velvalgt til at beskrive en kritisk hurtig transport, som gør spildevandsudledere særlig afhængig af hinanden.

Med andre ord beregnes især de værste forureningstilstande i de større vandløb i et vandløbssystem.

Årsagen hertil er formentlig, at sedimenteret materiale ved "vandstød" lejlighedsvis trækkes ned gennem et vandløbssystem og dermed får betydning for forureningstilstanden i perioden med den mindste vandføring.

#### Bemærkning!

Konklusionen bør laves om, idet den bør bygge på relationerne mellem hastighedskonstanterne og ikke, som anført, begrunde valgte værdier, da disse kun kan ske ved kalibrering udfra undersøgelser.

P.A.



# Oversigt

Afsnit nr.	Eks. nr.	Forudsætninger			Resultater										Ann.
		Nedbr. korst.	Genluftn.	Manning-tal	Forureningsgrader ved station nr. i Suså										
		K <sub>r</sub>	K <sub>2</sub> ændring faktor	M	38	44	69	70	68	71	72	73	74	10,442 <sub>n</sub> Tenkt Forh.	
2.1.	1	1,5-1,0 <sup>A</sup> 0,5-0,2	1	2,5	3,70	3,75	3,75	3,55	3,35	3,30	3,10 3,20	3,25	2,75	2,20	
	2	1,8-1,2 <sup>SB</sup> 0,75-0,35	1	2,5	3,70	3,80	3,75	3,50	3,40	3,35	3,15 3,25	3,20	2,70	2,20	
	3	Fin indd. "C"	1	2,5	3,70	3,75	3,75	3,50	3,30	3,30	3,10 3,20	3,20	2,75	2,15	X
2.2.	4	C <sup>n</sup> øverst i inter- væltet	1	2,5	3,70	3,80	3,80	3,50	3,30	3,25	3,00 3,10	2,80	2,40	1,85	
	5	C <sup>n</sup> nederst i inter- væltet	1	2,5	3,70	3,75	3,70	3,50	3,40	3,35	3,15 3,25	3,30	2,95	2,60	
2.3.	6	Midt i intervæltet C	0,5	2,5	3,75	3,80	3,85	3,70	3,65	3,65	3,50 3,65	3,70	3,20	2,40	
	7	C	1,5	2,5	3,70	3,75	3,65	3,25	3,15	3,10	3,00 3,05	2,95	2,55	2,10	
	8	C	2,0	2,5	3,70	3,70	3,60	3,15	3,10	3,10	2,90 3,90	2,80	2,40	2,05	
2.4.	9	C	1	2,0	3,70	3,75	3,70	3,30	3,20	3,10	3,00 3,10	2,95	2,50	2,05	
	10	C	1	1,5	3,70	3,75	3,70	3,10	3,00	2,90	2,70 2,90	2,70	2,35	1,90	
	11	C	1	1,0	3,70	3,75	3,60	2,95	2,70	2,70	2,50 2,65	2,35	2,05	1,75	
	12	C	1	5	3,70	3,70	2,95	2,40	2,35	2,30	2,20 2,25	1,90	1,75	1,65	
2.5.	13	C	0,85	2,0	3,75	3,80	3,75	3,40	3,25	3,20	3,00 3,15	3,05	2,55	2,05	
	14	C	0,70	1,5	3,75	3,80	3,75	3,30	3,15	3,05	2,85 3,00	2,80	2,40	1,95	
	15	C	0,60	1,0	3,75	3,85	3,75	3,20	2,90	2,90	2,60 2,80	2,55	2,15	1,75	
	16	C	0,40	5	3,80	3,90	3,75 3,65	2,60	2,50	2,45	2,30 2,60	2,10	1,80	1,65	

Følgende konstanter er brugt ved alle eksempler;

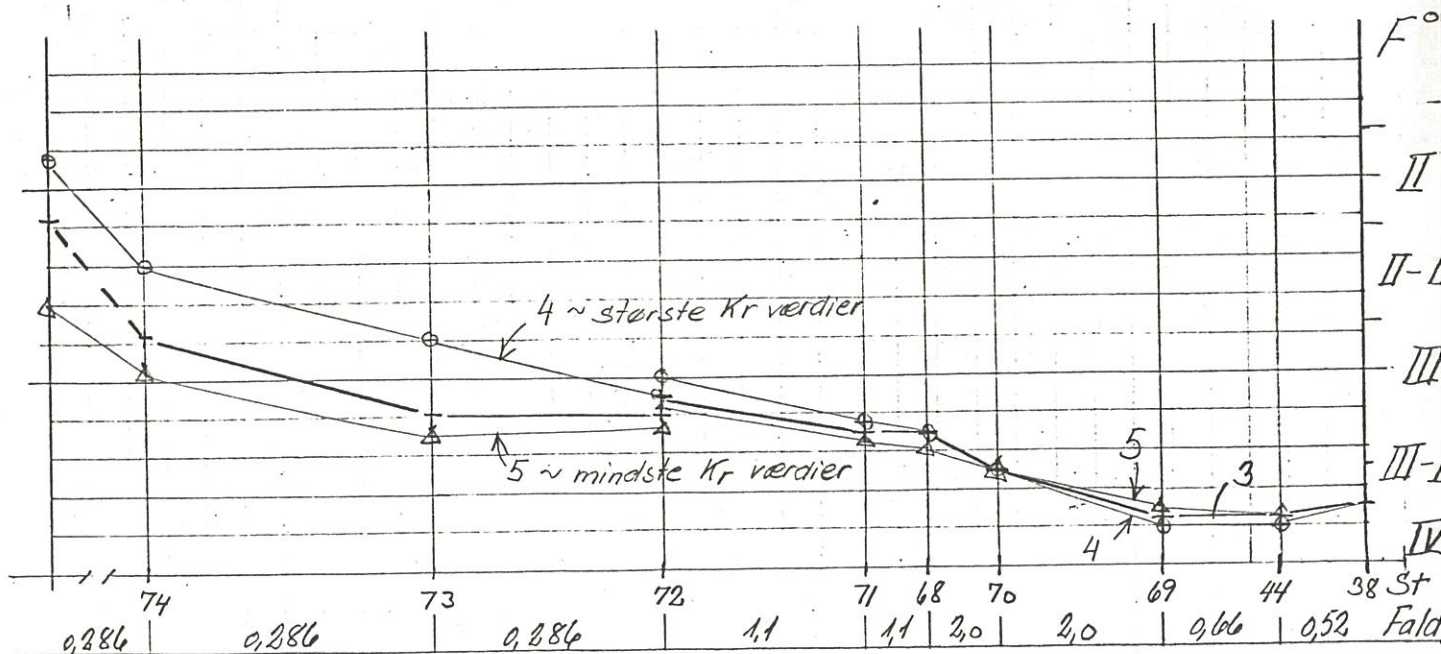
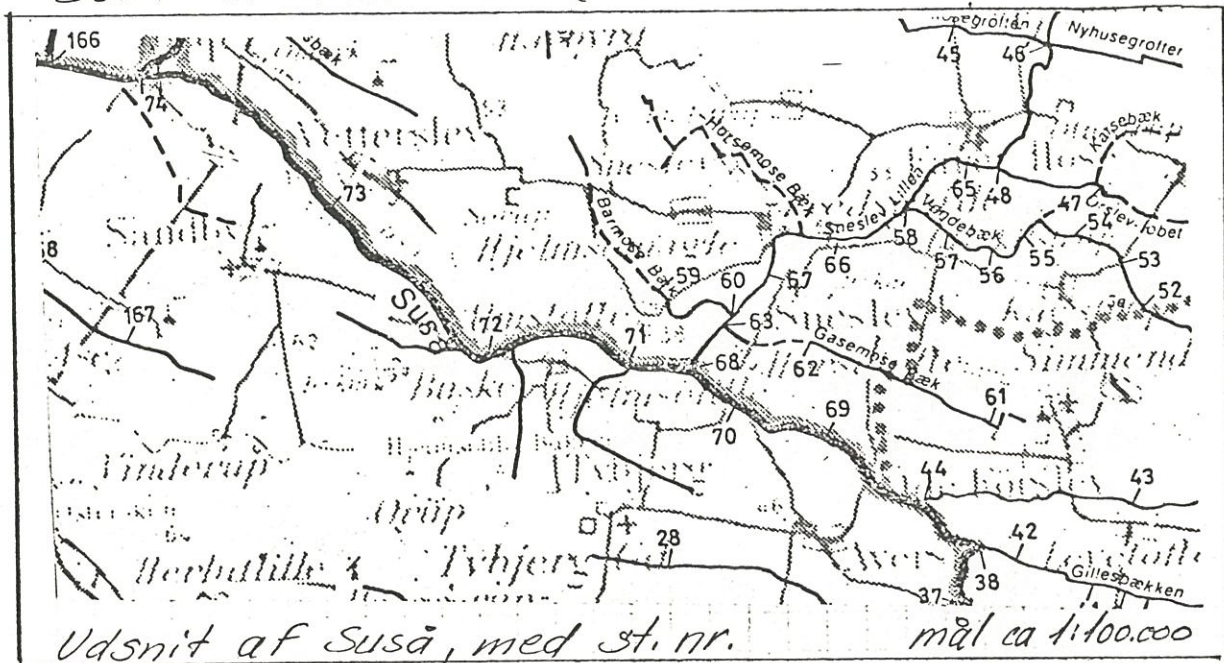
Ved st. 38  $B_{100} = 30 \text{ mg/l}$  og  $C_0 = 5,45 \text{ mg/l}$

$Q = 120 \text{ l/s}$  på hele strækningen, undtagen ved følgende eksempler;

Eks 9  $Q = 96 \text{ l/s}$   
 " 10  $Q = 72 \text{ l/s}$   
 " 11  $Q = 48 \text{ l/s}$   
 " 12  $Q = 24 \text{ l/s}$



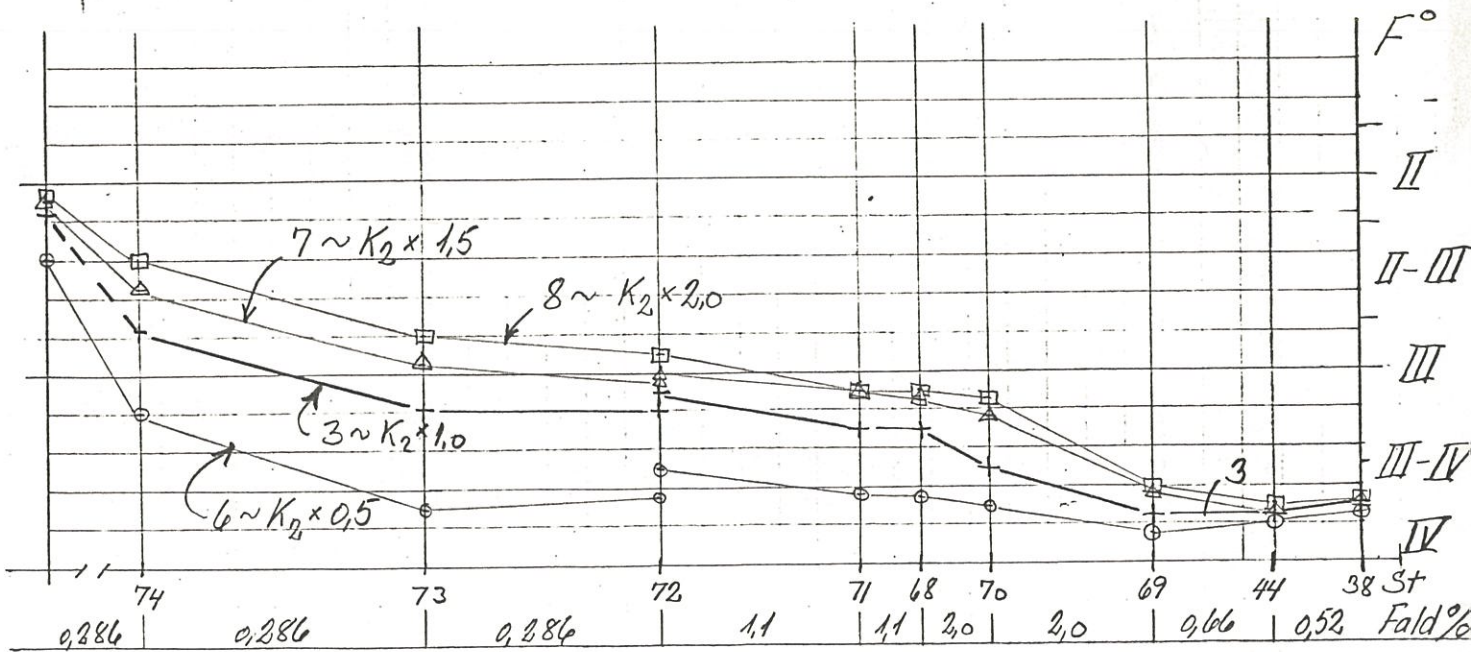
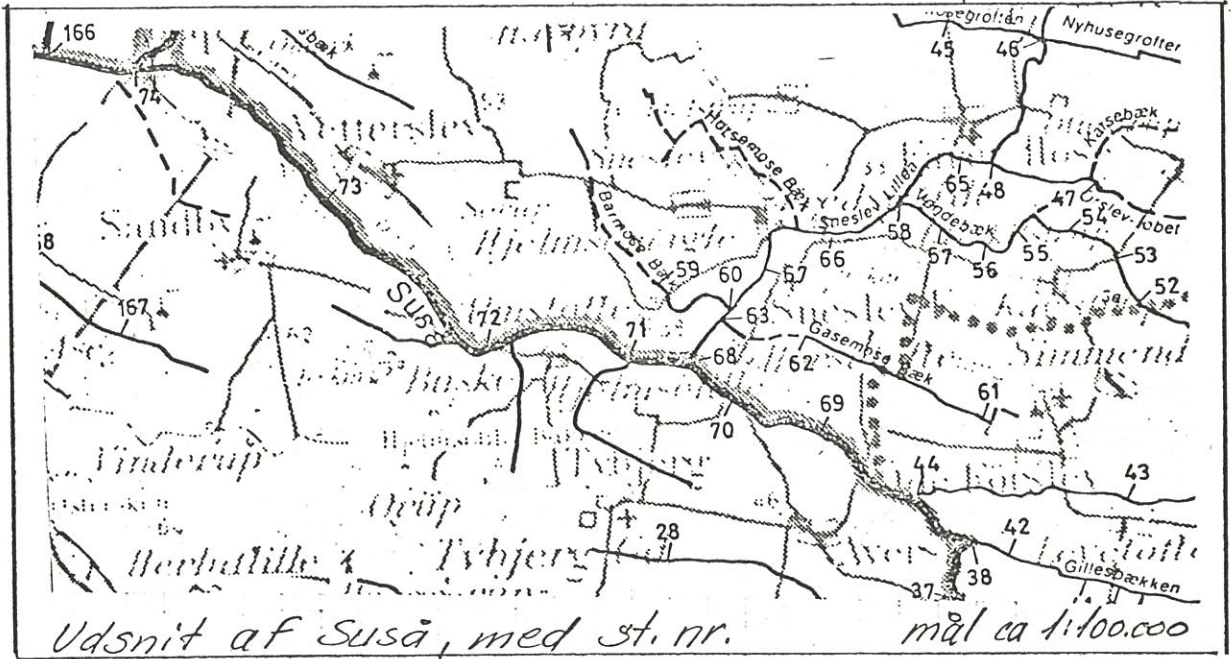
Afviigelser i beregnede forureningsgrader 2,2  
 ved ændring af Kr  
 og fastholdelse af K<sub>2</sub> og M (eks. 4 og 5)  
 i forhold til de K<sub>r</sub>, K<sub>2</sub> og M konstanter  
 som er fastsat. (eks. 3).



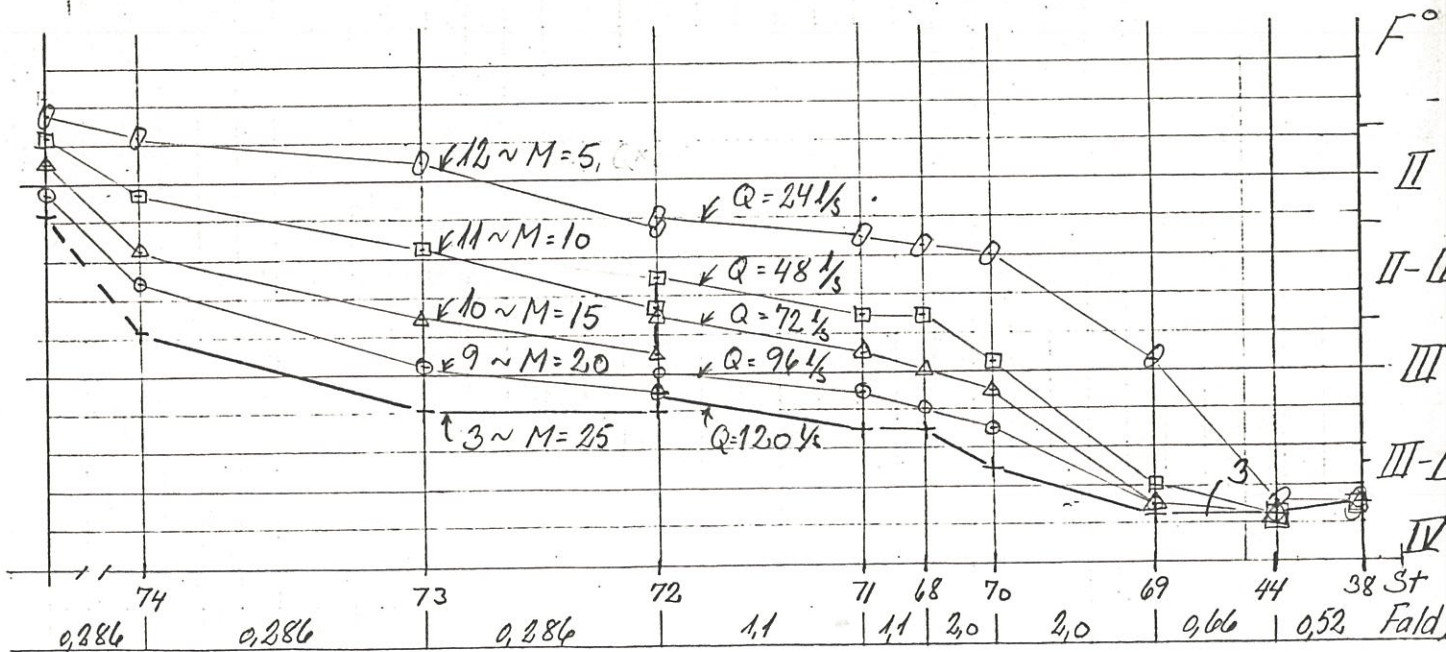
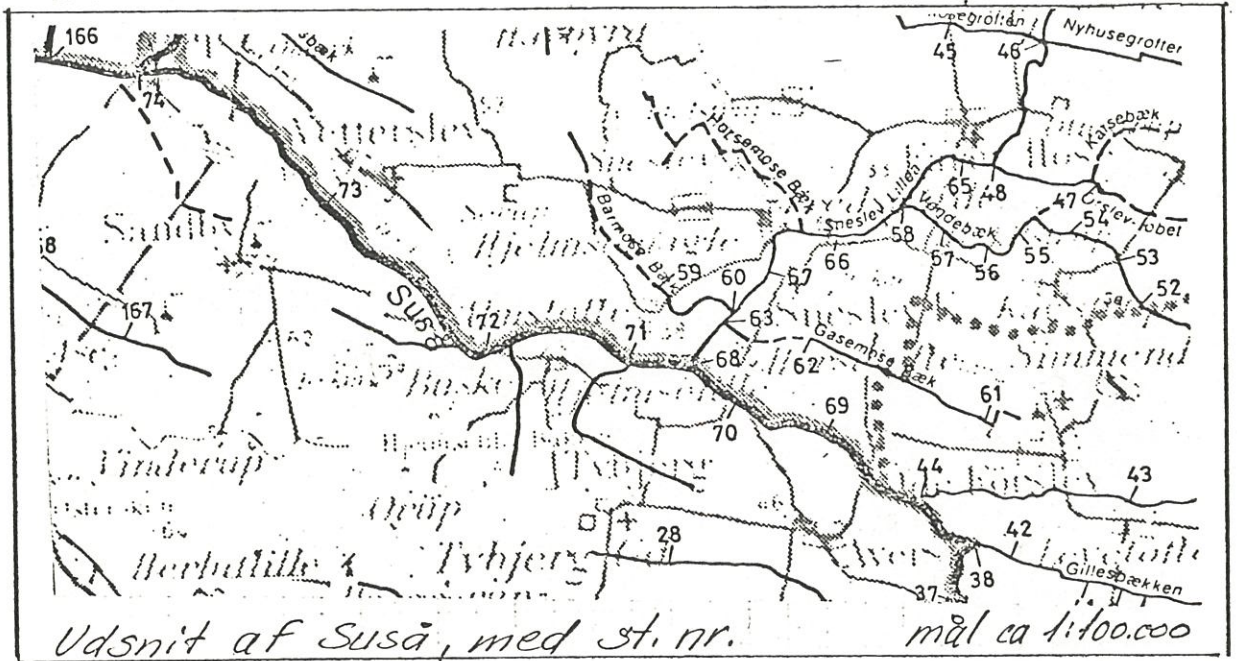


Afviigelser i beregnede forureningsgrader 2, 3

ved ændring af  $K_2$   
 og fastholdelse af  $K_r$  og  $M$  (eks. 6, 7 og 8)  
 i forhold til de  $K_r$ ,  $K_2$  og  $M$  konstanter  
 som er fastsat (eks. 3).

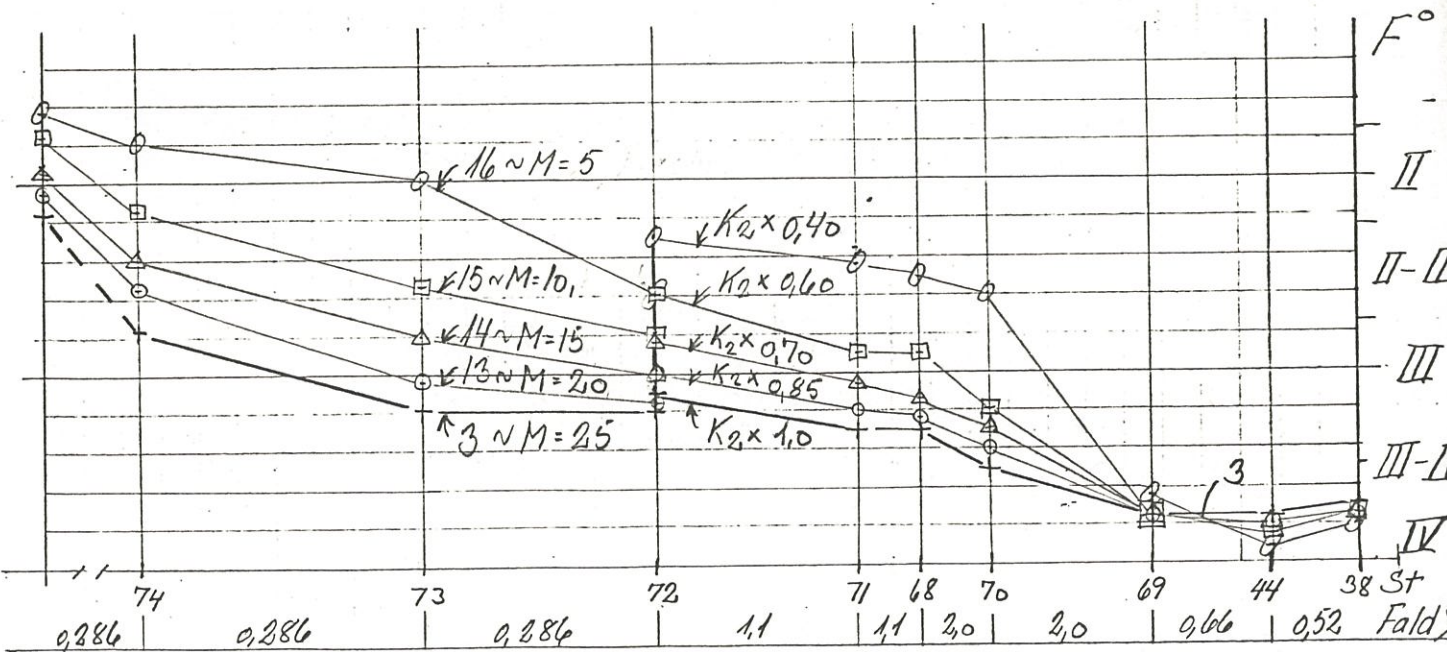
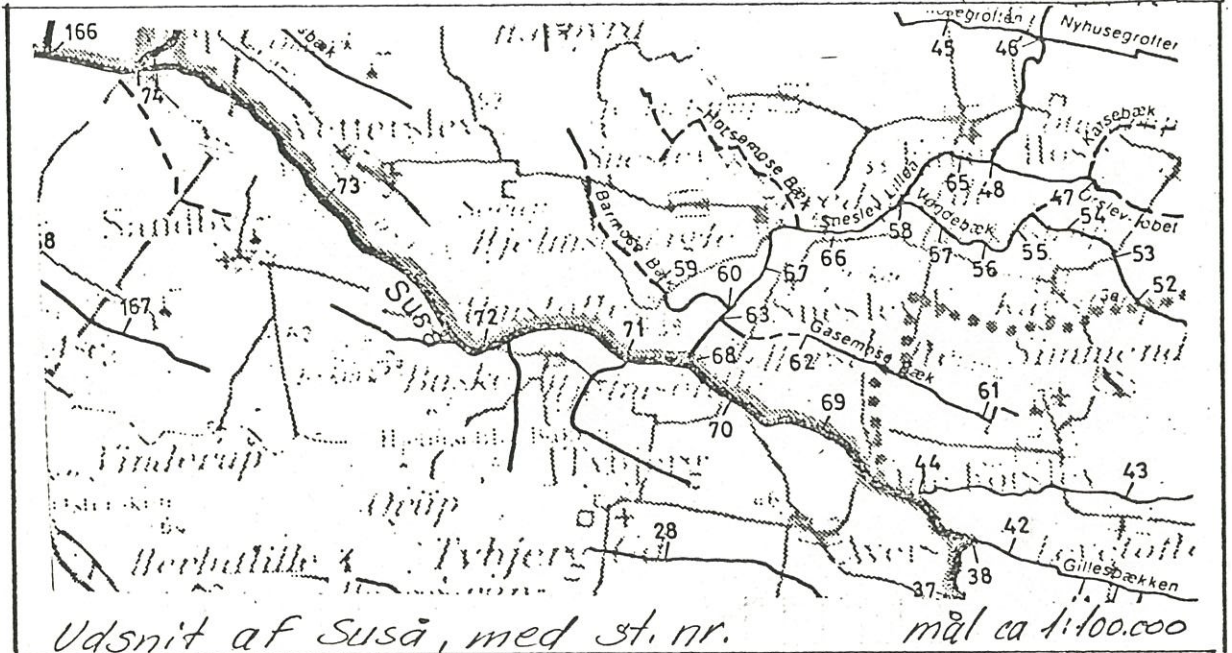


Afviigelser i beregnede forureningsgrader 2.4  
 ved ændring af  $M$ =manningtal og vandføring= $Q$   
 og fastholdelse af  $K_1$  og  $K_2$  (eks. 9, 10, 11 og 12)  
 i forhold til de  $K_1$ ,  $K_2$  og  $M$  konstanter  
 som er fastsat (eks. 3).





Afvigelser i beregnede forureningsgrader 2,5  
 ved ændring af M= mængdetal og  $K_2$   
 og fastholdelse af  $K_1$  og vandføring (eks. 13, 14, 15 og 16)  
 i forhold til de  $K_1$ ,  $K_2$  og M konstanter  
 som er fastsat (eks. 3).



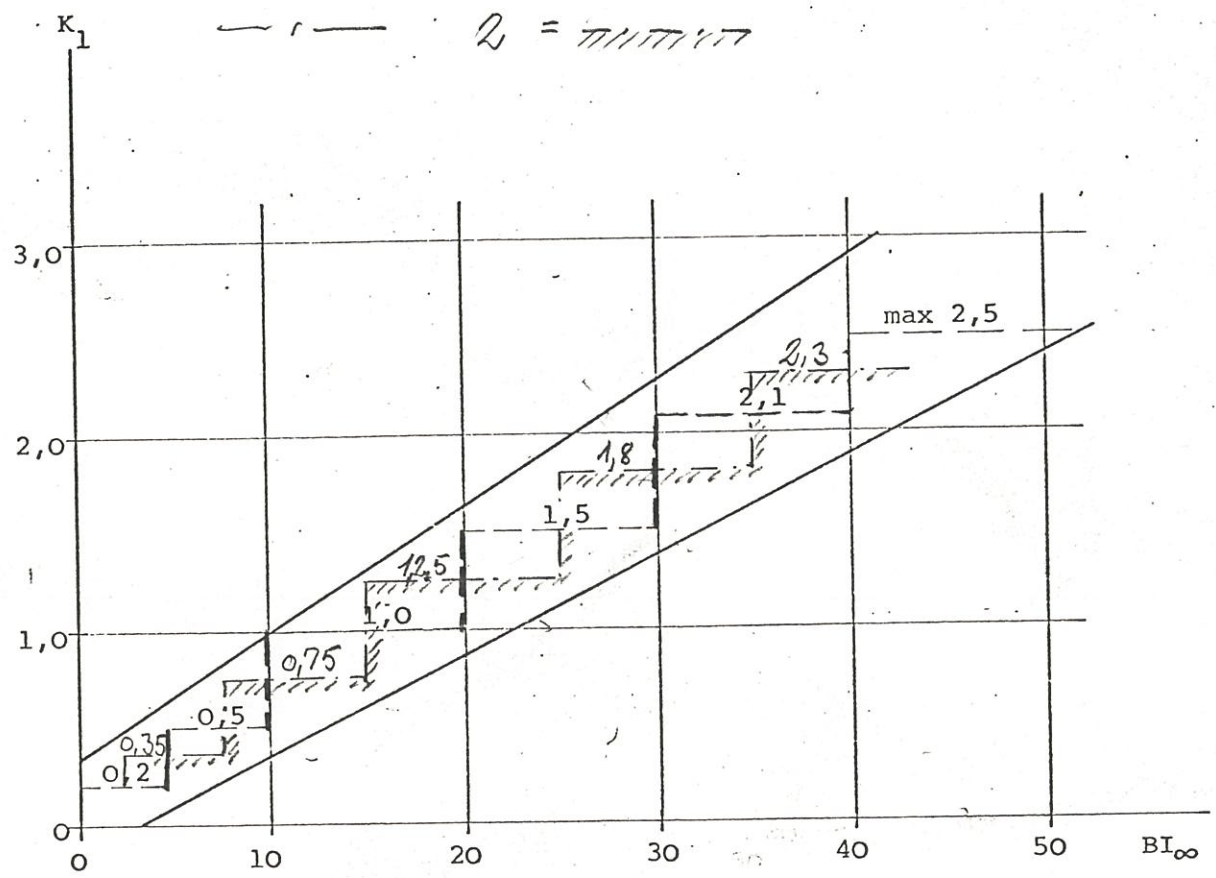
# BILAG



# 2.1 Beregningsmetodens følsomhed overfor forskellige valg af nedbrydningskonstant, $K_r$ , gennem et nedbrydningsforløb.

Funktionstavle 5  
Årg. 1975

Eksempel 1 = ---  
2 = ▨▨▨▨▨▨▨▨▨▨



# Valg af $K_1$ og max. nedbrydningsstid

Er begyndelses- $B_{l\infty}$ for en strækning	- skal bruges $K_1 =$	- over maxi- malt decimald. $t$
> 40,0	2,4	0,01810
38,3	2,3	0,01974
36,6	2,2	0,02162
34,9	2,1	0,02378
33,2	2,0	0,02628
31,5	1,9	0,02920
29,8	1,8	0,03263
28,1	1,7	0,03671
26,4	1,6	0,04160
24,7	1,5	0,04754
23,0	1,4	0,0548
21,3	1,3	0,0640
19,6	1,2	0,0756
17,9	1,1	0,0907
16,2	1,0	0,1109
14,5	0,9	0,1386
12,8	0,8	0,1781
11,1	0,7	0,2375
9,4	0,6	0,3325
7,7	0,5	0,4989
6,0	0,4	0,8329
4,3	0,3	1,6770
2,6	0,2	5,3044
0,9	0,1	$\infty$
0,0		

$$h = h_0 e^{-K_1 t}$$

$$\ln h = \ln h_0 + (-K_1 t)$$

$$-K_1 t = \ln h - \ln h_0$$

$$t = \frac{\ln h - \ln h_0}{-K_1}$$

$$= \frac{1}{K_1} \cdot \ln\left(\frac{h_0}{h}\right)$$

idet.

$$K_r = 0,1 + 0,059 \cdot BI_{\infty}$$

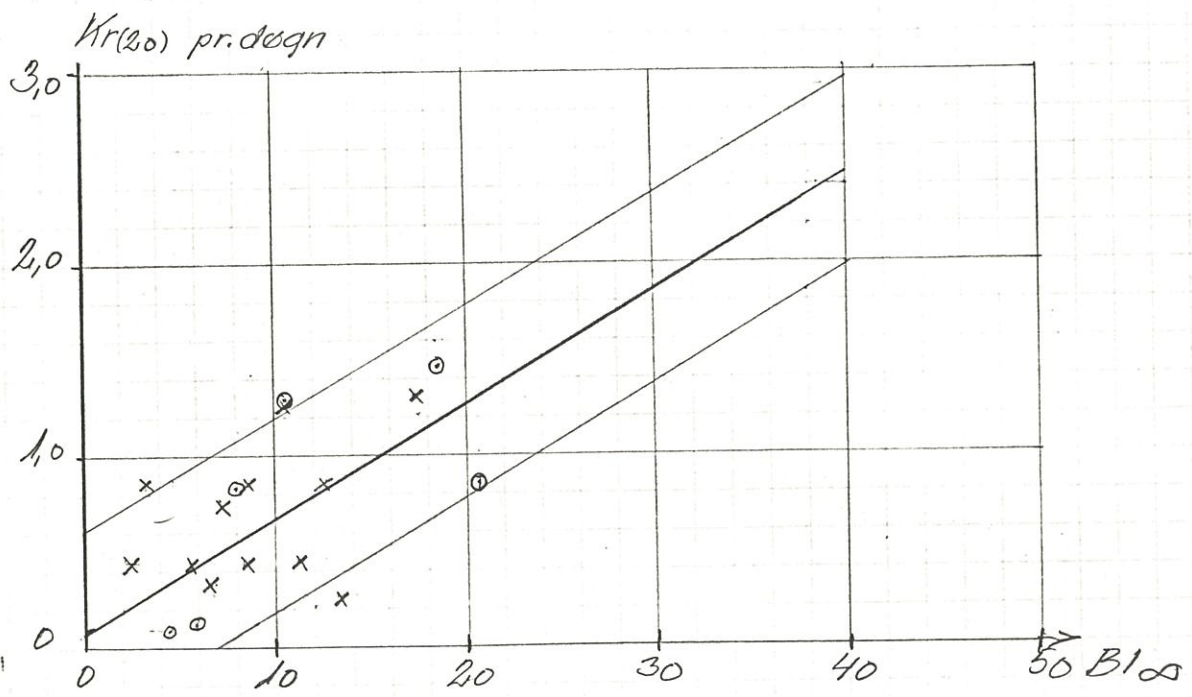
for  $0 < BI_{\infty} < 40$

(for  $BI_{5\tau} \sim 0,632 BI_{\infty}$ )

$$K_r = 0,1 + 0,093 BI_{5\tau}$$



2.2.  $Kr_{(2,0)}$  beregnet i hver sin side af et muligt konfidensinterval,



x = Brendeå  
o = Suså

Eksempel 4 Eksempel 5

Kr<sub>2,0</sub> øverst i konf. interv. Kr<sub>2,0</sub> nederst i konf. interv.

Er beg. Bl <sub>∞</sub> for en strækkn.	skal bruges K <sub>1</sub> =	- over max. decimal-døgn	Er beg. Bl <sub>∞</sub> for en strækkn.	skal bruges K <sub>1</sub>	- over max. decimal-døgn $t = \frac{\ln \frac{L_0}{L_1}}{K_1}$
---	------------------------------	--------------------------	---	----------------------------	--

> 40	2,9	0,0150	> 40	2,0	0,0217
38,3	2,8	0,0162	38,3	1,9	0,0239
36,6	2,7	0,0176	36,6	1,8	0,0264
34,9	2,6	0,0192	34,9	1,7	0,0294
33,2	2,5	0,0210	33,2	1,6	0,0329
31,5	2,4	0,0231	31,5	1,5	0,0370
29,8	2,3	0,0255	29,8	1,4	0,0420
28,1	2,2	0,0284	28,1	1,3	0,0480
26,4	2,1	0,0317	26,4	1,2	0,0555
24,7	2,0	0,0357	24,7	1,1	0,0648
23,0	1,9	0,0404	23,0	1,0	0,0768
21,3	1,8	0,0462	21,3	0,9	0,0924
19,6	1,7	0,0534	19,6	0,8	0,1134
17,9	1,6	0,0624	17,9	0,7	0,1426
16,2	1,5	0,0739	16,2	0,6	0,1848
14,5	1,4	0,0891	14,5	0,5	0,2494
12,8	1,3	0,1096	12,8	0,4	0,3563
11,1	1,2	0,1385	11,1	0,3	0,5541
9,4	1,1	0,1814	9,4	0,2	0,9974
7,7	1,0	0,2495	7,7	0,1	2,4946
6,0	0,9	0,3702	6,0	(0,1)	3,3314
4,3	0,8	0,6289	4,3	(0,1)	5,0310
2,6	0,7	1,5155	2,6	(0,1)	10,6087
0,9	0,6	∞	0,9	(0,1)	∞
0,0			0,0		



2.3 Beregningsmetodens følsomhed overfor ændringer i genluftningshastigheden.

$K_2$  beregnet efter Thackstons formel

$$K_2 = 25 \left( 1 + \sqrt{\frac{v}{v \cdot d}} \right) \sqrt{\frac{I \cdot g}{d}} \quad \text{pr. døgn sættes}$$

lig faktor 1. nedenfor

Overgang nr	Vandløb	Genluftningshastighed i eksempel nr. i			
		6 faktor	7 faktor	8 faktor	Øvrige 4-12 faktor
38	Buså Gillesbæk	0,5	1,5	2,0	1,0
44	Orned bæk	2,81	8,44	11,26	5,63
69	"st 51"	3,30	9,90	13,20	6,60
70	Nymalle bro	8,24	24,71	32,94	16,47
68	Sneslev Lilleå	8,44	25,37	33,82	16,91
71	Faarebæk	5,41	16,22	21,62	10,81
72	Sandby skel	5,41	16,22	21,62	10,81
73	Vetterslev	1,28	3,84	5,12	2,56
74	Ringstedå	1,28	3,84	5,12	2,56

2.4. Beregningsmetodens følsomhed over for ændringer i transporttiden.

- Ved samme genluftningshastighed, d.v.s. ved mindre vandføring.

Overgang nr	Vandløb	Transporttid, -decimaldøgn i eksempel nr;				
		9	10	11	12	1-8
		Faktor				
		1,25	1,67	2,5	5,0	1,0
		Manningstal				
		20	15	10	5	25
38	Suså Gillesbæk	0,098	0,130	0,195	0,390	0,078
44	Ornedbæk	0,120	0,160	0,240	0,480	0,096
69	"st 51"	0,129	0,172	0,258	0,515	0,103
70	Nymølle bro	0,059	0,078	0,118	0,235	0,047
68	Sneslev Lilleå	0,064	0,085	0,128	0,255	0,051
71	Faarebæk	0,208	0,277	0,415	0,830	0,166
72	Sandby skel	0,719	0,960	1,438	2,875	0,575
73	Ve Herslev	0,905	1,209	1,810	3,620	0,724
74	Ringsted å	2,500	3,333	5,000	10,000	2,000
+ 2 døgn ved M25"						
- Q m <sup>3</sup> /s		0,096	0,072	0,048	0,024	0,120



















Forbedret

Beregning af Forureningsgrader

Beregning af forureningsgrader på baggrund af Liebmanns metode, <sup>(forbedres)</sup> idet  $\Delta 0,5 F^\circ$  ændres til  $\Delta 0,1 F^\circ$  og metoden forenkles.

Arg.

1975

Efter H. Liebmann

Tabel 1

		Biokemisk iltforbrug			Iltindhold	
		F = 1,000	F = 0,632	F = 0,330		
Forureningsgrad		BI <sub>5</sub> mg/l	BI <sub>2</sub> mg/l	BI <sub>2</sub> % af ilt mg/l	mg/l	%
		Faktor 1	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 1	Faktor 1
I	1,0	0,0 - 0,5	0,0 - 0,3	0 - 5	8,45 - 8,84	95 - 100
I - II	1,5	0,5 - 2,0	0,3 - 1,1	5 - 10	7,5 - 8,45	85 - 95
II	2,0	2,0 - 4,0	1,1 - 2,2	10 - 20	6,2 - 7,5	70 - 85
II - III	2,5	4,0 - 7,0	2,2 - 3,8	20 - 40	4,4 - 6,2	50 - 70
III	3,0	7,0 - 13,0	3,8 - 7,0	40 - 70	2,2 - 4,4	25 - 50
III - IV	3,5	13,0 - 22	7,0 - 12	70 - 95	0,9 - 2,2	10 - 25
IV	4,0	22	12	95	0 - 0,9	10

1

Tabel 2

Iltindhold i vand ved 20° C.

mg/l	%	mg/l	%
0,9	10	5,0	55
1,4	15	5,5	60
1,8	20	5,9	65
2,3	25	6,4	70
2,7	30	6,8	75
3,2	35	7,3	80
3,6	40	7,7	85
4,1	45	8,2	90
4,5	50	8,6	95
		9,1	100

Tabel 3

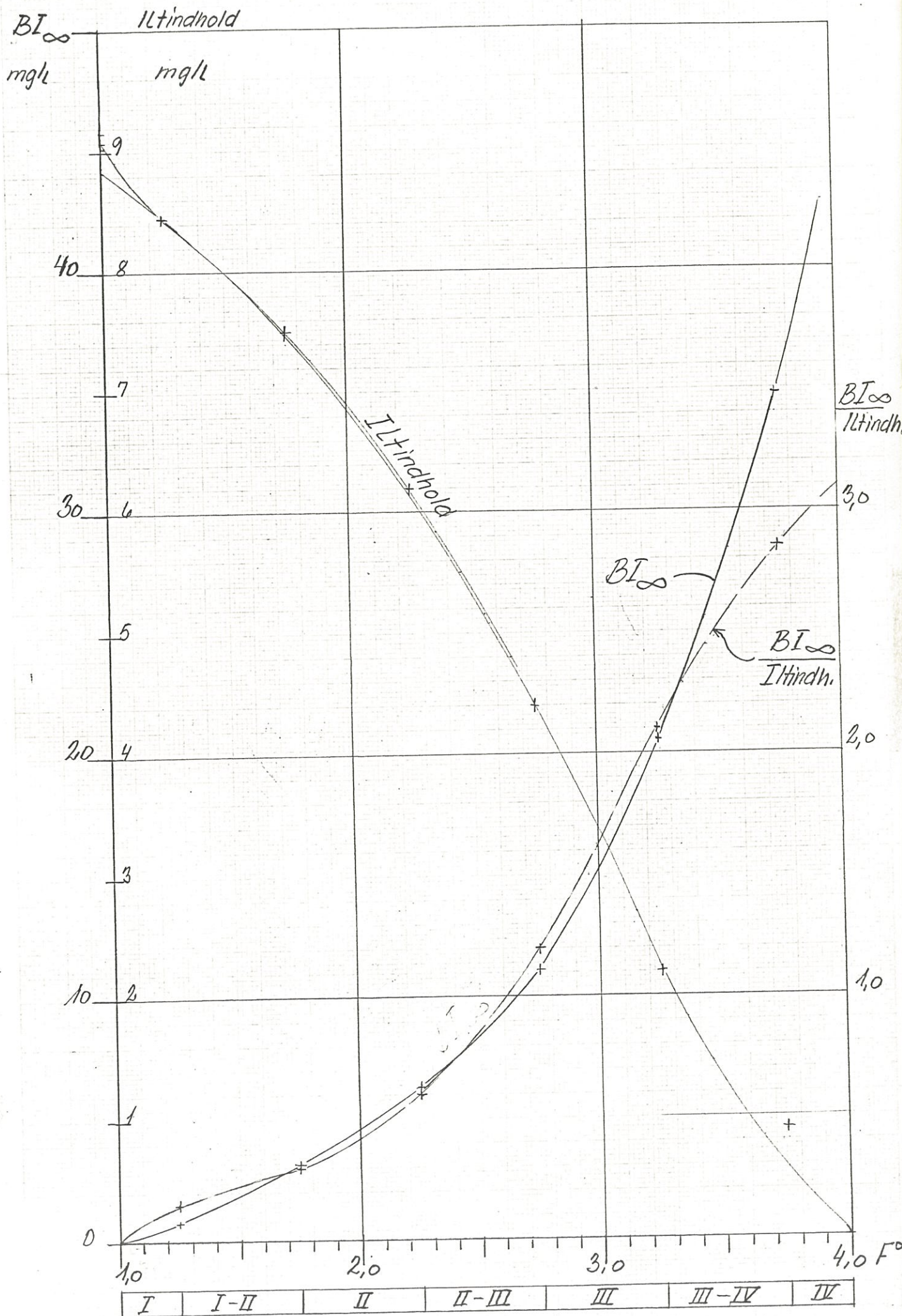
6 "op i" =

6	1,00	16	2,67
7	1,17	17	2,83
8	1,33	18	3,00
9	1,50	19	3,17
10	1,67	20	3,33
11	1,83	21	3,50
12	2,00	22	3,67
13	2,17	23	3,83
14	2,33	24	4,00
15	2,50		











## Beregning af forureningsgrader

$F^{\circ}$	$BI_{\infty}$ mg/l	$\frac{BI_{\infty}}{ILT}$ —	ILT mg/l	$F^{\circ}$	$BI_{\infty}$ mg/l	$\frac{BI_{\infty}}{ILT}$ —	ILT mg/l
1,0	0	0	9,08	2,5	8,0	0,80	5,50
1,1	0,2	0,04	8,90	2,6	8,9	0,92	5,16
1,2	0,4	0,10	8,68	2,7	9,9	1,05	4,80
1,3	0,8	0,15	8,45	2,8	11,1	1,20	4,40
1,4	1,2	0,18	8,28	2,9	12,7	1,36	4,00
1,5	1,6	0,22	8,10	3,0	14,3	1,53	3,60
1,6	2,2	0,25	7,90	3,1	16,1	1,72	3,18
1,7	2,6	0,28	7,70	3,2	18,2	1,92	2,70
1,8	3,2	0,30	7,50	3,3	20,6	2,10	2,20
1,9	3,7	0,33	7,27	3,4	23,0	2,29	1,82
2,0	4,3	0,39	7,02	3,5	25,6	2,44	1,46
2,1	4,9	0,45	6,76	3,6	28,5	2,59	1,12
2,2	5,6	0,52	6,50	3,7	31,5	2,73	0,83
2,3	6,3	0,60	6,20	3,8	34,8	2,85	0,57
2,4	7,1	0,70	5,85	3,9	38,5	2,96	0,33
	8,0	0,80	5,50	4,0	43,0	3,06	0,17







## 1. Princip for beregning af vandløbsforurening i Vestsjællands amtskommune.

Når et vandelement gennemløber en vandløbsstrækning er dets iltbalance afhængig af både tid og sted.

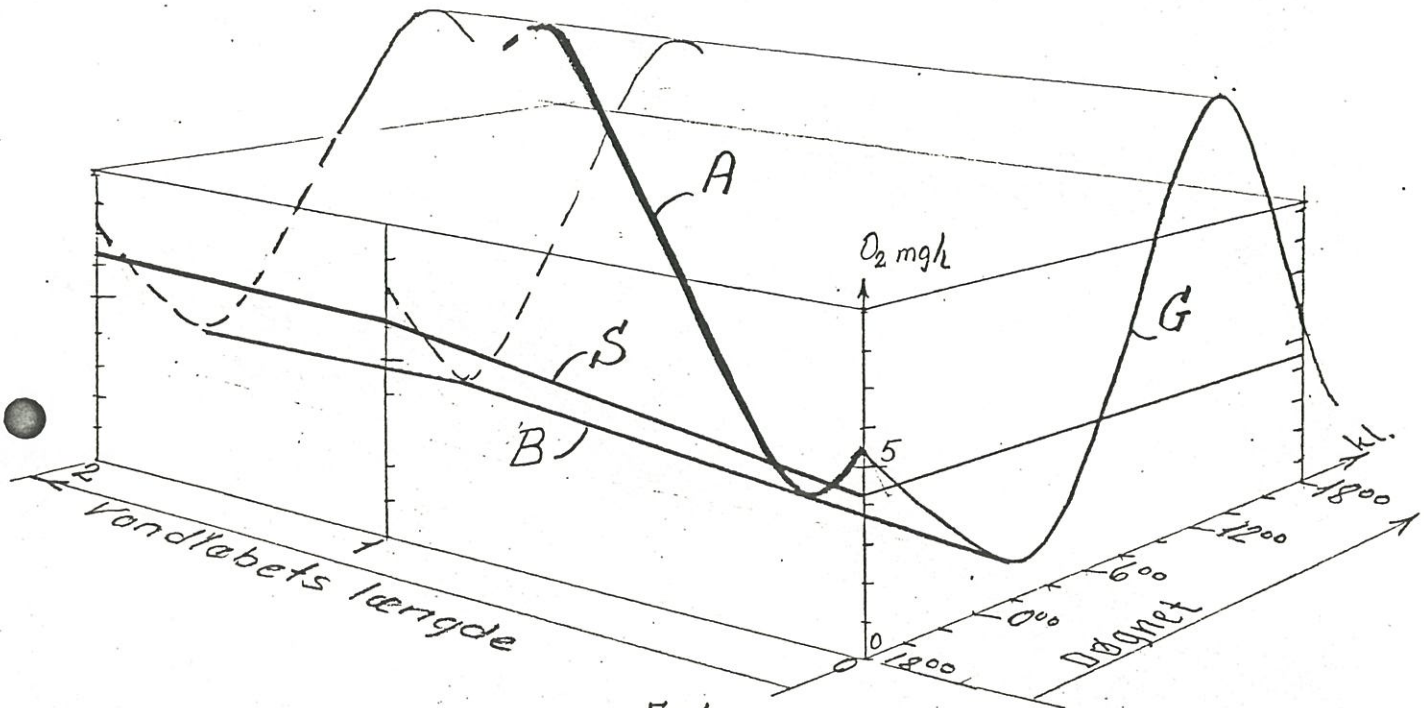


Fig 1

Ved beregning bestemmes normalt iltbalancen for et vandelement, der gennemløber en vandløbsstrækning på de tilsvarende forskellige tidspunkter af døgnet (linie A figur 1).

Ved beregning af flere sådanne linier med passende mellemrum kan iltbalancen afbildes som en flade.

Her er det kun de mindste iltindhold, der er af interesse udfra en forureningsmæssig synsvinkel (linie B).

### Formulering af beregningsmetoden

Døgnvariationen i spildevandsudledningen er størst ved små anlæg og aftager i takt med øgningen i kloakplandets størrelse. I selve vandløbet spredes det udledte spildevand normalt ret hurtigt efter udledningen, især ved de mindste vandføringer. Dette betyder, at man i langt de fleste vandløbsstrækninger ikke har døgnvariationer forårsaget af spildevandsudledning.

Derimod varierer iltindholdet ned ad et vandløb, afhængig af afstanden fra et spildevandsudløb, som fx beskrevet af Streeter og Phelps, 1925.

### *1 modsætning til spildevandsudledning*

Dermed forårsager grødens aktivitet, - som stort set er en naturlig påvirkning, - variationer i et vandløbs iltindhold over døgnet, men ikke efter vandløbets længde. Forudsætninger herfor er dog, at grødemassen og -væksten er nogenlunde ensartet i vandløbssystemet. Dette synes normalt at være tilfældet, når grøden er fuldt udviklet, til en stabil situation.

Grødemængden og -væksten kan her udtrykkes ved aktiviteten pr. liter åvand, idet det især er det kritiske iltunderskud i de sene nattetimer, der er af betydning. Resultatet af generelle beregninger af denne naturlige påvirkning kan adderes, resultatet af beregninger af spildevandets nedbrydning i de faktiske vandløb.

Med andre ord kan det mindste iltindhold findes ved at opdele beregning af iltunderskudet i 2 led.

1. Dels af det iltunderskud, som forårsages af spildevandsudledning ( $D_{sp}$ ), som funktion af vandløbets længde (linie S figur 1)
2. og dels det iltunderskud, som forårsages af grødens aktivitet ( $D_{gr}$ ) som funktion af tidspunktet på døgnet idet dennes rytme som nær normalt er ens overalt i et vandløbssystem. (linie G figur 1).

Det samlede iltunderskud er linie S + linie  $G_{min}$  = linie B.



Beregningerne omskrives altså efter nedenstående princip:

$$D_{\Sigma 0} e^{-K_2 t} + D_{sp_{0-1}} + D_{gr_{0-1}} = D_{\Sigma 1}$$

$$D_{\Sigma 1} e^{-K_2 t} + D_{sp_{1-2}} + D_{gr_{1-2}} = D_{\Sigma 2}$$

osv,

er det samme som

$$D_{sp_0} e^{-K_2 t} + D_{sp_{0-1}} = D_{sp_1}$$

$$D_{gr_0} e^{-K_2 t} + D_{gr_{0-1}} = D_{gr_1}$$

$$\underline{D_{sp_1} + D_{gr_1} = D_{\Sigma 1}}$$

$$D_{sp_1} e^{-K_2 t} + D_{sp_{1-2}} = D_{sp_2}$$

$$D_{gr_1} e^{-K_2 t} + D_{gr_{1-2}} = D_{gr_2}$$

$$\underline{D_{sp_2} + D_{gr_2} = D_{\Sigma 2}}$$

o.s.v.

hvor:

$D_0 e^{-K_2 t}$  er begyndelsesiltunderskud genillet.

$D_{sp}$  er iltunderskudet forårsaget af spildevand.

$D_{gr}$  er iltunderskudet forårsaget af grøde.

$D_{\Sigma}$  er  $D_{sp} + D_{gr}$

index fx 0-1 er for strækning 0 til 1 for  $D_{sp}$

0-1 er for tidsrummet 0 til 1 for  $D_{gr}$

Idet ligningerne ser således ud:

$$D_{sp_{0-1}} = \frac{Kr Lo}{L_2 - K_r} (e^{-K_r t} - e^{-K_2 t})$$

$$D_{gr_{0-1}}^{nat} = A - \gamma_2 e^{-K_2 t}$$

$$x) D_{gr_{0-1}}^{dag} = A - (B \sin \omega t - E \cos \omega t + \gamma_1 e^{-K_2 t}) P_m$$

x) Bruges kun ved kalibrering.

Grødeligningerne er forenklet således:

For en stationær tilstand kan løsningen opskrives på følgende simplificerede form:

$$0 \leq t \leq \frac{\alpha}{2}T :$$

$$D_{gr} = A + (B \sin \omega t - E \cos \omega t + \gamma_1^* e^{-K_2 t}) P_m$$

$$\frac{\alpha}{2}T \leq t \leq T :$$

$$D_{gr} = A - \gamma_2^* e^{-K_2 t}$$

hvor:

$$A = \frac{R}{K_2}$$

$$B = \frac{\frac{\pi}{\alpha} K_2}{K_2^2 + \left(\frac{2\pi}{\alpha T}\right)^2}$$

$$E = \frac{B}{K_2} \frac{2\pi}{\alpha T}$$

$$\omega = \frac{2\pi}{\alpha T}$$

$$\gamma_1^* = E \frac{1 + e^{K_2 \left(\frac{\alpha}{2} - 1\right) T}}{1 - e^{-K_2 T}}$$

$$\gamma_2^* = E \frac{1 + e^{K_2 \frac{\alpha}{2} T}}{1 - e^{-K_2 T}}$$

for  $\alpha = 1,5$

$$B = \frac{2,09 \cdot K_2}{K_2^2 + 17,53}$$

$$E = \frac{B}{K_2} 4,19$$

$$\omega = 4,19$$

$$\gamma_1^* = E \frac{1 + e^{K_2(-0,25)}}{1 - e^{-K_2}}$$

$$\gamma_2^* = E \frac{1 + e^{K_2 0,75}}{1 - e^{-K_2}}$$

hvor:

- $\alpha$  = den relative daglængde i forhold til jævndøgn.
- $t$  = solhverv = 0,5 jævndøgn = 1 midsommer = 1,5
- $t$  = tiden i decimaldøgn
- $T$  = perioden = 1 døgn
- $P_m$  = middeliltproduktionen =  $\frac{\alpha P_o}{\pi}$  i mg/l/døgn
- $P_o$  = maksimal iltproduktion ved middagstid mg/l/døgn
- $R$  = planterespirationen mg/l/døgn

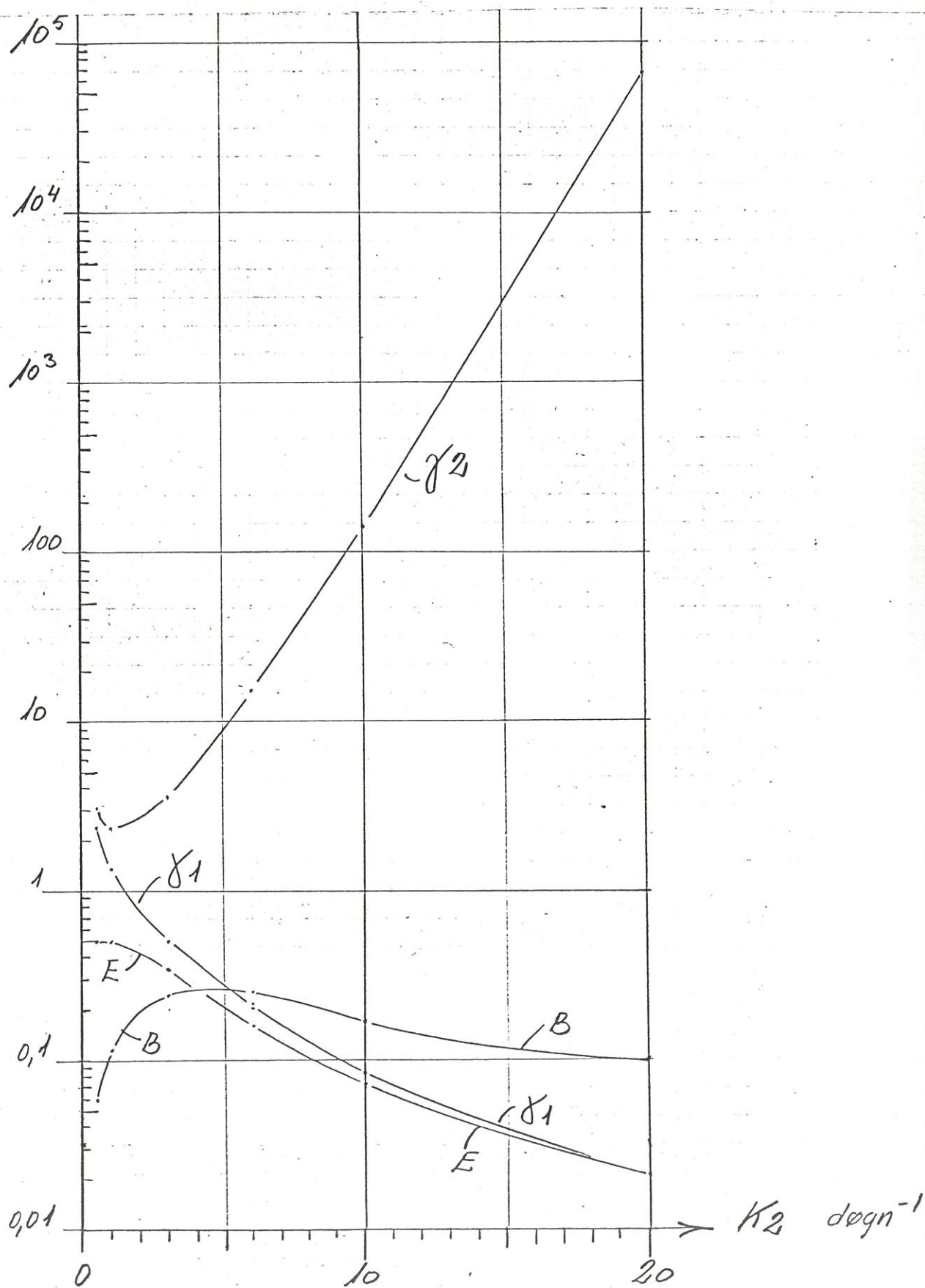


Formlens led ved forskellige  $K_2$  værdier og  
 $\alpha = 1,5$

	$K_2$							
	0	0,5	1,0	3,0	6,0	10,0	20,0	
$A = R \frac{1}{K_2}$	$\infty$	$2R$	$R$	$0,33R$	$0,167R$	$0,1R$	$0,05R$	
$B = \frac{2,09 K_2}{K_2^2 + 17,53} =$	$\rightarrow$	0,05877	0,11922	0,2363	0,2343	0,1778	0,1001	
$E = \frac{B}{K_2} \quad 4,19 =$	$\rightarrow$	0,4985	0,4995	0,5300	0,1636	0,0745	0,0210	
$\gamma_1 = E \frac{1 + e^{K_2(-0,25)}}{1 - e^{-K_2}} =$	$\rightarrow$	2,356	1,4056	0,51134	0,20060	0,08062	0,02114	
$\gamma_2 = E \frac{1 + e^{K_2 \cdot 0,75}}{1 - e^{-K_2}} =$	$-$	3,073	2,4630	3,6423	14,927	134,78	68.449,4	

Kurver der viser størrelsen af de forenklede faktorer som funktion af  $K_2$

idet  $\alpha = 1,5$  og  $\omega = 4,2$ .





Til medlemmer af "den akvatiske gruppe" i planlægningsgruppen for kortsigtet undersøgelse af eventuelle økologiske følger i forbindelse med forøget vandindvinding indenfor Susåens afstrømningsområde.

Redegørelse af 25. februar 1976

Beregning af vandløbsforurening i Vestsjællands amtskommune.

Formålet med beregningerne er at få overblik over, hvilke kravværdier der skal stilles til spildevandsudløb i et vandløbssystem for at opnå en forureningstilstand, der i videst mulig udstrækning tilfredsstiller stillede anvendelsesønsker og miljøbeskyttelseslovens intentioner i forbindelse med recipient- og spildevandsplanlægningen.

Ved udformning af beregningsmodellen er lagt vægt på at opnå rimelige signifikante resultater, som er tilstrækkelig for beslutninger om renseindgreb på en så enkel måde som muligt for at kunne behandle alle amtskommunens vandløbssystemer indenfor de materielle og arbejdstidsmæssige ressourcer.

Beregningsmetoden er derfor eendimensioneret<sup>al</sup> og behandler det kritiske tilfælde i et vandløbssystem, hvor spildevand udledes fra samtlet bebyggelse i det omfang, som skal accepteres (tilladelig belastning) ved den normalt forekommende mindste vandføring ved en vandtemperatur på 20°C, samt lovlig udledning fra spredt bebyggelse og grøderespiration gennem 6 nattetimer.

Resultatet af beregningerne fremkommer som de normalt forekomne største iltunderskud, største BI værdier og største forureningsgrader i et vandløbssystems forskellige afsnit.

Betragtes døgnvariationen i et punkt i et vandløb (2. dimension) forudsættes ved beregningerne ingen døgnvariation i spildevandsbelastningen iflg. tidligere nævnte begrundelser og normal døgnvariation af grødens aktivitet, hvilken ligger til grund for beregning af ovennævnte forureningsgrader.

De konkrete beregninger baseres normalt ikke direkte på undersøgelser i felten, men på undersøgelser af de normalt forekommende kritiske værdier for f.eks. vandføring, vandløbsruhed, grødevækst etc.

Nedenfor skal kort anføres, på hvilken måde og efter hvilke oplysninger, de hidtil anvendte input-data baseres. Endvidere skal peges på, hvilke undersøgelser m.v., der fremover kan udføres for at forbedre modellens output, idet denne tekst er understreget, ligesom det med A, B og C er anført, om de foreslåede aktiviteter normalt er af henholdsvis stor, væsentlig eller nogen betydning for forbedring af beregningsmodellens output.

Spildevandsbelastning      Difineret    maximal tilladelig størrelse.

Vandløbs vandføring      Normalt forekommende kritisk vandføring, målt i de konkrete vandløb, (medianminimumsvandføringen).  
Det har ikke været muligt at tage hensyn til denne vandførings variation mellem de enkelte år, varighed og samtidig i et vandløbssystem.

C. Disse variationers betydning for et vandløbs forureningsgrad bør undersøges, selvom vandløbenes vandføringer i fremtiden sandsynligvis bliver mere regulerede, d.v.s. får mindre variation, længere varighed og større samtidighed.

A. De mindste vandføringer i vandløbssystemerne bør registreres hvert år.

Vandløbs dimensioner      Registreret efter opmålinger, regulativer o.l.

C. Enkelte supplerende opmålinger.

Vandløbs ruhed

Valgt normalt forekommende kritisk størrelse på baggrund af målinger i enkelte vandløb i forbindelse med transporttidsbestemmelser.

A. Manningtal (transporttid) bør bestemmes for karakteristiske vandløbstyper ved de normalt forekommende kritiske situationer for vandføring og grødevækst.



Vandløbs geniltnings-  
evne

Beregnet efter Thackstons formel og er ved undersøgelser i enkelte vandløb sammenlignet med resultatet af Odums metode.

A. Bør eftervises for karakteristiske vandløbstyper efter Odums metode under forannævnte vilkår i vandløbene.

Sedimentationsevne

Valgt på baggrund af Jansens og Åkerlindhs overvejelser.

B. Bør eftervises i felten, men er dog ikke ønskelig for fremtidige situationer.

Nedbrydningsevne

Valgt på baggrund af oplysning fra VKI, hvor  $K_1$  i forbindelse med simulering af en række vandløb er fundet at variere fra 0,1 til 3,5 samt at være afhængig af vandløbets BI.

A. Normale kritiske størelser i felten bør findes for karakteristiske situationer.

Grødens aktivitet

Det normalt forekommende ugunstigste resultat som følge af grødens aktivitet (iltproduktion ÷ respiration) er valgt på baggrund af M. Owens undersøgelser af grødevækstens størrelse og respiration i river Ivel.

A. Grødevækstens aktivitet (særlig nettoiltforbruget) bør bestemmes ved normalt forekommende kritiske situationer i karakteristiske danske vandløbstyper.

Beregning af forureningsgraden

Denne beregning baseres på Liebmanns system forårsaget af spildevandsudledning.

A. Beregning af forureningsgraden forårsaget af spildevandsudledning bør tilegnes output fra beregningsmodelle  
Endvidere bør tillægget til denne forureningsgrad som følge af grødens aktivitet eftervises i felten under samme vilkår som forannævnt.

Som det fremgår af skrift af januar 1976, hvori der redegøres for beregningernes kvalitet, fås resultater, hvor værdierne er på den sikre side som følge af overestimering af visse input-data.

Fremover er det ønskeligt, at input-data som nævnt illustrerer de faktiske forekommende normale kritiske situationer, og at sikkerhed opnås ved anvendelse af partialkoefficienter som ved andre ingeniørberegninger.

### Søer

Ligesom for vandløb er der også for sørecipienter stort behov for at bedømme virkningerne af tilladelser til udledning af spildevand<sup>m.v.</sup>, som er pålagt amtskommunerne i medfør af miljøskyttelsesloven.

En enkel metode er at bedømme forureningen på baggrund af gødskningsniveauet. Gødskning af en søs vandmasser kan i nogen grad sammenlignes med gødskning af markjorder, nemlig ved at en given gødskningsmængde giver en given primærproduktion. Forskellen er blot, at markgødning tilføres temporært, medens tilførsel af næringssalte til en sø sker kontinuert, (især for fosfors vedkommende. idet kvælstoftilførslen - og balancen - er af en mere stokastisk<sup>karakter</sup>), og at vand ikke begrænser væksten i en sø.

Ved tilsyn med søers forurening er det konstateret, at parametre som sigtedybde pH værdier og iltindhold normalt varierer meget afhængig af vejr-situationen, hvorimod næringssaltindholdet i vintermånederne, hvor den biologiske aktivitet er mindst, synes kun at variere lidt. Derfor synes dette "basisnæringssaltindhold" velegnet som kontrolparameter og til vurdering af, i hvilket omfang de forestående forår- og sommermaxima normalt kan nå at udvikle sig, og sammenligning mellem søer.

Værdier, der ligger ret nær ved "basisnæringssaltkoncentrationen", kan beregnes ud fra kendskab til de tilførte næringssaltmængder, søens volumen og vandskifte.

Således kan man ved forskellige forslag til spildevandsrensning vurdere den forureningstilstand man kan forvente at opnå efter en årrække, hvor denne igen er ret stabil.

Dette sker ved at sammenligne ovennævnte beregnede middelnæringssaltkoncentration med den forureningstilstand, der enten er konstateret tidligere i samme sø og/eller konstateret i lignende søer på baggrund af nogenlunde tilsvarende konsta-



terede værdier for "basisnærings salt" koncentrationen.

En anden metode er at rekonstruere den historiske udvikling i nærings salttilførslerne til en sø (jfr. "Målsætninger for Suså oplandet" bind 1 side 34) og sammenligne disse med tidligere undersøgelser (for Tystrup sø, især Kaj Bergs undersøgelser sidst i 1930erne samt Jørgen Kristiansens og Hans Mathiesens undersøgelser omkring 1960).

Man kan herved danne sig et billede af, hvad der vil ske ved at føre nærings saltbelastningen tilbage til f.eks. 1950 niveau.

Da det ved de nævnte metoder ikke tages hensyn til den måde, hvorpå den kontinuerte tilledning sker til en sø, og at der for de større søer kun er få eller ingen at sammenligne med samt at tidligere tiders undersøgelser normalt ikke tilstrækkeligt bredt illustrerer forureningstilstanden bør virkninger af forslag til indgreb sandsynligvis baseres på mere indgående beregninger.

Sorø, den 25. februar 1976

Poul Andersen

## BEREGNING AF VANDLØBSFORURENING

### Beregningernes kvalitet

Ved beregninger forstås i princippet en matematisk formuleret transformation fra nogle udsagn (forudsætninger) til andre udsagn (resultater). For at disse udsagn kan transformeres skal disse matematisk formuleres. Herved er det nødvendigt at foretage en række forenklinger og generelliseringer i forhold til de virkelige (faktiske) forhold.

I det følgende skal jeg i hovedtræk søge at redegøre for forenklinger m.v. i forbindelse med beregningernes forudsætninger, gennemførelse og resultat, samt at konkludere det samlede resultats værdi.

Forudsætninger og beregninger nævnes i den rækkefølge hvormed beregningerne gennemføres og numrene refererer til numrene i redegørelsen for beregningerne.

Ad 8 og 9: Det tilsluttede antal PE er i reglen ret godt oplyst fra kommunerne. PE er for byspildevand udtrykt ved kg  $BI_5$  pr. døgn og vandmængde. For plantenæringssaltene N og P er der i reglen stor forskel på N og P mængderne pr. PE pr. døgn i forskellige former for industrispildevand, hvorfor industrispildevandets næringssaltmængder bør baseres på kendskab til generelle værdier for virksomhedstypen eller iøvrigt på målte værdier.

Som grundlag for beregningerne anvendes endvidere alle PE som nominelt er tilsluttet renseanlæggene. Der er altså ikke taget højde for at, et områdes indbyggere faktisk bliver udtrykt som PE både i hjem og på arbejdspladsen eller i skolen. Denne "overkloakering" er, på baggrund af den samlede tilførsel af husspildevand fra samlet bebyggelse, i 1973 opgjort til ca. 216.000 PE og med et tilsvarende indbyggertal ca. 171.000, svarende til ca. 45.000 eller ca. 26 % mere end det faktiske indbyggertal.

Imidlertid er det nødvendigt, af hensyn til de lokale recipienter, at regne med de spildevandsbelastninger der kan forekomme.

For større samlede vandløbssystemer betyder dette, at beregningerne bliver ca. 10-15 % på den sikre side, idet der tages højde for den samlede spildevandsmængde. Hertil kommer, at en del virksomheder har ferielukning og en del af befolkningen flytter til sommerhusområder (med evt. nedsivningsanlæg) når vandløbene i sommermånederne har de mindste vandføringer. Dette indgår ikke i beregningerne, idet det vil føre for vidt at komme ind på dette emne.



Ad 11. I beregningerne anvendes kun spildevandsføringen for middeltimen, idet de maximale spildevandsføringer fra de mindre spildevandsanlæg i et vandløbssystem normalt er faseforskudte i de større vandløb, og derved kommer til at svare til middelvandføringen. Det samme gælder for større kloakanlæg, hvor renseanlægget modtager ret konstante spildevandsmængder på grund af bl.a. meget forskellige afstande til spildevandsproducenterne.

Den mest ugunstige situation, d.v.s. den faktiske max. timebelastning, kan opstå hvor et øvre vandløb modtager spildevand fra et mindre kloakopland, d.v.s. en belastning på lidt mere end to gange middelbelastningen. Dette anses ikke for at blive almindeligt i fremtiden.

Ad 12. Beregningerne baseres på den maximale BI<sub>5</sub> værdi, som ifølge kendelse må findes i et spildevandsanlægs afløb eller den BI<sub>5</sub> værdi som må kræves af anlæg af bestemt type. For forskellige typer rensning er fastsat følgende reduktioner. For N og P gælder reduktionerne for husspildevand eller tilsvarende sammensat erhvervs-spildevand.

Rensning	Reduktion			Renseresultat					
	%			mg/l ved 200 l/døgn/PE			kg/PE/år		
	BI <sub>5</sub>	N	P	BI <sub>5</sub>	N	P	BI <sub>5</sub>	N	P
Urenset	0	0	0	300	60	19	21,9	4,4	1,4
Mekanisk	30	10	15	210	54	16	15,3	4,0	1,2
Bassin	60	15	20	120	51	15	8,8	3,7	1,1
Biologisk	90	30	30	30	42	13	2,2	3,1	1,0

På baggrund heraf er spildevandsbelastningerne således baseret på den belastning som højst kan accepteres, d.v.s. det niveau hvor evt. overskridelse vil betyde ulovlig forurening.

Det forudsættes ved beregningerne, at der i medianminimumssituationen ikke sker indsviining af grundvand i kloakanlægget. Vil dette undtagelsesvis forekomme, bør BI<sub>5</sub> fra rensningsanlægget reduceres således, at BI<sub>5</sub> mængden fastholdes. Dispersi-onen i vandløbet nedenfor anlægget vil herpå blive reduceret svarende til infiltrations vandmængden (se også 16, 17 og 18).

Ad 18. Medianminimumsvandføringen er bestemt på grundlag af Hedeselskabets målinger ved knap ti lokaliteter i større vandløb og nogle få lokaliteter i mindre vandløb, over en årrække på mellem ca. 10 og 50 år i Vestsjællands amtskommune. Hertil kommer en række enkeltmålinger andre steder i vandløbssystemerne ved de mindre vandføringer. Herpå har Hedeselskabets hydrometriske afdeling i Slagelse skitseret hvilke medianminimumsvandføringer der er sandsynlige ved forskellige lokaliteter i vandløbssystemerne, idet der blev taget højde for regulerende ændringer af vandføringerne gennem tiden, som følge af vandløbsreguleringer (især for Åmose å, sidst reguleret omkring 1960) og opdæmning af søer af hensyn til bl.a. vandforsyning. Hvor der har været tale om betydelig spildevandsføring i forhold til den samlede målte medianminimumsvandføring er denne subtraheret de målte værdier, hvilket gav den naturlige kulturtekniske vandføring (ad 16). Denne naturlige vandføring adderes forskellige forslags spildevandsføring.

Der er ikke regnet med effekten på vandføringens størrelse som følge af ændret vandindvinding ved vandløbene, ligesom virkningen af mark- og kreaturvandingen er uvis.

For de større vandløb er fejlen på medianminimumsvandføringen sandsynligvis indenfor  $\pm 10\%$ , medens den for enkelte mindre vandløb kan være helt op til ca.  $\pm 50\%$ . Det er af stor betydning for beregningernes samlede nøjagtighed, at denne fejl er så lille som mulig (ca.  $\pm 50\%$ ), hvorfor det er ret nødvendigt at foretage målinger af de enkelte års minimumsvandføringer i recipientsystemernes forskellige dele, af hensyn til fremtidige beregninger.

Varigheden af medianminimumsvandføringen indgår ikke i beregningerne, hvorfor resultatet bliver, at varigheden svarer til uendelig lang tid. Dette betyder, at den beregnede forureningstilstand, i tilfælde hvor denne ikke er absolut kritisk (nær  $F^0$  IV), er på den sikre side, afhængig af forskellen mellem den faktiske varighed og "uendelig varighed".

I vandløb hvor vandføringen i sommerperioden er reguleret af f.eks. søer, kan denne varighed blive op til flere måneder.

Det er sandsynligt, at de mindste vandføringer vil blive reguleret i flere vandløb i fremtiden.

Ad 19. Vandløbets fald og øvrige dimensioner fastsættes som karakteristiske gennemsnit for vandløbsstrækninger, således at dette for geniltning og transporttid højst må skønnes at betyde en numerisk fejl på  $\pm 5\%$ .

Beregningerne foretages på samme måde som for vandløbstværsnit uden bevoksning. Transporttidsmålinger foretaget ved hjælp af sporstof har vist, at denne normalt ikke ændres væsentligt, selv ved ret meget grøde i vandløbene. Dette skyldes, at



vandet normalt forløber i et strømløb mellem tuer af grøde ved de mindste vandføringer. Ved disse målinger ved hjælp af sporstof, er et manningtal på 25 normalt fundet som passende til beregning heraf.

Disse forhold bør nærmere undersøges i fremtiden ved vandløbenes medianminimums-situation.

Vandløbenes geniltningsevne er undersøgt i felten efter Odums metode på 3 lokaliteter i Suså og Ringsted å. Ved tilhørende beregning efter Thackstons formel blev opnået god overensstemmelse for langsomtflydende åstrækninger, hvor de målte værdier var indtil 4 % større end de beregnede.

På en strækning med 1,7 ‰ fald var den målte værdi  $10,1 \text{ d}^{-1}$  og den beregnede værdi  $6,6 \text{ d}^{-1}$ , d.v.s. forskel 53 %.

Thackstons formel synes indtil videre egnet til at udtrykke vandløbenes gennemsnitlige genluftningsevne i forbindelse med illustration af virkningen af forskellige forslag til spildevandsrensning. Der bør fremover udføres flere målinger i vandløbene, f.eks. i forbindelse med måling af medianminimumsvandføringer.

Ad 31. For rensset spildevand er det biokemiske iltforbrug over 5 døgn ( $BI_5$ ) sat til 80 % af det totale iltforbrug,  $-BI_\infty$ . Dette forhold er ret konstant for husspildevand, medens det varierer meget for industrispildevand. Yderpunkterne kan karakteriseres ved dels de sukkerholdige typer af spildevand som nedbrydes i løbet af ganske få dage og dels typer med plantefibre, der er flere uger om at nedbrydes. Der er i beregningerne overalt anvendt samme forhold som for husspildevand, idet der ikke synes at findes virksomheder med selvstændig udledning af større betydning i medianminimumssituationen, der har et spildevand, hvis nedbrydningsforløb afviger væsentligt herfra.

Ad 36. I vandløbenes øvre løb, hvor disse begynder som recipient, sættes  $BI_\infty = 0$  og iltindholdet til 9,08 mg/l for vandløbet før spildevandstilløbet, idet værdierne som følge af baggrundsforureningen adderes senere. Det forudsættes, at ammoniak i vandløbene overholder recipientgrænseværdierne (max. 1,5 mg/l) nedenfor fortyndingszonen for et renseanlæg, og da denne værdi ligger ret nær baggrundsværdien 0,5 - 0,7 mg/l er nedbrydningshastigheden og dermed iltforbruget forsvindende lille og indgår derfor ikke i beregningerne.

Ad 51. Den beregnede  $BI_\infty$  værdi består dels af et  $BI_\infty$  som er adhæderet som en film på vandløbets bund og planter og dels af det  $BI_\infty$  som kan bæres af vandet. Størrelsen af vandfasens  $BI_\infty$  varierer sandsynligvis mellem ca. 5 og 20 mg/l afhængig af vand-

løbets turbolens, medens det resterende  $BI_{\infty}$  som nævnt adhæderes.

Ad 52 og 53.  $BI_5$  værdien for vandløb er sat til 0,632 og  $BI_2$  til 0,330 af  $BI_{\infty}$ , hvilket svaret til  $K_1 = 0,2$ . Dette anvendes iflg. nedbrydningsberegningerne kun ved  $BI_{\infty} < ca. 6 \text{ mg/l}$ . Disse værdier knytter sig kun til vandfasens BI og kan sandsynligvis ved høj total BI og turbolens antage højere værdier, f.eks. ved  $K_1 = 0,4$ ,  $BI_5 = 0,86$  og  $BI_2 = 0,55$  af  $BI_{\infty}$ . I den forbindelse kan  $BI_5$  og  $BI_2$  således blive for små ved høje BI værdier (stærk forurening).

Hans Liebmanns metode til beregning af et vandløbs forureningsgrad er baseret på udtagning af en vandprøve til BI analyse og bestemmelse af vandløbsvandets iltindhold.

I beregningerne bruges det totale BI (adhæderet + vandfase) samt de beregnede iltindhold. Herved fås for vandløb med total BI over ca. 10 mg/l en beregnet forureningsgrad der er for stor. Dette opvejes i nogen, sandsynligvis mindre grad af det foran anførte om for små  $BI_5$  og  $BI_2$  værdier ved høje BI værdier.

Forureningsgraden kan anslås til numerisk at blive ca. 5 % for stor over  $F^{\circ} 2,8$  og ca. 10 % for stor over ca.  $F^{\circ} 3,5$ .

Baggrundsforureningen består af spredt bebyggelse og grødevækst. Den spredte bebyggelse er beskrevet og diskuteret i særskilt hæfte.

Grødevæksten er også behandlet i et særligt hæfte. Hertil skal gøres følgende bemærkninger:

Grødemængdens størrelse er baseret på oplysninger fra litteraturen (River Ivel). Den fastsatte gennemsnitlige grødemængde pr. liter åvand (0,5 g/l) skønnes at være ca. 20 % på den sikre side. Den gennemsnitlige maximale grødemængde bør fremover undersøges for de konkrete vandløbstyper.

Grøderespirationens størrelse er bestemt som beskrevet gennem midsommernatten efter Owens metode og forudsætter der sker en vis fotosyntese i dagtimerne (forsyning med ren ilt), således at der i forbindelse med de normale døgnvariationer er fuld iltmætning ved 21<sup>00</sup> tiden. Et større iltforbrug som følge af grøderespiration fås måske i nogen grad i tilfælde med flere dages gråvejrs uden regn, men selv en mindre diffus belysning i overskyet vejr kan forårsage en tilstrækkelig fotosyntetisk aktivitet i grøden til at afbøde de værste virkninger. Den udvoksede grødemasse, hvis vækst er begrænset ved selvskygning, syntes i høj grad at kunne skabe uønskede store iltforbrug, idet der kun er respiration tilbage når væksten er tildels ophørt. Danske vandløb skal i reglen grødeskæres mindst een gang i sommermånederne, så denne ekstreme situation opnås normalt ikke. Endelig bør foretages grødeskæring i sådanne tilfælde specielt af hensyn til iltindholdet.



Iltunderskudet, som følge af baggrundsforureningen, adderes grafisk ved hjælp af en funktionstavle til de beregnede iltunderskud som følge af spildevandsbelastningen, som er udtegnet på denne grafiske oversigt. Funktionstavlen er indrettet og skal bruges således at iltindholdet aldrig kan blive nul som følge af grøderespiration. De således udtegnede minimale iltindhold gælder altså kun for en normal midsommer-nat ved 3<sup>oo</sup> tiden, under forudsætning af at de normale døgnvariationer har passeret 100 % mætning ved 21<sup>oo</sup> tiden.

Ved beregning af den samlede forureningsgrad indgår iltindholdet som følge af baggrundsforureningen med en trediedel af den beregnede værdi, hvilket er et valgt gennemsnit på grund af et vandløbs organismer kan dæmpe aktiviteten i kortere tid.

Denne er sat til følgende:

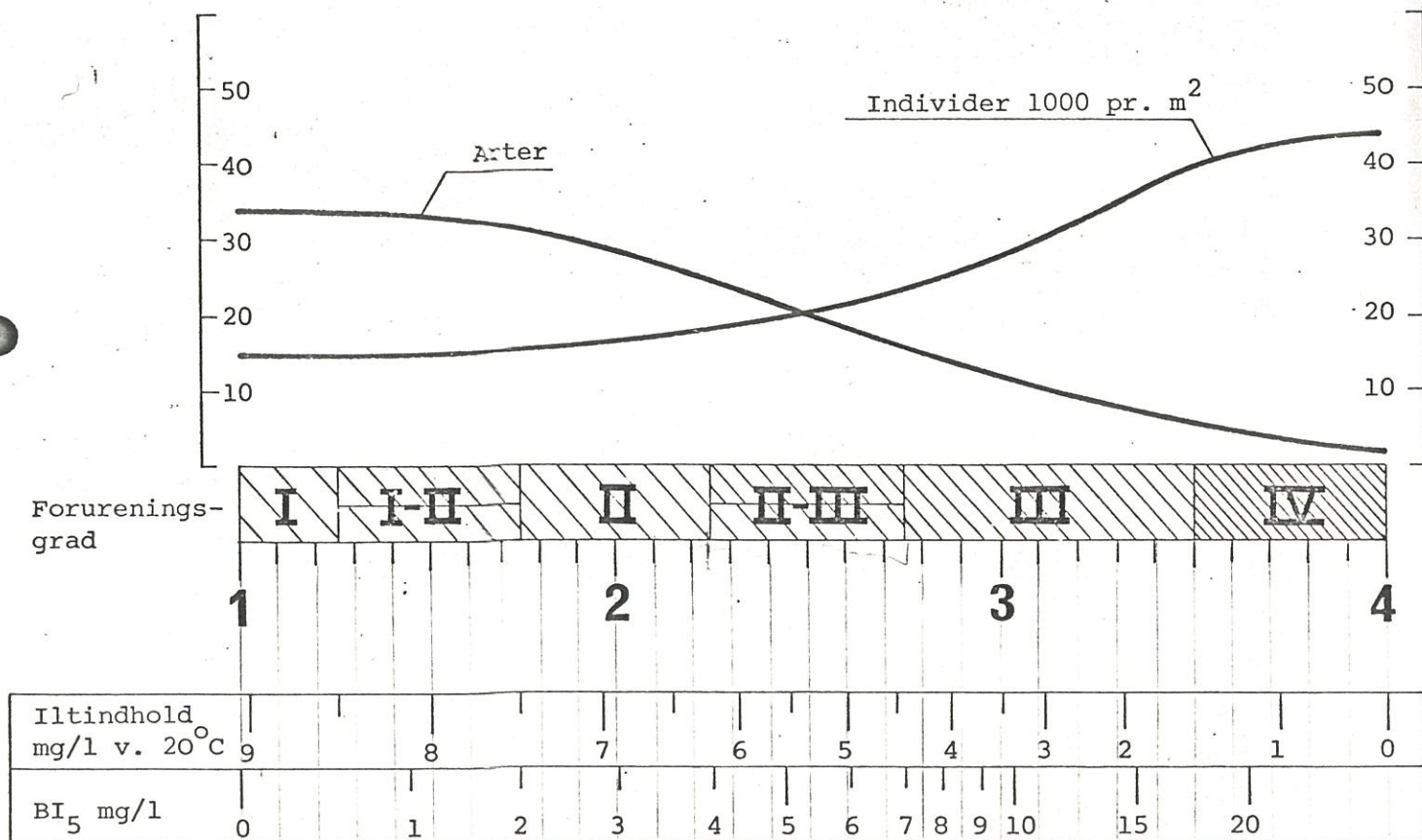
I % af døgnnet	I timer af døgnnet	Opvækstvand for laksefisk F <sup>o</sup> II	Iltindhold mere end mg/l  Fiskevand F <sup>o</sup> II-III	Andre formål F <sup>o</sup> III
100,0	24	3,0	1,0	0,5
95,8	23	4,8	2,8	1,0
91,6	22	5,9	3,8	-
87,5	21	6,6	4,5	-
83,3	20	7,0	5,0	2,0

Fejlen er ret lille for vandløb med iltunderskud på ca. 3 mg/l som følge af spildevandsudledning og et adderet iltunderskud som følge af grøderespiration på ca. 5 mg/l. Ved mindre iltforbrug fås sandsynligvis for små iltunderskud fra grøderespirationen til beregning af forureningsgraden og dermed lidt mindre forureningsgrader ( i størrelsesorden 0,1 F<sup>o</sup> ). Disse forhold bør også undersøges nærmere.

De beregnede BI værdier tjener som basis for beregning af iltindhold og forureningsgrader i vandløb og kan ikke umiddelbart eftervises i felten, idet de indeholder både det BI der adhæderes i vandløbets bund og på planter, og det BI som kan bæres af vandfasen. De beregnede BI værdier danner desuden grundlag for fastsættelse af udlederkravværdi (BI modificeret, ufiltreret) for den enkelte forurener. Nøjagtigheden ses af det nedenfor anførte om de beregnede iltindhold og forureningsgrader.

De beregnede iltindhold anses på grundlag af forannævnte (særlig "overkloakering" og stor grødevækst) at ligge 0,5 - 1,5 mg/l på den sikre side (-for store iltunderskud) med en største variation på ca.  $\pm$  0,5 mg/l.

De beregnede forureningsgrader anses for, på baggrund af forannævnte (især "overkloakering" og brug af total BI), i numeriske forureningsgrader stort set at være ca. 0,1 for høje i skalaen  $F^{\circ}$  2,0 - 2,8 og ca. 0,2 - 0,3 for høje i skalaen mellem  $F^{\circ}$  3 og 4 (III og IV), med en variation på ca.  $\pm$  0,1  $F^{\circ}$ .





### Andre belastningssituationer

Beregningerne er som bekendt foretaget for et kritisk belastningstilfælde, med den normalt forekommende mindst vandføring i vandløbene ved en vandtemperatur på 20°C og lovlig udledning af spildevand i tørvejrssituationen, i det omfang som skal accepteres samt grøderespiration gennem 6 nattetimer. For at fastholde, at de således beregnede forureningstilstande mindst kan overholdes, bør tilsvarende beregnede Bi værdier nedenfor en forureningskilde ikke øges ved andre belastningssituationer, som f.eks. ved store infiltrationsvandmængder samt ved udledning fra regnledninger og overfaldsbygværker, ligesom renseanlæggenes drift bør sikres mod uheld.

Vestsjællands amtskommune  
Vandinspektoratet  
januar 1976

Poul Andersen