


DETERMINAÇÃO EXPERIMENTAL DO COEFICIENTE DE  
REAERAÇÃO, EM RIOS E CANAIS ABERTOS, COM O  
EMPREGO DE TRAÇADORES

Iria Fernandes Vendrame

TESE SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DA COORDENAÇÃO DOS PROGRA  
MAS DE PÓS-GRADUAÇÃO DE ENGENHARIA DA UNIVERSIDADE FEDERAL  
DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PA  
RA A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM CIÊNCIAS. (M.Sc.).

Aprovada por :



---

João Sérgio Fajardo Roldão  
Presidente



---

Pedro Luiz A. Guerrero Salazar



---

Carlos Celso do Amaral e Silva

VENDRAME, Iria Fernandes

Determinação experimental do coeficiente de reaeração em rios e canais abertos com o emprego de traçadores (Rio de Janeiro) 1982.

XIX , 179 p. 29,7 cm (COPPE-UFRJ, M.Sc, Engenharia Civil, 1982).

Tese - Univ. Fed. Rio de Janeiro, Fac. de Engenharia.

1. Reaeração      2. Rios e canais      3. Traçadores.  
4. Teses

I. COPPE/UFRJ

II Título (série)

## A G R A D E C I M E N T O S

Agradeço ao Prof. JOÃO SÉRGIO FAJARDO ROLDÃO a eficiente orientação na preparação, realização e interpretação dos resultados das experiências de campo.

Agradeço também ao Prof. PEDRO LUIS GUERRERO SALAZAR pelas suas valiosas sugestões durante a fase de desenvolvimento das experiências realizadas.

Agradeço a equipe do Laboratório de Traçadores pela eficiente colaboração, sem a qual não seria possível a concretização deste trabalho.

Agradeço ao CNPq e à CNEN o apoio financeiro que, direta e indiretamente tornou possível este trabalho.

## RESUMO

Neste trabalho, é feito um estudo com o objetivo de determinar experimentalmente o coeficiente de reaeração,  $K_2$ , em escoamentos naturais, utilizando-se o método de traçadores radioativos introduzido por Tsivoglou.

A técnica empregada utiliza um gás radioativo inerte, Kr-85, como traçador para o oxigênio, água tritiada, HT0, para corrigir os efeitos da dispersão e da diluição do traçador e um traçador fluorescente, Amidorodamina G.E., com o propósito de informar o momento de iniciar a coleta de amostras no campo.

O local escolhido, para a realização das experiências de campo, abrange parte do canal Mato Grosso e do rio Saracuruna (RJ), compreendendo um trecho de 11,2 km.

Apresenta-se um resumo do estudo do modelamento da reaeração e uma análise comparativa dos métodos de determinação experimental do coeficiente de reaeração.

São apresentados os fundamentos do método de traçadores radioativos, bem como detalhes experimentais e dispositivos especiais projetados para uso no laboratório e no campo.

Os valores medidos de  $K_2$  são apresentados e comparados com os valores calculados através dos modelos de estimativa. Ajusta-se aos dados experimentais, uma equação semi-empírica, relacionando  $K_2$  com os parâmetros hidráulicos característicos do escoamento.

Faz-se uma análise das perdas sofridas pela Amidorodamina G.E., comparando seu comportamento com o do traçador conservativo, HT0.

## ABSTRACT

In this work, the reaeration coefficient,  $K_2$  in natural waters is determined experimentally using Tsivoglou's radioactive tracer method. The technique employed involves the use of an inert radioactive gas, Kr-85, as a tracer for oxygen, tritiated water, HTO, to correct for dispersion and dilution of tracer, and a fluorescent tracer, Amidorodamina G.E., with a view to determining the instant at which to start sample collection in field work. The experiments were performed in a part of the Mato Grosso channel and Saracuruna river (RJ) along a 11.2 km reach.

A summary of reaeration modelling studies, a comparative analysis of the experimental methods for the determination of the reaeration coefficient, and radioactive tracer method fundamentals, are presented along with specific experimental details and special devices which were used in both laboratory and field work.

Measured values of  $K_2$  are compared with computed values obtained from predictive models and are fit to a semiempirical equation involving hydraulic parameters.

An analysis is made of losses of Amidorodamina G.E., and these are compared with those of conservative tracer, HTO.

## GLOSSÁRIO

- a - contagens obtidas no canal A, do aparelho de análise de cintilação, para o padrão de Kr-85, (cpm).
- a' - contagens obtidas no canal A, do aparelho de análise de cintilação, para cada amostra, (cpm).
- a'' - valor corrigido de contagens de H<sup>3</sup>, para cada amostra (cpm).
- A - quantidade de traçador utilizado ou atividade (m<sup>3</sup> ou mCi).
- A<sub>0</sub>, A<sub>1</sub>..., A<sub>n</sub> - coeficientes de regressão, na equação de regressão linear.
- A<sub>x</sub> - área da seção transversal do trecho (m<sup>2</sup>).
- A<sub>a</sub>, A<sub>b</sub> - áreas da seção transversal a montante e a jusante do trecho considerado (m<sup>2</sup>).
- b - contagens obtidas no canal B, do aparelho de análise de cintilação, para o padrão de kr-85, (cpm).
- b' - contagens obtidas no canal B, do aparelho de análise de cintilação, para cada amostra, (cpm).
- b'' - valor corrigido de contagens de kr-85, para cada amostra, (cpm).
- B<sub>i</sub> - coeficiente de regressão da população.

- c - coeficiente de Chézy ( $m^{1/2} s^{-1}$ )
- C - concentração de oxigênio dissolvido (mg/l ou ppm).
- $\bar{C}_1, \bar{C}_2$  - concentrações de oxigênio dissolvido médias no trecho, para os dois níveis de concentração de oxigênio dissolvido da técnica da quebra do equilíbrio (mg/l ou ppm).
- $C_a, C_b$  - concentrações de oxigênio dissolvido a montante e a jusante do trecho considerado respectivamente, para o primeiro nível de concentração de oxigênio dissolvido, na técnica da quebra do equilíbrio (mg/l ou ppm).
- $C'_a, C'_b$  - concentrações de oxigênio dissolvido a montante e a jusante do trecho considerado respectivamente, para o segundo nível de concentração de oxigênio dissolvido, na técnica da quebra do equilíbrio (mg/l ou ppm).
- $C_{DES}$  - concentração desejada, utilizada para o pré-dimensionamento ( $\mu Ci/ml$  ou  $g/m^3$ ).
- CMP - concentração máxima permissível na água para o traçador ( $\mu Ci/ml$ ).
- $C_S$  - concentração de saturação para o oxigênio dissolvido (mg/l ou  $g/m^3$ ).
- $C_{S1}, C_{S2}$  - concentração de saturação para o oxigênio dissolvido, para os dois níveis de concentração de oxigênio dissolvido, considerados na técnica da quebra do equilíbrio (mg/l ou ppm).

$C_G$	- concentração do traçador gasoso, etileno ou propano na água (mg/l ou ppm).
$C_{Kr}$	- concentração de kriptônio-85 na água ( $\mu\text{Ci/ml}$ ou ppb).
$C_R$	- concentração de rodamina-wt na água (mg/l ou ppm).
$C_T$	- concentração de trítio na água ( $\mu\text{Ci/ml}$ ou ppb).
$d$	- distância à fonte radioativa (m).
$d_1, d_2$	- diâmetros moleculares dos gases 1 e 2. (angstroms).
$D$	- déficit de oxigênio dissolvido (mg/l ou ppm).
$D_a$	- déficit de oxigênio dissolvido a montante do trecho (mg/l ou ppm).
$D'_a$	- déficit de oxigênio dissolvido a montante do trecho, para o segundo nível de concentração de oxigênio dissolvido considerado na técnica do distúrbio do equilíbrio (mg/l ou ppm).
$D_b$	- déficit de oxigênio dissolvido à jusante do trecho considerado (mg/l ou ppm).
$D'_b$	- déficit de oxigênio dissolvido a jusante do trecho, para o segundo nível de concentração de oxigênio dissolvido considerado na técnica do distúrbio do equilíbrio (mg/l ou ppm).
$D_{Kr}$	- déficit de kr-85 na água (mg/l ou ppm).
$D_m$	- coeficiente de difusão molecular ( $\text{m}^2/\text{dia}$ ).



$D_x$	- coeficiente de dispersão longitudinal ( $m^2/dia$ ).
$\Delta D$	- mudança no déficit de oxigênio dissolvido, no trecho considerado, no modelo de Thomas (ppm).
$\bar{D}$	- déficit de oxigênio dissolvido médio, no trecho considerado, no modelo de Thomas (ppm).
$D_0$	- taxa de transferência de oxigênio através da superfície da água ( $g/m^2/h$ ).
DBO	- demanda bioquímica de oxigênio (mg/l ou ppm).
E	- taxa de dissipação de energia por unidade de massa líquida, igual a VSg para canais abertos ( $erg/s/g$ ).
$E_a$	- energia de ativação para a absorção de oxigênio pela água ( $cal/mol$ ).
$E_g$	- energia da radiação gama (Mev).
$E_N$	- erro médio normalizado de estimativa para o coeficiente de reaeração ( $dia^{-1}$ ).
$E_S$	- erro padrão de estimativa para o coeficiente de reaeração ( $dia^{-1}$ ).
$f(x,t)$	- atividade fotossintética a uma distância x da origem, onde a variação temporal é conhecida ( $mg/l/dia$ ).
$F_m$	- taxa de transferência de massa por unidade de área ( $g/m^2/dia$ ).
F	- número de Froude igual a $V/\sqrt{g H}$ .
g	- aceleração da gravidade ( $m/s^2$ ).

- H - profundidade média do escoamento (m).
- H' - profundidade acima do ponto mais baixo do canal, utilizada na equação de estimativa do coeficiente de reaeração de Streeter-Phelps (m).
- j - expoente da profundidade média de escoamento, empregado na forma geral das equações de estimativa empíricas, do coeficiente de reaeração.
- J - fator de correção para as perdas de traçador fluorescente, utilizado no método de traçadores modificado.
- $k_1$  - coeficiente de desoxigenação, ou taxa constante de oxidação bioquímica da matéria carbonosa, base logarítmica decimal ( $\text{dia}^{-1}$ ).
- $k_2$  - coeficiente de reaeração, ou taxa constante de absorção de oxigênio da atmosfera, base logarítmica decimal ( $\text{dia}^{-1}$ ).
- $(k_2)_{\text{exp}}$  - coeficiente de reaeração calculado a partir de resultados de testes experimentais, base logarítmica decimal ( $\text{dia}^{-1}$ ).
- $(k_2)_e$  - coeficiente de reaeração estimado a partir de equações, base logarítmica decimal ( $\text{dia}^{-1}$ ).
- $k_3$  - taxa constante de remoção de DBO por sedimentação e absorção, base logarítmica decimal - ( $\text{dia}^{-1}$ ).

- K - fator de correção aplicado às contagens das amostras, na análise de cintilação.
- $K_0$  - constante utilizada na equação de Ward.
- $K_1$  - coeficiente de desoxigenação, ou taxa constante de oxidação bioquímica da matéria carbonosa, base logarítmica neperiana ( $\text{dia}^{-1}$ ).
- $K_2$  - coeficiente de reaeração, ou taxa constante de absorção de oxigênio da atmosfera, base logarítmica neperiana ( $\text{dia}^{-1}$ ).
- $K_G$  - coeficiente de transferência de massa para o traçador gasoso ( $\text{dia}^{-1}$ ).
- $K_{GE}, K_{GP}$  - coeficiente de transferência de massa para os traçadores gasosos, etileno e propano, respectivamente ( $\text{dia}^{-1}$ ).
- $K_{KR}$  - coeficiente de transferência de massa para o Kr-85 ( $\text{dia}^{-1}$ ).
- $K_{ox}$  - coeficiente de transferência de massa para o oxigênio ( $\text{dia}^{-1}$ ).
- $K_N$  - taxa constante de oxidação da matéria nitrogenosa ( $\text{dia}^{-1}$ ).
- L - demanda bioquímica de oxigênio da matéria carbonosa ( $\text{mg/l}$ ).
- $\bar{L}$  - demanda bioquímica de oxigênio média da matéria carbonosa no trecho considerado ( $\text{mg/l}$ ).
- $L'$  - demanda bioquímica de oxigênio da matéria carbonosa, em cada instante, na equação de ajuste de dados de t,  $k_1$  e L, obtida por Thomas (ppm ou  $\text{mg/l}$ ).

$L_a$	- demanda bioquímica de oxigênio da matéria carbonosa, a montante do trecho considerado (mg/l).
$L_m$	- distância de bom misturamento (km).
$m$	- taxa de adição de DBO à água pelos depósitos bênticos (mg/l/dia).
$m'$	- molécula grama (g).
$M$	- massa de traçador utilizada (g).
$n$	- coeficiente de Manning ( $m^{1/3} s^{-1}$ ).
$n'$	- número de moles.
$N$	- número de dados utilizados na análise de regressão, ou de valores experimentais do coeficiente de reaeração.
$N_x$	- concentração de material nitrogenoso, segundo a direção x (mg/l).
OD	- oxigênio dissolvido na água (mg/l).
$p$	- taxa de produção de oxigênio dissolvido, pela fotossíntese (mg/l/dia).
$p'$	- taxa de produção de oxigênio dissolvido, pela fotossíntese, no segundo nível de concentração de oxigênio dissolvido, considerado na técnica da quebra do equilíbrio (mg/l/dia).
$P_m$	- taxa máxima de produção fotossintética ou amplitude da onda (mg/l/dia).
$p(t)$	- função que descreve a atividade fotossintética ao longo do tempo (mg/l/dia).

$P$	- período de tempo (s).
$P'$	- pressão ( $N/m^2$ ).
$q$	- percentagem de desintegração gama por desin <u>te</u> gração.
$Q$	- vazão ou descarga ( $m^3/s$ ).
$Q_a, Q_b$	- vazão a montante e a jusante do trecho con <u>s</u> iderado ( $m^3/s$ ).
$Q_c$	- fontes adicionais de material conservativo ( $m^3$ ).
$Q_o$	- taxa de mudança no oxigênio dissolvido no trecho ( $g/m^2/h$ ).
$Q_1, Q_2$	- taxas médias de mudança na concentração do oxigênio dissolvido no trecho, por unidade de área, no trecho, para os dois níveis de oxigênio dissolvido, considerados na técnica do distúrbio do equilíbrio ( $g/m^2/h$ ).
$r$	- taxa de consumo de oxigênio dissolvido pela respiração das plantas ( $mg/l/dia$ ).
$r'$	- taxa de consumo de oxigênio dissolvido pela respiração das plantas, nos dois níveis de concentração de oxigênio dissolvido, considerados na técnica do distúrbio do equilíbrio ( $mg/l/dia$ ).
$R$	- taxa de utilização do oxigênio dissolvido por todos os processos ( $g/m^2/h$ ).
$R_G$	- constante dos gases ideais ( $cal/mol/^0K$ ).

$R_H$	- raio hidráulico (m).
$S$	- declividade da superfície da água ou do fundo do canal (m/m).
$S_{bi}$	- erro padrão do coeficiente de regressão, $A_i$ .
$S^2$	- variância amostral dos resíduos na análise de regressão.
$SE_{x,t}$	- taxa de remoção de DBO, pela sedimentação, segundo a posição longitudinal $x$ , num tempo $t$ (mg/l/dia).
$t$	- tempo de viagem (dias ou horas).
$t'$	- coeficiente correspondente ao intervalo de confiança considerado.
$\bar{t}$	- tempo de viagem do centróide da curva de passagem da nuvem traçadora (h).
$t_1$	- tempo de viagem associado ao primeiro posto de amostragem (h).
$\Delta t$	- tempo de passagem da nuvem traçadora num <u>da</u> do posto (h).
$\Delta t_1$	- tempo de viagem num trecho, no modelo de Thomas (h).
$T$	- temperatura ( $^{\circ}C$ ).
$T'$	- temperatura absoluta ( $^{\circ}K$ ).
$U$	- coeficiente adimensional utilizado na equação de Rimar.
$V$	- velocidade média do escoamento na direção $x$ (m/s).

- $V_*$  - velocidade de fricção (m/s).
- $w$  - expoente da velocidade na forma geral das e quações empíricas de estimativa do coeficiente de reaeração.
- $W$  - largura média do trecho (m).
- $x$  - posição ou direção longitudinal (m).
- $x_1$  - posição do posto P1, na direção longitudinal (m).
- $x_n$  - posição associada ao posto de amostragem mais afastado do posto de injeção (m).
- $\Delta x$  - comprimento do trecho, ou  $x_a - x_b$  (m).
- $X_{1i}, X_{2i} \dots X_{ni}$  - variáveis independentes na equação de regres são linear.
- $y$  - posição ou direção vertical (m).
- $Y$  - variável dependente na equação de regressão linear.
- $Y_{ci}$  - estimativa da variável dependente,  $Y_i$ , a par tir da equação de regressão linear.
- $Y_i$  - variável dependente  $i$  na equação de regressão linear.
- $Z$  - constante na equação de estimativa do coeficiente de reaeração de Streeter-Phelps.
- $\delta$  - aumento médio relativo na velocidade do escoamento, para cada cinco pés de aumento na altura d'água.

- $\partial$  - indica diferenciação parcial.
- $\epsilon_y$  - coeficiente de difusão vertical ( $m^2/dia$ ).
- $\epsilon'_y$  - coeficiente de difusão turbulenta ( $m^2/dia$ ).
- $n$  - expoente da velocidade, na equação de estimativa do coeficiente de reaeração de Streeter-Phelps.
- $\theta$  - coeficiente de correção para a temperatura, igual a  $(K_{2T}/K_{20})^{1/T-20}$
- $\mu_a$  - coeficiente de absorção da radiação no ar ( $cm^{-1}$ ).
- $\pi$  - constante igual a 3,1416.
- $\sigma^2$  - variância da população na análise de regressão.
- $\phi$  - fator de correção para os fatores de diluição e dispersão do kr-85.
- $\chi^2$  - função Chi-quadrado.
- $\psi$  - constante na equação empírica de estimativa do coeficiente de reaeração.
- $\gamma$  - gravidade específica da água ( $kg/m^3$ ).
- $\omega$  - volume ( $cm^3$ ).



I N D I C E

CAPÍTULO	I	INTRODUÇÃO .....	1
	I.1	Generalidades .....	1
	I.2	A reaeração e o coeficiente de reaeração...	2
	I.3	Objetivo do trabalho.....	4
	I.4	Apresentação do trabalho .....	4
CAPÍTULO	II	MODELAMENTO DA REAERAÇÃO E A MEDIÇÃO DO COE	
		FICIENTE DE REAERAÇÃO .....	6
	II.1	Modelamento da reaeração .....	6
	II.1.1	Streeter Phelps .....	7
	II.1.2	Thomas, Jr .....	12
	II.1.3	Camp, R.T. ....	17
	II.1.4	O' Connor D.J.....	20
	II.2	Determinação experimental do coeficiente de	
		reaeração .....	24
	II.2.1	Técnica do balanço do oxigênio dis	
		solvido .....	24
	II.2.2	Técnica da quebra do equilíbrio....	25
	II.2.3	Técnica de traçadores radioativos..	28
	II.2.4	Técnica de traçadores modificada...	31
	II.2.5	Análise de erro nas técnicas de me	
		dição .....	34
	a.	Análise de erro na técnica do	
		balanço de oxigênio dissolvido..	34
	b.	Análise de erro na técnica da	
		quebra do equilíbrio.....	35
	c.	Análise de erro na técnica de	
		traçadores radioativos.....	36

	d. Análise de erro na técnica de traçadores modificada.....	37
	e. Comparação entre as técnicas de determinação experimental de $k_2$ .	37
	f. Justificativas para a seleção da técnica de traçadores radioativos .....	41
CAPÍTULO III	MÉTODOS DE ESTIMATIVA DO COEFICIENTE DE REAERAÇÃO .....	43
III.1	Objetivos .....	43
III.2	Modelos conceituais .....	44
III.3	Modelos semi-empíricos .....	50
III.4	Modelos empíricos .....	54
III.5	Critérios de comparação das equações de estimativa .....	58
III.6	Justificativa para a seleção dos modelos semi-empíricos .....	63
III.7	Desenvolvimento de uma equação de estimativa do coeficiente de reaeração, utilizando análise de múltipla regressão .....	64
CAPÍTULO IV	METODOLOGIA APLICADA .....	70
IV.1	Introdução .....	70
IV.2	Descrição dos traçadores .....	71
IV.3	Base matemática do método .....	73
IV.4	Procedimento de campo .....	79
	IV.4.1 Critérios de seleção dos postos de amostragem.....	79
	IV.4.2 Prê-dimensionamento .....	79

	a. Cálculo da distância de bom mis- turamento .....	81
	b. Coeficiente de dispersão lon- gitudinal .....	81
	c. Atividade máxima a injetar.....	82
IV.4.3	Proteção radiológica .....	86
	a. Exposição da população em geral na área em estudo.....	86
	b. Exposição da equipe de trabalho.	87
IV.4.4	Preparação e injeção da mistura de traçadores .....	89
IV.4.5	Coleta de amostras .....	93
IV.4.6	Medição das propriedades hidrâuli- cas.....	96
IV.5	Procedimento de laboratório.....	98
IV.5.1	Preparação e análise das amostras.	99
CAPÍTULO V	APLICAÇÃO DA METODOLOGIA: RESULTADOS E DIS- CUSSÃO.....	102
V.1	Área selecionada e localização dos postos de amostragem.....	102
V.2	Experiências de campo .....	105
V.2.1	Pré-dimensionamento .....	105
	a. Distância de bom misturamento..	106
	b. Coeficiente de dispersão longi- tudinal .....	107
	c. Atividade a injetar .....	107
V.2.2	Determinação do coeficiente de rea- eração .....	114

V.2.3	Resultados obtidos .....	121
V.2.4	Discussão dos resultados .....	135
V.2.5	Comparação entre os valores medidos e os estimados do coeficiente de rea eração .....	145
V.2.6	Obtenção de uma equação de estimati va .....	146
CAPÍTULO VI	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES .....	153
APÊNDICE I	SEPARAÇÃO DA ATIVIDADE DE Kr-85 A SER INJETA DA .....	155
APÊNDICE II	DETERMINAÇÃO DAS CONDIÇÕES ÓTIMAS DE OPERAÇÃO DO CONTADOR DE CINTILAÇÃO LÍQUIDA.....	160
APÊNDICE III	VALORES ESTIMADOS DO COEFICIENTE DE REAERAÇÃO	166
BIBLIOGRAFIA	.....	170

## CAPÍTULO I

### I N T R O D U Ç Ã O

#### I - 1. Generalidades

A utilização correta de rios e canais, como meios de diluição e transporte dos efluentes domésticos e industriais, é um dos fatores mais importantes, que contribuem para a saúde pública e o bem estar de um povo. Entretanto, essa utilização deve ser feita de forma controlada, uma vez que no caso de descarga de poluentes orgânicos, não-conservativos, em um curso d'água, não apenas se obtém a diluição dos rejeitos, mas também ocasionam um consumo de grande quantidade de oxigênio dissolvido na água.

O consumo do oxigênio dissolvido pelo processo de biodegradação da matéria orgânica faz baixar o seu nível de concentração no corpo receptor, podendo, em casos extremos, exauri-lo, o que resulta em condições de depuração anaeróbias indesejáveis. Com o aumento da população e da industrialização nas grandes cidades, em muitos casos, o poder de autodepuração de alguns rios foi excedido, tornando-se necessário um programa de controle de qualidade d'água.

Vários fatores influenciam na concentração de oxigênio de um escoamento, existindo os fatores de reação que aumentam (oxigenadores) ou diminuem (desoxigenadores) o teor de oxigênio dissolvido na água, além dos fatores hidrodinâmicos de transporte. O balanço dos fatores oxigenadores e desoxigenadores, re

sultante dos processos químicos, físicos, biológicos e hidrodinâmicos, fornece a concentração de oxigênio dissolvido no trecho do rio ou canal analisado. As três principais fontes de ganho de oxigênio em um curso d'água são: a reaeração, a fotossíntese das plantas aquáticas e o oxigênio dissolvido contido no escoamento do rio principal e em seus tributários. O conhecimento preciso de capacidade de reaeração de um escoamento pode ser considerado a chave de um programa de controle de poluição orgânica, sendo a base necessária, para a determinação acurada do grau de tratamento exigido para os rejeitos e pode ser o fator principal, na avaliação dos custos de um programa de controle de qualidade d'água. A capacidade de avaliar o potencial de reaeração de trechos não poluídos é de grande importância na escolha da localização de novas indústrias, permitindo a utilização racional de um curso d'água, de forma a não deplecionar exaustivamente a quantidade de oxigênio dissolvido em alguns trechos. Em certos casos, quando a aeração atmosférica já não é suficiente, a qualidade da água receptora pode tornar-se intolerável para os fins a que se destina, sendo necessário fazer-se uma nova distribuição dos pontos de despejo, ou então, utilizar-se tratamentos especiais como por exemplo, a aeração artificial e o tratamento parcial das fontes poluidoras.

## I - 2. A reaeração e o coeficiente de reaeração

A reaeração (O'Connor & Dobbins, 1958) é a absorção física de oxigênio da atmosfera e vem a ser o processo mais importante, pelo qual um curso d'água readquire seu oxigênio consumido na degradação de rejeitos orgânicos. Em escoamentos turbulentos, é um processo físico que ocorre pelo efeito combina

do da difusão molecular do oxigênio e do misturamento físico da água.

Vários autores têm analisado o processo de reaeração, considerando a taxa de absorção de oxigênio pela água proporcional ao déficit de oxigênio do escoamento, em relação à concentração de saturação numa dada temperatura. Além do déficit de oxigênio dissolvido, outros fatores influenciam no processo de entrada de oxigênio na água, incluindo-se a profundidade, a largura, a declividade do trecho, a velocidade do escoamento, o coeficiente de dispersão, o coeficiente de difusão molecular, a temperatura e a ação dos ventos. O efeito da profundidade contribui juntamente com a velocidade, na agitação ou turbulência.

O processo de reaeração, em um trecho de um escoamento, pode ser caracterizado por seu coeficiente de reaeração superficial, que define a taxa de absorção de oxigênio da atmosfera. Portanto, o conhecimento de um modelo acurado de reaeração atmosférica é de importância fundamental, na tentativa de estudar individualmente outros fatores, que controlam as fontes de oxigênio num curso d'água. Diversas teorias têm sido propostas e um grande número de técnicas e equações têm sido experimentadas, para estimar o coeficiente de reaeração ( $K_2$ ), porém, nenhuma apresenta uma lei geral e precisa que descreva o processo. Apesar de existirem muitas equações de estimativa na literatura, cada uma é aplicável a uma certa condição hidráulica, por isso, quando é requerido um grau maior de precisão nos valores das taxas de entrada de oxigênio, é necessário utilizar-se um método de determinação experimental do coeficiente  $K_2$ . Na realidade, segundo (Wilson & Macleod, 1974), a variação de  $K_2$ , determinado através das equações, é bem maior que a dos valores experimentais, indicando que certas variáveis que influenciam no

processo, não estão sendo consideradas.

### I - 3. Objetivo do trabalho

Este trabalho é na realidade, a primeira fase de um programa de pesquisa maior, que objetiva desenvolver uma metodologia de determinação experimental de  $K_2$ , para rios de pequeno e médio porte, fazendo uso da técnica de traçadores radioativos e fluorescentes. Também é objetivo comparar os valores de  $K_2$  obtidos em campo, com os valores de  $K_2$  determinados através das diversas equações de estimativa disponíveis na literatura, a fim de se verificar quais dessas equações fornecem valores mais próximos dos valores experimentais, a partir de dados hidráulicos do escoamento, facilmente mensuráveis.

### I - 4. Apresentação do trabalho

No capítulo II é feito um estudo do modelamento da reaeração e, também, são analisadas as vantagens e desvantagens dos principais métodos de medição de  $K_2$  e os critérios empregados para a escolha do método a utilizar.

Para medir o coeficiente de reaeração, por qualquer um dos três métodos indicados, é requerido um trabalho considerável de campo e de laboratório. Como em muitos estudos do modelamento da qualidade da água, não são disponíveis fundos suficientes, para esses fins, a alternativa é usar uma das muitas equações de estimativa disponíveis na literatura. Infelizmente, essas equações fornecem uma grande faixa de variação de valores do coeficiente de reaeração, para um conjunto particular de condições hidráulicas. As equações de estimativa estão baseadas em três tipos de modelos, que são os modelos conceituais, os mode



los semi-empíricos e os modelos empíricos. O primeiro desses modelos é baseado no processo de transferência de massa na interface gás líquido e os dois últimos modelos, por serem desenvolvidos a partir de dados experimentais, fornecem valores adequados do coeficiente de reaeração para escoamentos similares àqueles para os quais as equações foram desenvolvidas. Essas equações são apresentadas e discutidas no capítulo III.

O método de medição que utiliza o traçador gasoso, Kr-85, aplicado ao rio Saracuruna (RJ), emprega a metodologia exposta no capítulo IV, onde são apresentados os pré-dimensionamentos, a aparelhagem empregada e os procedimentos de campo e de laboratório.

Os dados e os resultados obtidos nas experiências de campo são apresentados no capítulo V, onde os resultados são comparados aos valores fornecidos pelas diversas equações de estimativa do coeficiente de reaeração. Nesse capítulo, é aplicada uma análise de múltipla regressão, utilizando-se os dados hidráulicos medidos, durante as experiências de campo e os valores medidos do coeficiente de reaeração, a fim de se obter uma equação específica para o tipo de rio em estudo.

No capítulo VI são apresentadas as conclusões obtidas e algumas recomendações para continuação da pesquisa, da qual este trabalho é uma parte.

## CAPÍTULO II

### MODELAMENTO DA REAERAÇÃO E MEDIÇÃO DO COEFICIENTE REAERAÇÃO

#### II - 1. Modelamento da reaeração

O desenvolvimento de modelos matemáticos, para a análise e controle da qualidade d'água, é uma importante consideração nos problemas de poluição de rios e canais. Uma grande variedade de modelos unidimensionais têm sido elaborados, os quais descrevem as concentrações de OD (oxigênio dissolvido) e DBO (demanda bioquímica de oxigênio) e consistem em equações de continuidade, desenvolvidas através da aplicação do princípio da conservação da massa.

A capacidade de um fluxo receber e oxidar matéria orgânica depende de suas fontes de oxigênio, e o estado final de um curso d'água poluído é o resultado do balanço entre essas fontes e a demanda de oxigênio requerida pela matéria orgânica instável, para transformar-se em formas minerais estáveis. Essa demanda, sendo o resultado de uma reação bioquímica lenta, é na ausência de nova entrada de poluentes, um processo que é constantemente reduzido, devido à contínua reposição do OD da água, proveniente da atmosfera.

Um corpo d'água não poluído tende a manter em solução a máxima quantidade de oxigênio que é capaz de incorporar, a uma dada temperatura e pressão parcial de oxigênio na atmosfera, o que é chamado valor de saturação. Em rios e canais poluídos, a contínua oxidação da matéria orgânica reduz a

quantidade de oxigênio para níveis inferiores ao valor de saturação, mas tão logo haja uma depleção no conteúdo de oxigênio, segue-se uma absorção do mesmo da atmosfera. As fontes de oxigênio mais importantes num rio são o oxigênio dissolvido inicialmente na água, a reaeração e a fotossíntese. Entre estas fontes, em geral, a reaeração é considerada a mais importante e vem sendo estudada por diversos autores. A seguir, são apresentados os trabalhos mais importantes.

## II - 1.1. Streeter e Phelps

Possivelmente, o modelo de Streeter & Phelps (1925) foi o primeiro estudo da reaeração em canais naturais. Nesse estudo, foi considerado que a capacidade de um escoamento receber e oxidar rejeitos depende do seu potencial em adquirir oxigênio e que a redução do teor de oxigênio dissolvido em um escoamento, estão intimamente associados com as mudanças bioquímicas, sendo que essas reações se processam de acordo com a seguinte lei:

" A taxa de oxidação bioquímica da matéria orgânica é proporcional à concentração remanescente da substância não oxidada, medida em termos de oxidação". Isto pode ser colocado na forma diferencial, como:

$$- \frac{dL}{dt} = K_1 L \quad (2.1)$$

$$\ln \frac{L_a}{L} = K_1 t \quad (2.2)$$

onde:

$L_a$  = quantidade de DBO no ponto inicial do trecho, em (mg/l),

$L$  = DBO no final do trecho, em (mg/l),

$K_1$  = coeficiente de desoxigenação, na base neperiana, em  $(\text{dia}^{-1})$  e

$t$  = tempo gasto pela água, para escoar do ponto inicial ao ponto final do trecho, em dias.

A desoxigenação é consequência da reação através da qual a carga de matéria orgânica instável, contida em um curso d'água, é transformada em formas minerais estáveis por oxidação. Essa oxidação faz parte de um processo biológico natural, que, utilizando o oxigênio contido na água, depura o material orgânico.

A reaeração é o processo através do qual a camada superficial do escoamento, saturada pelo oxigênio atmosférico, é continuamente trocada pelas camadas mais profundas, pelo efeito combinado do misturamento turbulento e da difusão molecular, que dependem das várias características hidráulicas do escoamento.

As duas reações, desoxigenação e reaeração, tendem a uma condição de equilíbrio temporário, sendo que a taxa de variação no déficit de oxigênio é governada por duas reações independentes. Na primeira, o déficit aumenta a uma taxa proporcional à demanda de oxigênio da matéria orgânica, equação (2.3), e na segunda, o déficit diminui, por reaeração, a uma taxa diretamente proporcional ao seu próprio valor, equação (2.4).

As duas taxas podem ser expressas na forma diferencial:

$$\frac{dD_1}{dt} = K_1 L \quad (2.3)$$

$$\frac{dD_2}{dt} = -K_2 D \quad (2.4)$$

sendo:

$D = (C_s - C)$ , isto é, a diferença entre a concentração de saturação, à temperatura do fluxo, e a concentração num dado instante, é igual ao déficit de oxigênio, em (mg/l),

$D_1$  e  $D_2$  = déficit de oxigênio aumentando e diminuindo por desoxigenação e reaeração, respectivamente,

$$\frac{dD_1}{dt} = \text{taxa de desoxigenação,}$$

$$\frac{dD_2}{dt} = \text{taxa de reaeração,}$$

$K_1$  = coeficiente de desoxigenação em ( $\text{dia}^{-1}$ ) e

$K_2$  = coeficiente de reaeração em ( $\text{dia}^{-1}$ ).

A taxa líquida na mudança do déficit de oxigênio é igual à soma algébrica das taxas de desoxigenação e de reaeração, portanto:

$$\frac{dD}{dt} = \frac{dD_1}{dt} + \frac{dD_2}{dt} = K_1 L - K_2 D \quad (2.5)$$

que é uma equação linear de primeira ordem, conhecida por equação de Leibnitz, cuja forma geral é:

$$\frac{dy}{dx} + Py = Q \quad (2.6)$$

Integrando-a, obtêm-se a expressão que define o déficit real de OD, expresso como o déficit abaixo da saturação, em qualquer tempo:

$$D = \frac{K_1}{K_2 - K_1} \frac{L_a}{K_1} \left[ e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t} \right] + D_a e^{-K_2 t} \quad (2.7)$$

sendo:

$D_a$  = déficit inicial em (mg/l) e

$L_a$  = DBO inicial em (mg/l).

O conceito de um coeficiente de reaeração foi proposto, pela primeira vez, por Adeney & Becker (1919,1920) que mostraram ser de primeira ordem o processo de absorção de oxigênio pela água. Streeter & Phelps (1925), em seus estudos de poluição do rio Ohio, foram os que sugeriram a primeira equação para o coeficiente de reaeração:

$$K_2 = Z \frac{V^n}{(H')^2} \quad (2.8)$$

onde:

$H'$  = é a profundidade acima do nível mais baixo das águas, isto é, acima do nível das águas no período de seca mais rigoroso, o qual é tomado como zero de referência. Essa altura é obtida através do registro de leituras de linímetros.

$K_2$  = coeficiente de reaeração, ( $\text{dia}^{-1}$ ),

$Z$  = é uma função que Streeter & Phelps (1925) chamaram de fator de irregularidade, que é definido como o número de mudanças na declividade do canal, que produzem uma mudança na elevação, maior do que um pé por milha ( $1,89 \times 10^{-4} \text{m/m}$ ).

Para o número de irregularidades entre os valores:

3 e 5,  $Z = 1,1 S^{2,3}$ , e para valores entre

2 e 3,  $Z = (0,39 (10)^{1,16}) S + 17$ ,

onde  $S$  é a declividade da superfície da água no canal, em (m/m).

O expoente  $n$  é uma função de  $\delta$ , na seguinte forma:

$n = (\delta - 0,17) / (\delta - 1,17)$ , onde  $\delta$  representa o aumento médio relativo da velocidade, por 5 pés (1,52m) de acréscimo na altura d'água.

Streeter & Phelps (1925), em seus estudos no rio Ohio, concluíram que  $K_2 H^2$  era proporcional a  $V^n$ , mas os valores de  $Z$  assumiram valores de 0,23 a 130,0 e os valores de  $n$  variaram de 0,57 a 5,40 para diferentes trechos, o que representa um alto grau de incerteza. Eles mostraram graficamente que existia uma relação entre  $Z$ , a declividade e as irregularidades do canal. Também relacionaram graficamente  $n$  com a relação entre a velocidade e o perfil do rio, e os resultados demonstraram que uma relação simples, entre  $K_2$ , a velocidade e a profundidade médias, não é suficiente. Outros fatores como rugosidade, forma do canal e declividade deveriam também ser considerados, quando velocidade e profundidade são as principais variáveis. Embora Streeter e Phelps tenham sido os primeiros a se preocuparem com a estimativa de  $K_2$ , o seu trabalho foi um dos mais completos, na tentativa de relacionar os parâmetros que influenciam na reaeração. Algumas deficiências podem, porém, ser apontadas no modelo proposto por Streeter & Phelps (1925):

— Devido à necessidade de computar o fator de irregularidade e o coeficiente  $\delta$ , a equação (2.8) é difícil de ser usada. Além disso,  $H'$  não é um parâmetro verdadeiro do escoamento, uma equação de estimativa em função deste parâmetro, provavelmente não é geral. Outros autores como O'Connor & Dobbins (1958) entretanto, reanализaram os dados de Streeter & Phelps (1925), para alcançar novas equações de estimativa com maior generalidade.

— Suas equações são baseadas em apenas dois processos, isto é, DBO e oxigênio sendo removidos ao longo do trecho pela oxidação da matéria orgânica e a renovação do oxigênio apenas pela reaeração na superfície. Não considera os efeitos da fotossíntese, da adição de DBO ao longo do trecho por escoamento incremental, dos depósitos bênticos, da dispersão longitudinal e nem o consumo de oxigênio pelo material nitrogenoso, no balanço de OD.

## II - 1.2. Thomas Jr.

Nas equações de Streeter & Phelps (1925), são considerados apenas dois processos, isto é, DBO e OD sendo removidos ao longo do trecho pela oxidação da matéria orgânica por bactérias e o oxigênio sendo renovado, pela reaeração na superfície. Reconhecendo que em muitos trechos de rios, ocorrem outros processos que influenciam significativamente no oxigênio dissolvido, Thomas Jr. (1948) estabeleceu um novo balanço de OD, considerando um termo adicional que representa a remoção ou adição de DBO, por sedimentação e arraste, respectivamente. Supõe que em qualquer trecho de um rio, de seção transversal uniforme, a transferência e a utilização do oxigênio ocorrem de acordo com o esquema da figura (II.1), onde:

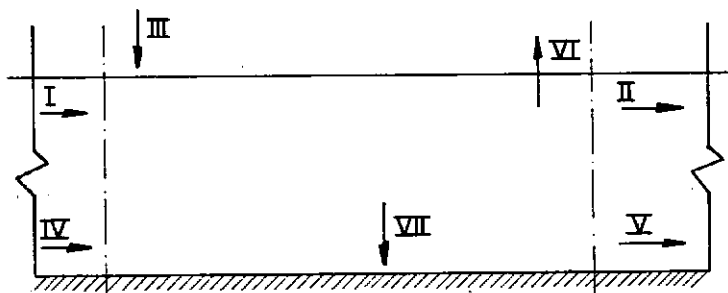


Fig. II.1— Balanço de OD' em um Trecho



- I e II = oxigênio dissolvido entrando e saindo do trecho,  
 III = oxigênio da atmosfera entrando na superfície,  
 IV e V = DBO inicial e final do trecho,  
 VI = gases como, o  $\text{CO}_2$  e o metano, saindo da água e  
 VII = DBO sedimentando nos depósitos bênticos.

Segundo testes de campo e de laboratório, as relações estabelecidas por Streeter-Phelps se mantêm, e foram apresentadas por Thomas utilizando base decimal e considerando:

$$\frac{dD_1}{dt} = 2,3 k_1 L \quad (2.9)$$

sendo  $k_1$ , o coeficiente de desoxigenação na base decimal em  $\text{dia}^{-1}$ ,  $L$  a DBO final (após 20 dias de incubação) em ppm e não a  $\text{DBO}_5$  (após 5 dias de incubação) a qual deve ser determinada experimentalmente por testes.

Thomas (1948) considerou  $K_2$  uma constante de proporcionalidade que reflete o grau de turbulência e a capacidade potencial de transferência gasosa da interface ar-água. Por outro lado, considerou a turbulência dependente da velocidade do escoamento, da profundidade e das asperezas do canal. Para um grau de turbulência fixo,  $K_2$  é próximo do inverso da profundidade. Apresentou a seguinte relação, para a taxa de reaeração:

$$\frac{dD_2}{dt} = - 2,3 k_2 D \quad (2.10)$$

onde:

$D$  = é o mesmo definido anteriormente, e

$k_2$  = coeficiente de reaeração na base decimal em  $\text{dia}^{-1}$ .

Em seu modelo, Thomas (1948) considerou, além das taxas de reaeração e desoxigenação, já estudadas por Streeter & Phelps (1925), a taxa de remoção de DBO, devido à sedimentação. Consi

derou que a DBO pode ser reduzida, ao longo de um trecho, por oxidação bioquímica e por sedimentação, ou pode aumentar por escoamento incremental ou por arraste dos depósitos bênticos. Assim obtêm-se:

$$\text{taxa de remoção de DBO devido à sedimentação} = 2,3 k_3 L \quad (2.11)$$

onde  $k_3$  é uma constante de proporcionalidade, refletindo a composição química dos efluentes e o grau de turbulência das águas no ponto considerado. Em regiões de grande turbulência,  $K_3$ , às vezes, pode ser negativo, indicando assoreamento do fundo do canal, que reverte o efeito da sedimentação.

Todas as três constantes  $K_1$ ,  $K_2$  e  $K_3$  são afetadas pela temperatura e todas têm a mesma unidade ( $\text{dia}^{-1}$ ).

Incorporando-se as relações anteriores, numa análise matemática do balanço de oxigênio, a seguinte equação pode ser obtida:

$$D = \frac{k_1 L_a}{k_2 - k_1 - k_3} \left[ 10^{-(k_1 + k_3)t} - 10^{-k_2 t} \right] + D_a 10^{-k_2 t} \quad (2.12)$$

A equação (2.12) é uma forma mais geral da curva de oxigênio dissolvido que pode ser obtida, plotando-se a concentração do oxigênio dissolvido versus tempo. Quando  $K_1 = K_2$  (situação de equilíbrio) e  $K_3 = 0$  (não há sedimentação), pode-se escrevê-la na forma simplificada:

$$\log \frac{D}{L_a} = \log k_1 t - k_1 t \quad (2.13)$$

A equação (2.12) pode ser resolvida por tentativa e erro. Para superar essa dificuldade, Thomas (1948) apresentou um

nomograma, onde  $K_3$  é tomado igual a zero, isto é, o efeito de depósito de fundo é considerado desprezível. Para calcular as constantes  $K_1$ ,  $K_2$  e  $K_3$  é necessário o conhecimento de vários dados que consistem em amostras dos valores de DBO, OD e descarga existentes em cada posto de amostragem considerado, durante medições realizadas, em condições críticas. Quando é possível coletar amostras sincronizadas em dois postos adjacentes, as constantes podem ser avaliadas a partir de valores médios de DBO, OD e vazão, durante o período crítico, uma vez que a quantidade e a composição de poluição orgânica se mantêm uniformes. Os valores de  $K_1$ ,  $K_2$  e  $K_3$ , para cada conjunto de amostras, podem então ser determinados a partir das seguintes expressões que podem ser derivadas das equações (2.9) a (2.12):

$$k_1 + k_3 = \frac{1}{t} \log \frac{L_a}{L} \quad (2.14)$$

$$k_2 = k_1 \frac{\bar{L}}{\bar{D}} - \frac{\Delta D}{2,3 t \bar{D}} \quad (2.15)$$

onde:

$L_a$ ,  $L$  = DBO final, no início e no final do trecho, em ppm,

$\bar{L} = 0,5 (L_a + L)$ , DBO final média no trecho, em ppm,

$\Delta D = D - D_a$ , variação no déficit de OD no trecho, e

$\bar{D} = 0,5 (D_a + D)$ , déficit médio no trecho.

A equação (2.14) foi derivada, considerando-se que o trecho é suficientemente pequeno de forma que o perfil do déficit de OD no trecho não seja muito diferente de uma linha reta. Caso isto não aconteça, então  $K_2$  deve ser obtido da equação (2.12) por tentativa e erro.

Os valores de  $K_1$ ,  $L_a$  e  $L$  são determinados a partir de testes de DBO encubada em laboratório, à temperatura de  $20^{\circ}\text{C}$ . A demanda de oxigênio, exercida em diferentes tempos, é medida e os dados são graficados ajustando-se uma equação do tipo:

$$L' = L(1 - 10^{-k_1 t}) \quad (2.16)$$

sendo  $L'$  o valor da demanda bioquímica de oxigênio mais recente, na sucessão de valores de  $L$ .

Os valores de  $K_1$ , obtidos desta forma, vão usualmente diminuindo de montante para jusante de um ponto de diluição, indicando que a quantidade de matéria orgânica remanescente, não oxidada, vai decrescendo. Em qualquer trecho, entretanto, o valor médio de  $K_1$  deve ser usado na equação (2.15), para determinar a constante de reaeração  $K_2$ . Os valores de  $K_1$  e  $L$  obtidos em laboratório devem ser corrigidos para a temperatura do escoamento, antes de serem utilizados na equação (2.15). Além disso, com fins de comparação, os valores calculados de  $K_2$  devem ser reduzidos a seus valores equivalentes à temperatura de  $20^{\circ}\text{C}$ , utilizando-se fatores de correção.

Thomas (1948) também considerou, em seu trabalho, a taxa de reaeração proporcional ao déficit de oxigênio ( $D$ ), mas não levou em conta na estimativa desse déficit, os efeitos da dispersão longitudinal, da fotossíntese, da entrada de poluentes ao longo do trecho e nem o consumo de oxigênio exercido pelo material nitrogenoso. Além disso, para calcular o coeficiente de reaeração, pelas fórmulas (2.12) ou (2.15), deve-se conhecer à priori, os outros parâmetros considerados em cada equação, ( $K_1$ ,  $K_3$ ,  $L$ ,  $\bar{D}$  e  $\Delta D$ ), sendo que os procedimentos envolvidos na avaliação dos mesmos fornecem um alto grau de incerteza, o que torna

questionáveis os valores encontrados para  $K_2$ .

## II - 1.3. Camp. R.T.

Camp (1963), considerando que os modelos apresentados na literatura, apresentavam como fontes de oxigênio apenas a reaeração e o oxigênio existente no rio e em seus tributários não poluídos, acrescentou em seu balanço de OD um termo que representa a taxa de produção de oxigênio pela fotossíntese.

As seguintes equações do balanço de OD e DBO foram apresentadas por Camp (1963), assumindo que as cargas de poluentes, as vazões, as temperaturas e as taxas de reação em cada seção do rio permanecem constantes no tempo (estado permanente) e que as concentrações de DBO e OD são uniformes na seção transversal, em cada seção do rio.

$$\frac{dC}{dt} = V \frac{dC}{dx} \quad (2.17)$$

$$\text{e} \quad \frac{dL}{dt} = V \frac{dL}{dx} \quad (2.18)$$

sendo,  $V$ ,  $C$  e  $L$  as mesmas variáveis definidas por Streeter e Phelps. Portanto, pode-se escrever:

$$\frac{dC}{dt} = K_2 (C_s - C) - K_1 L + p \quad (2.19)$$

para o balanço de OD e

$$\frac{dL}{dt} = - (K_1 + K_3) L + m \quad (2.20)$$

para o balanço de DBO.

Na equação (2.19) " $p$ " é a taxa de produção de oxigênio

pela fotossíntese em ppm por dia, e na equação (2.20) "m" é a taxa de adição de DBO à água pelos depósitos bênticos, em ppm por dia, e  $K_3$  é o coeficiente da taxa de sedimentação de DBO nos depósitos bênticos. Para escoamentos, onde o misturamento longitudinal é importante, Camp incluiu o termo  $D_x(d^2(L \text{ ou } C)/dx^2)$  no lado direito das equações (2.19) e (2.20).

Camp (1965), assumindo que não há descarga incremental de DBO no trecho, apresentou a seguinte relação para os valores de L em ppm, em duas estações adjacentes:

$$L = \left[ L_a - \frac{m}{2,3(k_1+k_3)} \right] 10^{-(k_1+k_3)t} + \frac{m}{2,3(k_1+k_3)} \quad (2.21)$$

A demanda de oxigênio pelos depósitos bênticos pode ser expressa como uma demanda por unidade de área do lodo. O valor de "m" em ppm/dia é igual a demanda por unidade de área ( $\text{g/m}^2/\text{dia}$ ) dividida pela profundidade hidráulica do escoamento em (m). A profundidade hidráulica do escoamento é o volume total de água contido no trecho dividido pela área da superfície. O déficit de oxigênio, em ppm é dado pela seguinte expressão:

$$D = \frac{k_1}{k_2 - k_1 - k_3} \left[ L_a - \frac{m}{2,3(k_1+k_3)} \right] \left[ 10^{-(k_1+k_3)t} - 10^{-k_2 t} \right] + \frac{k_1}{k_2} \left[ \frac{m}{2,3(k_1+k_3)} - \frac{p}{2,3 k_1} \right] (1 - 10^{-k_2 t}) + D_a 10^{-k_2 t} \quad (2.22)$$

A equação (2.22) pode ser usada na avaliação do coeficiente  $K_2$ , depois que todos os outros parâmetros tenham sido avaliados. A taxa de produção de OD pela fotossíntese, pode ser avaliada separadamente pela técnica da garrafa clara e escura (transparente e opaca).

Sob condições de estado permanente, ambos, D e L são consta<sup>n</sup>tes, e a taxa de suprimento de oxigênio é igual a taxa de desoxigenação:

$$2,3 k_2 D + p = 2,3 K_1 L \quad (2.23)$$

e

$$k_2 = (2,3 k_1 L - p) / 2,3 D \quad (2.24)$$

Logo, os valores de  $K_2$  podem ser estimados, caso  $p$ ,  $D$ ,  $K_1$  e  $L$  já tenham sido determinados.

O estudo feito no rio Merrimack, em 1963, colocou em evidência, que o valor de  $K_2$  estimado pela equação (2.22) é pouco afetado pelos valores de  $m$  e  $K_3$ , e é bastante afetado pela produção de oxigênio pela fotossíntese. Os estudos do balanço de oxigênio neste rio mostraram que:

1 - A taxa de suprimento de OD pela fotossíntese era consideravelmente maior que a taxa de suprimento pela reaeração atmosférica.

2 - A remoção da DBO pela sedimentação era maior do que a remoção pela oxidação bioquímica.

3 - A temperatura da água variava amplamente durante o dia, de forma a tornar menos precisas as determinações da DBO no laboratório à temperatura constante.

Os valores de  $K_2$  encontrados para esse rio, foram menores do que aqueles publicados na literatura, para rios similares, sendo que aproximadamente dois terços do oxigênio dissolvido foi considerado proveniente da fotossíntese. Isso pode ser atribuído ao fato das garrafas, utilizadas na determinação da quantidade de oxigênio produzido pela fotossíntese, não reproduzirem as características do meio ambiente, porque a

falta de luz afeta a respiração das algas, causando sua morte, fazendo com que a taxa de produção de oxigênio medida por esse método não seja real.

Camp (1963) em seu estudo, considera a taxa de reaeração atmosférica proporcional ao déficit de oxigênio, o qual é afetado pela fotossíntese, pela taxa de adição de DBO à água pelos depósitos bênticos e pela taxa de sedimentação de DBO nos depósitos bênticos, mas não considera o efeito da adição de poluentes ao longo do trecho e nem o consumo de oxigênio pela matéria nitrogenosa.

As limitações na estimativa do coeficiente de reaeração, nesse modelo, são representadas pelas dificuldades existentes na avaliação dos parâmetros envolvidos na equação (2.24) que são  $K_1$ ,  $L$ ,  $p$  e  $D$ , os quais são difíceis de obter com precisão.

## II - 1.4. O'Connor D.J.

O'Connor (1967) estabeleceu um balanço mais geral de OD para um fluxo unidimensional, no qual a demanda de oxigênio pelos rejeitos é dividida na parte requerida pelos carbonáceos e naquela parte requerida pelo material nitrogenoso. O resultado foi:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{Q}{A_x} \frac{\partial C}{\partial x} = K_2(C_s - C) + p_{x,t} - K_1 L_x - K_N N_x - r_{x,t} - SE_{x,t} \quad (2.25)$$

onde:

$SE$  = taxa de remoção de DBO por sedimentação,

$Q$  = vazão,

$A_x$  = área da seção transversal na direção  $x$ ,

$K_N$  = taxa constante para a oxidação do material nitrogenoso na direção  $x$ ,



$N_x$  = quantidade de material nitrogenoso existente no escoamento,

$r$  = taxa de consumo de OD pela respiração das plantas,

$x, t$  = subscritos que indicam a posição longitudinal  $x$  no tempo  $t$ , sendo as outras variáveis as mesmas já definidas anteriormente.

O'Connor (1967) resolveu a equação (2.25) analiticamente fazendo as seguintes suposições:

— a taxa fotossintética varia senoidalmente com o tempo, e a máxima taxa fotossintética e os fatores  $r_{x,t}$  e  $SE_{x,t}$  são independentes da posição e do tempo. O'Connor discutiu em termos gerais duas formas limites da solução. Na primeira situação, o escoamento sendo altamente poluído e contendo grande quantidade de material em suspensão e, ou pequenas quantidades de material nutriente. Sob estas condições  $p_{x,t}$  e  $r_{x,t}$  são pequenos e portanto desprezíveis em relação aos fatores de  $DBO$ , e a consideração de estado permanente é razoavelmente válida. A solução, neste caso, se reduz a equação da curva de oxigênio de Streeter & Phelps (1925), com um termo adicional para a demanda de oxigênio exercida pelos depósitos bênticos,  $m$ :

$$D = \frac{K_1 L_a}{K_2 - K_1} \left[ e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t} \right] + D_a e^{-K_2 t} + \frac{m}{K_2} (1 - e^{-K_2 t}) \quad (2.26)$$

Na segunda situação, a corrente está no último estágio de autopurificação. A oxidação da matéria orgânica é completa e a respiração de bactérias é desprezível comparada à respiração das algas. Neste caso, considerar o estado permanente, não é válido e a solução reduz-se a uma equação, que descreve a distribuição temporal de OD, como um resultado da atividade fotossintética, a qual depende de muitos fatores, tais

como, luz solar, temperatura, quantidade de algas e nutrientes. Assumindo-se que a taxa fotossintética varia com a intensidade da luz solar durante o dia, e que é zero durante a noite, uma relação pode ser definida na seguinte forma:

$$p(t) = p_m \sin t/P\pi \quad 0 \leq t \leq P \quad (2.27)$$

$$p(t) = 0 \quad (1-P) \leq t \leq 1 \text{ dia} \quad (2.28)$$

Se o período é de 12 horas, esta função pode ser descrita por uma série de Fourier, que pode ser aproximada para os três primeiros termos:

$$p(t) = p_m \left[ \frac{1}{\pi} + \frac{1}{2} \sin \pi \frac{t}{P} - \frac{2}{3\pi} \cos 2\pi \frac{t}{P} \right] \quad (2.29)$$

onde  $p_m$  é a amplitude da onda, a taxa fotossintética máxima, no período,  $P$ .

A equação que descreve a distribuição temporal de OD, devido a atividade fotossintética, a uma distância  $x$  da origem, onde a variação temporal de OD é conhecida, é:

$$D = D_a e^{-K_2 t} + \frac{r}{K_2} - \frac{p_m}{\pi} (1 - e^{-K_2 t}) - p_m f(x, t) \quad (2.30)$$

sendo:

$$\begin{aligned} f(x, t) = & - \frac{1}{2(K_2^2 + \pi^2/P^2)} \left\{ \left[ K_2 \sin \pi \frac{t}{P} - \frac{\pi}{P} \cos \pi \frac{t}{P} \right] - \right. \\ & \left[ K_2 \sin \frac{\pi}{P} \left( t - \frac{x}{V} \right) - \frac{\pi}{P} \cos \frac{\pi}{P} \left( t - \frac{x}{V} \right) \right] e^{-K_2 x} \left\{ \right. \\ & + \frac{2}{3(K_2^2 + 4\pi^2/P^2)} \left\{ \left[ K_2 \cos 2\pi \frac{t}{P} + \frac{2\pi}{P} \sin 2\pi \frac{t}{P} \right] \right. \\ & \left. - \left[ K_2 \cos 2\pi \frac{t}{P} + \frac{2\pi}{P} \sin \frac{2\pi}{P} \left( t - \frac{x}{V} \right) \right] e^{-K_2 x} \right\} \quad (2.31) \end{aligned}$$

O'Connor (1967) também considerou a reaeração uma reação de primeira ordem, e proporcional ao déficit de OD.

Algumas deficiências podem ser indicadas em seu trabalho feito para obter o balanço de OD:

— A demanda de oxigênio pelo material nitrogenoso não recebeu tanta atenção quanto a matéria carbonácea, entre tanto, trabalhos de O'Connell & Thomas (1965); Courchaine (1968); O'Connor, St. John & Di Toro (1968), mostraram a importância da nitrificação no balanço de oxigênio de cursos d'água que recebem rejeitos domésticos.

— Não considera o efeito da dispersão longitudinal, a não ser no caso de estuários (O'Connor, 1960).

— Para integrar a equação (2.25) foi considerado que a taxa máxima de produção de OD pela fotossíntese e os fatores  $r$  e  $SE$  são independentes da posição e do tempo, o que não acontece numa situação real.

Dentre os modelos apresentados, o mais indicado para o caso de uma aplicação prática é o modelo de Camp (1963), por constituir um modelo bastante completo, apesar de não considerar a demanda nitrogenosa, e também pela facilidade de aplicação das suas equações. A determinação de  $K_2$  nesse modelo, como também nos outros modelos apresentados anteriormente, requer o conhecimento prévio dos muitos parâmetros envolvidos no balanço do oxigênio dissolvido, os quais são difíceis de obter, com precisão, tornando os valores de  $K_2$  determinados através desses modelos pouco confiáveis. Desta forma, tornou-se necessária a obtenção acurada de valores experimentais de  $K_2$ . As principais técnicas de determinação experimental de  $K_2$  são apresentadas e discutidas no item II.2.

## II- 2. Determinação experimental do coeficiente de reaeração

Todas as técnicas experimentais, que determinam o coeeficiente de reaeração em canais abertos, utilizam uma forma integrada da equação do balanço de OD, exceto a técnica de traçadores introduzida por Tsivoglou et alii (1965,1967). As técnicas, que utilizam o balanço de OD, requerem que outros parâmetros da equação sejam medidos, para que o coeficiente de reaeração possa ser determinado. Esses parâmetros são obtidos utilizando-se uma variedade de técnicas, sendo que todas dependem da medição da quantidade de oxigênio dissolvido em um volume de água.

O método básico para a medição do oxigênio dissolvido na água é o método de Winkler, que foi descrito pela primeira vez em 1888. A partir dessa época, foram desenvolvidos vários métodos experimentais para a determinação de OD na água, como por exemplo a radiometria, a voltametria, a cromatografia e o método da troca de gases. Os procedimentos empregados nesses métodos, as vantagens e desvantagens de cada um podem ser encontrados em Mancy & Jaffe (1966).

Os principais métodos de determinação experimental de  $K_2$  são apresentados a seguir.

### II - 2.1. Técnica do balanço de oxigênio dissolvido

Em geral, essa técnica baseia-se numa versão mais completa das equações de Streeter-Phelps (1925), por exemplo, as equações (2.21) e (2.22) apresentadas por Camp (1963), sendo que o efeito da dispersão longitudinal é considerado desprezi

vel. A equação (2.21), na sua forma mais geral, deve ser resolvida para  $K_2$  por tentativa e erro. Mas, para que isso possa ser feito, deve-se antes avaliar os outros parâmetros existentes nas equações (2.21) e (2.22).

## II - 2.2. Técnica da quebra do equilíbrio

Essa técnica foi desenvolvida pelo Water Pollution Research Laboratory (Gameson & Truesdale, 1959) e baseia-se no balanço de OD descrito pela equação:

$$Q_o = p \pm D_o - R \quad (2.32)$$

onde:

$Q_o$  = taxa de variação de OD no trecho considerado,

$p$  = taxa de produção de oxigênio pela fotossíntese,

$D_o$  = taxa de transferência de oxigênio através da superfície da água e

$R$  = taxa de utilização de oxigênio.

A técnica do distúrbio do equilíbrio requer medições dos níveis de concentração de OD no ponto superior e inferior do trecho, e da taxa de respiração no trecho, para dois valores diferentes do déficit de OD, a montante do trecho. Os dois valores do déficit de OD no ponto a montante do trecho podem ser produzidos, de modo natural, pelas variações diurnas da fotossíntese e respiração, ou pela variação na carga de DBO, ou artificialmente, pela adição de sulfito de sódio e cobalto.

Na equação (2.32),  $Q_o$  é definido por:

$$Q_o = \frac{Q}{A_s} (C_b - C_a) \quad (2.33)$$

onde  $Q$  é a vazão,  $A_s$  é a área da superfície do escoamento no trecho e  $C_a$  e  $C_b$  são as concentrações de OD a montante e a jusante do trecho considerado.

O fator  $D_0$  é definido por:

$$D_0 = K_2(\bar{C}_s - \bar{C}) \quad (2.34)$$

onde  $\bar{C}_s$  e  $\bar{C}$  são, respectivamente, a concentração de saturação média e a concentração média de OD no trecho.

Se o regime de escoamento for uniforme e se  $R$ ,  $K_2$  e  $C_s$  são constantes para o trecho, durante o período de trabalho, portanto, independentes da concentração de OD, então, trabalhando-se a equação (2.32) obtêm-se:

$$K_2 = \frac{1}{t} \ln \left[ \frac{C_a - C'_a}{C_b - C'_b} \right] \quad (2.35)$$

onde  $C_a$  e  $C'_a$  são os níveis de concentração de OD, a montante do trecho e  $C_b$  e  $C'_b$  são os níveis medidos de concentração de OD a jusante do trecho, num tempo  $t$  de percurso do trecho em estudo. Embora as taxas de respiração por bactérias sejam independentes da concentração de OD para concentrações maiores do que 1mg/l, a taxa de respiração das plantas (Edwards, Owens & Gibbs, 1961), como também a dos depósitos bênticos (Mac Donnel & Hall, 1969; Edwards & Rolley, 1965) não são independentes. Além disso, a produção fotossintética pode causar grandes variações na concentração de OD com o tempo, num dia específico e de um dia para o outro. Portanto, quando existem plantas, Edwards et alii (1961) sugeriram que os trabalhos fossem conduzidos à noite, quando a produção fotossintética é desprezível. Para considerar a dependência da respiração das plantas

na concentração de OD, eles mostraram que:

$$K_2 = \frac{1}{H} \frac{Q_2 - r' Q_1}{(C_{s2} - \bar{C}_2) - r' (C_{s1} - \bar{C}_1)} \quad (2.36)$$

onde:

$\bar{C}_1, \bar{C}_2$  = valores médios de concentração de OD, em (mg/l para o trecho em estudo, nos dois níveis de concentração de OD,

$Q_1, Q_2$  = taxas médias de mudança na concentração de OD, por unidade de área, no trecho, em cada um dos dois níveis de concentração de OD, em  $\text{mg/m}^2/\text{dia}$ ,

$C_{s2}, C_{s1}$  = concentrações de saturação de OD, no instante da medição da concentração de OD nos dois níveis de OD, em mg/l.

$r'$  = razão entre a taxa de oxigênio consumida pela respiração das plantas na concentração de OD,  $\bar{C}_2$  e na concentração de OD,  $\bar{C}_1$ , em  $\text{mg/l/dia}$ .

O coeficiente de reaeração, obtido da equação (2.36) é o valor de  $K_2$ , para o déficit médio de OD no trecho em estudo.

Edwards, Owens e Gibbs (1961), a partir da equação (2.22), apresentaram uma expressão que fornece um coeficiente integral, isto é, em termos dos déficits de OD existentes a montante e a jusante do trecho. Se a equação (2.22) é escrita para os déficits a montante do trecho,  $D_a$  e  $D'_a$  e a diferença é avaliada, o resultado obtido é:

$$K_2 = \frac{1}{t} \ln \frac{(D_a - D'_a) + \frac{(p-p')}{K_2}}{(D_b - D'_b) + \frac{(p-p')}{K_2}} \quad (2.37)$$

onde  $p$  e  $p'$  incluem as taxas de respiração das plantas e o consumo de oxigênio pelos depósitos bênticos. Na equação (2.22) o parâmetro  $p$  é a taxa de produção de oxigênio pela fotossíntese. Entretanto, a produção de  $O_2$  pela fotossíntese é assumida igual a zero, durante o período de medição, de forma que o parâmetro,  $p$ , reflete apenas a respiração, ou seja, o consumo de oxigênio. Na derivação da equação (2.37), também é assumido que  $K_1$ ,  $K_3$ ,  $L_a$  e  $m$  são constantes durante o período de trabalho. Como  $K_2$  aparece em ambos os lados da equação (2.37), uma solução por tentativa e erro é necessária.

Em geral, essa técnica é de uso bastante conveniente, especialmente se as variações de OD são produzidas pelas condições naturais. Nesse caso, entretanto, são necessárias medições acuradas das taxas de respiração  $p$  e  $p'$ , o que é difícil de ser obtido.

Se o déficit é produzido pela injeção de uma certa quantidade de sulfito, num fluxo onde  $p$  e  $p'$  são pequenos, existe menor incerteza nas medições de  $p$  e  $p'$ , entretanto, sua variação pode ser ainda significativa. Como a quantidade de sulfito necessária limita as dimensões do fluxo a ser estudado, e o tempo em que a injeção pode ser aplicada, a utilização desse método é mais restrita.

## II -2.3. Técnica de traçadores

A base da técnica de traçadores radioativos é a equação resultante do modelo da teoria cinética, derivada por Einstein (1905), e apresentada por Tsivoglou (1967):



$$\frac{(K_G)_1}{(K_G)_2} = \frac{(D_m)_1}{(D_m)_2} = \frac{d_2}{d_1} \quad (2.38)$$

sendo:

- $D_{m1}$  ,  $D_{m2}$  - difusividade molecular das gases 1 e 2,  
 $(K_G)_1, (K_G)_2$  - coeficientes de transferência de massa dos gases 1 e 2 e  
 $d_1$  ,  $d_2$  - diâmetro molecular dos gases 1 e 2.

Uma vez que essa razão é constante, um gás inerte, que não participe dos vários processos bioquímicos e biológicos, pode ser usado como traçador para o oxigênio. Isso permite a determinação de um verdadeiro coeficiente de reaeração, na presença de efeitos de poluição e fotossíntese, já que o valor da razão entre os coeficientes de transferência de gás são conhecidos, para o gás inerte e para o oxigênio, e também porque a técnica de traçadores não requer a medição de quaisquer dos parâmetros do balanço do oxigênio dissolvido.

A técnica utiliza uma injeção instantânea de três traçadores, num ponto a montante do trecho, no qual o coeficiente de reaeração deve ser medido. Os traçadores utilizados são:

- 1) traçador fluorescente, com o propósito de capacitar a equipe de campo a acompanhar o movimento dos traçadores,
- 2) água tritiada, utilizada como um traçador conservativo para simular a dispersão e
- 3) traçador radioativo,  $Kr-85$ , utilizado na medição da capacidade de transferência de gases do escoamento.

As amostras são coletadas, a fim de se obter as concentrações dos traçadores, quando o pico da nuvem fluorescente passa no início e no fim de cada trecho. A capacidade de transferência de gases do fluxo é obtida das concentrações relativas do gás e da água tritiada nos dois extremos do trecho. A relação estabelecida por Tsivoglou (1967) é a seguinte:

$$\frac{\left(\frac{C_{Kr}}{C_T}\right)_b}{\left(\frac{C_{Kr}}{C_T}\right)_a} = e^{-K_{Kr}t} \quad (2.39)$$

onde:

C - concentração do traçador, em mg/l,

$K_{Kr}$  - coeficiente de transferência gasosa, para o  $Kr$ -85 em hora<sup>-1</sup>,

t - tempo de viagem em horas,

T,  $K_{Kr}$  - subscritos que se referem, respectivamente, aos traçadores, kriptônio e trítio e

a, b - subscritos que indicam os pontos a montante e a jusante do trecho, respectivamente.

O coeficiente de transferência de gás,  $K_{Kr}$ , pode ser convertido para o coeficiente de reaeração,  $K_2$ , através da seguinte relação:

$$K_2 = \frac{K_{Kr}}{0,83} \quad (2.40)$$

A consideração mais importante na técnica de traçadores é que esta razão é uma constante, isto é, independe das

condições de fluxo, da temperatura, da presença ou ausência de algas, depósitos de lodo, dos níveis de OD ou de outras condições similares.

Esta é a técnica utilizada neste trabalho e um desenvolvimento mais detalhado da mesma pode ser encontrado no capítulo IV.

#### II.2.4. Técnica de traçadores modificada

A técnica modificada (Rathbun, Schultz & Stephens, 1975) utiliza um gás hidrocarboneto de baixo peso molecular, etileno ou propano, como o traçador gasoso, e a rodamina WT como o traçador que simula os fenômenos da diluição e dispersão. Como este traçador fluorescente não é totalmente conservativo, é necessário medir a descarga e obter as curvas completas de concentração-tempo em cada seção transversal, com o objetivo de realizar as correções necessárias para as perdas de traçador fluorescente.

Medir o coeficiente de reaeração, utilizando a técnica de traçadores modificada, obedece a uma sequência similar à utilizada na técnica de traçadores radioativos, ou seja, injeção de traçadores no fluxo, coleta de amostras e medição da descarga, nos pontos de interesse, análise das amostras para determinar as concentrações dos traçadores e calcular o coeficiente de reaeração a partir desses dados. A injeção de traçadores é, porém, contínua, o processo de coleta de amostras é semelhante ao utilizado na técnica de traçadores radioativos, com a diferença que na técnica modificada é necessário levantar todas as curvas concentração-tempo, para o traçador fluorescente ou para o traçador gasoso, dependendo do método a ser utilizado.

do no cálculo de  $K_G$ . As concentrações de etileno ou propano nas amostras são determinadas usando a técnica de cromatografia gasosa.

Dois métodos são utilizados, para calcular o coeficiente,  $K_G$ , a partir dos dados experimentais. Um é baseado nas concentrações de pico e utiliza a seguinte equação:

$$K_G = \frac{1}{t} \ln \frac{\left( \frac{C_G}{C_R} \right)_a}{\left( \frac{C_G}{C_R J} \right)_b} \quad (2.41)$$

sendo:

$K_G$  = coeficiente de transferência do gás, da água para a atmosfera, em hora<sup>-1</sup>,

$t$  = tempo de viagem, para o pico da nuvem traçadora entre os pontos a e b,

$C_G$  = concentração de traçador gasoso etileno ou propano, em mg/l,

$C_R$  = concentração do traçador fluorescente (Rodamina-WT), em mg/l,

$J$  = fator de correção para as perdas de traçador fluorescente, entre duas estações, calculado pela seguinte expressão:

$$J = \frac{Q_a A_a}{Q_b A_b} \quad (2.42)$$

onde:

$Q_a, Q_b$  = vazão nas seções de montante e jusante do trecho e

$A_a, A_b$  = áreas sob as curvas concentração-tempo do traçador fluorescente, nas seções de montante e de jusante do trecho considerado.

O outro método utilizado para determinar  $K_G$  é baseado nas áreas das curvas concentração-tempo, do traçador gasoso e utiliza a seguinte expressão:

$$K_G = \frac{1}{\bar{t}_b - \bar{t}_a} \ln \left( \frac{A_a}{A_b} \right) \quad (2.43)$$

onde:

$A$  = área sob as curvas concentração-tempo do traçador gasoso,

$\bar{t}$  = tempo de viagem do centróide da massa gasosa traçadora,

$a$  e  $b$  = subscritos que indicam os pontos inicial e final do trecho.

O método das áreas tem a vantagem de ser independente das medições de concentração do traçador fluorescente. Portanto, possíveis perdas do traçador fluorescente não afetam o cálculo do coeficiente de reaeração nesse método, que implicitamente assume que não há perdas significativas de gás da massa gasosa por retenção em zonas mortas.

O coeficiente de transferência de gás para o etileno e o propano, calculados a partir das fórmulas (2.41) e (2.43), podem ser convertidos para o coeficiente de reaeração, utilizando-se as seguintes expressões:

$$K_2 = 1,15 K_{GE} \quad (2.44)$$

$$K_2 = 1,39 K_{GP} \quad (2.45)$$

onde os subscritos E e P indicam tratar-se de etileno e propeno, respectivamente. Detalhes do desenvolvimento destas equações foram apresentados no trabalho de Rathbun, Stephens, Shultz & Tai (1978).

## II -2.5. Análise de erro nas técnicas de medição

A determinação do coeficiente  $K_2$ , por qualquer uma das técnicas descritas anteriormente, está sujeita a muitas fontes de erro. As maiores fontes de erro são as diferenças entre as condições dinâmicas da corrente e as condições estáticas das várias técnicas desenvolvidas, para medir os parâmetros do balanço de OD, como também a dificuldade e o custo na obtenção de um número suficiente de amostras representativas, para descrever exatamente as condições de escoamento na seção transversal de interesse. A uniformidade da distribuição de OD e DBO, numa seção transversal, depende de uma multiplicidade de fatores, entre os quais, os mais importantes são: a distância a partir dos pontos de entrada de efluentes e tributários, forma da seção transversal, tamanho e forma das rugosidades do leito e tortuosidade do canal.

### a) Análise de erro na técnica do balanço de oxigênio dissolvido.

Devido à complexidade da equação geral do balanço de OD, ao número de parâmetros envolvidos e à dificuldade em reproduzir as condições de campo, não se pode fazer uma análise estatística rigorosa dos efeitos de erros nos valores calculados de  $K_2$ . Uma alternativa, entretanto, é fazer para o coeficiente de reaeração uma análise de sensibilidade, que consiste em

observar o comportamento das saídas do sistema, mantendo-se to dos parâmetros constantes, exceto um. Bennett & Rathbun (1972), após terem feito uma análise de sensibilidade, utilizando a equação (2.22), chegaram às seguintes conclusões:

1) Se os níveis de DBO são pequenos e, se existem plantas em grandes quantidades, o fato de desprezar a fotossíntese é a maior fonte de erro, no cálculo do coeficiente de reaeração.

2) Se os níveis de DBO são pequenos e, se os erros nos déficits dos pontos inicial e final são independentes, então, esses erros são provavelmente a segunda maior fonte de erro.

3) Para pequenos a moderados níveis de DBO existentes no começo do trecho, o erro no cálculo de  $K_2$  resultante dos erros em  $K_1$  e  $L_a$  é geralmente pequeno, mas significativo, para  $K_2 \leq 1,0$ . Para uma DBO  $\geq 50$  mg/l, no começo do trecho, os erros provenientes de erros em  $K_1$  tornam-se bastante significativos em  $K_2$ .

4) O efeito de erros simultâneos em dois ou mais parâmetros não são linearmente aditivos, de forma que os resultados desse estudo não podem ser usados, para determinar o erro de mais de um parâmetro nos cálculos de  $K_2$ .

#### b) Análise de erro na técnica do distúrbio de equilíbrio.

Uma análise estatística rigorosa dessa técnica é impraticável, pelas mesmas razões apresentadas na análise da técnica do balanço de OD.

Fazendo uma análise de sensibilidade, utilizando a equação (2.37), Bennett & Rathbun (1972) chegaram às seguintes conclusões, que são apenas qualitativas:

1) Erros em todos os parâmetros da técnica do distúrbio do equilíbrio são significativos, no cálculo do coeficiente de reaeração. O mais significativo é o erro na medida do déficit de OD, no ponto final do trecho, seguido pelos erros na produção líquida de OD pela fotossíntese, déficit no ponto inicial do trecho e tempo de viagem.

2) A equação (2.37) é a mais indicada para a utilização da técnica do distúrbio do equilíbrio do que a equação (2.36), porque fornece um coeficiente de reaeração integral, isto é, em termos dos déficits existentes a montante e a jusante do trecho, enquanto a equação (2.36) é baseada no déficit médio de OD no trecho.

### c) Análise de erro na técnica de traçadores radioativos.

Uma das fontes de erro nessa técnica é a precisão dos procedimentos envolvidos na contagem nuclear das amostras, na coleta e preparação de amostras e na estimativa do tempo de viagem, para medir o coeficiente de transferência de massa do traçador gasoso, numa determinação real do coeficiente de reaeração. Uma apreciação geral do desempenho da técnica de traçadores é difícil de estimar. Uma indicação qualitativa da reprodutibilidade dos valores determinados de  $K_2$  a partir da técnica de traçadores pode ser obtido dos trabalhos de Tsivoglou et alii (1968). Esse trabalho inclui duas ou três repetições das medições de  $K_2$  para 14 trechos de rio. O desvio médio para essas medições foi menor que 10% para nove trechos e menor que 6% para seis trechos. O máximo desvio para qualquer trecho foi de 18%. Devido ao fato de se passarem dois dias entre as medições num trecho específico, algumas variações nas



condições do escoamento e na qualidade da água podem ter provocado mudanças reais no coeficiente de reaeração. Assim, com base nesses resultados, os erros no coeficiente de reaeração de terminados pela técnica de traçadores podem ser da ordem de 15% da média.

d) Análise de erro na técnica de traçadores modificada.

Também nessa técnica uma das fontes de erro é a falta de exatidão nos procedimentos envolvidos, no processo de medição de  $K_2$ . Uma avaliação geral da precisão da técnica de traçadores modificada é difícil de estimar. No trabalho de Rathbun & Grant (1978), pode-se encontrar uma indicação qualitativa da reprodutibilidade dos valores encontrados para  $K_2$ . Os coeficientes medidos com a técnica modificada, variaram de -8,96 a + 3,61 e de + 15,7 a + 32,2%, comparados com os coeficientes medidos utilizando-se a técnica de traçadores radioativos.

Uma das fontes de erro é devida às eventuais perdas de gás por adsorção em vegetais e detritos no escoamento.

e) Comparação entre as técnicas de determinação experimental de  $K_2$ .

Para que o método do balanço de oxigênio dissolvido possa ser utilizado na medição do coeficiente  $K_2$ , é necessário que todas as fontes e demandas de oxigênio dissolvido sejam medidas, de forma precisa, e expressas matematicamente. Entretanto, até hoje, a capacidade de monitorar e quantificar as muitas fontes e demandas de oxigênio dissolvido não foi desenvolvida. Por este motivo, a aproximação de Streeter & Phelps

(1925), considerando apenas a reaeração atmosférica e a biodegradação da matéria orgânica, como os únicos fatores que influenciam no oxigênio dissolvido, é ainda utilizada em muitas investigações, como é o caso do trabalho de Churchill, Elmore & Buckingham (1962). Entretanto, não se pode esperar uma formação exata da taxa de reaeração, quando se utiliza a aproximação de Streeter & Phelps (1925), pois é difícil encontrar um curso d'água, que não sofra influências da fotossíntese, da sedimentação, dos depósitos bênticos, etc.

O método da quebra do equilíbrio considera que as taxas de todos os processos (exceto a reaeração) que afetam o teor de oxigênio dissolvido, permanecem inalteradas durante a redução do nível de oxigênio pela adição de um redutor químico. Este critério constitui uma limitação da técnica, pois podem ocorrer variações desses parâmetros, durante o período de trabalho, segundo Zogorski & Faust (1973). O método da quebra do equilíbrio considera que o perfil de oxigênio dissolvido - existente é tal que o déficit ( $C_s - C$ ), no processo de reaeração atmosférica, pode ser aumentado pela adição de redutores químicos.

Esse método foi aplicado com aceitação razoável em pequenos cursos d'água, (vazão menor do que  $1,4 \text{ m}^3/\text{s}$ ). Embora a técnica não seja limitada teoricamente a pequenos cursos d'água, é necessário, em fluxos maiores, um equipamento de injeção mais sofisticado, para assegurar uma injeção contínua do material químico redutor.

Para rios largos, de baixa velocidade, a capacidade de reaeração é em geral, muito baixa. Portanto, um tempo de viagem extremamente longo é requerido entre as estações de amo-

tagem, para assegurar uma diferença mensurável na concentração de oxigênio dissolvido. Isso não é desejável, porque um grande intervalo de tempo, entre as estações de amostragem, aumenta a possibilidade de outros processos sofrerem mudanças, como resultado da entrada de um tributário ou de um despejo de rejeitos.

A técnica de traçadores radioativos tem como principal vantagem não ser necessário fazer considerações quanto a uniformidade do canal, ou quanto às características de misturamento, além disso, o método pode ser aplicado tanto em rios poluídos, como em rios não poluídos, por não ser afetado pelos processos de nitrificação, fotossíntese, demanda bioquímica, etc. Embora esse método tenha seu uso limitado, segundo Tsivoglou et alii (1972), a pequenas e médias correntes (vazão menor do que  $6,0 \text{ m}^3/\text{s}$ ) devido ao processo de injeção utilizado e às dificuldades inerentes ao manuseio de grandes quantidades de material radioativo, requeridas em rios de maior porte, essa técnica foi utilizada na Alemanha, com sucesso, em rios com vazão de até  $100 \text{ m}^3/\text{s}$ , conforme pode ser visto no trabalho de Günthert, Roldão & Behrens (1980). Nessa técnica é necessário coletar amostras somente durante a passagem do pico em cada seção, o que diminui sensivelmente o número total de amostras e o trabalho requerido no campo e no laboratório. Essa técnica possui a vantagem de utilizar injeção instantânea que requer equipamento muito simples. Como os dois traçadores são injetados no mesmo ponto e ao mesmo tempo, é possível coletar amostras a uma pequena distância do ponto de injeção, antes do misturamento completo ser atingido.

Dados adicionais, tais como, medida de vazão, são desnecessários, no cálculo do coeficiente  $K_2$ , embora tais dados sejam desejáveis de modo a caracterizar as condições do escoamento.

As amostras de trítio e Kr-85 são analisadas simultaneamente e automaticamente, num contador de cintilação líquida, o que torna o processo de contagem de amostras mais rápido.

Uma das desvantagens de técnica de traçadores radioativos é o alto custo dos traçadores utilizados e as dificuldades no processo de obtenção e no manuseio dos mesmos. Outra limitação do método é a longa meia-vida do Kr-85, (10,83 anos) que, se transforma numa desvantagem, se o método se tornar largamente utilizado, fora do campo da pesquisa.

A técnica de traçadores modificada utiliza etileno ou propano, como traçador gasoso, os quais possuem a vantagem de serem fáceis de obter e terem baixo custo, mas têm a desvantagem de serem sujeitos a possíveis degradações biológicas, como também, podem estar sujeitos a eventuais perdas por adsorção em vegetais e detritos no curso d'água. Além disso, sabe-se que gases hidrocarbonetos são mais suscetíveis a esse tipo de perdas do que o kriptônio, que é um gás inerte. Nesse método, a injeção é contínua e o traçador gasoso não é injetado no mesmo ponto em que é injetado o traçador fluorescente, por isso, é requerido uma certa distância para a coleta de amostras, a fim de permitir o misturamento dos traçadores. O processo de injeção nesse método requer equipamentos mais sofisticados do que no processo de injeção instantânea utilizado no método de traçadores radioativos.

Como a Rodamina-WT não é totalmente conservativa, a

técnica modificada requer maior número de amostras, para definir as curvas concentração-tempo do traçador fluorescente, e também as medições de descarga em cada seção. Se ocorrerem mudanças significativas, deverá ser feita uma segunda medição de descarga, de maneira que a vazão no tempo em que a nuvem traçadora passa na seção transversal, possa ser avaliada com exatidão, o que na realidade, é muito difícil de ser realizado.

As amostras são analisadas, utilizando-se cromatografia gasosa, e cada amostra deve ser introduzida manualmente e individualmente numa câmara separadora, o que aumenta consideravelmente o tempo requerido para a preparação e a análise das amostras.

f) Justificativas para a seleção da técnica de traçadores.

No estudo da determinação experimental de  $K_2$ , realizado no rio Saracuruna (ver capítulo IV) foi empregada a técnica de traçadores radioativos, em decorrência das vantagens que apresenta sobre as outras técnicas experimentais relacionadas e discutidas neste trabalho.

As principais vantagens da técnica de traçadores radioativos em relação às técnicas do balanço do oxigênio dissolvido e da quebra do equilíbrio são as seguintes:

— Ser um método mais direto de medição no qual é necessário determinar-se apenas as concentrações das duas substâncias radioativas, prescindindo do conhecimento dos fatores que influenciam na concentração do oxigênio dissolvido, os quais são, em geral, de obtenção difícil e imprecisa.

— Utilizar técnicas de contagem nucleares que são bastante precisas, rápidas e automáticas.

— Prescindir de considerações quanto à uniformidade do canal, ou quanto às características de misturamento do fluxo.

— Ser aplicável tanto em rios poluídos, como em rios não poluídos, pois não sofre a influência de fatores, tais como, a nitrificação, a fotossíntese, a DBO e outros.

— Ser possível determinar a vazão e o coeficiente de dispersão longitudinal ao mesmo tempo em que o coeficiente de reaeração é medido.

— Requerer um equipamento relativamente simples para realizar a injeção dos traçadores.

— Ser aplicável também a rios de médio porte com vazões entre 10 e 100 m<sup>3</sup>/s.

Comparando-se as vantagens e desvantagens da técnica de traçadores radioativos e da técnica de traçadores modificada, o primeiro método foi o escolhido, por apresentar as seguintes vantagens:

— Ser mais preciso, pois utiliza, como traçador gasoso, um elemento inerte que não é afetado por algas e está menos sujeito à adsorção em detritos e vegetais.

— Não necessitar de distância superior à distância de bom misturamento para a localização do primeiro posto de coleta de amostras.

— Utilizar aparelhos menos sofisticados no processo de injeção.

— Possibilitar a análise rápida e automática das amostras coletadas no campo.

### CAPÍTULO III

#### MÉTODOS DE ESTIMATIVA DO COEFICIENTE DE REAERAÇÃO

##### III - 1. Objetivos

Em muitos estudos do modelamento da qualidade da água, não existem fundos suficientes, que permitam medir o coeficiente de reaeração, utilizando uma das técnicas experimentais disponíveis, pois isto requer considerável trabalho de campo e de laboratório, além de exigir um grande investimento em equipamentos e mão de obra especializada. A alternativa é, então, utilizar uma das muitas equações de estimativa disponíveis na literatura, que são baseadas em três tipos de modelos: modelos conceituais, modelos semi-empíricos e modelos empíricos. As diversas equações existentes utilizam os parâmetros físicos, de um trecho de um rio, como profundidade média, velocidade média, declividade, taxa de renovação superficial, tensão superficial, gradiente de energia e coeficiente de dispersão, para estimar a taxa de reaeração.

A pesquisa de Churchill et alii (1962) indicou que entre todos os parâmetros físicos que afetam a taxa de reaeração, os mais usuais são a velocidade média e a profundidade média, por serem mais fáceis de medir com precisão do que os outros parâmetros físicos que entram no cálculo de  $K_2$ . Desde o trabalho de Streeter & Phelps (1925), muitos pesquisadores têm apresentado fórmulas similares, apresentando  $K_2$  como uma função da profundidade média e da velocidade média. Comparando-se as constantes nas equações, pode-se observar que a pro

fundidade média exerce maior influência no cálculo de  $K_2$ , se comparada com a velocidade média, porque o expoente da primeira é geralmente maior do que o da segunda. Porém, a profundidade média é difícil de avaliar em alguns casos, enquanto a velocidade média pode ser determinada por molinetes ou mais acuradamente, utilizando-se traçadores fluorescentes e radioativos.

A seleção de uma das equações de estimativa sem uma justificativa â priori, pode conduzir a uma avaliação errada da capacidade de reaeração. Uma forma de verificar os valores estimados, pode ser obtida comparando-os com os resultados encontrados, utilizando-se métodos de medição de  $K_2$ . Se isso não for possível, então a escolha deve ser baseada, nas semelhanças entre as características físicas do rio em estudo, e aquelas usadas no desenvolvimento da equação de estimativa.

Todas as equações apresentadas a seguir estão na base neperiana, temperatura d'água de  $25^{\circ}\text{C}$ , sistema métrico e fornecem resultados de  $K_2$  por hora.

### III - 2. Modelos Conceituais

São derivados de equações. que fazem uma interpretação das condições físicas que governam a transferência de massa na interface gás-líquido. Dessas equações, a mais utilizada é a equação de Fick, descrevendo a difusão não convectiva. O modelo de Fick estabelece que a taxa de transferência da substância em difusão, através de uma área unitária de uma seção, é proporcional ao gradiente de concentração normal a essa seção, isto é:



$$F_m = - D_m \frac{\partial C}{\partial y} \quad (3.1)$$

onde:

$F_m$  = taxa de transferência de massa por unidade de área,

$D_m$  = coeficiente de difusão molecular,

$C$  = concentração e

$y$  = coordenada na direção de difusão.

A partir da equação (3.1), considerando-se o balanço de massa, chega-se à equação que traduz a difusão de oxigênio, numa camada estagnada de líquido:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_m \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} \quad (3.2)$$

onde  $t$  representa o tempo.

As condições de contorno escolhidas para aplicar a equação (3.1) variam de modelo para modelo. Em alguns modelos, os parâmetros resultantes da solução da equação diferencial, com as condições de contorno dadas, não estão claramente relacionadas com os parâmetros médios do escoamento, tais como, velocidade, profundidade ou intensidade de turbulência.

De acordo com o mecanismo de absorção do oxigênio pelo escoamento, esses modelos podem ser divididos nos seguintes grupos gerais: 1) de dois filmes

2) de renovação (penetração, penetração do filme d'água, e renovação da superfície por difusão e turbilhonamento)

3) teoria cinética

4) modelos de grandes turbilhonamentos

### 5) modelos de difusão turbulenta.

O modelo de dois filmes, apresentado por Lewis & Whitman (1924), assume que a interface entre um gás e um líquido consiste de uma lâmina de gás e de uma lâmina de líquido estáveis. O gás passa através da lâmina líquida por difusão molecular, e é distribuído ao corpo líquido, por difusão turbulenta. Como a difusão turbulenta é muito maior do que a difusão molecular, o gradiente de concentração no centro do fluido deve ser muito pequeno e pode ser assumido como uma constante. A resistên - cia da fase gasosa é também muito pequena, se comparada à resistência da fase líquida, portanto é assumido que a concentração na parte superior da lâmina líquida é igual a concentração de saturação,  $C_s$ , e, como essa lâmina líquida é bastante fina, assume-se que a concentração varia linearmente através dela.

O modelo de penetração de oxigênio num corpo d'água foi primeiramente pesquisado por Higbie (1935) e mais tarde foi aperfeiçoado por Danckwertz (1951). Ambos visualizaram a superfície do líquido como sendo uma camada laminar, cuja espessura é grande, em relação à profundidade do corpo líquido, onde o oxigênio pode entrar por difusão molecular durante o tempo de permanência do filme, que é o tempo transcorrido entre a formação de lâmina na superfície e a sua troca por líquido vindo do corpo do escoamento.

O modelo de penetração do filme d'água foi desenvolvido por Dobbins (1956) e melhorado mais tarde por Toor e Marchelo (1958). Em essência, a teoria da penetração do filme consiste em assumir difusão molecular em elementos laminares superficiais de área diferencial e de espessura,  $L_f$ , que existem na superfície de um líquido e que possuem uma dada concentração,

C, de oxigênio dissolvido. Esses elementos absorvem gás por difusão molecular antes de serem trocados e estão sendo renovados continuamente.

O modelo da renovação de superfície, por difusão e turbilhonamento, foi apresentado por King (1966), o qual estabeleceu que o transporte de massa próximo à superfície é devido não apenas à difusão molecular, mas também à difusão turbulenta causada por pequenos turbilhões, a qual é caracterizada pelo coeficiente de difusão vertical,  $\mathcal{E}_v$ . Considera-se que a renovação da camada superficial é resultante da ação de grandes turbilhonamentos.

O modelo com base na teoria cinética foi desenvolvido por Miyamoto (1932 a,b) e foi apresentado por Krenkel & Orlob (1963). O modelo baseia-se na frequência e velocidade de bombardeamento da interface gás-líquido pelas moléculas do soluto de ambas as fases. Outro modelo de teoria cinética foi apresentado por Tsivoglou (1967), que considera a diferença entre a taxa de entrada e a taxa de saída de moléculas do gás, (oxigênio), da camada superficial do líquido (água).

O modelo de grandes turbilhões, apresentado por Fonterscue & Pearson (1967), postula que as propriedades de transferência de massa de uma superfície turbulenta pode ser modelada, usando uma série de células quadradas rotativas, que giram permanentemente. As células alcançam a superfície do escoamento e por convecção retornam ao fundo do líquido com uma velocidade igual a velocidade média do escoamento na superfície. Nesse modelo, a célula representa um redemoinho turbulento idealizado e a lâmina superficial é uma lâmina de redemoinhos, ao invés de ser uma lâmina estagnada.

O modelo de difusão turbulenta é discutido por Kishinevsky (1955), onde se considera que para altos níveis de turbulência, a difusão turbulenta,  $E'_y$ , se dá apenas na superfície. Mais tarde, ele estabeleceu que a difusão turbulenta na superfície é bem maior do que a difusão molecular.

Os modelos conceituais podem ser utilizados para explicar o mecanismo do processo de reaeração em escoamentos naturais, mas na maioria dos casos, não podem ser utilizados na estimativa do coeficiente de reaeração, porque parâmetros tais como, espessura de filme d'água, taxa de renovação de superfície e tamanho de turbilhões, não foram e geralmente não podem ser determinados em escoamentos naturais.

Várias equações foram propostas, envolvendo parâmetros difíceis de medir. Algumas das equações propostas, mais simples e baseadas em parâmetros do escoamento mensuráveis, são apresentadas a seguir.

O'Connor-Dobbins (1958), apresentou a seguinte equação, baseada no modelo de penetração de filme, e nos dados de Kalinske (1943):

$$K_2 = 0,175 V^{0,5} H^{-1,5} \quad (3.3)$$

onde:

$V$  = velocidade média do escoamento em m/s e

$H$  = profundidade média do escoamento em m.

Dobbins (1965) desenvolveu expressões relacionando a espessura do filme líquido na superfície, com vários parâmetros do escoamento, e com as propriedades físicas do gás e do líquido. A forma da equação derivada experimentalmente,

por análise dimensional é a seguinte:

$$K_2 = 2,6 \frac{1 + F^2}{(0,9 + F)^{1,5}} \frac{(VS)^{0,375}}{H} \coth \left[ \frac{4,75(VS)^{0,125}}{(0,9 + F)^{0,5}} \right] \quad (3.4)$$

onde:

$S$  = declividade do gradiente de energia em (m/m), e

$F$  = número de Froude,  $V / \sqrt{gH}$

Um dos mais importantes modelos da teoria cinética foi apresentado por Tsivoglou, O'Connell, Walter, Godsil & Longsdon (1965) e Tsivoglou (1967). Esse modelo constitui a base fundamental deste trabalho de tese.

A partir de uma série extensiva de medições da transferência simultânea de pares de gases, através da interface ar-água, Tsivoglou (1967) concluiu que a razão entre os coeficientes de transferência gasosa era uma constante, para uma ampla faixa de temperatura e turbulência. Uma análise de regressão dos logarítmos das razões entre os coeficientes de transferência e das razões entre os diâmetros moleculares, aplicada à equação (2.38), resultou na seguinte expressão:

$$\frac{(K_G)_1}{(K_G)_2} = 1,06 \left( \frac{d_2}{d_1} \right)^{1,26} \quad (3.5)$$

onde:

1 e 2 são os subscritos que indicam os gases 1 e 2,

$d$  é o diâmetro molecular dos gases, e

$K_G$  é o coeficiente de transferência gasosa.

No capítulo IV são apresentados maiores detalhes desse modelo.

### III - 3. Modelos semi-empíricos

Os modelos semi-empíricos resultam da consideração e combinação dos fatores, que devem afetar a transferência de massa gasosa na superfície livre. Esses modelos baseiam-se na análise de regressão-correlação de dados experimentais, para o estabelecimento de uma equação de estimativa e para a verificação da relação assumida entre os coeficientes de transferência de massa gasosa e os parâmetros do escoamento. Em geral, os passos na derivação desses modelos são:

1) Por intuição, através do conhecimento prévio dos modelos conceituais, do conhecimento de modelos empíricos, ou de uma combinação destes, postula-se que o coeficiente de reação,  $K_2$ , é uma função de certos parâmetros do escoamento.

2) Se necessário, manipula-se a relação assumida, a fim de se obter uma relação para  $K_2$  em termos de parâmetros do escoamento facilmente mensuráveis.

3) Realiza-se uma análise de regressão utilizando-se dados experimentais, na relação assumida e verifica-se a sua validade.

A escolha da utilização destes modelos deve-se basear na confiabilidade dos dados a partir dos quais eles foram derivados, em seu desempenho na estimativa do coeficiente de transferência de massa gasosa e na sua facilidade de utilização. Os modelos semi-empíricos incluem aqueles baseados na taxa de dissipação de energia e aqueles no qual o coeficiente de reação está relacionado com o coeficiente de dispersão longitudinal. Alguns dos modelos propostos são representados por:

— Equações de dissipação de energia, que utilizam a

energia dissipada por unidade de massa do fluido em movimento, definida pela expressão,  $E = VSg$ . Nas equações abaixo o valor da aceleração da gravidade ( $g = 9,81 \text{ m/s}^2$ ) já está incorporado ao coeficiente da equação.

Krenkel & Orlob (1963), a partir de uma análise de regressão de 58 dados obtidos através de medições de  $K_2$  feitas a profundidades entre 0,024 e 0,061 m em um canal experimental de laboratório, de 30,48 m de largura, chegaram à seguinte expressão:

$$K_2 = 8,15 (VS)^{0,408} H^{-0,660} \quad (3.6)$$

onde:

$S = \bar{e}$  a declividade em m/m e  $V$  e  $H$  são os mesmos parâmetros já definidos anteriormente.

Cadwallader & Mc Donnell (1969) aplicaram uma análise multivariada aos dados de reaeração de Churchill et alii (1962), Owens et alii (1964) e aos dados de laboratório do Water Pollution Research Laboratory que indicou ser a taxa de dissipação de energia a variável mais significativa. A equação proposta por esses autores nessas bases foi:

$$K_2 = 8,70 (VS)^{0,5} H^{-1} \quad (3.7)$$

Tsivoglou & Wallace (1972) publicaram o primeiro conjunto extenso de dados de reaeração, obtido inteiramente, utilizando-se a técnica de traçadores. Esses dados foram coletados nos rios Flint, South, Chattahoochee, Patuxent, e Jackson juntamente com os dados hidráulicos de cada rio. Tsivoglou &

Wallace (1972), aplicando uma análise de regressão a esse conjunto de dados apresentaram a seguinte expressão:

$$K_2 = 638 \text{ VS} \quad (3.8)$$

Parkhurst & Pomeroy (1972) fizeram um estudo experimental das taxas de reaeração observadas em bueiros, onde as velocidades do escoamento tendem a ser maiores do que aquelas observadas em outros estudos, com exceção do trabalho de Churchill et alii (1962). Aplicando uma análise de regressão a esses dados experimentais, os autores chegaram à seguinte expressão:

$$K_2 = 1,08 (1 + 0,17F^2) (VS)^{0,375} H^{-1} \quad (3.9)$$

— Equações bastante relacionadas com as equações dos modelos semi-empíricos, as quais utilizam a velocidade de fricção ( $V_* = \sqrt{gHS}$ ), ou a declividade do gradiente de energia. Algumas delas são apresentadas a seguir.

Churchill, Elmore & Buckingham (1962) aplicaram uma análise de regressão aos dados coletados em 1962, incluindo diversas variáveis como, velocidade, profundidade, declividade, coeficiente de resistência, densidade, viscosidade dinâmica, tensão superficial e difusão molecular, mas não obtiveram grande aumento no grau de precisão das equações acrescentando maior número de variáveis. Dentre as equações obtidas, a mais simples, é a seguinte:

$$K_2 = 0,00102 V^{2,695} H^{-3,085} S^{-0,823} \quad (3.10)$$

Tackston & Krenkel (1969) aplicaram uma análise de regressão aos dados de O'Connor Dobbins (1958), de Churchill



et alii (1962) e aos dados obtidos por Tackston (1966) em um canal de laboratório e apresentaram a seguinte equação:

$$K_2 = 1,17 (1 + F^{0,5}) V_* H^{-1} \quad (3.11)$$

Bennett & Rathbun (1972) aplicaram os modelos disponíveis até 1972, a mais de 239 pontos de dados para rios, correntes e canais. Os dados utilizados foram os de O'Connor & Dobbins (1956), Churchill et alii (1962), Krenkel & Orlob (1962), Owens et alii (1964), Gameson et alii (1958), Tsivoglou et alii (1967), Neguluscu & Rojanski (1969) e Tackston & Krenkel (1969a). Após realizarem uma análise estatística detalhada, Bennett & Rathbun (1972) concluíram que a melhor equação de estimativa para escoamentos naturais é:

$$K_2 = 1,54 V^{0,413} S^{0,273} H^{-1,408} \quad (3.12)$$

Lau (1972) aplicou a técnica da análise dimensional em um grupo de variáveis, utilizando os dados de Churchill et alii (1962), Krenkel & Orlob (1962), e Tackston & Krenkel (1969 a). A equação que melhor se ajustou a esse conjunto de dados é:

$$K_2 = 118 \left( \frac{V_*}{V} \right)^3 \left( \frac{V}{H} \right) \quad (3.13)$$

A equação de modelo semi-empírico, que envolve o coeficiente de dispersão longitudinal  $D_x$ , é aquela obtida por Krenkel & Orlob (1963) aplicando análise de regressão a 58 valores de  $K_2$ , medidos em laboratório, em profundidades variando de 0,024 a 0,060 m, em um canal de laboratório de 30,48 cm de largura:

$$K_2 = 1,418 \exp \left( -E_a / R_G T' \right) \frac{D_x}{H^2} - 0,0069 \quad (3.14)$$

onde:

$$E_a = 5,87 \text{ cal/mol},$$

$$R_G = 1,99 \text{ cal/mol/}^{\circ}\text{K}$$

$$T' = \text{temperatura absoluta em } ^{\circ}\text{K},$$

$$D_x = 6,425 E^{0,296} H^{1,243} \text{ (m}^2\text{/min)}, \text{ sendo}$$

$$E = VS \text{ g, energia dissipada por unidade de massa do fluido em movimento (água), e}$$

$$K_2 \text{ resulta por minuto.}$$

### III - 4. Modelos empíricos

As equações empíricas de estimativa resultam de análises de múltipla regressão ou análises dos mínimos quadrados, das variáveis consideradas pelo investigador, ou da análise dimensional dos parâmetros do escoamento e da interface gás-líquido. Geralmente é assumido que a dependência de  $K_2$  da temperatura, resulta da dependência da difusão molecular, viscosidade cinemática, tensão superficial e outras propriedades que podem ser incorporadas numa função simples de temperatura. Altas temperaturas da água aumentam a taxa de difusão molecular do gás  $O_2$  na camada superficial da água e assim, a taxa de reaeração. Entretanto, a solubilidade do oxigênio diminui com o aumento de temperatura e assim, o déficit de oxigênio também diminui, provocando uma diminuição na taxa de reaeração.

A equação utilizada para correções de temperatura possui a seguinte forma:

$$K_2(T^{\circ}\text{C}) = K_2(20^{\circ}\text{C}) \theta^{(T-20)} \quad (3.15)$$

onde  $T$  é a temperatura em graus Célcius e o valor de  $\theta$  mais usado é 1,0241, sugerido por Elmore & West (1961). Os valores do coeficiente de reaeração são expressões com mais frequência, empregando-se logarítmos na base decimal, em vez da base natural. A expressão utilizada para fazer a transformação das bases logarítmicas é:

$$k_2 = \frac{K_2}{2,303} \quad (3.16)$$

sendo:

$K_2$  = coeficiente de reaeração na base neperiana,

$k_2$  = coeficiente de reaeração na base decimal.

As equações empíricas de estimativa têm geralmente a seguinte forma:

$$K_2 (20^{\circ}\text{C}) = \psi (\theta)^{T-20} \frac{VW}{Hj} \quad (3.17)$$

onde  $\psi$  é uma constante obtida por análise de regressão dos dados experimentais, e  $w$  e  $j$  podem ser escolhidos por análise de regressão, ou por análise dimensional da equação de estimativa.

A escolha de uma equação de estimativa deve ser baseada na qualidade dos dados a partir dos quais foi derivada e no seu desempenho na estimativa de coeficientes de reaeração obtidos experimentalmente. Essas equações geralmente são baseadas em dados de campo e utilizam parâmetros mensuráveis do escoamento para estimar o coeficiente de reaeração. Algumas das equações propostas são:

Equação de Streeter & Phelps (1925) apresentada como equação (2.8).

Provavelmente, os melhores estudos de campo, para determinar o coeficiente de reaeração, utilizando a técnica do balanço do oxigênio dissolvido, tenham sido os de Churchill, Elmore & Buckingham (1962). Suas medições foram feitas em trechos a jusante de barragens, onde a água liberada era deficiente em oxigênio dissolvido, devido ao longo período de estocagem, sob condições de estratificação térmica, e onde geralmente a DBO era desprezível.

O estudo cobriu 16 trechos diferentes em 5 rios e 509 valores individuais de  $K_2$  foram determinados para 30 situações diferentes de escoamento. Nenhuma das equações de estimativa, encontradas por análise de múltipla regressão, demonstrou ser mais significativa, portanto, foi sugerido por esses pesquisadores, a utilização da mais simples delas, que é:

$$K_2 = 0,235 V^{0,969} H^{-1,673} \quad (3.18)$$

Owens, Edwards & Gibbs (1964) publicaram medições do coeficiente de reaeração, para muitos cursos d'água, os quais foram determinados usando o método da quebra do equilíbrio. Essa pesquisa incluiu medições de 21 trechos diferentes em 6 rios, e foram listados 32 valores observados de  $K_2$ , com as respectivas propriedades hidráulicas. Aplicando uma análise de múltipla regressão aos dados, chegaram à seguinte equação:

$$K_2 = 0,325 V^{0,73} H^{-1,75} \quad (3.19)$$

Quando Owens, Edwards & Gibbs (1964) incluíram os dados de Gameson, Truesdale & Downing (1955) e os dados de Churchill et alii (1962) em sua análise, obtiveram a seguinte expressão

para os 68 valores de  $K_2$  analisados (variando de 0,25 a 75 dia<sup>-1</sup>):

$$K_2 = 0,250 V^{0,67} H^{-1,85} \quad (3.20)$$

Langbein & Durum (1967) combinaram os dados de laboratório de Streeter et alii (1936) e os de Krenkel & Orlob (1962) com os dados de rios de O'Connor & Dobbins (1956) e Churchill et alii (1962), e obtiveram a equação dimensional:

$$K_2 = 0,241 V H^{-1,33} \quad (3.21)$$

Isaacs & Gaudy (1968) realizaram um estudo da reação em um tanque circular com paredes móveis, para simular condições naturais de escoamento. Eles determinaram 52 valores de  $K_2$ , para 20 diferentes condições de escoamento. As profundidades simuladas variaram de 0,15 a 0,46 m e as velocidades simuladas de 0,17 m/s a 0,49 m/s. Aplicando uma análise de múltipla regressão a esses dados, Isaacs & Gaudy (1968) encontraram expoentes iguais a 1,0027 e -1,4859 para a velocidade média e a profundidade média respectivamente. A seguir foi realizada uma segunda análise de múltipla regressão, na qual os expoentes foram assumidos como sendo iguais a 1,0 e -1,5. O resultado dessa última análise foi:

$$K_2 = 0,223 V H^{-1,5} \quad (3.22)$$

Neguluscu & Rojanski (1969) fizeram uma série de experiências num canal de recirculação, aplicaram uma análise de regressão aos seus resultados e apresentaram a seguinte equação:

$$K_2 = 0,512 (V/H)^{0,85} \quad (3.23)$$

Padden & Gloyna (1971) simularam os processos que ocorrem num escoamento natural, utilizando um canal de laboratório, e aplicaram uma análise de regressão aos resultados obtidos. A equação proposta por esses autores foi:

$$K_2 = 0,212 V^{0,703} H^{-1,054} \quad (3.24)$$

Bennett & Rathbun (1972) analisaram um outro conjunto de dados, envolvendo apenas velocidades e profundidades, num total de 121 pontos. A equação que melhor se ajustou a esse conjunto de dados foi:

$$K_2 = 0,262 V^{0,607} H^{-1,689} \quad (3.25)$$

Bansal (1973) estudou o comportamento do coeficiente de reaeração, em pequenos rios da Inglaterra, e propôs a seguinte equação:

$$K_2 = 0,0847 V^{0,6} H^{-1,40} \quad (3.26)$$

### III - 5. Critérios de comparação das equações de estimativa

— Bennett & Rathbun (1972) realizaram uma análise das equações de estimativa de  $K_2$ , composta de duas partes. Na primeira, as equações foram comparadas em relação ao seu desempenho na estimativa do coeficiente de reaeração para dois conjuntos de dados: o conjunto de dados a partir do qual a equação foi desenvolvida e o conjunto de todos os outros dados disponíveis na literatura específica.

A base escolhida, para comparar a performance das várias equações de estimativa, foi o erro padrão de estimativa. Para uma equação de estimativa, que fornece um valor estimado

$(k_2)_e$  para o qual o coeficiente de reaeração experimental  $\bar{e}$   $(k_2)_{exp}$ , o erro padrão de estimativa,  $E_S$ ,  $\bar{e}$ :

$$E_S = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (k_{2e} - k_{2 \exp})^2}{N}} \quad (3.27)$$

onde  $N$   $\bar{e}$  o número de valores medidos de  $k_2$ .

As melhores equações em termos dos conjuntos originais de dados foram as de Krenkel & Orlob (1963), apresentada como equação (3.6), e a equação de Tackston & Krenkel (1969). que tem a seguinte forma:

$$K_2 = 2,01 \text{ VH}^{-1} \quad (3.28)$$

Esse resultado não  $\bar{e}$  surpreendente, porque essas equações foram baseadas em dados de canal, onde  $\bar{e}$  mais fácil de medir as variáveis hidráulicas e eliminar os efeitos de processos biológicos.

As equações que forneceram melhores resultados para os dados em geral foram as de Dobbins (1965) e as de Tackston & Krenkel (1969).

Na segunda parte do trabalho, uma análise de múltipla regressão foi elaborada para os conjuntos de dados, para os quais, todas as quatro variáveis, profundidade, velocidade, largura e declividade eram disponíveis. Em termos do coeficiente de correlação parcial, a variável mais importante para os dados de campo foi a profundidade de fluxo, seguida pela velocidade média e pela declividade do gradiente de energia. Para os dados de canal a variável mais importante foi a

declividade , seguida pela largura, profundidade e velocidade média.

— Wilson & Macleod (1974) fizeram um tipo similar de análise, num conjunto de dados maior. Dividiram as equações de estimativa em dois grupos: equações envolvendo somente profundidade e velocidade e equações de renovação de superfície e dissipação de energia, as quais requerem a declividade do gradiente de energia. Dados de campo e de laboratório foram considerados juntos, como um grupo, e 16 equações foram avaliadas. Foi usado além do erro padrão, o erro médio normalizado, definido por:

$$E_N = \left( \sum_{i=1}^N \frac{k_{2e} - k_{2exp}}{k_{2exp} N} \right) 100\% \quad (3.29)$$

Uma desvantagem do erro médio normalizado é que no caso dos valores calculados excederem os valores experimentais, o erro médio vai ser maior do que no caso em que os valores experimentais excedem os valores calculados, ainda que o valor absoluto desse desvio seja o mesmo. Outra desvantagem, é que os erros positivos e negativos se cancelam nessa estatística, e um pequeno erro pode ser obtido, quando de fato, grandes erros positivos e negativos existem. Wilson & Macleod (1974) sugeriram que a graficação dos valores calculados versus valores experimentais seria a base primária para a escolha do coeficiente de reaeração, sendo que as estatísticas computadas serviriam como um complemento da análise gráfica. Um total de 482 pontos de dados foram utilizados, para testar as equações contendo a velocidade e a profundidade, e 382 pontos foram



utilizados para testar as equações contendo a declividade do gradiente de energia.

Wilson e Macleod (1974) concluíram que as equações contendo somente velocidade e profundidade não poderiam estimar satisfatoriamente o coeficiente de reaeração, para ambos os casos, de escoamentos naturais e canais de laboratório. As equações contendo a declividade forneceram melhores resultados do que as equações baseadas somente em velocidade e profundidade, no entanto, houve ainda considerável espalhamento. As equações de Dobbins (1965) e de Parkhurst & Pomeroy (1972) forneceram a melhor graficação para os dados investigados. Wilson & Macleod (1974) concluíram com a sugestão de que o espalhamento nos dados, não é provavelmente devido por inteiro a erros experimentais, mas à falha em incluir uma ou mais variáveis significativas. Eles sugeriram a possibilidade do estudo do efeito do vento e de contaminantes ativos de superfície, ou a inclusão de um parâmetro característico de escoamento.

Confirmando os estudos feitos por Bennett & Rathbun (1972), Wilson & Macleod (1974) observaram também, uma tendência de os valores calculados de  $K_2$  serem maiores do que os valores experimentais. A variação, nos valores calculados, parece ser bem maior do que se pode atribuir a erros experimentais, o que sugere a adição de novas variáveis às equações.

Neste trabalho serão utilizados o erro padrão de estimativa e o erro médio normalizado, além da graficação dos valores medidos versus valores estimados de  $K_2$ , a fim de verificar quais das equações de estimativa fornecem valores mais próximos dos valores experimentais de campo.

Estudos sobre o efeito do vento foram elaborados por Padden & Gloyna (1971), em um canal localizado ao ar livre, onde suas medições foram significativamente afetadas. Concluíram, então, que os ventos podem exercer efeitos significativos no processo de reaeração em cursos d'água rasos e de baixa velocidade. Zogorski & Faust (1973), também concluíram que os efeitos do vento são importantes e que devido à natureza randômica dos mesmos em direção e intensidade, facilmente pode ser introduzido um espalhamento em valores medidos do coeficiente de reaeração, como resultado do efeito dos ventos. Outros autores têm se preocupado com o efeito dos ventos no coeficiente de reaeração, entre eles podem ser citados, Imhoff & Fair (1956), Eloubaidy (1969), Downing & Truesdale (1955) e Juliano (1969).

Os estudos do efeito de rejeitos e agentes de superfície têm demonstrado que os mesmos diminuem o coeficiente de transferência gasosa. Tsivoglou & Wallace (1972) estudaram em laboratório a influência de detergentes, óleos minerais, e ácido nitrilotriacético, e concluíram que o detergente reduz o coeficiente de reaeração, que o óleo mineral o aumenta e que o ácido produz pequeno efeito. Outros autores estudaram o problema de detergentes e poluentes, podendo serem citados - Mancy & Okum (1965), Eckenfelder, Raymond & Lauria (1956), Metzger (1968), Downing, Melbourne & Bruce (1957), Gameson, Truesdale & Downing (1955), Lynch & Sawyer (1954) e Poon & Campbell (1967).

Outro problema que vem sendo estudado é a dependência da reaeração, das variações na descarga, para um trecho em particular. Muitos pesquisadores como Yu (1972), Bansal (1973),

Zogorski & Faust (1973) apresentaram trabalhos sugerindo que o coeficiente de reaeração diminui com o aumento da descarga, sendo que os valores estimados de  $K_2$  convergem para grandes vazões, mas divergem rapidamente para baixas vazões. Morel-Seytoux & Lau (1975) mostraram que o logarítmo de  $K_2$  diminui linearmente com o logarítmo da descarga, para a maioria das equações, entretanto, a equação de Tsivoglou & Wallace (1972) estabelece uma relação de crescimento com a vazão.

Estã havendo progresso no desenvolvimento de técnicas para medir e estimar o coeficiente de reaeração, no entanto, é necessário um maior número de pesquisas em relação aos efeitos provocados pela ação dos ventos, existência de agentes de superfície e pela variação de descarga.

### III - 6 . Justificativa da seleção dos modelos semi-empíricos.

Os dados experimentais de  $K_2$  obtidos neste trabalho, (ver capítulo V) foram analisados, aplicando-se uma análise de múltipla regressão, na qual as variáveis independentes consideradas foram a largura, a profundidade, a velocidade e a declividade médias de cada trecho, adotando-se, portanto, um modelo semi-empírico.

Embora fosse possível determinar o coeficiente de dispersão longitudinal,  $D_x$ , a partir das curvas de concentração x tempo do traçador fluorescente, essa variável não foi intencionalmente considerada na análise de múltipla regressão, de forma a se obter uma expressão semi-empírica de aplicação mais simples. É sabido que o coeficiente de dispersão normalmente não é disponível, e que o grau de dificuldade de obtenção de

$D_x$  é bem maior do que o da profundidade, velocidade, largura e declividade.

A seleção do modelo semi-empírico deveu-se ao fato desses modelos serem mais elaborados do que os modelos empíricos, por considerarem além da profundidade e da velocidade, o coeficiente de dispersão e a declividade. Além disso, os modelos semi-empíricos são mais fáceis de aplicar do que os modelos conceituais, pois não consideram parâmetros tais como, espessura do filme d'água, taxa de renovação da superfície e tempo de duração da camada superficial, que são de difícil obtenção.

### III - 7. Desenvolvimento de uma equação de estimativa do coeficiente de reaeração utilizando análise de múltipla regressão.

Em geral, a análise de múltipla regressão, segundo Draper & Smith (1966), consiste em estimar os coeficientes para uma forma de função assumida, de maneira que a soma dos quadrados das diferenças dos pontos de dados experimentais e da curva de dados fornecidos pela equação seja um mínimo. Por exemplo, se para o conjunto de dados,  $Y_i = G(X_{1i}, X_{2i}, \dots, X_{ni})$  o modelo linear:

$$Y_{ci} = A_0 + A_1X_{1i} + A_2X_{2i} + \dots A_nX_{ni} \quad (3.30)$$

é usado para obter estimativas,  $Y_c$ , da variável dependente  $Y$ , então, os  $A_i$ ,  $i = 1, \dots, n$ , são escolhidos de forma que a quantidade:

$$N E_S^2 = \sum_{i=1}^N [Y_{ci} - Y_i]^2 \quad (3.31)$$

é minimizada. Na equação (3.31)  $N$  é o número de dados utilizados.

Uma medida da qualidade do ajustamento de uma equação de regressão, a um conjunto particular de dados, é o erro padrão de estimativa,  $E_s$ . Um parâmetro que pode ser utilizado, para determinar a significância relativa de uma variável particular, numa dada equação de regressão é o coeficiente de correlação parcial, que é o coeficiente de correlação entre a variável dependente e uma dada variável independente, mantendo-se todas as outras variáveis constantes. Seu valor permanece entre -1 e 1, e quanto maior for a sua magnitude, mais significativa é a variável escolhida na equação de regressão. Os coeficientes de correlação parcial são estimadores dos verdadeiros coeficientes de regressão,  $B_j$ , que são supostos caracterizadores da população. Pode ser provado, segundo Snedecor & Cochran (1967), que se os resíduos são assumidos também como tendo distribuição normal, então,  $(N - n - 1)S^2/\sigma^2$  tem distribuição qui-quadrado ( $\chi^2$ ), com  $(N - n - 1)$  graus de liberdade, sendo  $S^2$  a variância amostral dos resíduos e  $\sigma^2$  a variância dos resíduos. Além disso, os  $A_j$  são normalmente distribuídos e são independentes de  $S^2$ . Isto significa que a distribuição t-Student pode ser utilizada para fixar intervalos de confiança para os  $B_j$ . Assim a distribuição da quantidade:

$$t' = \frac{A_j - B_j}{S_{b_j}} \quad (3.32)$$

onde:

$A_j$  = coeficiente de regressão,

$B_j$  = coeficiente de regressão da população e

$S_{b_i}$  = é o erro padrão do coeficiente de regressão  $A_i$ , tem uma distribuição t-Student com  $(N-n-1)$  graus de liberdade, de forma que se  $t'$  corresponde a um coeficiente de confiança de 100  $(1-\alpha)\%$ ,

$$A_i - S_{b_i} t'_\alpha < B_i < A_i + S_{b_i} t'_\alpha \quad (3.33)$$

é o intervalo de confiança para cada  $B_i$ .

Conduzindo-se uma análise de regressão, as limitações do método devem ser lembradas. Primeiro, o modelo ao qual os dados são ajustados é pré-selecionado, de forma que há liberdade somente de ajustar os coeficientes no modelo. Se o modelo está incompleto, uma variável, em particular, pode parecer desprezível. Por outro lado, ainda que o modelo seja incompleto, equações de estimativa poderiam ser obtidas, as quais seriam inteiramente satisfatórias dentro da faixa de dados usados para derivá-las. Essas equações poderiam, entretanto, produzir estimativas bastante errôneas, se aplicadas fora da faixa de dados. Segundo, ainda que o modelo seja correto, as equações de estimativa serão incorretas se os dados forem incorretos ou incompletos. Finalmente, numa análise de regressão, dois tipos de significância devem ser considerados: física e estatística. Por exemplo, uma variável pode ser altamente significativa no processo físico, mesmo tendo pequena significância na equação de regressão porque a faixa desta variável em particular, não é significativa no grupo de dados escolhidos. Além do mais, é possível ter uma significância estatística alta na equação de regressão, ainda que tendo escolhido uma relação física errada para a variável em particular no modelo. Por essa razão, é aconselhável, antes de começar uma análise de regressão, ter um modelo físico

confiável disponível. Infelizmente, não existem tais modelos disponíveis, até o momento, para o coeficiente de reaeração, em termos dos valores médios dos parâmetros de fluxo, que possam estimar acuradamente os coeficientes de reaeração, para a faixa inteira de dados disponíveis.

Neste trabalho, as análises de regressão são aplicadas utilizando-se um modelo linear geral e os logaritmos das variáveis individuais. O modelo geral assumido é o seguinte:

$$\log k_2 = \log A_0 + A_1 \log H + A_2 \log V + A_3 \log W + A_4 \log S \quad (3.34)$$

onde  $W$  é a largura do fluxo, e que é mais comumente expresso na seguinte forma:

$$k_2 = A_0 H^{A_1} V^{A_2} W^{A_3} S^{A_4} \quad (3.35)$$

Em muitos casos, um ou mais dos  $A_i$  são assumidos iguais a zero, e o efeito no erro padrão de estimativa da equação resultante pode ser investigado.

Conforme já foi visto nas diversas equações de estimativa de  $k_2$ , este coeficiente é diretamente proporcional à velocidade, porque um aumento na velocidade provoca uma aceleração no processo de misturamento e também uma maior renovação de superfície. Como o oxigênio penetra na água, através da camada superficial e alcança os pontos mais profundos, pelo misturamento físico e pela difusão molecular, a capacidade de reaeração será tanto menor, quanto maior a profundidade. A largura é um parâmetro que influencia de forma direta na reaeração, pois quanto maior a largura, maior é a superfície de contato ar-água, o

que facilita a penetração do oxigênio. A declividade é uma propriedade independente que resulta da topografia e quanto maior for seu valor, maior será a força de misturamento que provoca a renovação de superfície e, portanto, maior será a capacidade de reaeração.

Os coeficientes foram computados utilizando-se o programa BMD-02R da Universidade da Califórnia, Los Angeles, Health Science Computing Facility, (Dixon, 1965).

Os resultados de uma análise de múltipla regressão da forma da equação (3.34) são ligeiramente diferentes dos resultados da análise de múltipla regressão da equação (3.35), porque a distribuição da variância dos logarítmos de  $k_2$  na equação (3.34) é diferente da distribuição da variância de  $k_2$  da equação (3.35). Se a análise é conduzida numa equação da forma de (3.34) e o resultado é convertido a forma (3.35) a largura média da banda de espalhamento, sobre a equação de estimativa, vai aumentar diretamente na proporção de  $k_2$ , enquanto que se a análise for conduzida usando diretamente a equação (3.35), a banda de espalhamento será uma constante independente de  $k_2$ . Neste estudo, foi decidido utilizar uma equação da forma da equação (3.34) e aceitar o desvio do procedimento da análise de regressão por mínimos quadrados pura, devido a relativa simplicidade do procedimento analítico envolvido neste tipo de análise, quando comparado com a análise de mínimos quadrados baseada na equação (3.35).

Uma equação de estimativa do tipo da equação (3.35), foi escolhida por comparação, primeiramente porque esse tipo de equação de estimativa de  $k_2$  foi usada freqüentemente no passado.



Além disso, a maioria dos modelos conceituais disponíveis, podem ser reduzidos, pelo menos para correntes naturais, a esse tipo de equação.

O programa BMD-02R calcula uma sequência de equações de múltipla regressão linear num procedimento passo a passo.

Neste trabalho, é aplicada uma análise de múltipla regressão aos dados obtidos em campo, sendo que o programa BMD-02R analisa as seguintes equações:

$$k_2 = A_0 H^{A_1} V^{A_2} W^{A_3} S^{A_4}$$

$$k_2 = A_0 H^{A_1} S^{A_2} W^{A_3}$$

$$k_2 = A_0 H^{A_1} V^{A_2} S^{A_3}$$

$$k_2 = A_0 H^{A_1} S^{A_2}$$

$$k_2 = A_0 V^{A_1} H^{A_2} W^{A_3}$$

$$k_2 = A_0 H^{A_1} V^{A_2}$$

$$k_2 = A_0 H^{A_1} W^{A_2}$$

$$k_2 = A_0 V^{A_1} S^{A_2} W^{A_3}$$

$$k_2 = A_0 V^{A_1} S^{A_2}$$

$$k_2 = A_0 S^{A_1} W^{A_2}$$

$$k_2 = A_0 V^{A_1} W^{A_2}$$

Entre estes modelos, deve ser escolhido aquele que fornece a maior percentagem de variância explicada e que é mais fácil de ser utilizado, pela disponibilidade das variáveis consideradas.

## CAPÍTULO IV

### METODOLOGIA APLICADA

#### IV - 1. Introdução

Reconhecendo a necessidade de se dispor de um meio independente de avaliar a capacidade de reaeração, com precisão e confiabilidade, em 1964, "The Federal Water Pollution Control Administration", USA, iniciou estudos para desenvolver uma técnica, envolvendo o emprego de traçadores. Essa técnica foi experimentada em campo pela primeira vez, em 1966, nos estudos de poluição do rio Jackson (Tsivoglou et alii, 1968). Esses estudos comprovaram a validade da técnica, que utiliza traçadores na quantificação do processo de reaeração, produzindo as primeiras informações diretas e independentes da capacidade de reaeração de um rio.

A purificação das águas superficiais é um processo muito complexo em qualquer situação real. Antes de 1966, não existiam métodos independentes dos processos que influenciam a curva de oxigênio dissolvido, até que foi desenvolvido o método do traçador gasoso.

A aplicação de um método indireto, na estimativa da capacidade de reaeração, requer o conhecimento de um modelo matemático, para o perfil observado de OD, e o desenvolvimento de tal modelo impõe que certas considerações e simplificações sejam feitas. O primeiro modelo a surgir foi o modelo de Streeter-Phelps (1925), que ainda é largamente utilizado, embora tenha sido

elaborado para condições ideais, fora da realidade.

Os propósitos da metodologia elaborado por Tsivoglou et alii (1965), envolvendo a utilização de traçadores gasosos, no estudo da reaeração, em geral, foram os seguintes:

1. Avaliar e definir relações fundamentais entre a capacidade de reaeração natural e as propriedades hidráulicas de um rio.
2. Comparar as equações disponíveis para a estimativa da capacidade da reaeração, em termos de precisão, faixa de erro, etc.
3. Obter dados adicionais que permitam desenvolver módelos modificados, ou novos modelos, para a estimativa de  $K_2$ , em função de propriedades hidráulicas mensuráveis.
4. Desenvolver um procedimento padrão para avaliar o efeito de poluentes na capacidade de reaeração, e aplicar essa técnica na avaliação dos efeitos causados por vários poluentes, tais como, detergentes, óleos, ácidos, etc.

#### IV - 2. Descrição dos traçadores

##### a) Escolha dos traçadores

No desenvolvimento da técnica de traçadores, tornou-se necessário selecionar um traçador, que atendesse aos seguintes requisitos:

1. Ser gasoso e simular o oxigênio, sem ser afetado por processos químicos e biológicos presentes em águas naturais, em condições ambientais típicas.
2. Ser relativamente simples de detectar e medir e não estar sujeito a interferências devido a presença de poluentes.

3. Ser mensurável em baixas concentrações.

4. Permitir a transformação dos resultados obtidos, em resultados, que seriam obtidos na transferência de oxigênio, sob as mesmas condições de campo.

Além de reunir as propriedades acima, o traçador por ser radioativo, deve ser também seguro sob o ponto de vista de segurança radiológica, isto é, possuir baixa toxidez, meia-vida adequada e ser de fácil transporte.

Os gases monoatômicos, por não serem afetados pelos processos químicos e biológicos naturais, que influenciam na concentração de oxigênio dissolvido, constituem em princípio, excelentes traçadores.

O gás, utilizado como traçador, deve ser fácil de detectar, mesmo após grande diluição, ocasionada pelo transporte advectivo do traçador pelo escoamento, para que pequenas quantidades do traçador possam ser capazes de marcar um grande volume d'água. Por várias razões, incluindo disponibilidade, detectabilidade e meia-vida, um isótopo do kriptônio, o Kr-85, pareceu ser o melhor dos traçadores disponíveis, e foi selecionado por Tsioglou, O'Connell & Godsill (1965). e, também, foi utilizado nos trabalhos de campo realizados no rio Saracuruna.

O trítio sob a forma química de água tritiada (HTO), constitui o traçador radioativo ideal em hidrologia, pois pode simular perfeitamente o comportamento da água em todo o ciclo hidrológico. A sua meia-vida, de 12,26 anos, é perfeitamente compatível com os tempos envolvidos na maior parte dos processos hidrológicos.

O trítio foi escolhido, para quantificar a dispersão, que afeta o traçador Kr-85 injetado no escoamento.

b) Propriedades relativas da transferência de kriptônio e oxigênio

Após a seleção do Kr-85 como o traçador gasoso mais apropriado, para simular o processo de transferência do oxigênio atmosférico para a massa líquida, foi necessário determinar a relação existente entre as taxas de transferência de Kr-85 e de oxigênio. Sob condições de laboratório, o oxigênio atmosférico é absorvido pela massa d'água, enquanto o Kr-85 dissolvido na água é perdido para a atmosfera, ocorrendo as mesmas direções de transferência em condições de campo.

A partir de testes de laboratório, realizados por Tsivoglou et alii (1967), um valor simples da razão ( $K_{kr}/K_{ox}$ ), foi obtido. Uma série de 26 experimentos foi realizada, sob condições diferentes de turbulência e temperatura, e a diferentes profundidades, ficando evidente que a razão dos valores do coeficiente de transferência gasosa, para o kriptônio-85 e o oxigênio, é constante, para toda a faixa de condições de teste, sendo o valor da constante encontrada o seguinte;

$$\left(\frac{K_{kr}}{K_{ox}}\right) = 0,83 \pm 0,04 \quad (4.1)$$

Esta expressão permite calcular os valores de  $K_{ox}$ , a partir dos valores medidos de  $K_{kr}$ , obtidos sob as condições de escoamento existentes durante os testes de laboratório e de campo.

#### IV - 3. Base matemática do método

Os fundamentos do método de traçadores baseiam-se na similaridade entre, os processos de absorção do oxigênio da

atmosfera pelo escoamento e a perda do traçador gasoso do escoamento para a atmosfera, provocados em ambos os casos, pelo déficit de concentração,  $D$ . No processo de reaeração, o déficit é a diferença entre a concentração de oxigênio dissolvido na água ( $C$ ), e a concentração de saturação de oxigênio na água, ( $C_s$ ), à mesma temperatura:

$$D_{ox} = (C_s - C)_{ox} \quad (4.2)$$

De forma análoga, o déficit do traçador gasoso,  $kr-85$ , dissolvido no escoamento é a diferença entre a concentração do traçador na água e a concentração do mesmo na atmosfera. Uma vez que a concentração do traçador gasoso na atmosfera é, para propósitos práticos igual a zero, o déficit é idêntico à concentração no escoamento,  $C_{kr}$ , isto é:

$$D_{kr} = C_{kr} \quad (4.3)$$

Enquanto a concentração de oxigênio for inferior ao valor de saturação, existirá um movimento do oxigênio da atmosfera para o escoamento, que tende a reduzir o déficit. De forma similar, a saída do traçador gasoso para a atmosfera vai tender a diminuir a concentração de traçador na água e, portanto, reduzir a taxa de transferência. Ambos os fenômenos podem ser representados pela expressão matemática geral:

$$\frac{dD}{dt} = -KD \quad (4.4)$$

onde  $K$  é uma constante de proporcionalidade, que depende do gás específico considerado e da intensidade de turbulência do escoamento.

Se não houvessem outros fatores, além do misturamento turbulento, afetando a quantidade de OD numa corrente, a integração da equação (4.4) nos forneceria o meio de calcular,  $K_{ox}$ , pelo uso da relação:

$$D = D_a e^{-K_{ox}t} \quad (4.5)$$

Na realidade, existem outros fatores, que afetam o teor de oxigênio dissolvido, de modo que a equação simplificada (4.5) toma a forma das equações (2.7), (2.12), (2.22), (2.26) e (2.30), as quais levam em consideração as influências da fotossíntese, da sedimentação e remoção de DBO nos depósitos de fundo e do escoamento incremental ao longo do trecho. Através das equações acima citadas, a determinação de  $K_2$  seria indireta, tornando-se necessário o conhecimento prévio dos coeficientes  $K_1, K_2, K_3, p, m$  e  $r$ , que são difíceis ou mesmo impossíveis de avaliar.

Como o traçador gasoso inerte utilizado não está sujeito às influências acima citadas, pode-se escrever de modo simplificado e correto:

$$\frac{d D_{kr}}{dt} = - K_{kr} D_{kr} \quad e \quad (4.6)$$

$$D_{kr} = D_{akr} e^{-K_{kr} t} \quad (4.7)$$

onde,  $K_{kr}$  corresponde à taxa de transferência de  $K_r$ -85, do escoamento para a atmosfera.

Considerando-se dois pontos a e b num escoamento natural (rio ou canal), situados a jusante do ponto de injeção do traçador, o valor numérico de  $K_{kr}$ , para o trecho a-b em estudo,

pode ser obtido substituindo-se a equação (4.3) em (4.7), obtendo-se a seguinte equação:

$$\frac{(C_{kr})_b}{(C_{kr})_a} = e^{-K_{kr}t} \quad (4.8)$$

onde:

$$\begin{aligned} (C_{kr})_a, (C_{kr})_b &= \text{concentrações de Kr-85 em a e b. e} \\ t &= \text{tempo de viagem entre a e b} \end{aligned}$$

Entretanto, durante o transporte advectivo do traçador entre a e b, ocorre o fenômeno da dispersão e, se existirem tributários no trecho considerado, ocorre também o fenômeno da diluição, os quais provocam um decréscimo adicional na concentração,  $C_b$ . Reescrevendo a equação (4.8), de modo a levar simultaneamente em consideração, os efeitos de transferência gasosa e de dispersão e diluição sofridas pelo Kr-85, obtêm-se:

$$\frac{(C_{kr})_b}{\emptyset(C_{kr})_a} = e^{-K_{kr}t} \quad (4.9)$$

onde  $\emptyset$  representa o fator de diluição e dispersão ocorridas entre a e b.

Uma medida direta da dispersão não é necessária, pois a correção da equação (4.8) torna-se possível com a utilização de um traçador adicional. O segundo traçador é o trítio, sob a forma de água tritiada, que é liberado no rio, simultaneamente com o Kr-85. A concentração de trítio diminui entre as estações a e b, somente devido à dispersão e à diluição, por estar na forma de moléculas de água tritiada que por ser um traçador con



servativo não sofre perdas por adsorção em sólidos em suspensão, no leito ou por evaporação. Assim sendo, a variação da concentração de trítio entre os pontos a e b pode ser escrita na seguinte forma:

$$\frac{(C_T)_b}{(C_T)_a} = \varnothing \quad (4.10)$$

Substituindo-se a equação (4.10) em (4.9) obtém-se:

$$\frac{\left(\frac{C_{kr}}{C_T}\right)_b}{\left(\frac{C_{kr}}{C_T}\right)_a} = e^{-K_{kr}t} \quad (4.11)$$

Desta forma, as concentrações observadas, em campo ou em laboratório, permitem uma correção acurada, para os efeitos de dispersão e diluição, e a fração de traçador gasoso remanescente no ponto b pode ser obtida utilizando-se a equação (4.11).

Se forem usados somente o kriptônio e o trítio, torna-se difícil conhecer o momento do início da passagem da nuvem de traçadores radioativos, nos postos de amostragem a e b. Portanto, um terceiro traçador deve ser usado para resolver esse problema. O terceiro traçador é um corante fluorescente que tem duas funções; indicar quando deve ser iniciada a amostragem, e, também, fornecer uma medida correta do tempo de viagem (t).

Os três traçadores são misturados e injetados simultaneamente no rio, utilizando-se um injetor especialmente projetado para essa finalidade. As amostras são coletadas em a e b, quando a nuvem fluorescente passa nesses postos. As concentrações de trítio e de kriptônio são determinadas em laboratório,

pela contagem simultânea das atividades, num contador de cintilação líquida. Em geral, as amostras são coletadas em torno do pico (ponto onde as concentrações são máximas), visando obter maior precisão na determinação da concentração dos traçadores e na determinação do tempo de viagem entre a e b.

A equação (4.11) é a base para a interpretação dos dados obtidos experimentalmente no campo. Conhecendo-se a razão concentração kriptônio-trítio em a e b, o tempo de viagem, t, e plotando-se a razão entre as concentrações na escala logarítmica e o tempo na escala linear, a equação (4.11) fornece uma reta, cuja declividade é o valor de  $K_{Kr}$ , que é transformado em  $K_{Ox}$ , usando-se a expressão (4.1).

Resumindo, o método usado para a determinação do coeficiente  $K_2$ , com o uso de traçadores radioativos, é baseado nas seguintes considerações:

— O trítio é um traçador conservativo, que sofre somente dispersão e diluição, não sendo adsorvido, nem sofrendo outras perdas significativas.

— O traçador gasoso, Kr-85, sofre o mesmo grau de dispersão e diluição que o trítio e, além disso, é perdido para a atmosfera, sem sofrer perdas por adsorção ou outros processos em quantidades significativas.

— Os processos de transferência gasosa, que afetam o Kr-85 e o oxigênio são similares, e a razão entre as suas respectivas taxas de transferência não é afetada significativamente, pela temperatura, turbidez, ou pela presença de poluentes.

— Os traçadores são liberados simultaneamente no escoamento e as concentrações de Kr-85 e trítio são medidas a

partir de uma mesma amostra.

#### IV - 4 . Procedimento de campo

##### IV - 4.1. Critérios de seleção dos postos de amostragem

A localização dos postos de amostragem, ao longo de um rio, deve ser feita de forma a se obter trechos com características hidráulicas uniformes. Em pontos de acentuada mudança na seção transversal, ou na declividade ou em pontos de adição significativa de contaminantes ou diluentes, novos trechos devem ser considerados.

Em geral, são localizados postos de amostragem a montante e a jusante de trechos encaixoeirados, com o objetivivo de determinar as altas taxas de reaeração aí observadas. De forma similar, são localizados também postos de amostragem a montante e a jusante de trechos contendo grandes zonas mortas, para determinar as baixas taxas de reaeração, comuns a esses lugares.

Os locais das experiências devem ser também escolhidos de forma a facilitar o acesso de veículos e do grupo de trabalho, e a instalação dos equipamentos.

As condições mais desfavoráveis, sob o ponto de vista da qualidade d'água, ocorrem em período de vazante, quando a diluição é mínima e as temperaturas são altas.

Devido a isto, as experiências de campo, visando determinar o coeficiente de reaeração, devem ser realizadas nessa época.

##### IV - 4.2. Pré-dimensionamento

A necessidade de um pré-dimensionamento está relacionada com a otimização de fatores intimamente ligados com a precisão, a segurança e os custos envolvidos numa experiência de campo. O pré-dimensionamento baseia-se em parâmetros do escoamento, tais como, velocidade, vazão e coeficiente de dispersão, que são normalmente estimados, ou obtidos de experiências anteriores realizadas no local.

Para determinar o coeficiente de reaeração, utilizando-se a técnica de traçadores radioativos, não é necessário que haja um misturamento total da massa traçadora, antes do primeiro posto de amostragem, uma vez que as medidas de concentração do Kr-85 e do  $H^3$  são relativas. Entretanto, para comparar os valores obtidos em campo, com os valores determinados através das diversas equações de estimativa, é requerido o conhecimento dos dados hidráulicos médios dos trechos dos rios em estudo.

A velocidade média do escoamento pode ser medida empregando-se molinetes, ou então, pode ser calculada pelo tempo de viagem gasto pela nuvem traçadora, entre duas seções. Sendo a velocidade média do escoamento obtida através do tempo de viagem do traçador, é essencial, que a distância entre o ponto de injeção e o primeiro ponto de coleta de amostras, seja maior que a distância de bom misturamento, que é a distância a partir da qual, o líquido em escoamento e o traçador deslocam-se com as mesmas velocidades médias.

O pré-dimensionamento tem por objetivo a obtenção de estimativas da distância de bom misturamento e das quantidades dos traçadores a serem empregadas. Na estimativa da atividade a ser injetada, impõe-se o conhecimento prévio do coeficiente

de dispersão. O pré-dimensionamento é feito de acordo com as seguintes etapas:

a) Cálculo da distância de bom misturamento.

No caso de rios e canais, esta distância pode ser estimada através das seguintes equações empíricas, de acordo com Augusto (1976):

Ward:

$$L_m = K_0 W^2 / 0,02 H \quad (4.12)$$

onde,

$L_m$  = distância de bom misturamento,

$K_0 = 0,08$  (injeção central), e  $K_0 = 0,22$  (10% fora do centro)

$W$  = largura média da seção transversal, e

$H$  = profundidade média da seção transversal.

Yotsukura, para injeção pontual, apresentou:

$$L_m = 1,3 V W^2 / H \quad (4.13)$$

onde,

$V$  = velocidade média do escoamento.

Rimar, apresentou:

$$L_m > 0,13 U W^2 / H \quad (4.14)$$

onde,

$$U = c(0,7c + 6) / g, \text{ sendo:} \quad (4.15)$$

$g$  = aceleração da gravidade e

$c$  = coeficiente de Chézy,  $15 < c < 20$

b) O coeficiente de dispersão longitudinal,  $D_x$ , pode ser estimado a partir de expressões empíricas, propostas por diversos autores, como pode ser visto em Bansal (1971):

Tabela IV.1 - Equações empregadas no cálculo do coeficiente de dispersão.

KRENKEL	$D_x = 9,1 V_* H$	(4.16)
YOTSUKURA E FIERING	$D_x = 13 V_* H$	(4.17)
TACKSTON	$D_x = 7,25 V_* H \left(\frac{V}{V_*}\right)^{1/4}$	(4.18)

onde,  $V_*$  é a velocidade de fricção,  $V_* = \frac{3,81 Vn}{R_H^{1/6}}$ ,

sendo,  $n$  = coeficiente de Manning,

$R_H$  = raio hidráulico.

Nas equações utilizadas para o pré-dimensionamento, todas as variáveis devem ser empregadas em unidades do sistema MKS.

### c) Atividade máxima a injetar

A concentração de uma massa conservativa de poluentes num rio, depende primariamente de dois processos de transporte: advecção e dispersão. Segundo Taylor (1954), as concentrações de traçadores, num escoamento turbulento, uniforme e unidirecional, num ponto situado a jusante do local de injeção, podem ser descritas adequadamente por uma equação diferencial na seguinte forma:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + V \frac{\partial C}{\partial x} = D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + Q_c \quad (4.19)$$

sendo,  $t$  = tempo transcorrido até um ponto fixo,  
 $x$  = distância a jusante do ponto de injeção,  
 $c$  = concentração do poluente,  
 $V$  = velocidade média do escoamento,  
 $D_x$  = coeficiente de dispersão longitudinal, e  
 $Q_c$  = termo correspondente a fontes de material conser  
vativo.

Considerando-se que no ponto de injeção,  $x = 0$ , a massa  $M$  é lançada instantaneamente no escoamento no instante,  $t = 0$ , a equação (4.19) tem a seguinte solução:

$$C(x,t) = \frac{M}{\gamma A_x \sqrt{4 \pi D_x t}} \exp \left[ - \frac{(x-Vt)^2}{4 D_x t} \right] \quad (4.20)$$

sendo,  $\gamma$  = gravidade específica da água, e  
 $A_x$  = área molhada da seção transversal.

Embora a fórmula acima tenha sido obtida para tubulações, seu emprego para rios e canais é bastante difundido.

O deslocamento e a dispersão de uma massa conservativa de poluentes, em um rio, ocorrem de acordo com o esquema mostrado na figura IV.1.

No caso de traçadores radioativos, pode-se obter uma estimativa de atividade a injetar, utilizando-se a equação (4.20), considerando-se um ponto fixo onde  $x = x_1$ , e o tem  
po associado à concentração máxima (pico) neste ponto, ou seja,  $t = t_1$ , dado por  $t_1 = x_1/V$ . A concentração, neste ca  
so, é igual a  $C(x_1, t_1) = CMP$ , sendo CMP a concentração má  
xima permissível na água, para o traçador utilizado.

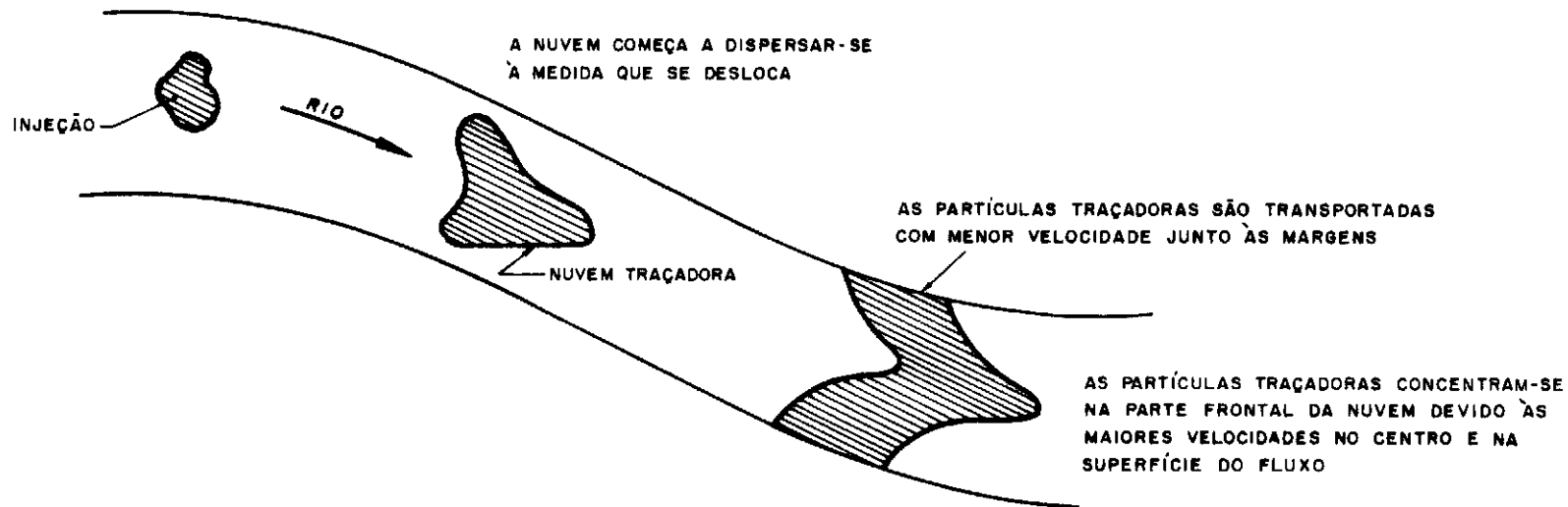


FIG. IV.1 - DESLOCAMENTO E DISPERSÃO DA NUVEM TRAÇADORA.



No caso de traçadores radioativos a massa,  $M$ , é substituída pela atividade,  $A$ , na equação (4.20), resultando:

$$A = 2 A_x \sqrt{\pi D_x t_1} \quad \text{CMP} \quad (4.21)$$

onde,  $A$  = atividade máxima a injetar em  $\mu\text{Ci}$ ,

$A_x$  = área molhada da seção transversal em  $\text{m}^2$ ,

$t_1$  = tempo transcorrido desde o instante da injeção, até o instante em que o pico da nuvem passa, pelo ponto  $x_1$ . Quando se utiliza traçador radioativo, o ponto  $x_1$  é identificado com o local do rio ou canal, mais próximo do ponto de injeção, onde existe possibilidade concreta de consumo de água para fins de abastecimento domiciliar.

CMP = é a concentração máxima permissível, para o traçador radioativo em questão, a qual é estabelecida pelas Normas Básicas de Proteção Radiológica, (NBPR), Resolução CNEN - 6/73.

No caso de traçador fluorescente não existem valores de CMP, uma vez que esse traçador não é danoso à saúde e pode ser utilizado em altas concentrações. Neste caso, a concentração a ser injetada pode ser obtida de duas formas distintas:

i) Empregando-se a equação (4.21), onde  $A$  representaria a massa do traçador fluorescente, e CMP seria substituída pela concentração desejada,  $C_{DES}$ , no ponto  $x_n$ , que está associado ao posto de amostragem mais afastado do ponto de injeção. A concentração desejada é fixada de acordo com a sensibilidade do aparelho de detecção e com a precisão requerida. Em geral,  $C_{DES}$  assume valores em torno de 1 ppb.

ii) Ou através da equação:

$$M = C_{DES} V H W \Delta t \quad (4.22)$$

onde,  $M$  = massa do traçador fluorescente a ser injetada em (g),

$C_{DES}$  = concentração desejada ( $g/m^3$ ) e

$\Delta t$  = é o tempo de passagem da nuvem traçadora em (s), no ponto  $x_n$ , que é o ponto mais afastado,

$V$ ,  $H$  e  $W$  são os mesmos já definidos anteriormente.

#### IV - 4.3. Proteção Radiológica

O emprego de traçadores radioativos, em hidrologia, está condicionado ao licenciamento prévio da CNEN (Comissão Nacional de Energia Nuclear). A NBPR, Resolução CNEN 6/73, tem por objetivo garantir a segurança da população, eventualmente sujeita às consequências da liberação controlada de material radioativo, no meio ambiente, e a segurança da equipe de trabalho, diretamente envolvida no manuseio das radiações ionizantes.

As normas consideram, para ambos os casos, duas possibilidades de exposição às radiações: exposição externa e exposição interna (incorporação).

A segurança radiológica, no estudo da reaeração, deve ser encarado sob dois aspectos:

a) Exposição da população em geral na área em estudo.

O limite anual, para exposição externa, no corpo inteiro, para um indivíduo da população é igual a 0,5 rem,

(tabela 2, pag.13-NBPR/CNEN). Cálculos anteriores, (Tsivoglou et alii,1972), demonstraram que a taxa de dose recebida, a um metro de distância, para uma atividade de 1 Ci de Kr-85, é aproximadamente 1,24 mr/hora.

Na realidade, a possibilidade de exposição externa de um indivíduo da população torna-se remota, devido aos fatores adicionais de diluição do material radioativo, tempo de exposição relativamente curto e poder de auto-blindagem da água, que não foram considerados no cálculo de exposição externa e fetuado por Tsivoglou et alii, 1972.

A exposição interna, decorrente de eventual ingestão, de água marcada com Kr-85 e trítio, por indivíduos da população ribeirinha, foi calculada tendo por base a equação (4.21), onde os valores de CMP são os fornecidos pela coluna 7 da ta bela 10 da NBPR/CNEN.

Para o  $H^3$  o limite de incorporação anual é de  $2,6 \times 10^3 \mu\text{Ci/ano}$ , e para o Kr-85, foi adotado  $2,0 \times 10 \mu\text{Ci/ano}$ . Este último valor foi estimado a partir dos valores pre vistos pela NBPR/CNEN, para misturas não identificadas de ra dionuclídeos isentos de I-129, Ra-226 e Ra-228, uma vez que as normas não tratam diretamente de valores máximos para o Kr-85.

#### b) Exposição da equipe de trabalho

Devido à baixa energia da emissão beta do trítio, não existe o problema de exposição externa para esse elemento, uma vez que a radiação é totalmente absorvida pela solução e pelas paredes do recipiente continente.

O Kr-85 é primariamente um emissor beta, com 0,4% do decaimento resultando em emissão gama.

Uma estimativa da dose recebida de uma fonte radioativa pontual de Kr-85, pode ser feita a partir da seguinte expressão apresentada no Radiological Health Handbook (1970):

$$\text{Dose (mr/h)} = \frac{A \cdot I_y}{d^2} \quad (4.23)$$

sendo,  $I_y = 0,156 \cdot q \cdot E_g (10^5 \cdot \mu a)$

$A$  = atividade em (mCi), estimada através da equação (4.21), obedecendo aos critérios expostos em IV. 4.2.C,

$d$  = distância da fonte em (m),

$q$  = percentagem de desintegração gama, por desintegração,

$E_g$  = energia gama em Mev, e

$\mu a$  = coeficiente de absorção no ar ( $\text{cm}^{-1}$ ).

Aplicando-se a equação (4.23), os valores obtidos devem ser menores que 2,5 mr/hora, que é a taxa de dosagem máxima permitida, para um profissional que trabalhe em tempo integral no manuseio de radioisótopos.

Precauções adicionais, que normalmente acompanham o manuseio de material radioativo, permitem reduzir ainda mais a dose recebida pela equipe de trabalho. Com o objetivo de diminuir ao máximo os riscos de contaminação externa e de ingestão ou inalação dos radioisótopos, foram tomadas todas as precauções recomendadas pelas normas de segurança radiológica e além disso, foram projetados e utilizados dispositivos especiais, que serão apresentados nos itens IV.4.4 e IV.5.1.

#### IV\_ 4.4. Preparação e injeção da mistura de traçadores

A fim de simplificar a preparação da mistura dos traçadores a serem injetados (Kr-85,  $H^3$  e Amidorodamina G extra), bem como possibilitar uma injeção fácil e livre de contaminações residuais, foi projetado e construído um dispositivo especial de injeção, que é mostrado na figura IV.2.

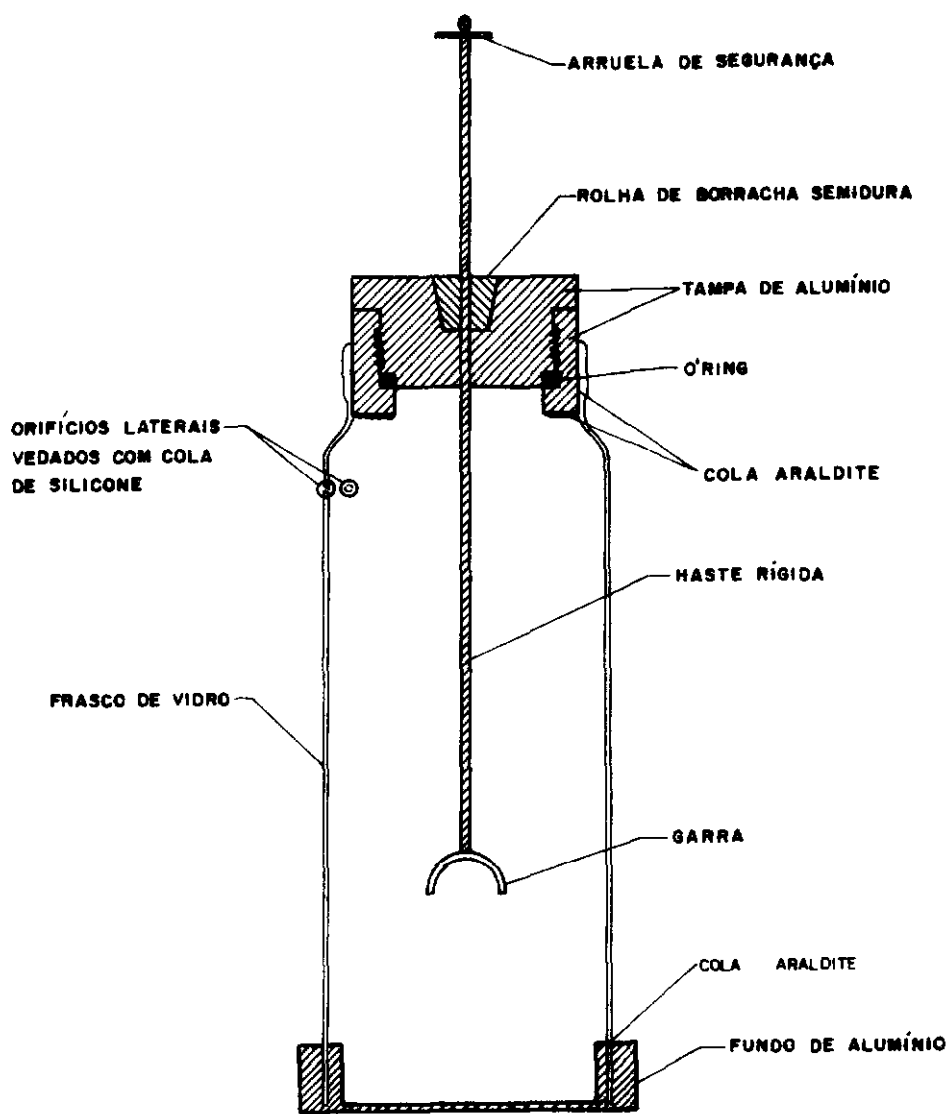
O dispositivo é constituído basicamente de um garrafão de vidro, de forma cilíndrica e de boca larga, cuja base original foi substituída por uma base reforçada de alumínio resistente a impactos.

A tampa original de vidro foi substituída por uma de alumínio maciço, rosqueada, de modo a permitir um fechamento rápido e seguro. O "O'ring" a ela incorporado tem por objetivo alcançar uma melhor vedação, impedindo a entrada ou saída de gases.

A haste maciça que atravessa a tampa tem por objetivo permitir a ruptura da ampola de Kr-85 (ver apêndice I), no interior do frasco de injeção. A rolha de borracha semi-dura permite o movimento vertical da haste, sem prejuízo da vedação do sistema. Na extremidade inferior da haste rígida, existe uma "garra", constituída de uma superfície curva de material também rígido, onde é colada a ampola de Kr-85, para posterior ruptura.

Na extremidade superior da haste rígida, existe uma arruela de segurança, com a finalidade de impedir que a garra bata diretamente contra o fundo do frasco.

O corpo do frasco de injeção é de vidro transparente e espesso, de modo a permitir o controle visual do mistura



ESC.: 1:3,33

FIG. IV.2 - FRASCO DE INJEÇÃO

mento dos traçadores, garantindo ao mesmo tempo a rigidez do conjunto.

Os furos laterais obturados com cola elástica de borracha de silicone, permitem a introdução e a retirada de material do frasco de injeção.

O volume do frasco de injeção foi escolhido, de forma a permitir a preparação de pequenas e grandes quantidades de material radioativo, podendo ser empregado em trabalhos realizados em rios de pequeno e médio porte.

Por simplificação não é mostrado na figura Iv.2, um bastão magnético cilíndrico de 1,5cm x 8,0cm, que sempre foi utilizado, para acelerar o misturamento turbulento dos traçadores no interior do frasco.

A preparação da mistura de injeção, no frasco descrito anteriormente, foi feita segundo as etapas seguintes:

1 - Introduz-se a massa de traçador fluorescente, previamente diluída em água degaseificada e também o bastão magnético.

2 - Completa-se o volume do frasco com água previamente degaseificada, deixando espaço para a ampola de Kr-85.

3 - Cuidadosamente, é introduzida a ampola de Kr-85, que foi previamente colada à garra, e a seguir é fechada a tampa de alumínio.

4 - Caso haja necessidade de completar espaços vazios, ainda existentes no interior do frasco, injeta-se água degaseificada, utilizando-se uma seringa, cuja agulha é introduzida através de um dos orifícios laterais.

5 - A agulha de uma seringa contendo água tritiada é introduzida através de um dos orifícios laterais, sem contudo injetar a água tritiada no interior do frasco de injeção.

6 - A haste rígida é baixada até que a ampola de vidro toque o fundo. Com um golpe seco, aplicado na extremidade superior da haste, quebra-se a ampola, liberando dessa forma o gás. Devido à baixa pressão (inferior à atmosférica) existente na ampola de Kr-85, imediatamente após o rompimento da mesma, a água tritiada contida na seringa, é introduzida por sucção.

7 - O frasco de injeção é colocado sobre um agitador magnético, com o objetivo de se conseguir a dissolução completa do gás na massa líquida e também o misturamento dos três traçadores utilizados. Durante o misturamento, o frasco de injeção é mantido conectado a um frasco externo contendo água degaseificada, utilizando-se uma tubulação de plástico, de pequeno diâmetro, ajustada à agulha, que está introduzida em um dos orifícios laterais. Esse arranjo permite preencher os espaços vazios deixados, no frasco, pelo gás radioativo à medida que este é dissolvido na massa líquida. Após a dissolução completa do material a agulha é desconectada.

Em geral, o frasco de injeção é mantido sobre o agitador magnético, durante um período de aproximadamente doze horas, dependendo do volume e da pressão do gás.

Caso seja necessário obter alíquotas de água contendo Kr-85, para a preparação de padrões utilizados na calibração do analisador de cintilação líquida, (ver apêndice II), estas alíquotas podem ser obtidas modificando-se a etapa número 4, para garantir amostras isentas de trítio. Nesse caso, a água tritiada seria injetada após o misturamento completo de Kr-85.

Além das medidas obrigatórias, que normalmente acompanham o manuseio de material radioativo, todas as etapas, acima



mencionadas, foram realizadas no interior de uma capela especial, sob exaustão forçada, utilizando-se manipuladores especiais, avental de chumbo e sob monitoração permanente.

Durante o transporte, do laboratório para o campo, o frasco de injeção foi colocado no interior de uma caixa rígida de alumínio, acondicionada em material absorvedor de choque, de modo a minimizar os riscos de acidente. Como medida adicional de segurança, o frasco de injeção foi transportado na parte traseira de uma kombi, embora a taxa de dose na superfície externa da caixa de alumínio, nunca excedesse 0,2 mr/h.

A injeção da mistura de traçadores foi realizada, por pessoal qualificado e treinado no manuseio de material radioativo, usando botas e luvas de borracha, de cano longo, e macacão plástico, de modo a evitar contaminação direta. Devido à baixa profundidade do rio, a liberação do material foi feita a vau, no centro do rio, onde o frasco foi submergido e a tampa foi aberta, para liberar rapidamente a mistura na água.

A descontaminação do frasco de injeção foi feita na própria água do rio, logo após a injeção, e completada posteriormente no laboratório.

#### IV-4.5. Coleta de Amostras

Nos postos de amostragem, selecionados previamente, foram instalados fluorímetros, com o objetivo de se obter informações contínuas da concentração do traçador fluorescente, no escoamento. Uma descrição mais completa do fluorímetro Turner, modelo 111, usado nas experiências de campo, pode ser

vista em Augusto (1976).

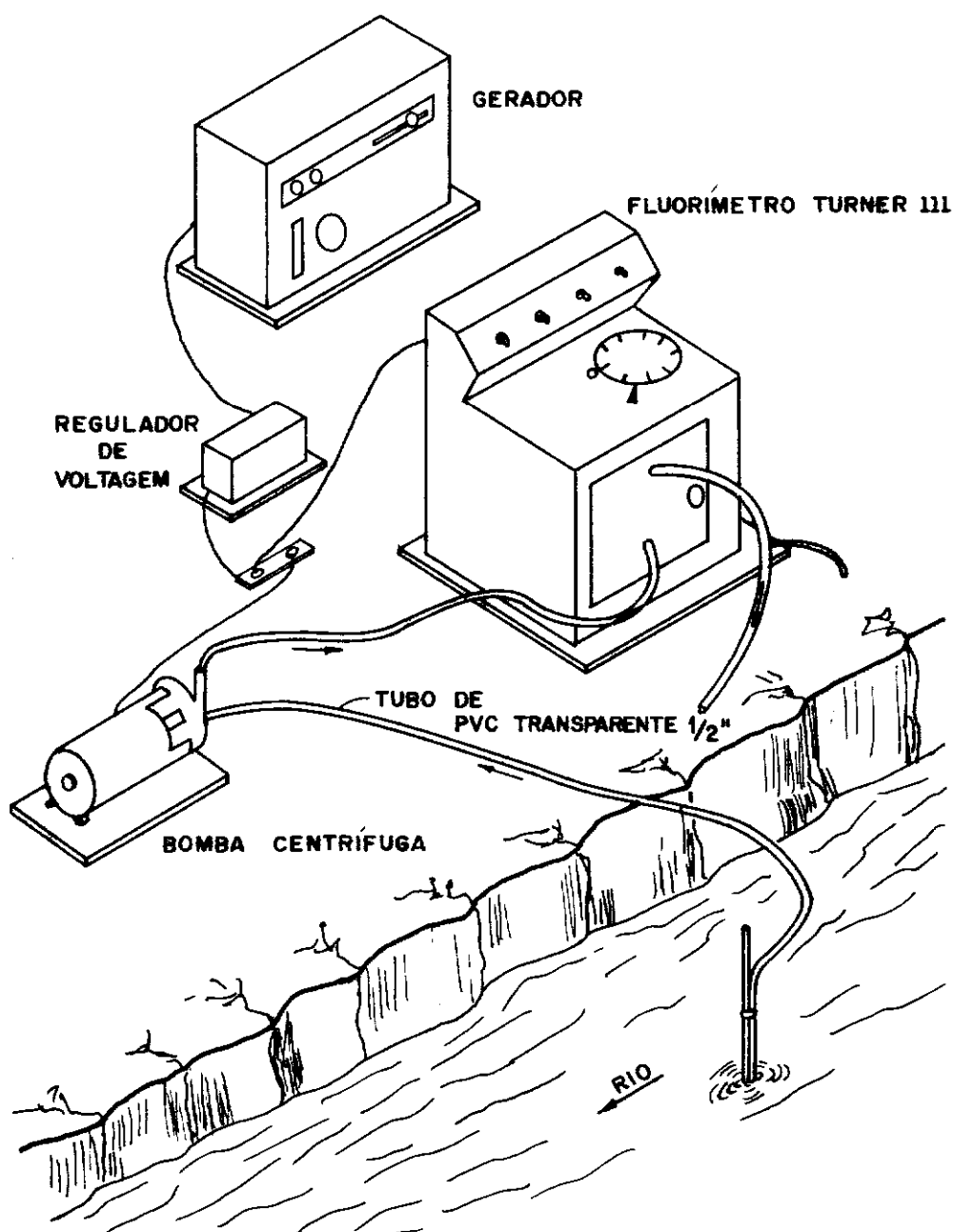
Em todo posto de amostragem, foram retiradas amostras do "background" local, a fim de se obter uma medida da radioatividade e da fluorescência, naturalmente presentes na seção. Na coleta de amostras foram utilizados dois métodos: fluxo contínuo através do fluorímetro e o coletor de amostras.

No primeiro método, uma bomba centrífuga envia ao fluorímetro um fluxo contínuo, retirado da meia seção do canal, através de um tubo de PVC flexível, conforme é mostrado na figura IV.3. Depois de passar pelo fluorímetro, a água bombeada é dividida, sendo a maior parte lançada de volta ao rio, e uma porção menor recolhida, em garrafas de vidro de 120 ml, através de uma derivação, em tubo plástico flexível, transparente e de pequeno diâmetro. O líquido é introduzido no fundo da garrafa de amostra, a uma velocidade baixa, para evitar turbulência, que poderia ocasionar perdas do traçador gasoso. A garrafa utilizada para recolher a amostra é lavada várias vezes, com a água que sai do fluorímetro, de modo a evitar contaminações indesejáveis.

As garrafas são tampadas com tampas que permitem uma boa vedação, por serem revestidas internamente com folha de alumínio e por serem tampas de pressão. O enchimento e o fechamento das garrafas devem ser feitos de modo a evitar a formação de bolhas de ar.

No rótulo de cada garrafa, são anotados a hora e uma identificação do posto de amostragem.

Na segunda maneira de coletar amostras, foi utilizado um coletor, especialmente projetado e construído com essa finali-



**FIG. IV.3 - ESQUEMA DE MONTAGEM DE UM POSTO DE COLETA DE AMOSTRAS**

dade. A figura IV.4 mostra um esquema do coletor de amostras. Esse dispositivo é submergido no escoamento à meia seção, e a medida que a água vai preenchendo a garrafa através de um tubo, o ar existente no interior da garrafa sai através de um outro tubo, que fica em contato com a atmosfera. Esse dispositivo permite diminuir a turbulência e o aparecimento de borbulhamento, que normalmente acompanha o preenchimento de um frasco imerso em um líquido.

O coletor foi utilizado, para recolher as amostras usadas, para determinar as concentrações do gás, Kr-85, enquanto as amostras obtidas pelo método anterior foram utilizadas, para determinar as curvas de concentração do traçador fluorescente.

A frequência de amostragem foi intensificada durante a passagem do pico da nuvem traçadora.

As amostras foram armazenadas em caixas de isopor, para evitar a influência de grandes variações de temperatura e a seguir foram transportadas para o laboratório, para serem analisadas.

#### **IV-4.6. Medição das propriedades hidráulicas**

Conforme foi mencionado no capítulo III, é necessário medir certas características do escoamento, a fim de possibilitar a comparação entre os resultados obtidos no campo e os valores estimados pelas equações apresentadas no capítulo III.

A largura, a profundidade, a velocidade e a declividade do fundo de um rio ou canal, são características físicas

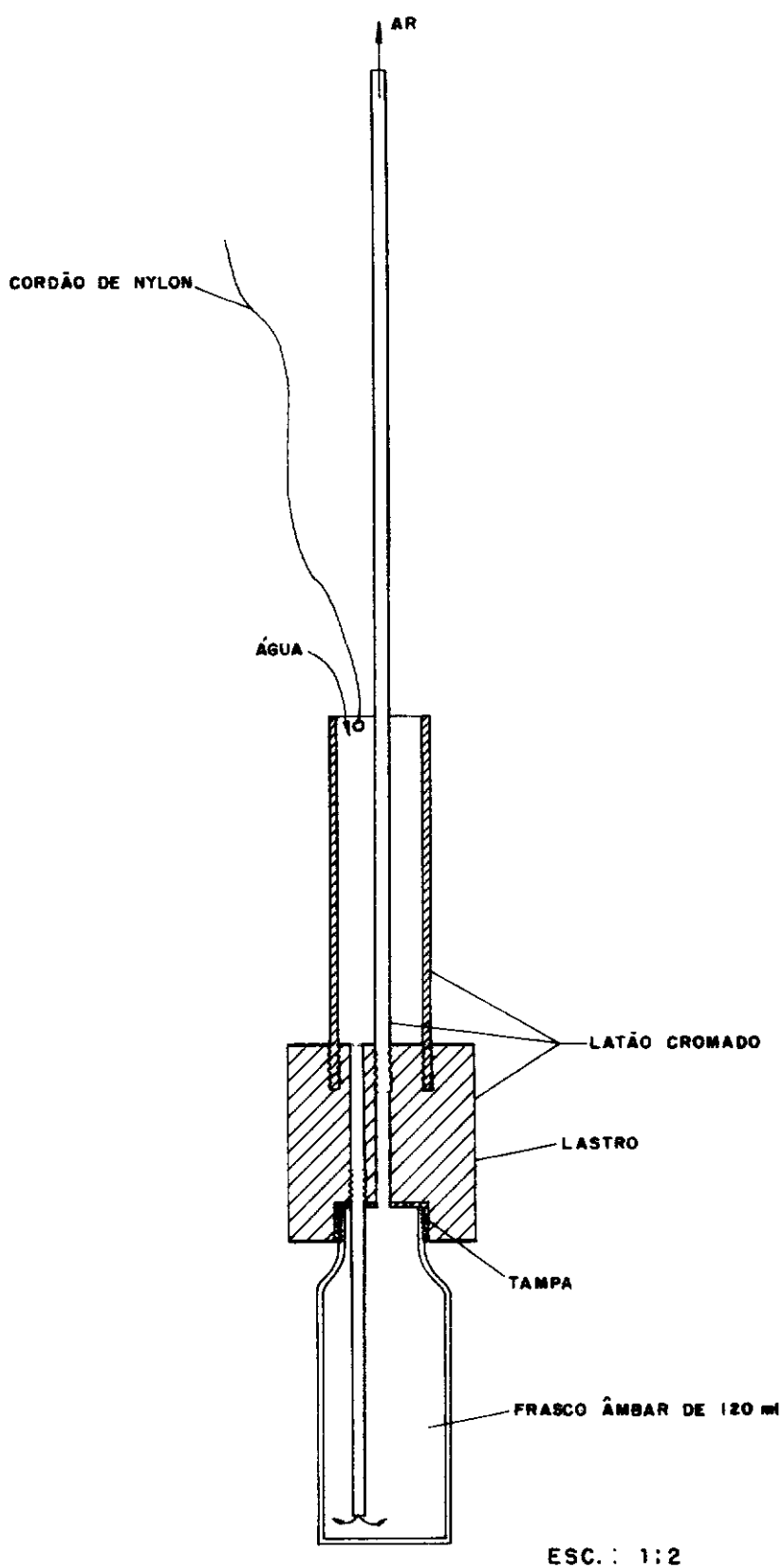


FIG. IV.4 - COLETOR DE AMOSTRAS

e hidráulicas, facilmente mensuráveis e podem ser consideradas as mais importantes na estimativa do coeficiente de reaeração.

Os dados de velocidade média foram obtidos, utilizando-se o tempo médio de viagem do pico da nuvem traçadora entre duas seções e a distância medida entre as mesmas.

Os dados de vazão média foram obtidos pelo método, área x velocidade, utilizando-se um molinete Gurley, modelo 625. Esse trabalho foi executado paralelamente, por uma equipe do Laboratório de Traçadores da COPPE/UFRJ. As velocidades foram medidas, a cada 25 cm no sentido da largura da seção e a 0,6 da profundidade, de forma a se obter uma velocidade média, na seção vertical. A largura média da seção foi medida com uma trena metálica e as profundidades foram medidas, a cada 25 cm, com uma haste metálica graduada.

As declividades médias do nível d'água dos trechos foram obtidas a partir de um levantamento altimétrico realizado pela equipe do Laboratório de Transportes da E.E./UFRJ, e os comprimentos foram medidos em um mapa recente na escala 1:10000. As declividades calculadas foram adotadas para todas as experiências.

#### IV-5. Procedimento de laboratório

Devido ao fato do  $H^3$  decair por emissão beta puro, de baixíssima energia, (energia máxima de 18,6 keV), e estar sob a forma química de água tritiada, a utilização de contadores gasosos não é aconselhável para a sua análise.

Embora o Kr-85 possa ser medido por contagem gama,

devido à baixa abundância da energia gama, a sensibilidade de detecção do Kr-85 obtida empregando-se esse método é pobre. Pelo fato de encontrar-se dissolvido na água, e por emitir partículas  $-\beta$  de alta energia, (energia máxima de 512 keV) com a abundância de 99,6% o gás, Kr-85, é preferencialmente, tal como o trítio, medido através da técnica de cintilação líquida, (ver apêndice II).

Através desta técnica, é possível determinar simultaneamente, as concentrações de ambos os traçadores radioativos, uma vez que as energias de suas partículas,  $-\beta$  são bem distintas e facilmente identificáveis.

#### IV – 5. 1. Preparação e análise das amostras

Como o Kr-85 é um gás inerte, dissolvido na água, devem ser tomados cuidados especiais, para que não ocorram perdas desse gás para a atmosfera, durante a preparação das amostras.

A fim de minimizar as perdas de gás, no processo de preparação das amostras para contagem, pelo processo de cintilação líquida, foi empregado um dispositivo especial, que é mostrado na figura IV.5. Esse dispositivo permite tomar alíquotas de 10 ml, a partir das garrafas de amostras coletadas no campo, aplicando-se uma pressão positiva, conforme é recomendado por Tsivoglou et alii (1972).

A colocação da alíquota no frasco de contagem, a adição da solução de cintilação e o processo de homogeneização são descritos mais detalhadamente no apêndice II.

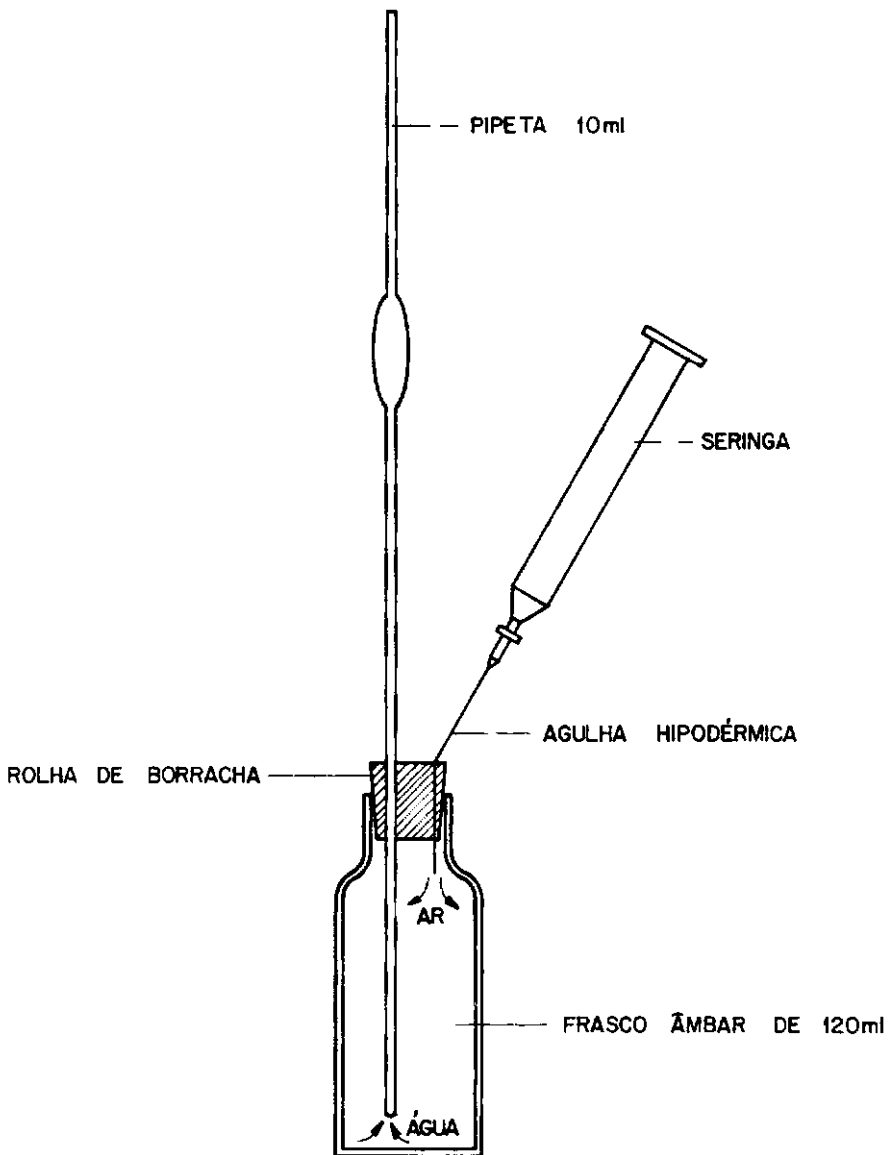


FIG. IV.5 - ESQUEMA UTILIZADO PARA RETIRAR ALÍQUOTAS DAS AMOSTRAS DE CAMPO



Os frascos de cintilação foram contados em equipamentos existentes no Departamento de Biofísica da UFRJ, que não possuem refrigeração, a qual possibilita a medição em condições ótimas.

A técnica de cintilação líquida é descrita mais detalhadamente em Pane (1979).

A determinação das concentrações das amostras de campo, para o traçador fluorescente, foram obtidas, utilizando-se o mesmo equipamento usado no campo e empregando o procedimento padrão do Laboratório de Traçadores, (LT), do Programa de Engenharia Civil da COPPE-UFRJ, que é descrito em Augusto (1976).

A análise de fluorescência das amostras, coletadas durante a última experiência de campo, foi feita utilizando-se o espectrofluorímetro marca Jobin-Yvon JY-3, recentemente disponível no LT.

## CAPÍTULO V

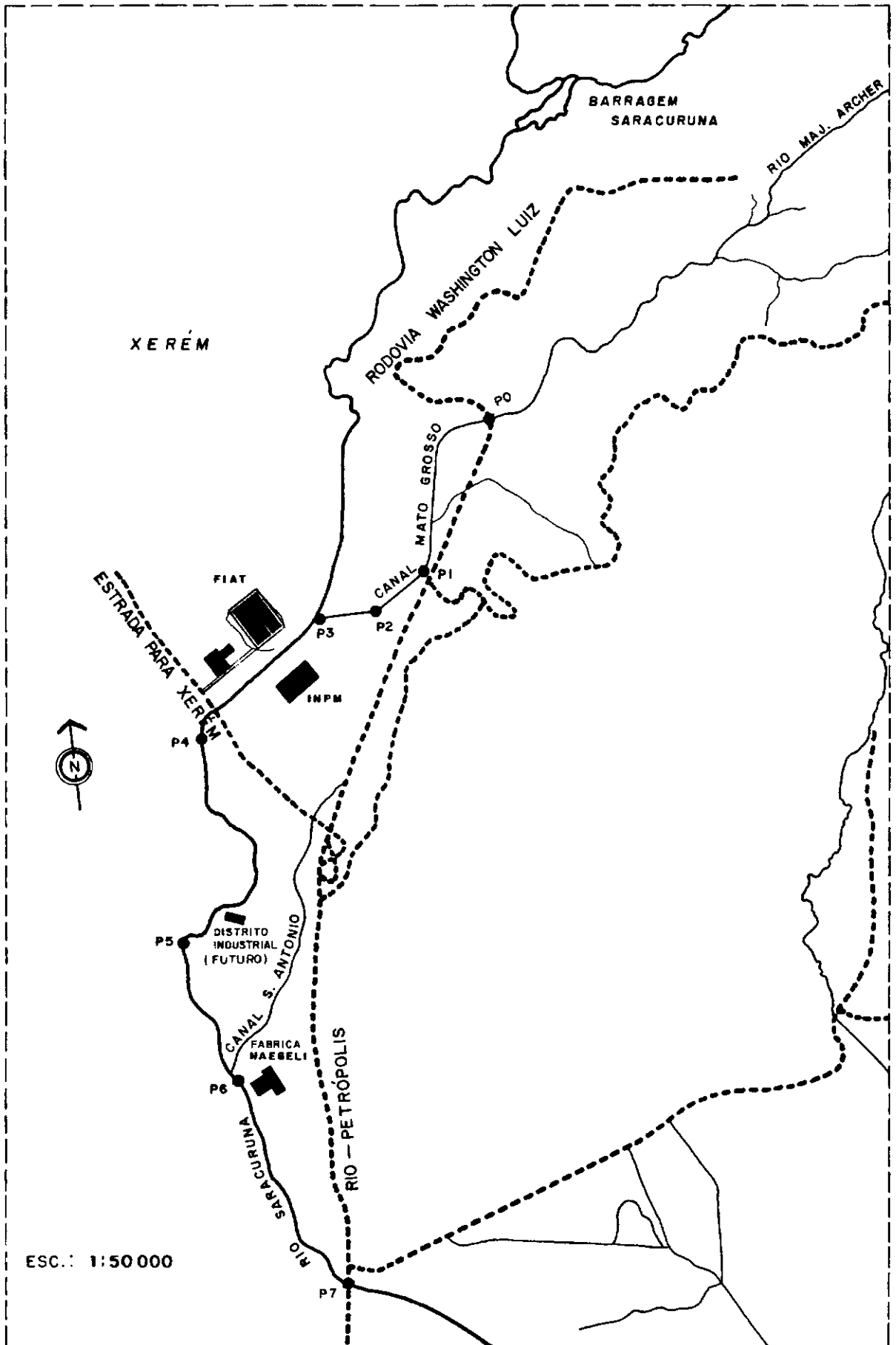
### APLICAÇÃO DA METODOLOGIA: RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### V-1. Área selecionada e localização dos postos de amostragem

O rio selecionado para a realização das experiências de campo foi o rio Saracuruna. Durante os trabalhos experimentais as vazões oscilaram entre 0,5 e 1,0 m<sup>3</sup>/s, que são vazões típicas de um rio de pequeno porte. Considerando-se a qualidade da água, apresenta um trecho razoavelmente não contaminado e outro bastante poluído.

Sob o ponto de vista hidráulico, o rio Saracuruna apresenta diversos trechos bem caracterizados, possuindo trechos em estado natural e outros trechos retificados. Além disso, já foram realizados outros estudos pelo L.T. nesse rio, o que facilitou a obtenção de dados necessários ao pré-dimensionamento.

O rio está localizado na Baixada Fluminense, ao pé da serra de Petrópolis, próximo da localidade conhecida como Xerêm, no município de Duque de Caxias (RJ). Seu trecho superior é regularizado pelo reservatório Saracuruna, de propriedade da Petrobrás, que regulariza cerca de 25% da bacia. A localização dos postos de amostragem, na área selecionada pode ser vista na figura V.1.



**FIGURA V.1 - LOCALIZAÇÃO DOS POSTOS DE AMOSTRAGEM NA ÁREA ESTUDADA.**

O ponto de injeção, P0, foi localizado no canal Mato Grosso, sob a ponte onde a rodovia Washington Luiz intercepta esse canal. O trecho a jusante do posto de injeção é praticamente desabitado, não existindo nas imediações tomadas d'água para abastecimento domiciliar.

O primeiro posto de amostragem, P1, foi localizado a 1600 m do posto de injeção, num trecho natural do rio, após a distância de bom misturamento, em local de fácil acesso.

O segundo posto, P2, foi localizado após uma barragem abandonada, existente na área do Instituto Nacional de Pesos e Medidas, (INPM), em um trecho natural do rio. Após essa barragem o rio tem seu leito retificado, sendo o terceiro posto, P3, escolhido no final desse trecho uniforme, sob uma ponte localizada no INPM, imediatamente a montante da confluência do canal Mato Grosso com o rio Saracuruna.

Na realidade, o estudo da reaeração de parte do rio Saracuruna, abrangeu também um trecho do canal Mato Grosso, seu afluente, onde foram localizados os postos P0, P1, P2 e P3. Esse fato decorreu da necessidade de evitar o trecho mais a montante do rio Saracuruna, sujeito a perturbações diárias ocasionadas por uma draga de areia.

O quarto posto, P4, foi localizado no rio Saracuruna, próximo à FIAT. O trecho P3-P4 é misto, sendo na maior parte retificado e possuindo em sua parte final, seções naturais, largas e profundas formando zonas de águas estagnadas. Além disso, recebe efluentes domésticos do INPM e de conjuntos habitacionais localizados na margem esquerda e também rejeitos industriais provenientes da FIAT situada na margem direita.

O quinto posto, P5, foi localizado imediatamente após um trecho em meandros, situado próximo à área, onde está sendo construído o Distrito Industrial de Caxias, que aumentará substancialmente a poluição do rio, quando entrar em funcionamento.

O sexto posto, P6, foi escolhido próximo à fábrica Naegeli, fabricante de corantes têxteis, a montante do ponto, onde são despejados os efluentes da fábrica, que turvam completamente a água do rio.

O sétimo posto, P7, foi escolhido sob a ponte, onde a estrada Rio-Petrópolis intercepta o rio Saracuruna. O trecho P6-P7 é altamente poluído pela fábrica de corantes Naegeli, que aparentemente faz seus lançamentos de despejos, em batelada, após o entardecer.

Nos postos P1, P2 e P3 a água do rio apresenta-se limpa, isenta de poluentes visíveis. Nos postos P4, P5, P6 e P7 percebe-se visualmente que a água transporta grande carga de poluentes, que afetam a sua cor e acrescentam-lhe odores desagradáveis.

## V-2. Experiências de campo

### V-2.1. Prê-dimensionamento

O prê-dimensionamento foi elaborado de acordo com a formulação apresentada em IV. 4.2. Para aplicar as equações apresentadas, foi necessário um levantamento prêvio das características hidráulicas médias, dos rios Mato Grosso e Saracuruna,

para os períodos de estiagem e de cheia (período de chuvas, regime permanente), que foram as seguintes :

Tabela V.1 - Valores utilizados no pré-dimensionamento

Características hidráulicas (valores médios)	Período de estiagem	Período de cheia
Largura (m)	6,00	7,25
Profundidade (m)	0,21	0,29
Perímetro molhado (m)	6,42	7,82
Área molhada (m <sup>2</sup> )	1,26	2,06
Raio hidráulico (m)	0,20	0,26
Velocidade (m/s)	0,35	0,84
Coeficiente de Manning (m <sup>1/3</sup> /s)	0,045	0,045
Velocidade de fricção (m/s)	0,078	0,180
Coeficiente de Chézy (m <sup>1/2</sup> /s)	17,50	17,50

A partir destes dados foram estimadas as seguintes variáveis :

a) Distância de bom misturamento em (m) :

Tabela V.2 - Valores estimados da distância de bom misturamento

Autor	Período de estiagem	Período de cheia
Ward	685,7	737,3
Yotsukura	78,0	201,6
Rimar	725,5	780,5

A localização do posto P1, a 1600m do posto de injeção, garantiu, provavelmente, o misturamento completo do traça

dor no escoamento.

b) Coeficiente de dispersão em ( $m^2/s$ ):

TABELA V.3 - Valores estimados do coeficiente de dispersão em ( $m^2/s$ ).

Autor	Período de estiagem	Período de cheia
Krenkel	0,149	0,468
Yotsukura e Fiering	0,214	0,669
Tackston	0,174	0,556

Como os valores de  $D_x$  não variaram muito, foram adotados aqueles fornecidos pela equação de Tackston, que se aproximam dos valores médios, isto é, 0,174 e 0,556  $m^2/s$ , para o período de estiagem e de cheia respectivamente, para serem utilizados na equação (4.21).

c) Atividade a injetar

i) Para o trítio não existe na NBPR, resolução CNEN, 6/73, um valor de CMP. Esse valor foi obtido a partir do valor máximo de incorporação anual,  $2,26 \times 10^3 \mu Ci/\text{ano}$ , dividido por 800 l, que é o valor de consumo de água potável percapta anual, usualmente encontrado na literatura. Logo, assumindo-se que a  $CMP \leq 3,25 \times 10^{-3} \mu Ci/ml$ , e aplicando-se a equação (4.21) obtém-se:

— Para o caso de estiagem, com  $t_1 = 1,26 \text{ h}$  :

$$A \leq 2 \times 1,26 m^2 \sqrt{\pi \times 625,03 m^2/h \times 1,26 h} \times 3,25 \times 10^{-3} \mu Ci/ml$$

$$A \leq 407 \times 10^3 \mu\text{Ci}$$

— E para o caso de cheia, com  $t_1 = 0,53\text{h}$ :

$$A \leq 2 \times 2,06\text{m}^2 \sqrt{\pi \times 2001,60\text{m}^2/\text{h} \times 0,53\text{h}} \times 3,25 \times 10^{-3} \mu\text{Ci/ml}$$

$$A \leq 773 \times 10^3 \mu\text{Ci}$$

Conforme pode ser visto, a atividade máxima a ser injetada em cada experiência é da ordem de 410 mCi e 770mCi, para o período de estiagem e de cheia, respectivamente. Durante as quatro primeiras experiências, realizadas no período de seca, foram utilizadas atividades de 100mCi de trítio em cada uma, e na última experiência, realizada em época de cheia, utilizaram-se 200 mCi de  $\text{H}^3$ .

ii) Para o Kr-85, também não existe na NBPR, resolução CNEN , 6/73, um valor de CMP. Esse valor foi estimado levando-se em conta o nível máximo de incorporação anual ( $2,0 \times 10 \mu\text{Ci/ano}$ ), permitido para misturas não identificadas, isentas de I-129 , Ra-226 e Ra-228. Considerando-se que um indivíduo da população pudesse ingerir 10 l de água marcada, proveniente do pico da nuvem traçadora, durante a passagem da mesma no posto Pl, em cada experiência, durante as cinco experiências realizadas em um ano, o valor de CMP obtido foi  $4,0 \times 10^{-4} \mu\text{Ci/ml}$ . Aplicando-se este valor na equação (4.21), obteve-se:

— Para o período de estiagem com  $t_1 = 1,26 \text{ h}$  :

$$A \leq 2 \times 1,26\text{m}^2 \sqrt{\pi \times 625,03\text{m}^2/\text{h} \times 1,26\text{h}} \times 4 \times 10^{-4} \mu\text{Ci/ml}$$

$$A \leq 50,1 \times 10^3 \mu\text{Ci}$$

— E para o período de cheia, com  $t_1 = 0,53\text{h}$ :



$$A \leq 2 \times 2,06 \text{ m}^2 \sqrt{\pi} \times \frac{2001,60 \text{ m}^2 / \text{h} \times 0,53 \text{ h}}{4 \times 10^{-4} \text{ } \mu\text{Ci/ml}}$$

$$A \leq 95,1 \times 10^3 \mu\text{Ci}$$

Como foi demonstrado, a atividade máxima a ser injetada em cada experiência é da ordem de 50 e 95 mCi, para o período de seca e de cheia respectivamente. Durante a primeira experiência realizada no período de estiagem, foram utilizados 20 mCi de Kr-85. Como essa quantidade forneceu valores muito próximos do "background" nos últimos postos de amostragem, a quantidade injetada de Kr-85 foi aumentada para 30 mCi na segunda experiência, e para 40 mCi, durante a terceira e quarta experiências realizadas no período de seca. Na quinta e última experiência, realizada no período de cheia, foram utilizados 80 mCi de Kr-85.

iii) Para o traçador fluorescente utilizado, Amidorodamina G extra, com  $C_{DES} = 4 \text{ ppb} = 4 \times 10^{-9} \text{ g/ml}$ , e utilizando-se a equação (4.21) obteve-se:

— Para o caso de estiagem com  $t = 12 \text{ h}$  :

$$M = 1,5 \text{ g}$$

— Para o caso de cheia, com  $t = 8 \text{ h}$ :

$$M = 3,7 \text{ g}$$

Utilizando-se a equação (4.22), com os seguintes dados, para o período de estiagem :

$$W = 6,00 \text{ m},$$

$$H = 0,21 \text{ m},$$

$$\Delta t = 3,0 \text{ h},$$

$$C_{DES} = 4 \times 10^{-3} \text{ g/m}^3 \text{ e}$$

$$V = 0,350 \text{ m/s, obteve-se}$$

$$M = 19,1 \text{ g}$$

E para o período de cheia, com os dados relacionados abaixo:

$$W = 7,25 \text{ m,}$$

$$H = 0,29 \text{ m,}$$

$$\Delta t = 1,0 \text{ h,}$$

$$C_{DES} = 4,0 \cdot 10^{-3} \text{ g/m}^3 \text{ e}$$

$$V = 0,84 \text{ m/s, obteve-se}$$

$$M = 25,4 \text{ g}$$

Uma vez que o traçador fluorescente não prejudica a saúde, a quantidade de massa a ser injetada pode ser aumentada sem prejudicar os critérios de segurança e sem alterar os custos, em grande monta, já que se trabalha com pequenas quantidades de material.

Como essas equações fornecem um certo grau de incerteza, durante a primeira experiência utilizou-se mais que o dobro da quantidade de traçador fluorescente, fornecida pela equação (4.22), para se ter segurança de que as concentrações, desse material, seriam mensuráveis em P7.

A equação (4.22) supõe que a forma da nuvem traçadora, seja um retângulo de altura igual à concentração do pico ( $C_{DES}$ ), e de base igual ao tempo de passagem da nuvem traçadora ( $\Delta t$ ), por isso, fornece valores muito altos para a massa de traçador a ser injetada.

A quantidade de 50g, utilizada durante a primeira experiência, foi considerada excessiva, pois foi necessário fazer diluição das amostras, para analisá-las em laboratório, tornando

do a análise morosa e trabalhosa. Nas outras três experiências realizadas durante o período de estiagem, foram utilizadas quantidades, em torno de 4,0g, de Amidorodamina G. extra e na quinta experiência, realizada durante o período de cheia, foram empregadas 12 g de traçador fluorescente.

Utilizando-se o modelo de dispersão unidimensional, e equação (4.21), foram estimadas as concentrações de pico da nuvem traçadora, durante o período de realização das experiências, ao longo do tempo, conforme é mostrado na tabela V.4.

TABELA V.4 - Valores da concentração x tempo

t(horas)	$C_{H^3} (\mu\text{Ci/ml} \times 10^{-3})$		$C_{Kr-85} (\mu\text{Ci/ml} \times 10^{-4})$		
	A=100 mCi	A=200 mCi	A=20 mCi	A=40 mCi	A=80 mCi
0,05	4,00	2,73	8,10	16,20	10,96
0,15	2,31	1,58	4,61	9,22	6,32
0,25	1,79	1,22	3,58	7,16	4,90
0,50	1,27	0,87	2,53	5,06	3,46
1,00	0,90	0,61	1,79	3,58	2,45
2,00	0,63	0,43	1,27	2,54	1,73
4,00	0,45	0,31	0,90	1,80	1,22
6,00	0,37	0,25	0,73	1,46	1,00
8,00	0,32	0,22	0,63	1,26	0,86
10,00	0,16	0,19	0,57	1,14	0,77

Como para o trítio a CMP é igual a  $3,25 \times 10^{-3} \mu\text{Ci/ml}$ , pode-se verificar que para uma dose de 100mCi (período de estiagem), obtiveram-se concentrações abaixo do nível máximo permitido a pós 4,6 minutos da injeção, o que corresponde a uma distância

de aproximadamente 100,0m. Para o período de cheia, pode-se verificar que a CMP foi atingida em torno de 2,1 minutos após a injeção, o que corresponde a uma distância de aproximadamente 106,0m.

As concentrações de Kr-85, desprezando-se as perdas para a atmosfera, alcançaram valores abaixo da CMP ( $4 \times 10^{-4}$ )  $\mu\text{Ci/ml}$  após 50,0 minutos da injeção ( $\sim 1000,0\text{m}$ ), quando foi utilizada uma atividade de 40mCi de Kr-85, no período de estiagem, que foi o caso mais desfavorável. Para o período de cheia, a CMP foi atingida em torno de 22,0 minutos após a injeção ( $\sim 1100,0\text{m}$ ), portanto, antes do primeiro posto de tomada d'água para abastecimento domiciliar.

O segundo aspecto considerado, sob o ponto de vista de proteção radiológica, foi a exposição da equipe de trabalho. Aplicando-se a equação (4.23), com os seguintes valores, para o Kr-85:

$$q = 0,004$$

$$E_g = 0,514 \text{ Mev}$$

$$\mu_a = 3,87 \times 10^{-5} \text{ (cm}^{-1}\text{)}, \text{ e}$$

$$I_y = 0,156 (0,004) \times 0,514 \times 3,87 \times 10^{-5} \times 10^5 = 1,24 \times 10^{-3}$$

Para atividades de 20,40 e 80mCi, a equação (4.23) forneceu os valores de doses recebidas mostradas na tabela V.5.

Durante a separação da atividade de Kr-85 e da preparação da mistura da injeção trabalhou-se a uma distância de 25 cm, durante um tempo máximo de 10 minutos, neste caso, a dose recebida foi menor do que 2,5 mr/hora permitidos, para qualquer

um dos três casos. Além disso, foram tomados todos os cuidados recomendados no item IV.4.4.

Para o indivíduo que injetou a mistura de traçadores no fluxo, a mais alta taxa de dosagem ocorreu na mão, durante o manuseio do frasco de injeção. Calculando-se a taxa de dose, pela equação (4.23), para 80mCi de Kr-85, que é o caso mais desfavorável, na superfície do recipiente (7 cm do centro), obteve-se 20 mr/hora. Como tal manuseio requer um tempo de aproximadamente 5 minutos, resulta numa dose de 1,68 mr nas mãos, que está abaixo da dose permitida de 2,5 mr/hora, para o corpo inteiro.

Tabela V.5 - Dose recebida (Kr-85) x distância

Distância (m)	Taxa de dose (mr/h)		
	Atividade		
	20 mCi	40 mCi	80 mCi
1,00	0,02	0,05	0,10
0,50	0,10	0,20	0,40
0,25	0,40	0,79	1,59
0,10	2,48	4,96	9,92

## V - 2.2. Determinação do coeficiente de reaeração

Foram realizadas cinco experiências no canal Mato Grosso/rio Saracuruna, sendo as quatro primeiras em época de vazante, em 30/06/81, 21/07/81, 29/07/81 e 03/09/81, quando se obtém mínima diluição, o que representa a condição mais desfavorável sob o ponto de vista da qualidade das águas. A quinta experiência de campo foi realizada em 14/01/82, durante o período de cheia, a fim de se verificar a variação do coeficiente  $K_2$  com o aumento da descarga.

A primeira experiência serviu também como teste preliminar para os equipamentos de campo, bem como para verificar se as quantidades de traçadores utilizadas eram suficientes.

A mistura de traçadores empregada na primeira injeção constou de 5,5 l de água degaseificada, 100 mCi de água tritida, 20 mCi de Kr-85 e 50g de Amidorodamina G.E.. As concentrações obtidas para o traçador fluorescente foram muito altas exigindo a utilização simultânea de filtros de densidade neutra ND 10% e ND 63%, durante a passagem do pico da nuvem traçadora nos primeiros postos de amostragem. Para analisar, no laboratório as amostras de campo provenientes desses postos, foi necessário fazer diluições, que são bastantes trabalhosas. Nas experiências subsequentes, este inconveniente foi evitado, reduzindo-se a massa de traçador fluorescente empregada.

Em todas as experiências as injeções foram instantâneas e pontuais, feitas em um mesmo local (P0), sob a ponte existente na rodovia Washington Luiz, que intercepta o canal Mato Grosso.

A distância de cada posto de amostragem ao posto de in

jeção é mostrada na tabela V.6.

Tabela V.6 - Distância dos postos de amostragem ao posto de injeção em Km

P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
1,60	2,20	2,80	4,40	6,20	8,60	11,20

Durante as experiências de campo foram utilizados três grupos independentes de trabalho, um para fazer as medições hidráulicas e dois para coletar amostras, sendo que uma equipe coletou amostras nos postos pares e a outra nos postos ímpares.

Nas quatro primeiras experiências, foi utilizado apenas um fluorímetro, marca TURNER, modelo 111, porque o outro fluorímetro existente no L.T., encontrava-se em manutenção. A montagem dos equipamentos nos postos de coleta de amostras obedeceu, em geral ao esquema mostrado na figura IV.3. O fluorímetro foi montado nos postos P1, P4 e P5. Nos postos P2 e P3 não foi possível montá-lo, porque o tempo de viagem da nuvem traçadora, entre esses dois postos, é pequeno se comparado ao tempo requerido para a montagem dos equipamentos. No posto P6 não foi possível a montagem do fluorímetro, devido à dificuldade de acesso a esse posto.

Nos postos onde não foi possível instalar o fluorímetro as amostras foram coletadas durante um tempo pré-estimado, para a passagem do pico da nuvem traçadora, dando-se uma margem de segurança, de acordo com a localização do posto e a velocidade do escoamento em cada trecho, obtida no pré-dimensionamento ou então em experiências anteriores.

O primeiro passo dado em cada posto, foi coletar amostras do "background". As amostras para o estudo de reaeração foram colhidas em garrafas de vidro âmbar de 120ml, usando-se o coletor mostrado na figura IV.4. As amostras do material fluorescente foram colhidas em garrafas plásticas de 50ml, colhendo-se o material na saída do fluorímetro.

Na segunda experiência, foi mantida a quantidade de trítio e aumentada a de Kr-85 para 30mCi, pois os valores das concentrações de Kr-85, nos postos quatro e cinco foram muito próximos do "background" na primeira experiência. A massa de traçador fluorescente utilizada foi igual a 2,5g.

Na terceira e quarta experiências, a quantidade de trítio foi mantida, a dose de Kr-85 utilizada foi de 40mCi e as massas de traçador fluorescente utilizadas foram 5 e 3 g, respectivamente.

Na quinta experiência, devido a maior vazão, foram utilizadas 12g de Amidorodamina G.E., 200mCi de  $H^3$  e 80mCi de Kr-85.

As quantidades de traçadores empregadas, em cada experiência, são mostradas na Tabela V.7.

A fim de identificar as amostras correspondentes à concentração máxima de pico, procedeu-se a uma análise de fluorimetria das amostras colhidas em garrafas plásticas. Nas quatro primeiras experiências, as amostras foram analisadas no L.T., utilizando-se um fluorímetro TURNER, modelo 111, equipado com filtro primário SCHOTT-DEPAL 528nm, filtro secundário SCHOTT-OG 590/2nm, e lâmpada verde, usando-se a porta de alta sensibilidade e cubetas de 30ml. Na quinta experiência o fluorímetro TURNER foi utilizado somente no campo, e as amostras foram ana



lisadas, no L.T., em um espectro-fluorímetro JOBIN-YVON JY-3 com os comprimentos de onda de excitação e emissão fixados em 535nm e 552nm e largura do feixe igual a 10nm para ambos os casos. Na terceira, quarta e quinta experiência foram preparados padrões de Amidorodamina G.E. para serem levantadas as curvas de calibração, em condições idênticas às de campo, a fim de transformar as leituras obtidas em concentrações. Para a primeira e a segunda foi utilizada a curva de calibração da terceira experiência.

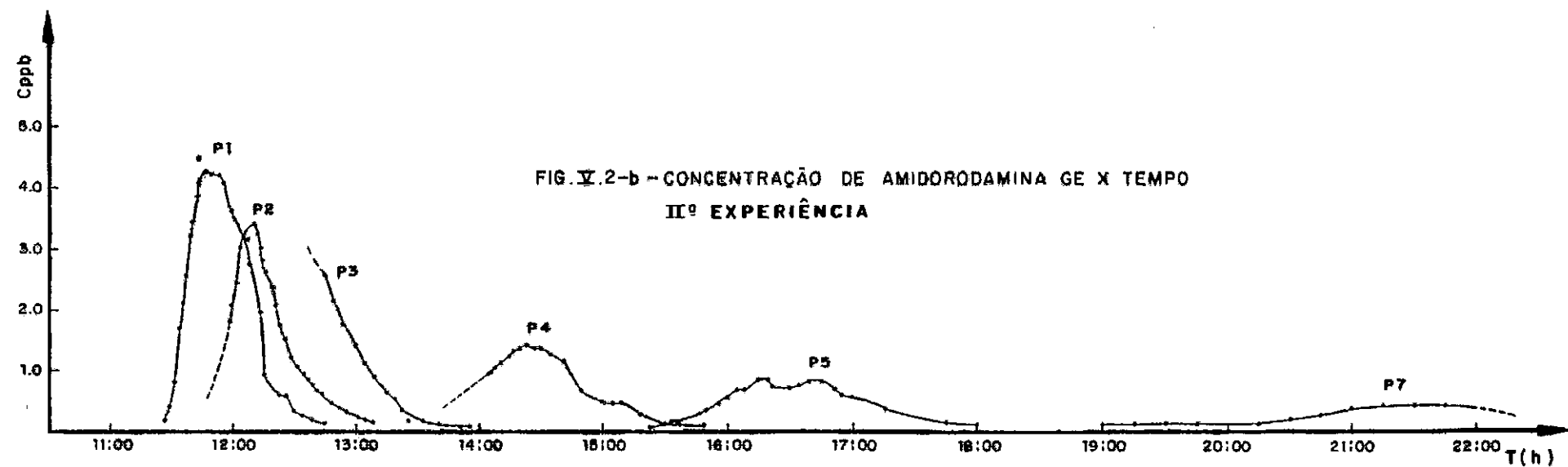
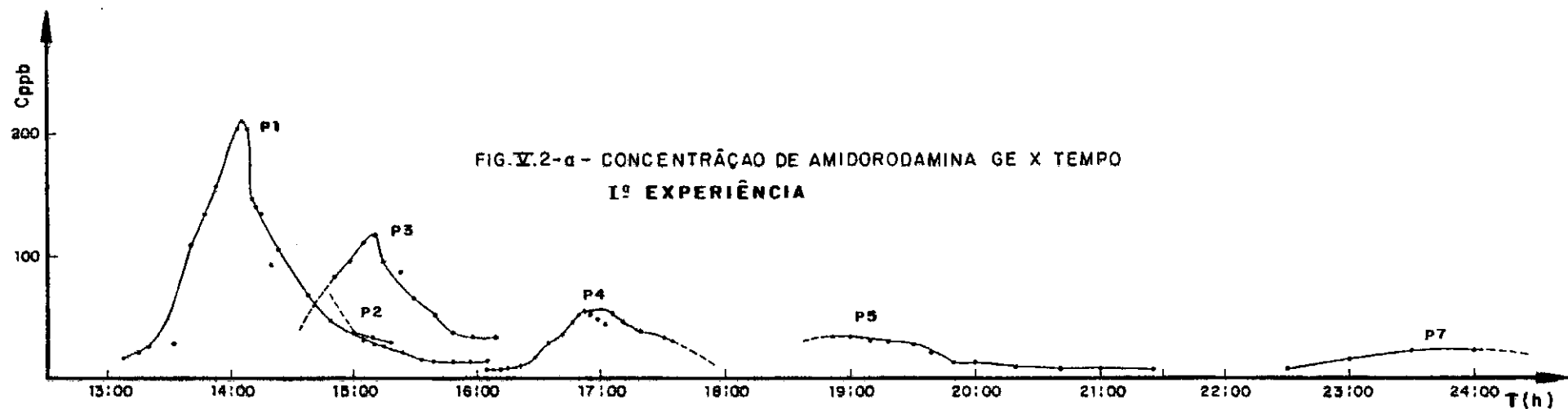
As figuras V.2(a e b), V.3(a e b) e V.4 mostram as curvas de passagem da nuvem traçadora em cada posto, para os cinco trabalhos de campo realizados.

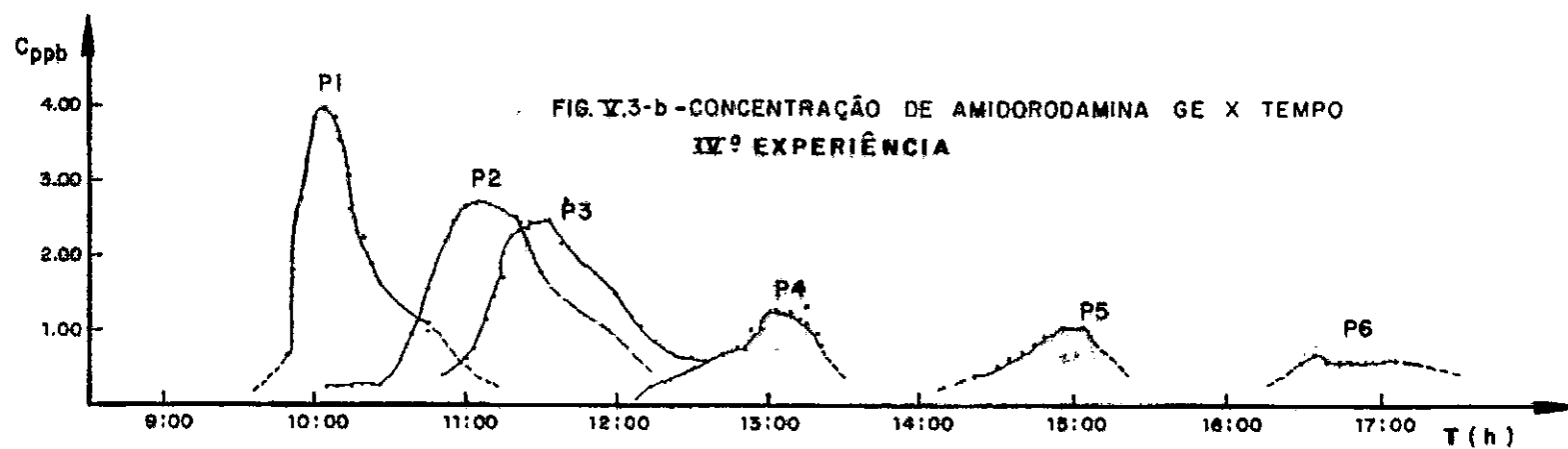
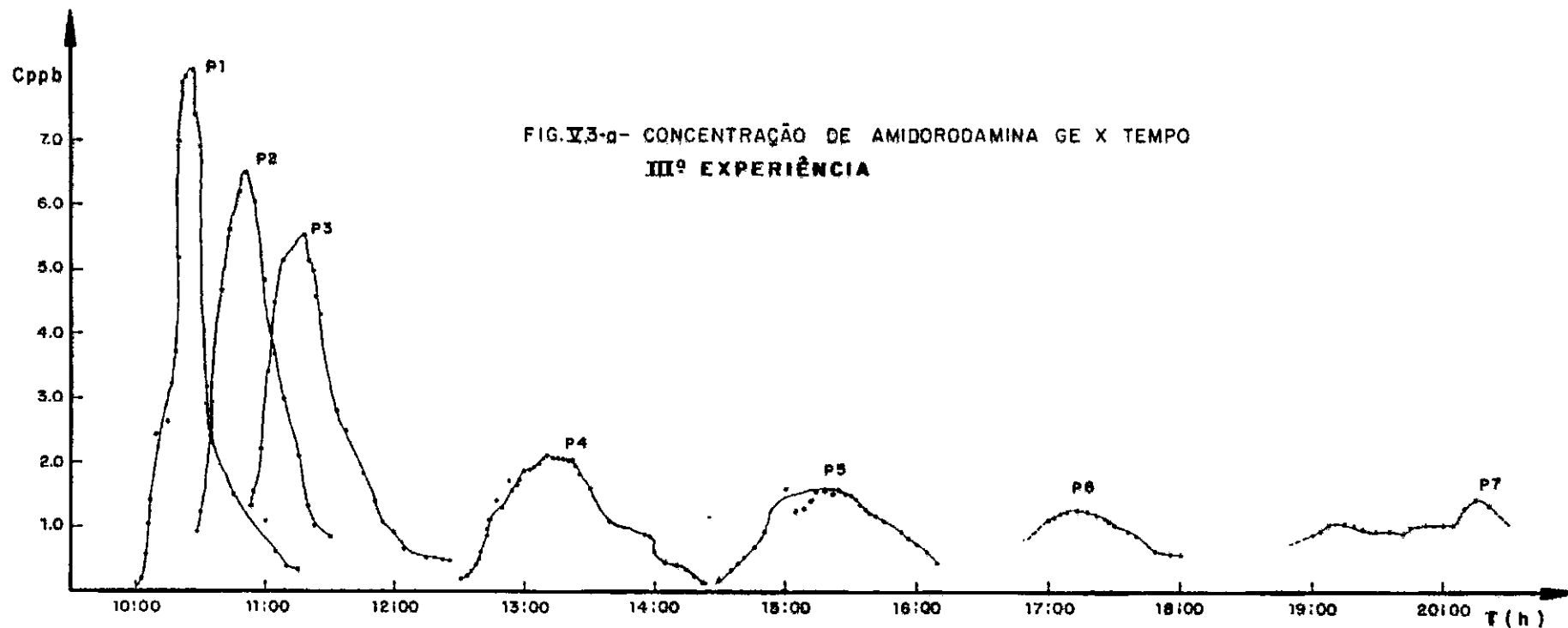
Em geral, foram selecionadas quatro amostras correspondentes à passagem do pico em cada posto, colhidas em garrafas âmbar, para a análise de cintilação. Cada amostra foi subdividida em duas e sempre que possível, foram contadas duas vezes, para melhorar a estatística de contagens.

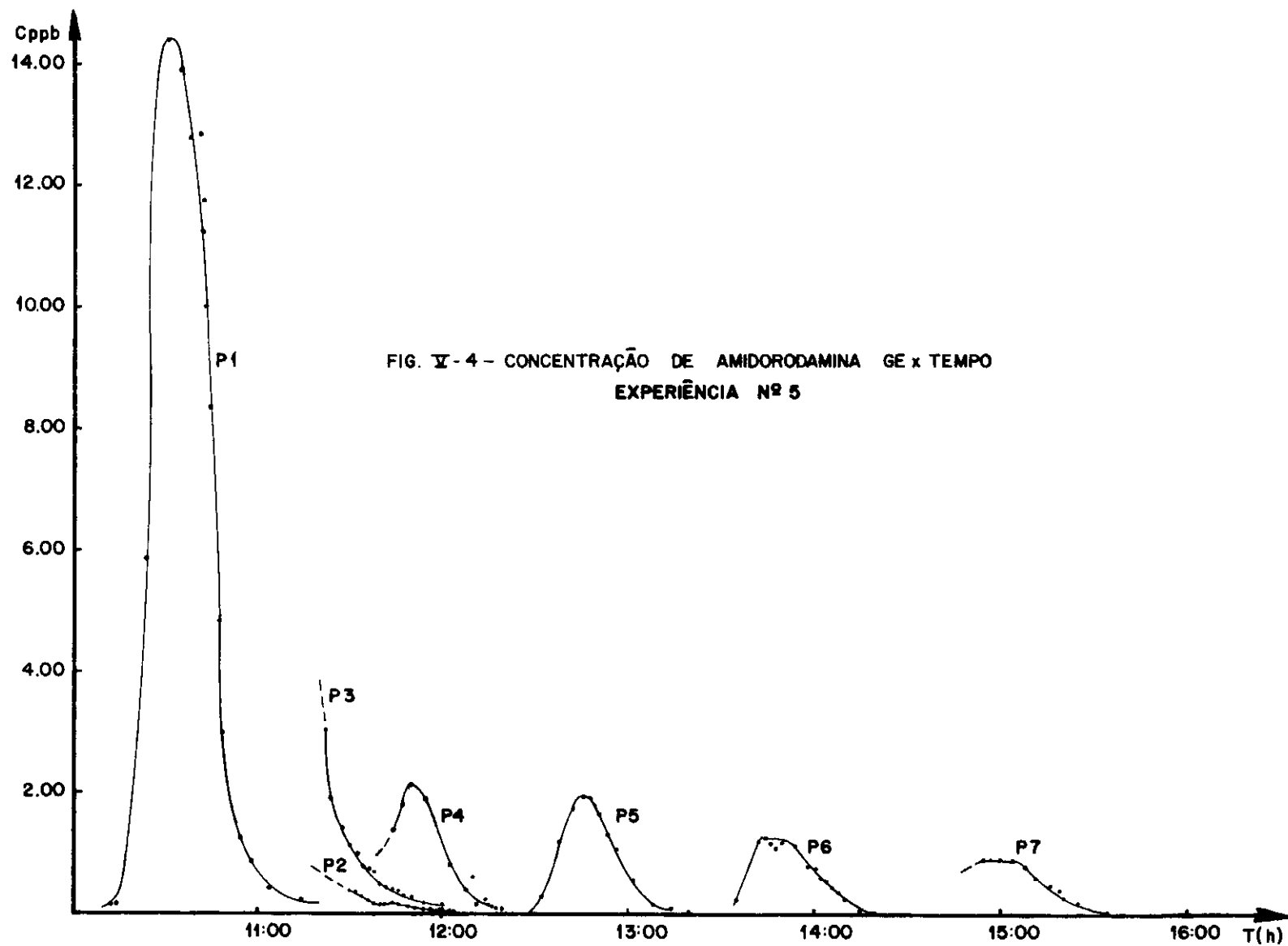
As amostras foram preparadas colocando-se 10 ml de amostra de campo no frasco de cintilação e completando-o com INSTA-GEL, utilizado como coquetel de cintilação. As tampas dos frascos de cintilação foram numeradas de acordo com o posto e o tempo de passagem da nuvem traçadora em cada posto.

Nas quatro primeiras experiências a análise de cintilação foi feita no aparelho BECKMAN LS 150 do Departamento de Bioquímica da UFRJ, e na quinta no aparelho BECKMAN LS 250 do Departamento de Biofísica da UFRJ, utilizando-se em geral, um tempo de contagem de 20 minutos para cada amostra.

A preparação dos padrões, a determinação das condições ótimas de operação dos equipamentos de contagem (BECKMAN LS 150 e LS 250) e as correções necessárias nas contagens obtidas, para esses traçadores são apresentadas no apêndice II.







Os originais resultantes das campanhas de medição dos parâmetros hidráulicos, das análises de fluorimetria e das análises de cintilação líquida encontram-se, à disposição, no L.T., para eventuais consultas.

Tabela V.7 - Quantidade dos traçadores empregados em cada experiência

	E1	E2	E3	E4	E5
Atividade Kr-85 (mCi)	20	30	40	40	80
Atividade H <sup>3</sup> (mCi)	100	100	100	100	200
Massa A.G.E. ( g )	50,0	2,5	5,0	3,0	12,0

### V- 2.3. Resultados obtidos

Nas tabelas V.8 e V.9 encontram-se: os valores das concentrações do traçador fluorescente obtidas por análise de fluorimetria; as taxas de contagens por minuto (cpm) dos traçadores radioativos obtidas por análise de cintilação; a razão entre as contagens de H<sup>3</sup> e as concentrações de Amidorodamina G.E. divididas, respectivamente, pelas atividades e massas utilizadas; a razão entre as contagens de Kr-85 e H<sup>3</sup>, em cada posto, para as cinco experiências de campo. Os valores da tabela V.8 referem-se às concentrações máximas e os da tabela V.9 às concentrações médias.

Por concentrações e contagem máximas entendem-se as correspondentes somente à amostra de concentração máxima do pi

Tabela V.8 - Concentrações e taxas de contagens máximas de pico.

	Posto	Concentrações e taxas de contagens máximas			$\frac{H^3 \text{ (cpm)}}{A_{H^3} \text{ (mCi)}}$ $\frac{C \text{ (ppb)}}{M_{A.G.E.} \text{ (g)}}$	$\frac{kr-85 \text{ (cpm)}}{H^3 \text{ (cpm)}}$
		Amido. G. E. (ppb)	$H^3$ (cpm)	kr-85 (cpm)		
EXPERIÊNCIA 1	1	207,00	<u>588,62</u>	<u>184,66</u>	1,42	<u>0,314</u>
	2	65,11 (?)	<u>164,42</u> (?)	<u>38,78</u> (?)	1,26 (?)	<u>0,236</u> (?)
	3	114,62	<u>351,54</u>	<u>51,96</u>	1,54	<u>0,148</u>
	4	51,55	161,58	21,62	1,57	0,134
	5	36,49	94,95	8,64	1,31	0,091
	6	—	—	—	—	—
	7	24,72 (?)	37,90 (?)	0,00 (?)	0,78 (?)	0,000 (?)
EXPERIÊNCIA 2	1	4,28	<u>407,77</u>	<u>217,13</u>	2,39	<u>0,532</u>
	2	3,56	<u>321,45</u>	<u>101,32</u>	2,26	<u>0,315</u>
	3	2,62 (?)	<u>221,71</u> (?)	<u>55,68</u> (?)	2,12 (?)	<u>0,251</u> (?)
	4	1,22	105,54	15,95	2,15	0,151
	5	0,84	68,51	8,58	2,10	0,125
	6	—	—	—	—	—
	7	0,35 (?)	34,44 (?)	0,00 (?)	2,46 (?)	0,000 (?)
EXPERIÊNCIA 3	1	7,40	<u>529,76</u>	<u>339,94</u>	3,58	<u>0,642</u>
	2	6,56	<u>391,77</u>	<u>142,58</u>	3,00	<u>0,364</u>
	3	5,72	<u>360,52</u>	<u>91,99</u>	3,15	<u>0,255</u>
	4	2,06	140,61	26,60	3,43	0,189
	5	1,57	104,55	15,71	3,34	0,151
	6	1,22	72,26	7,34	3,00	0,101
	7	1,15 (?)	13,90 (?)	0,00 (?)	0,60 (?)	0,000 (?)
EXPERIÊNCIA 4	1	3,95	<u>397,00</u>	<u>327,60</u>	3,02	<u>0,825</u>
	2	2,64	<u>279,18</u>	<u>138,42</u>	3,17	<u>0,496</u>
	3	2,43	<u>250,96</u>	<u>90,64</u>	3,11	<u>0,362</u>
	4	1,15	99,48	28,82	2,60	0,290
	5	0,80	70,09	17,80	2,63	0,254
	6	0,63	55,99	11,81	2,67	0,210
	7	—	—	—	—	—
EXPERIÊNCIA 5	1	14,95	<u>763,76</u>	<u>584,74</u>	3,06	<u>0,766</u>
	2	—	—	—	—	—
	3	—	—	—	—	—
	4	1,95 (?)	116,30 (?)	44,49 (?)	3,63 (?)	0,383 (?)
	5	1,76	98,83	35,16	3,29	0,356
	6	1,20	68,09	21,75	3,40	0,319
	7	0,87	57,45	15,38	3,93	0,268

(?) — postos onde foi perdido o pico da nuvem traçadora. Os valores representam aqueles mais próximos do pico.

n<sup>o</sup> — valores que compõem a tabela final ( V. 15)

Tabela V.9 - Concentrações e taxas de contagens médias de amostras próximas às concentrações máxima do pico.

Posto	Concentrações e taxas de contagens médias			$\frac{H^3 \text{ (cpm)}}{A_{H^3} \text{ (mCi)}}$	$\frac{kr-85 \text{ (cpm)}}{H^3 \text{ (cpm)}}$	
	Amido, G. E. (ppb)	$H^3$ (cpm)	kr-85 (cpm)	$\frac{C \text{ (ppb)}}{M_{A.G.E.} \text{ (g)}}$		
EXPERIÊNCIA 1	1	199,73	540,92	172,87	1,35	0,320
	2	60,62 (?)	141,38 (?)	30,88 (?)	1,16 (?)	0,218 (?)
	3	106,22	339,98	48,55	1,60	0,143
	4	49,92	<u>143,57</u>	<u>19,10</u>	1,44	<u>0,132</u>
	5	36,69	<u>80,95</u>	<u>6,48</u>	1,11	<u>0,08</u>
	6	—	—	—	—	—
	7	20,43 (?)	24,64 (?)	0,00 (?)	0,62 (?)	0,00 (?)
EXPERIÊNCIA 2	1	4,28	406,95	211,91	2,38	0,521
	2	3,40	308,18	101,08	2,27	0,328
	3	2,25 (?)	201,03 (?)	52,33 (?)	2,23 (?)	0,260 (?)
	4	1,25	<u>109,84</u>	<u>13,58</u>	2,20	<u>0,124</u>
	5	0,78 (?)	66,98 (?)	0,00 (?)	2,16 (?)	0,000 (?)
	6	—	—	—	—	—
	7	0,35 (?)	34,44 (?)	0,00 (?)	2,46 (?)	0,000 (?)
EXPERIÊNCIA 3	1	7,87	523,56	324,19	3,33	0,619
	2	5,88	362,32	129,37	3,10	0,357
	3	5,53	350,12	83,90	3,17	0,240
	4	2,02	<u>137,29</u>	<u>24,37</u>	3,40	<u>0,178</u>
	5	1,54	<u>102,79</u>	<u>13,10</u>	3,34	<u>0,127</u>
	6	1,26	<u>73,86</u>	<u>7,04</u>	2,93	<u>0,095</u>
	7	1,16 (?)	11,05 (?)	0,00 (?)	0,48 (?)	0,000 (?)
EXPERIÊNCIA 4	1	3,81	362,02	325,88	2,85	0,900
	2	2,57	241,32	130,08	2,82	0,539
	3	2,40	250,73	80,84	3,13	0,322
	4	0,96	<u>89,71</u>	<u>24,79</u>	2,80	<u>0,276</u>
	5	0,72	<u>68,20</u>	<u>15,46</u>	2,84	<u>0,227</u>
	6	0,56	47,63	11,86	2,56	0,249
	7	—	—	—	—	—
EXPERIÊNCIA 5	1	14,16	727,11	545,88	3,08	0,751
	2	—	—	—	—	—
	3	—	—	—	—	—
	4	1,63 (?)	<u>89,75</u> (?)	<u>32,69</u> (?)	3,30 (?)	<u>0,364</u> (?)
	5	1,70	<u>97,87</u>	<u>32,37</u>	3,45	<u>0,331</u>
	6	0,95	<u>61,14</u>	<u>19,03</u>	3,86	<u>0,311</u>
	7	0,86	<u>56,86</u>	<u>15,16</u>	3,95	<u>0,267</u>

(?) — postos onde foi perdido o pico da nuvem traçadora. Os valores representam aqueles mais próximos do pico.

nº — valores que compõem a tabela final (V. 15)

co. Por concentrações e contagem médias entendem-se as obtidas através da média aritmética dos valores das contagens e concentrações de amostras próximas a concentração máxima do pico.

As tabelas V.10 e V.11 mostram o tempo de viagem da nuvem traçadora; a temperatura média da água considerada como a média aritmética das temperaturas a montante e a jusante de cada trecho; o valor da capacidade de transferência gasosa para o Kr-85 ( $K_{kr}$ ), calculado utilizando-se a equação (4.21); as percentagens de gás perdido em relação à quantidade remanescente no trecho anterior. Os valores apresentados na tabela V.10 são referentes às concentrações máximas e os da tabela V.11 às concentrações médias.

Nas tabelas V.12 e V.13 são mostrados os resultados obtidos para o coeficiente de reaeração, a média e o desvio médio relativo em cada trecho, considerando-se as concentrações máximas e médias, respectivamente. Os valores de  $K_{kr}$  à temperatura de campo, foram transformados em  $k_2(20^{\circ}\text{C})$ , base decimal, utilizando-se as equações (2.40), (3.15) e (3.16).

Na tabela V.14 são mostrados os dados hidráulicos médios medidos durante a realização das experiências de campo. A velocidade média foi obtida dividindo-se o comprimento do trecho pelo tempo de viagem da nuvem traçadora.

A profundidade média do escoamento representa a média aritmética entre as profundidades médias da seção transversal, medidas em dois postos adjacentes.

A largura média também representa a média aritmética das larguras das seções transversais em dois postos adjacentes.

As declividades médias do nível d'água dos trechos foram obtidas a partir de um levantamento altimétrico, realizado



V.10 - Tempo de viagem, temperatura média, coeficiente de transferência gasosa e percentagem de gás perdido em relação ao posto anterior baseados nas concentrações máximas de pico.

	TRECHO	$\Delta t$ (h)	T (°C)	$K_{kr}$ (h <sup>-1</sup> )	% GÁS PERDIDO
EXPERIÊNCIA 1	1-2	<u>0,70</u> (?)	<u>23,00</u>	<u>0,407</u> (?)	<u>24,84</u> (?)
	2-3	<u>0,28</u> (?)	<u>23,00</u>	<u>1,666</u> (?)	<u>37,29</u> (?)
	3-4	1,83	22,70	0,054	9,44
	4-5	2,38	22,70	0,163	31,35
	5-6	—	—	—	—
	6-7	—	—	—	—
	1-3	<u>0,98</u>	22,90	<u>0,768</u>	<u>52,87</u>
EXPERIÊNCIA 2	1-2	<u>0,37</u>	<u>21,50</u>	<u>1,432</u>	<u>40,79</u>
	2-3	<u>0,62</u> (?)	<u>22,50</u>	<u>0,368</u> (?)	<u>20,32</u> (?)
	3-4	1,52 (?)	23,25	0,335 (?)	39,85 (?)
	4-5	2,38	23,25	0,079	17,90
	5-6	—	—	—	—
	6-7	—	—	—	—
	2-4	2,14	22,80	0,345	52,06
EXPERIÊNCIA 3	1-2	<u>0,42</u>	<u>19,00</u>	<u>1,351</u>	<u>43,20</u>
	2-3	<u>0,48</u>	<u>20,50</u>	<u>0,737</u>	<u>29,94</u>
	3-4	1,95	22,75	0,154	25,88
	4-5	2,15	23,20	0,104	20,11
	5-6	1,73	22,75	0,232	33,12
	6-7	—	—	—	—
EXPERIÊNCIA 4	1-2	<u>0,85</u>	<u>21,30</u>	<u>0,599</u>	<u>39,88</u>
	2-3	<u>0,42</u>	<u>22,75</u>	<u>0,749</u>	<u>27,01</u>
	3-4	1,47	23,00	0,151	19,90
	4-5	2,03	23,50	0,065	12,40
	5-6	1,78	23,25	0,107	17,34
	6-7	—	—	—	—
EXPERIÊNCIA 5	1-2	—	—	—	—
	2-3	—	—	—	—
	3-4	—	—	—	—
	4-5	0,83 (?)	25,75	0,088 (?)	46,46 (?)
	5-6	0,95	26,50	0,116	41,60
	6-7	1,28	27,00	0,137	34,82
	1-4	1,27 (?)	25,00	0,546 (?)	50,00 (?)

(?) — trecho onde o pico foi perdido em algum dos dois postos. Os valores representam aqueles mais próximos do pico.

n.º — valores que compõem a tabela final (V. 16)

Tabela 11 - Tempo de viagem, temperatura média, coeficiente de transferência gasosa, e percentagem de gás perdido em relação ao posto anterior baseados nas concentrações médias de pico

	TRECHO	$\Delta t$ (h)	T (°C)	$K_{kr}$ (h <sup>-1</sup> )	% GÁS PERDIDO
EXPERIÊNCIA 1	1-2	0,83 (?)	23,00	0,462 (?)	32,81 (?)
	2-3	0,23 (?)	23,00	1,833 (?)	33,49 (?)
	3-4	1,87	22,70	0,043	7,70
	4-5	<u>2,62</u>	<u>22,70</u>	<u>0,191</u>	<u>39,39</u>
	5-6	—	—	—	—
	6-7	—	—	—	—
	1-3	1,07	22,90	0,753	55,31
EXPERIÊNCIA 2	1-2	0,37	21,50	1,260	37,04
	2-3	0,67 (?)	22,50	0,347 (?)	20,74 (?)
	3-4	1,48 (?)	23,25	0,500 (?)	52,30 (?)
	4-5	—	—	—	—
	5-6	—	—	—	—
	6-7	—	—	—	—
	2-4	2,15	22,80	0,452	62,20
EXPERIÊNCIA 3	1-2	0,39	19,00	1,411	42,33
	2-3	0,48	20,50	0,827	32,77
	3-4	2,00	22,75	0,149	25,82
	4-5	<u>2,13</u>	<u>23,20</u>	<u>0,158</u>	<u>28,65</u>
	5-6	<u>1,85</u>	<u>22,75</u>	<u>0,161</u>	<u>25,24</u>
	6-7	—	—	—	—
EXPERIÊNCIA 4	1-2	0,98	21,30	0,523	40,11
	2-3	0,37	22,75	1,392	40,26
	3-4	1,45	23,00	0,106	11,49
	4-5	<u>1,96</u>	<u>23,50</u>	<u>0,087</u>	<u>20,37</u>
	5-6	—	—	—	—
	6-7	—	—	—	—
EXPERIÊNCIA 5	1-2	—	—	—	—
	2-3	—	—	—	—
	3-4	—	—	—	—
	4-5	0,98 (?)	25,75	0,097 (?)	44,07 (?)
	5-6	<u>0,95</u>	<u>26,50</u>	<u>0,066</u>	<u>41,41</u>
	6-7	<u>1,29</u>	<u>27,00</u>	<u>0,118</u>	<u>35,55</u>
	1-4	1,14 (?)	25,00	0,635 (?)	48,47 (?)

(?) — trecho onde o pico foi perdido em algum dos dois postos. Os valores representam aqueles mais próximos do pico.

<sup>no</sup> — valores que compõem a tabela final (V. 16)

TABELA V-12 Valores de  $k_2$  obtidos considerando-se apenas as amostras de máxima concentração do pico.

Trecho	$k_2$ (20°C) (h <sup>-1</sup> ) – base decimal – concentrações máximas					Média	Desvio Médio Relativo %
	Experiência						
	1	2	3	4	5		
1–2	<u>0,198</u> (?)	<u>0,723</u>	<u>0,724</u>	<u>0,304</u>	—	0,584	31,90
2–3	<u>0,811</u> (?)	<u>0,181</u> (?)	<u>0,381</u>	<u>0,367</u>	—	0,374	1,87
3–4	0,026	0,162 (?)	0,075	0,074	—	0,058	37,36
4–5	0,080	0,038	0,050	0,031	0,040	0,050	30,50
5–6	—	—	0,114	0,052	0,052	0,083	37,35
6–7	—	—	—	—	0,061	—	—
1–3	<u>0,374</u>	<u>0,378</u> (?)	<u>0,537</u>	<u>0,325</u>	—	0,412	20,23
1–4	0,148	0,248	0,220	0,190	0,254 (?)	0,202	16,09
1–5	0,109	0,145	0,146	0,121	0,168	0,130	11,73
2–4	0,131 (?)	0,169	0,136	0,139	—	0,148	9,50

TABELA V-13 Valores de  $k_2$  obtidos considerando-se a média das concentrações de amostras próximas a concentração máxima do pico.

Trecho	$k_2$ (20°C) ( $h^{-1}$ ) – base decimal – concentrações médias					Média	Desvio Médio Relativo %
	Experiência						
	1	2	3	4	5		
1–2	0,225 (?)	0,636	0,756	0,265	—	0,552	34,72
2–3	0,893 (?)	0,171 (?)	0,427	0,682	—	0,555	22,97
3–4	0,021	0,242 (?)	0,073	0,052	—	0,049	37,42
4–5	<u>0,094</u>	—	<u>0,077</u>	<u>0,042</u>	<u>0,044</u>	0,071	27,23
5–6	—	—	<u>0,079</u>	—	<u>0,030</u>	0,079	—
6–7	—	—	—	—	<u>0,052</u>	—	—
1–3	0,368	0,333 (?)	0,570	0,381	—	0,440	19,77
1–4	0,147	0,282	0,222	0,210	0,295 (?)	0,215	17,09
1–5	0,122	—	0,160	0,142	0,184	0,141	9,22
2–4	0,117 (?)	0,221	0,142	0,180	—	0,181	14,73

OBS.: No cálculo da média e do desvio médio relativo não foram considerados os valores encontrados na E5 e nem os valores marcados com o sinal (?).

Tabela V.14 - Parâmetros hidráulicos medidos no campo.

TRECHO		$V_T^*$ (m/s)	H (m)	W (m)	S (m/m)	$R_H$ (m)	$Q_{Molinete}$ (m <sup>3</sup> /s)
EXPERIÊNCIA 1	1-2	0,238 (?)	0,17	4,25	0,0042	0,16	0,262
	2-3	0,595 (?)	0,28	4,00	0,0015	0,25	0,280
	3-4	0,254	0,35	5,38	0,0018	0,31	0,368
	4-5	0,191	0,29	6,00	0,0017	0,26	0,448
	5-6	—	—	—	0,0008	—	—
	6-7	—	—	—	0,0021	—	—
	1-3	0,311	0,24	4,08	0,0028	0,21	0,274
EXPERIÊNCIA 2	1-2	0,450	0,16	4,50	0,0042	0,15	0,312
	2-3	0,269 (?)	0,28	4,13	0,0015	0,25	0,333
	3-4	0,292 (?)	0,36	5,38	0,0018	0,32	0,439
	4-5	—	0,29	6,00	0,0017	0,26	0,536
	5-6	—	—	—	0,0008	—	—
	6-7	—	—	—	0,0021	—	—
	2-4	0,286	0,29	5,10	0,0017	0,26	0,396
EXPERIÊNCIA 3	1-2	0,397	0,15	4,25	0,0042	0,14	0,253
	2-3	0,347	0,25	4,00	0,0015	0,22	0,274
	3-4	0,224	0,34	4,88	0,0018	0,30	0,372
	4-5	0,235	0,37	5,23	0,0017	0,32	0,458
	5-6	0,360	0,31	5,00	0,0008	0,28	0,539
	6-7	—	—	—	0,0021	—	—
EXPERIÊNCIA 4	1-2	0,196	0,21	3,75	0,0042	0,19	0,239
	2-3	0,396	0,31	3,75	0,0015	0,27	0,259
	3-4	0,311	0,40	4,88	0,0018	0,34	0,373
	4-5	0,255	0,33	5,63	0,0017	0,30	0,498
	5-6	—	0,31	5,38	0,0008	0,28	0,589
	6-7	—	—	—	0,0021	—	—
EXPERIÊNCIA 5	1-2	—	0,28	7,25	0,0042	0,26	1,752 *
	2-3	—	0,63 *	5,63	0,0015	0,51 *	2,014 *
	3-4	—	0,76 *	7,65	0,0018	0,63 *	2,772 *
	4-5	0,600 (?)	0,52 *	9,80	0,0017	0,47 *	3,058 *
	5-6	0,702	0,49 *	9,90	0,0008	0,45 *	3,405 *
	6-7	0,566	0,54 *	11,25	0,0021	0,49 *	3,779 *
	1-4	0,612	0,60 *	7,45	0,0025	0,52	2,179 *

(?) — trecho onde o pico foi perdido em algum dos dois postos. Os valores representam aqueles mais próximos do pico.

\* — valores extrapolados.

 $V_T^*$  — velocidade da nuvem traçadora, diferente de  $Q_{Molinete}/H.W.$

ã posteriori, pela equipe do Laboratório de Transportes da E.E./UFRJ e os comprimentos foram medidos em um mapa recente na escala 1:10000. As declividades calculadas foram adotadas para todas as experiências.

A vazão representa o produto da área da seção transversal pela velocidade média medida com molinete.

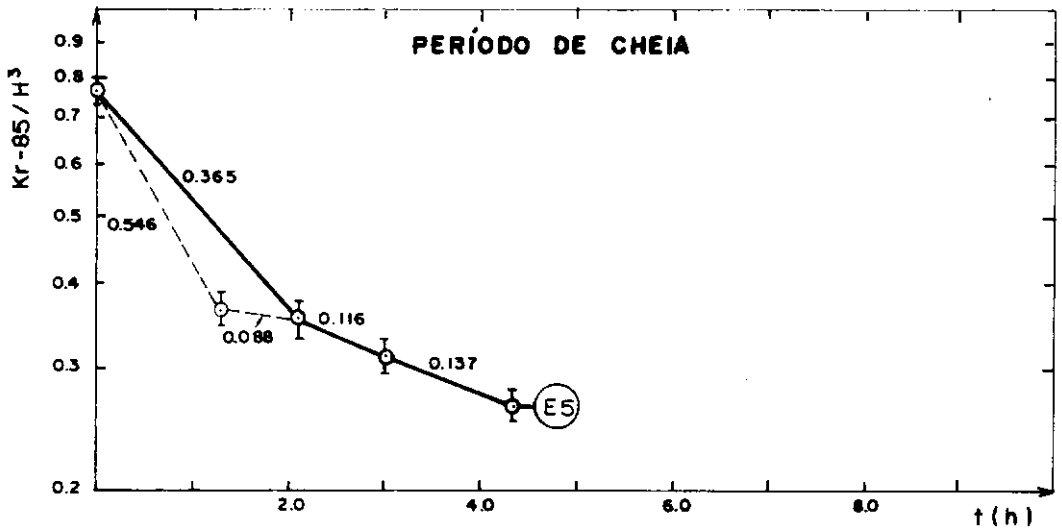
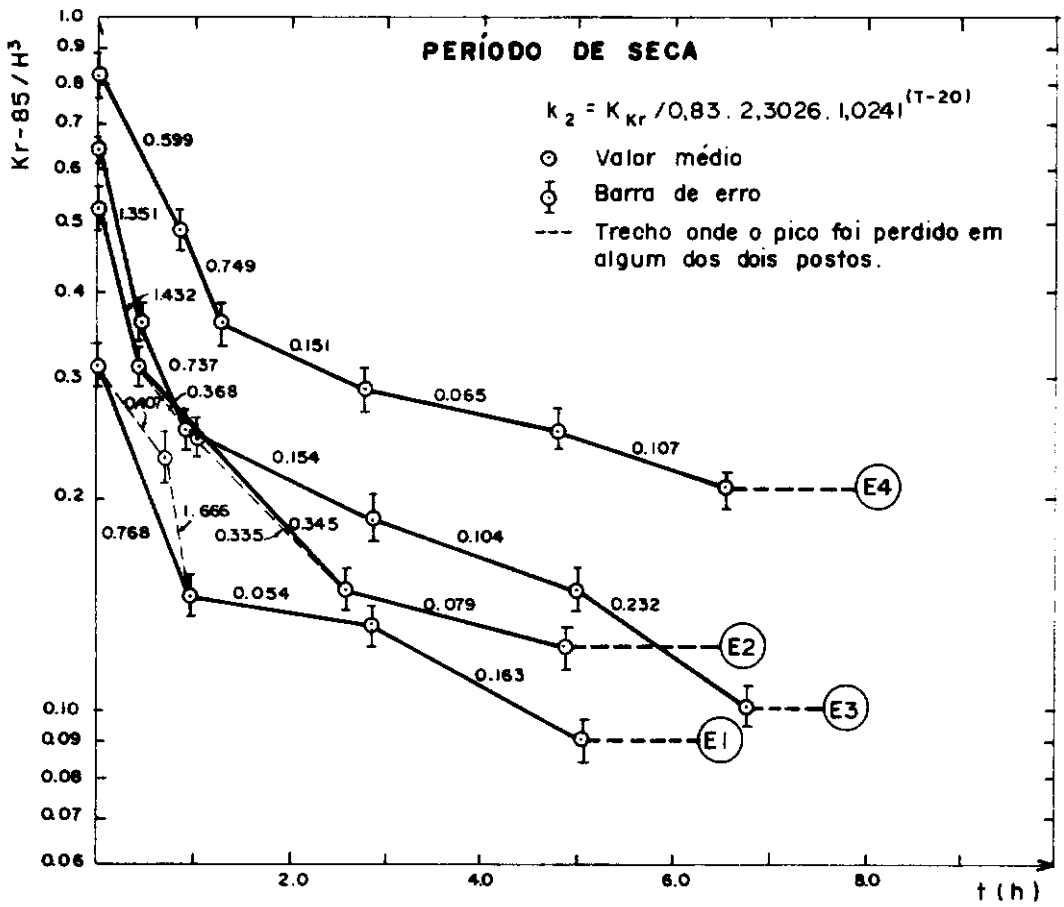
Nos gráficos V.1 e V.2 são mostrados os valores de  $K_{kr}$  obtidos considerando-se as concentrações máximas e médias, respectivamente. Nesses gráficos as contagens relativas de Kr-85/ $H^3$  são plotadas na escala logarítmica versus tempo de viagem na escala decimal.

Os gráficos V.3 e V.4 mostram os valores de concentrações estimadas versus valores das concentrações "medidas" em campo para o  $H^3$  e o Kr-85, respectivamente. As concentrações foram estimadas utilizando-se a equação (4.21) considerando-se ambos os traçadores como conservativos. Os valores das concentrações "medidas" em campo, para os traçadores radioativos, foram obtidos em função das concentrações medidas em campo para o traçador fluorescente, e aplicando-se comparativamente a equação (4.21) para os traçadores radioativos, na seguinte forma:

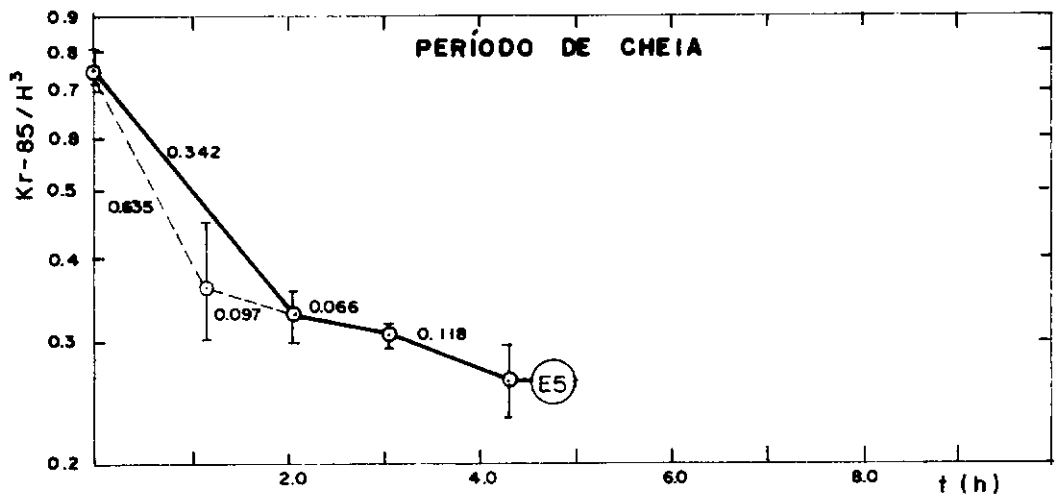
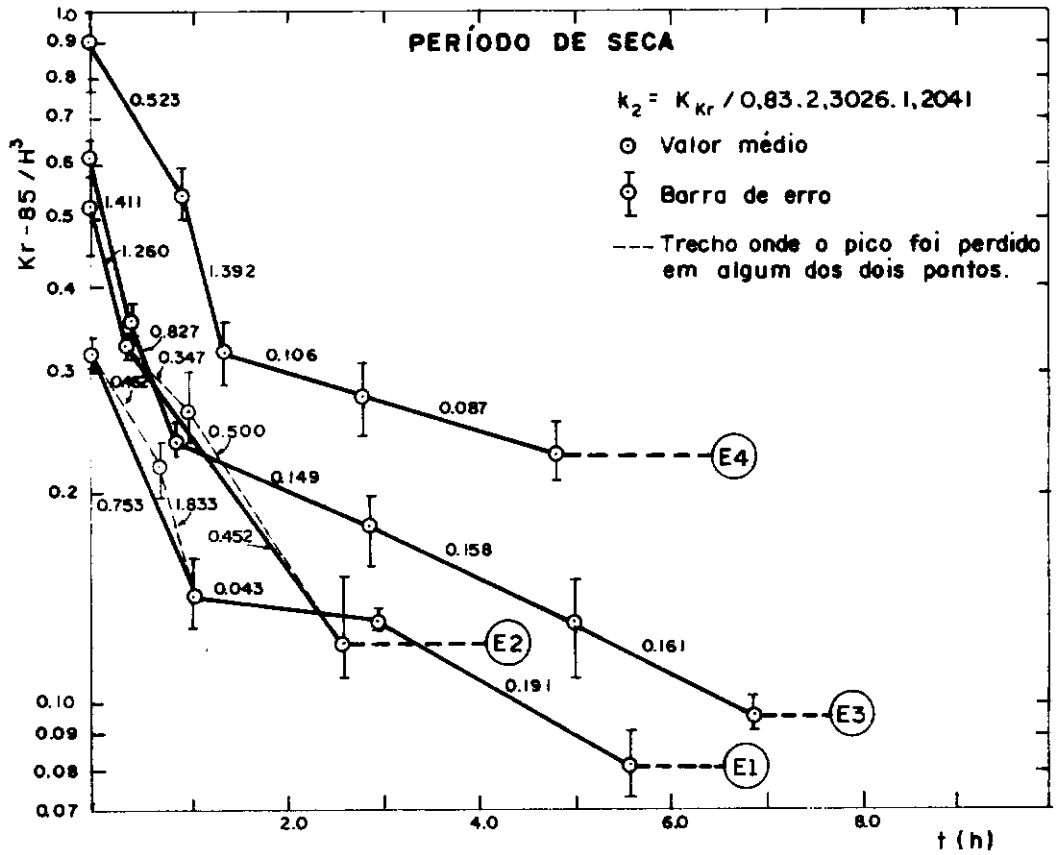
$$\frac{C_{A.G.E.}}{C_{H^3}} = \frac{M/2A_x \sqrt{\pi D_x t}}{A/2A_x \sqrt{\pi D_x t}}, \text{ que simplificada fornece:}$$

$$\frac{C_{A.G.E.}}{C_{H^3}} = \frac{M}{A} \quad (5.1)$$

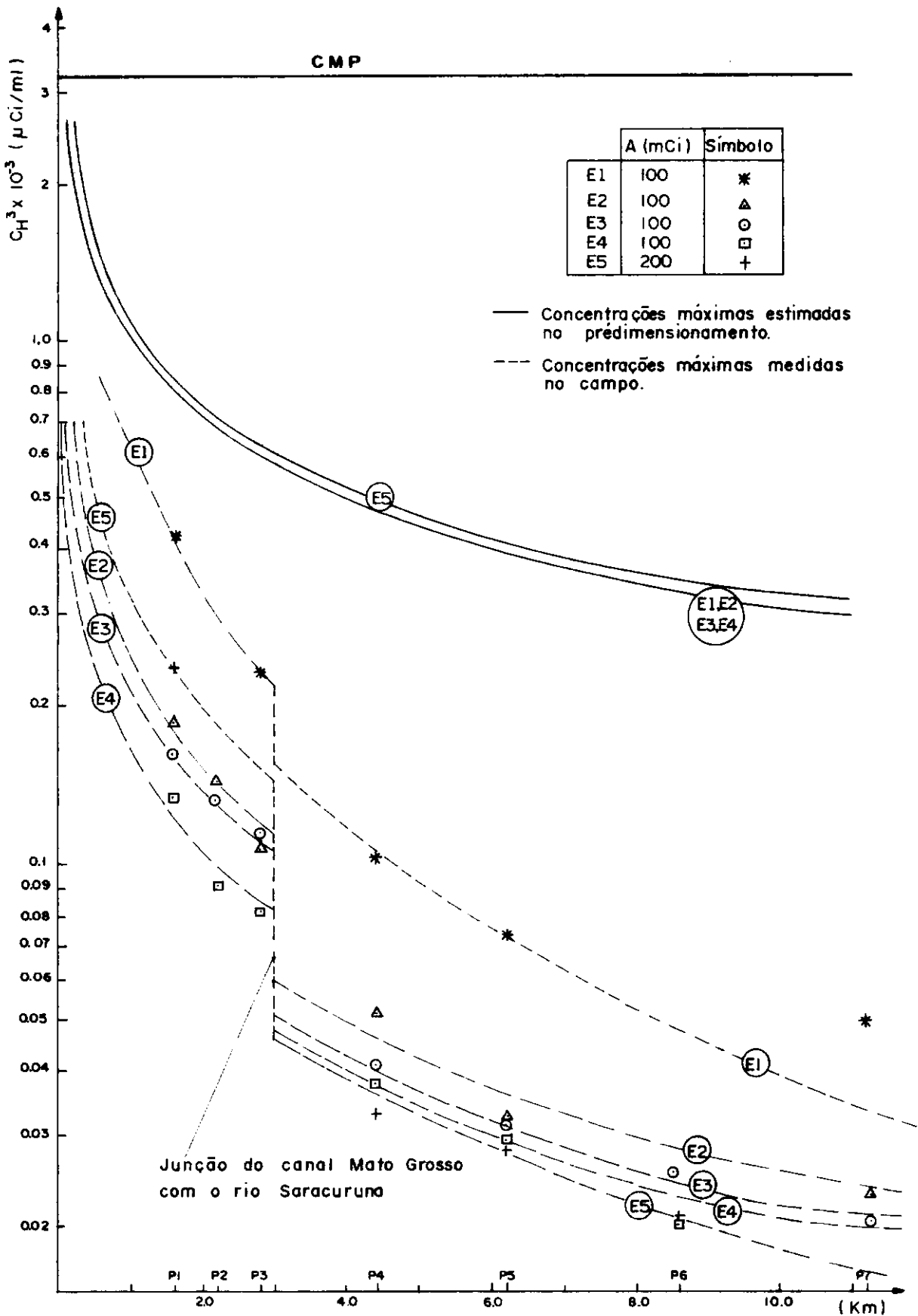
O gráfico V.5 mostra os valores das concentrações de Amidorodamina G.E. versus as contagens de trítio, durante a



**Graf. V 1** — Valores de  $K_{Kr}$ , à temperatura de campo baseados nas concentrações máximas de pico.

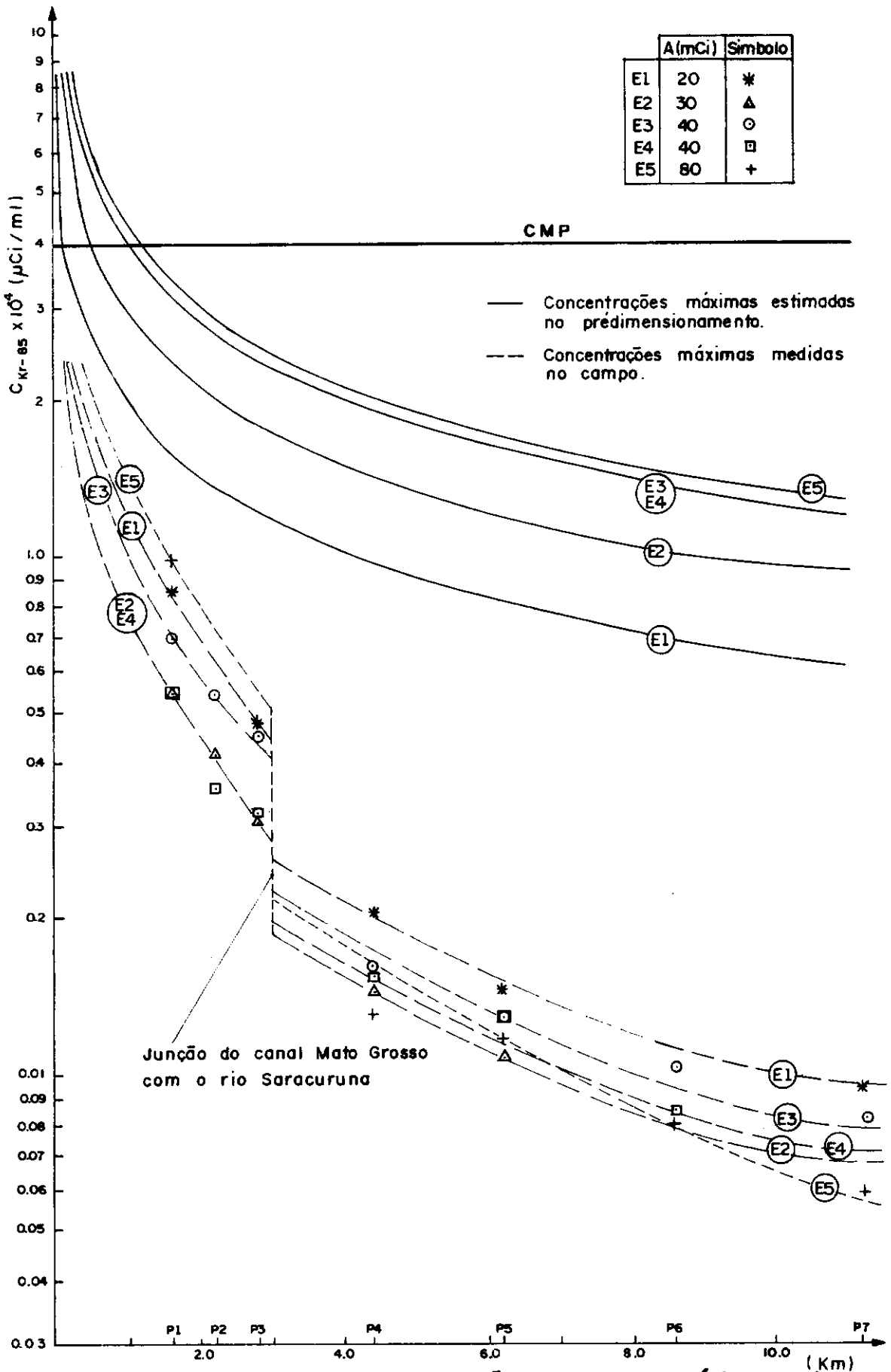


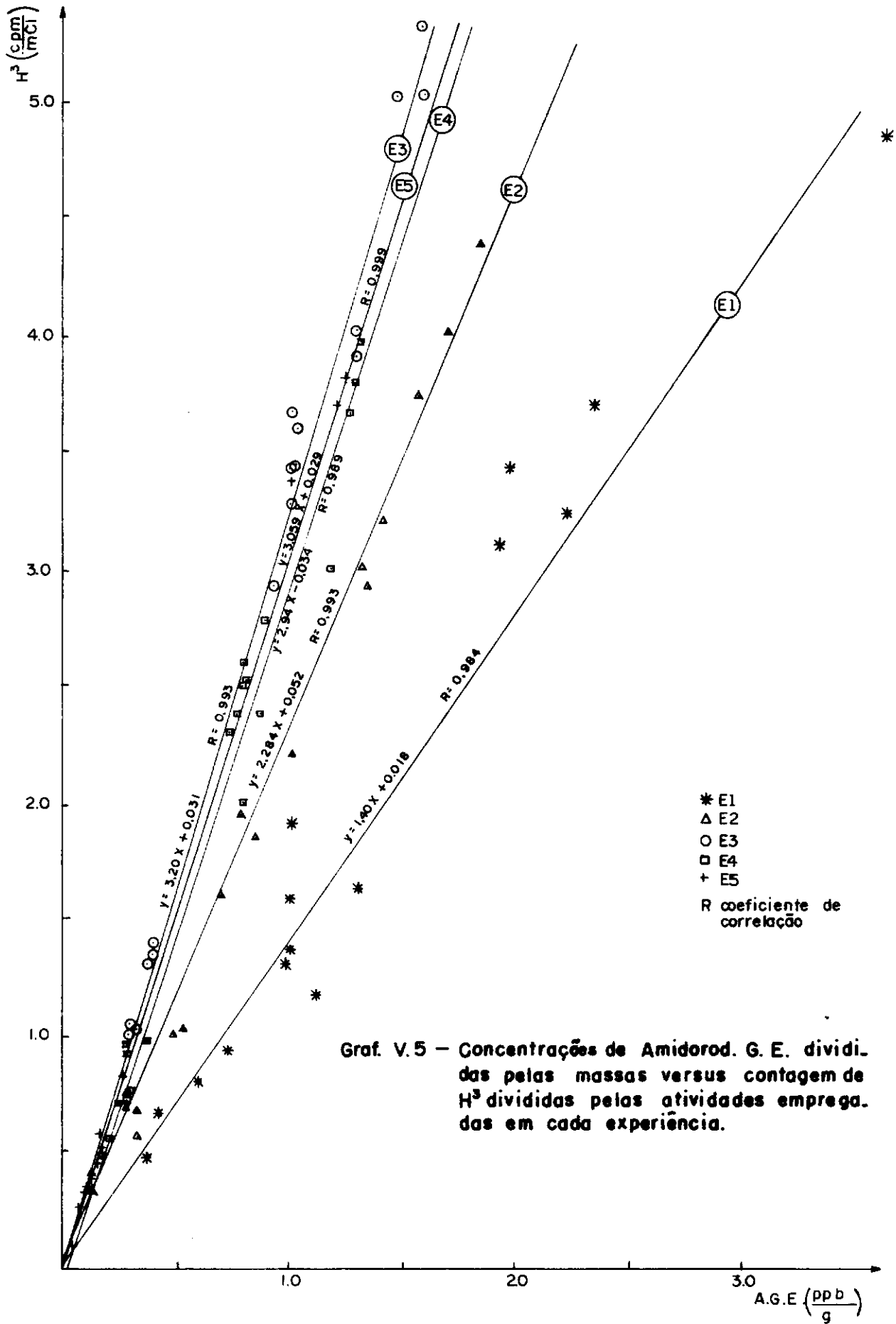
Graf. V.2 - Valores de  $K_{Kr}$ , à temperatura de campo, baseados nas concentrações médias de pico.



Graf. V.3 - Distância x concentrações de  $H^3$  máximas estimadas no prédimensionamento e "medidas" no campo.







Graf. V.5 - Concentrações de Amidorod. G. E. dividi-  
das pelas massas versus contagem de  
 $H^3$  divididas pelas atividades emprega-  
das em cada experiência.

a passagem do pico da nuvem traçadora, nos diversos postos de amostragem. As concentrações e as contagens foram divididas, respectivamente, pela massa e pela atividade dos traçadores empregadas em cada experiência.

O objetivo desse gráfico é analisar o comportamento da Amidoridamina G.E. como traçador conservativo.

#### V - 2.4 Discussão dos resultados

As variações não lineares das concentrações e contagens das amostras com as massas e atividades utilizadas de traçadores, observadas nas tabelas V.8 e V.9, num dado posto, nas diferentes experiências, podem ser atribuídas aos seguintes fatores. Primeiro, as amostras foram analisadas em aparelhos distintos existentes no Departamento de Biofísica, os quais podem estar calibrados internamente de forma diferente. Segundo, podem ter sido decorrentes das variações nas propriedades hidráulicas do rio, durante o período de realização das experiências.

Observando-se a coluna das razões entre as contagens de  $H^3$  e as concentrações de Amidorodamina G.E., pode-se verificar que ocorrem pequenas variações, da ordem de 10% do valor médio. Caso ocorressem perdas de traçador fluorescente, essa razão deveria crescer de montante para jusante, e caso não ocorressem perdas de ambos os traçadores essa razão permaneceria constante, em uma dada experiência, o que não se verificou, pois ocorreram pequenas variações, de maneira irregular, as quais podem ser atribuídas aos erros estatísticos das contagens de  $H^3$ , ou a pequenas variações na sensibilidade do fluorímetro. Esses resultados indicam que a Amidorodamina G.E. poderia substi

tuir o  $H^3$ , para simular os processos de dispersão e diluição, com relativa segurança, contudo, é aconselhável prosseguir esse estudo, utilizando-se um número maior de amostras e água contendo diferentes tipos de poluentes. Estes resultados foram confirmados, pelo gráfico V.5, onde pode-se verificar que o coeficiente de correlação R foi muito próximo de 1,0 para todas as experiências, indicando forte correlação entre as contagens de  $H^3$  e as concentrações de Amidorodamina G.E.. Observando-se esse gráfico pode-se verificar que as retas da primeira e da segunda experiência apresentam inclinações bem distintas das demais, fato que é explicado pelo emprego da curva de calibração feita para a terceira experiência nas duas primeiras.

Observando-se as tabelas V.10 e V.11 pode-se notar que o tempo de viagem, entre dois postos adjacentes, apresentou pouca variação nas quatro primeiras experiências, exceto no trecho P1-P2, na quarta experiência, que foi maior do que nas outras, porque a comporta da barragem existente em P2, estava bloqueada, retendo a nuvem traçadora por mais tempo. Na quinta experiência, os tempos de viagem foram menores, devido a maior velocidade do escoamento em época de cheia.

Pode-se verificar, também, nessas tabelas, que a percentagem de gás perdido, em relação à quantidade de gás remanescente no posto anterior, apresentou pequenas variações, nas quatro primeiras experiências nos trechos P1-P2 e P2-P3, que são mais curtos e apresentam concentrações de traçadores relativamente altas. Nos trechos subsequentes ocorreram maiores variações, em um dado trecho, em experiências distintas, que podem ser atribuídas ao fato desses trechos serem mais longos e apresentarem concentrações relativamente baixas.

Para analisar a reprodutibilidade dos valores de  $k_2$  nas tabelas V.12 e V.13 foi usado o desvio médio relativo (média dos desvios individuais em relação ao valor médio) considerando-se que o desvio padrão seria uma estatística muito rigorosa, que subestimaria a precisão do método de traçadores radioativos, uma vez que as experiências foram realizadas em épocas distintas, tendo ocorrido modificações nas características físicas e na qualidade da água do rio.

A reprodutibilidade dos valores de  $k_2$  está um pouco menor do que em alguns trabalhos já publicados, nos quais para o caso considerado mais desfavorável, há um desvio de 18% do valor médio, que é o caso do trabalho de Tsivoglou et alii (1968) no Jackson River. O desvio relativo médio, para o caso mais desfavorável (trecho P3-P4) foi da ordem de 37% da média neste trabalho. O trecho P1-P2 apresenta um grande desvio relativo médio, devido ao pequeno valor de  $k_2$  medido na quarta experiência, decorrente do maior tempo de viagem da nuvem traçadora, nesse trecho, durante essa experiência.

Os valores de  $k_2$  obtidos na primeira experiência estão fora da faixa de valores encontrados nas demais, onde se verifica uma boa reprodutibilidade dos valores de  $k_2$ . A origem desse desvio não pôde ser detectada, mas por se tratar da primeira experiência pode-se supor que tenha ocorrido algum erro nos procedimentos de campo e de laboratório.

Observando-se as tabelas V.12 e V.13 pode-se verificar que, os valores do coeficiente de reaeração variam de  $0,021(h^{-1})$  (P3-P4) a  $0,756(h^{-1})$  (P1-P2), e, em geral, são bastante próximos, em ambas as tabelas, para um dado trecho.

Pode-se verificar, também, que os valores de  $k_2$  nos

trechos P1-P2 e P2-P3 sofrem maior variação, quando se considera a média das amostras próximas da máxima concentração, porque embora a diferença de tempo entre as amostras consideradas no cálculo da média seja bastante pequena ( $\sim 4$  min), este valor é significativo, quando comparado aos tempos de viagem típicos desses trechos que também são pequenos ( $\sim 30$  min), o que provoca variações no cálculo de  $k_2$ .

Isto já não se verifica nos trechos mais a jusante onde os tempos de viagem da nuvem traçadora são bem maiores, possibilitando substituir um único valor máximo do pico pela média das concentrações próximas da concentração máxima, visando diminuir as flutuações estatísticas decorrentes das baixas contagens observadas e eliminar eventuais erros.

Os valores de  $k_2$  calculados a partir das concentrações máximas foram utilizados na composição da tabela V.17, para os trechos P1-P2 e P2-P3. Para o trecho P3-P4, os valores de  $k_2$  foram calculados empregando-se os valores obtidos para a amostra correspondente à concentração máxima em P3 e aqueles obtidos para a média das concentrações em P4. Para os trechos a jusante de P3-P4 foram utilizados os valores de  $k_2$  calculados a partir das concentrações médias.

Os valores de  $k_2$  apresentados na tabela V.17 resultaram das tabelas V.15 e V.16, que representam uma composição das tabelas elaboradas para as concentrações máximas e médias (V.8, V.9, V.10 e V.11).

Observando-se a tabela V.17 pode-se verificar que os valores de  $k_2$  são maiores em P1-P2 e P2-P3, apresentando pouca variação nos trechos subsequentes, estando dentro da faixa de valores esperados para rios desse porte.

Tabela V-15 Concentrações e taxas de contagens máximas (P1, P2, P3) e médias (P4,P5, P6,P7)

Posto	Concentrações e taxas de contagens máximas e médias			$\frac{H^3 \text{ (cpm)}}{A_{H^3} \text{ (mCi)}}$	$\frac{kr-85 \text{ (cpm)}}{H^3 \text{ (cpm)}}$	
	AMIDORODAM C (ppb)	$\mu^3$ (cpm)	kr-85 (cpm)	$\frac{C \text{ (ppb)}}{M \text{ A.G.E (g)}}$		
EXPERIÊNCIA 1	1 $\star$	207,00	588,62	184,66	1,42	0,314
	2 $\star$	65,11 (?)	164,42 (?)	38,78 (?)	1,26 (?)	0,236 (?)
	3 $\star$	114,62	351,54	51,96	1,54	0,148
	4 $\square$	49,92	143,57	19,10	1,44	0,132
	5 $\square$	36,69	80,35	6,48	1,11	0,080
	6 $\square$	—	—	—	—	—
	7 $\square$	20,43 (?)	24,64 (?)	0,00 (?)	0,62 (?)	0,000 (?)
EXPERIÊNCIA 2	1 $\star$	4,28	407,77	217,13	2,39	0,532
	2 $\star$	3,56	321,45	101,32	2,26	0,315
	3 $\star$	2,62 (?)	221,71 (?)	55,68 (?)	2,12 (?)	0,251 (?)
	4 $\square$	1,25	109,84	13,58	2,20	0,124
	5 $\square$	0,78 (?)	66,98 (?)	0,00 (?)	2,16 (?)	0,000 (?)
	6 $\square$	—	—	—	—	—
	7 $\square$	0,35 (?)	34,44 (?)	0,00 (?)	2,46 (?)	0,000 (?)
EXPERIÊNCIA 3	1 $\star$	7,40	529,76	339,94	3,58	0,642
	2 $\star$	6,56	391,77	142,58	3,00	0,364
	3 $\star$	5,72	360,52	91,99	3,15	0,255
	4 $\square$	2,02	137,29	24,37	3,40	0,178
	5 $\square$	1,54	102,79	13,10	3,34	0,127
	6 $\square$	1,26	73,86	7,04	2,93	0,095
	7 $\square$	1,16 (?)	11,05 (?)	0,00 (?)	0,48 (?)	0,00 (?)
EXPERIÊNCIA 4	1 $\star$	3,95	397,00	327,60	3,02	0,825
	2 $\star$	2,64	279,18	138,42	3,17	0,496
	3 $\star$	2,43	250,96	90,64	3,11	0,362
	4 $\square$	0,96	89,71	24,79	2,80	0,276
	5 $\square$	0,72	68,20	15,46	2,84	0,227
	6 $\square$	0,56	47,63	11,86	2,56	0,249
	7 $\square$	—	—	—	—	—
EXPERIÊNCIA 5	1 $\star$	14,95	763,76	584,74	3,06	0,766
	2	—	—	—	—	—
	3	—	—	—	—	—
	4 $\square$	1,63 (?)	89,75 (?)	32,69 (?)	3,30 (?)	0,364 (?)
	5 $\square$	1,70	97,87	32,37	3,45	0,331
	6 $\square$	0,95	61,14	19,03	3,86	0,311
	7 $\square$	0,86	56,86	15,16	3,95	0,267

(?) — posto onde foi perdido o pico da nuvem traçadora. Os valores representam aqueles mais próximos do pico.

$\star$  — concentrações e taxas de contagens máximas.

$\square$  — concentrações e taxas de contagens médias.

Tabela V.16 - Tempo de viagem, temperatura média, coeficiente de transferência gasosa e percentagem de gás perdido, em relação ao posto anterior, baseados nas concentrações máximas e médias de pico

	TRECHO	$\Delta t$ (h)	T (°C)	$K_{kr}$ (h <sup>-1</sup> )	% GÁS PERDIDO
EXPERIÊNCIA 1	1-2 *	0,70 (?)	23,00	0,407 (?)	24,84 (?)
	2-3 *	0,28 (?)	23,00	1,666 (?)	37,29 (?)
	3-4 *,□	1,75	22,70	0,065	10,81
	4-5 □	2,62	22,70	0,191	39,39
	5-6	—	—	—	—
	6-7	—	—	—	—
	1-3 *	0,98	22,90	0,768	52,87
EXPERIÊNCIA 2	1-2 *	0,37	21,50	1,432	40,79
	2-3 *	0,62 (?)	22,50	0,368 (?)	20,32 (?)
	3-4 *,□	1,52 (?)	23,25	0,464 (?)	50,60 (?)
	4-5	—	—	—	—
	5-6	—	—	—	—
	6-7	—	—	—	—
	2-4 *,□	2,14	22,80	0,436	60,63
EXPERIÊNCIA 3	1-2 *	0,42	19,00	1,351	43,20
	2-3 *	0,48	20,50	0,737	29,94
	3-4 *,□	1,98	22,75	0,182	30,20
	4-5	2,13	23,20	0,158	28,65
	5-6 □	1,85	22,75	0,161	25,24
	6-7	—	—	—	—
EXPERIÊNCIA 4	1-2 *	0,85	21,30	0,599	39,88
	2-3 *	0,42	22,75	0,749	27,01
	3-4 *,□	1,43	23,00	0,190	23,76
	4-5 □	1,96	23,50	0,087	20,37
	5-6 □	—	—	—	—
	6-7	—	—	—	—
EXPERIÊNCIA 5	1-2 *	—	—	—	—
	2-3 *	—	—	—	—
	3-4 *,□	—	—	—	—
	4-5 □	0,98 (?)	25,75	0,097 (?)	44,07 (?)
	5-6 □	0,95	26,50	0,066	41,41
	6-7 □	1,29	27,00	0,118	35,55
	1-4 *,□	1,14 (?)	25,00	0,635 (?)	48,47 (?)

(?) — trecho onde o pico foi perdido em algum dos dois postos. Os valores representam aqueles mais próximos do pico.

\* — valores baseados nas concentrações máximas.

□ — valores baseados nas concentrações médias.

\*,□ — valores baseados nas concentrações máximas no posto de montante e nas médias no posto de jusante.



TABELA V-17 Valores finais de  $k_2$  resultantes da composição das concentrações máximas e médias de pico.

Trecho	$k_2$ (20°C) (h <sup>-1</sup> ) – base decimal – concentrações máximas e médias					Média	Desvio Médio Relativo %
	Experiência						
	1	2	3	4	5		
1–2 <sup>☆</sup>	0,198 (?)	0,723	0,724	0,304	—	0,584	31,90
2–3 <sup>☆</sup>	0,811 (?)	0,181 (?)	0,381	0,367	—	0,374	1,87
3–4 <sup>☆,□</sup>	0,032	0,225 (?)	0,089	0,093	—	0,071	37,08
4–5 <sup>□</sup>	0,094	—	0,077	0,042	0,044 (?)	0,071	27,23
5–6 <sup>□</sup>	—	—	0,079	—	0,030	0,079	—
6–7 <sup>□</sup>	—	—	—	—	0,052	—	—
1–3 <sup>☆</sup>	0,374	0,378 (?)	0,537	0,325	—	0,412	20,23
1–4 <sup>☆,□</sup>	0,148	0,285	0,231	0,199	0,288	0,216	19,56
1–5 <sup>☆,□</sup>	0,123	—	0,164	0,136	0,184	0,141	10,87
2–4 <sup>☆,□</sup>	0,139 (?)	0,214	0,147	0,155	—	0,172	16,28

OBS.: No cálculo da média e do desvio médio relativo não foram considerados os valores encontrados na E5 e nem os valores marcados com o sinal (?).

☆ — valores baseados nas concentrações máximas

□ — valores baseados nas concentrações médias

☆, □ — valores baseados nas concentrações máximas no posto de montante e nas médias no posto de jurante

Como em P2 existe uma barragem, após a qual o escoamento sofre um grande aumento de velocidade e uma grande reaeração devido ao desnível existente, era esperado um valor alto para a taxa de reaeração no trecho P1-P2 ( $k_{2\text{médio}} = 0,548\text{h}^{-1}$ ).

No trecho P2-P3  $k_2$  ainda é considerado alto ( $k_{2\text{médio}} = 0,374\text{h}^{-1}$ ), o que é justificado pela presença de corredeiras e pela baixa profundidade do rio nesse trecho.

No trecho P3-P4 há um acréscimo de vazão, com aumento de velocidade e profundidade, e existe alguns pontos onde se formam grandes zonas mortas, o que poderia explicar o decréscimo observado na taxa de reaeração ( $k_{2\text{médio}} = 0,074\text{h}^{-1}$ ).

Entre P4-P5 e P5-P6 não existem acidentes notáveis, nesse caso, o coeficiente de reaeração é influenciado apenas pelas propriedades hidráulicas do escoamento, apresentando um  $k_{2\text{médio}} = 0,075\text{h}^{-1}$ ). Conforme pode ser visto, os valores de  $k_2$  a partir do trecho P3-P4 são menores e apresentam pouca variação.

Os valores das contagens observadas no posto P7, foram muito próximas do "background", por isso, não foi possível calcular o coeficiente de reaeração no trecho P6-P7, a menos na última experiência, quando devido à alta velocidade do escoamento, foram obtidos valores ainda mensuráveis em P7.

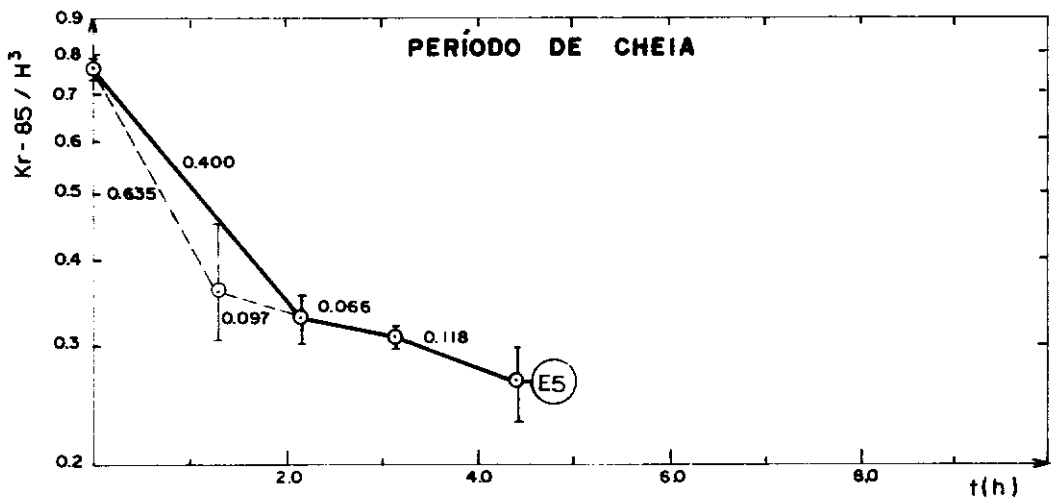
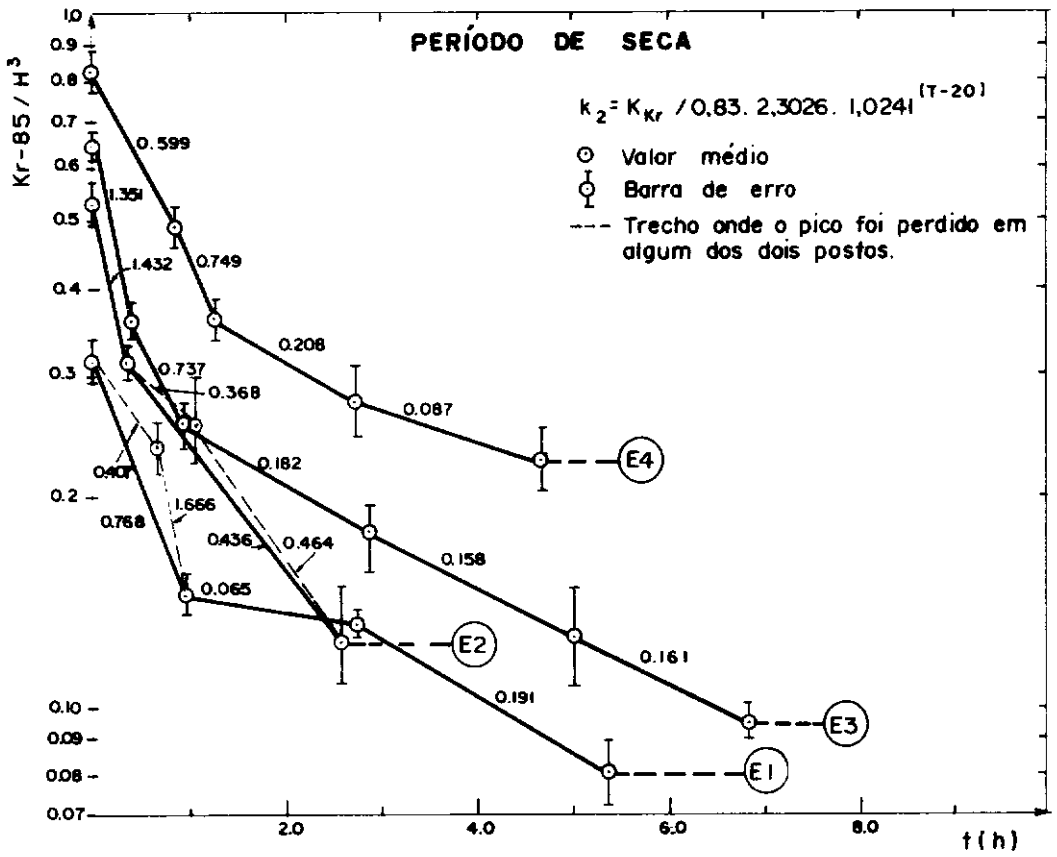
Observando-se os valores de  $k_2$  na experiência cinco pode-se verificar que não houve muita variação, em relação aos resultados encontrados nas experiências anteriores, o que pode ser atribuído a um aumento na velocidade média do escoamento, acompanhado de um aumento na profundidade média, embora nada se possa afirmar sobre a reprodutibilidade desses valores, porque foi realizada apenas uma experiência em época de cheia.

No gráfico V.6 foram plotados os valores das razões entre as contagens  $Kr-85/H^3$  versus tempo, correspondentes aos valores de  $k_2$  apresentados na tabela V.17 .

Nos gráficos V.3 e V.4 pode-se observar que em P4 há uma quebra na linha que une os pontos "medidos", em todas as experiências. Essa quebra ocorre devido a um aumento na vazão após a confluência dos rios, com conseqüente diluição, que não foi considerada na aplicação da equação (4.21).

Pode-se verificar, também, nesses gráficos, que os valores das concentrações "medidas" em campo foram sempre bem menores do que os valores de CMP estimados pela equação do modelo de dispersão unidimensional, equação (4.21), para ambos os traçadores radiativos. Entretanto, apesar de ter sido utilizada a mesma atividade de  $H^3$  nas quatro primeiras experiências e atividades maiores de  $Kr-85$  nas três últimas experiências realizadas em época de estiagem, pode-se verificar que os valores das concentrações "medidas" foram maiores na primeira.

Essa variação não linear das concentrações "medidas" com as atividades empregadas, deve-se às variações não lineares das concentrações de Amidorodamina G.E. com as massas utilizadas, as quais podem ser atribuídas ao emprego da curva de calibração da terceira experiência nas duas primeiras e, também, a variações na sensibilidade do fluorímetro, conforme pode ser analisado nas tabelas V.8 e V.9. Apesar disso, pode-se verificar que a equação (4.21) fornece valores entre 2,0 a 6,0 vezes maiores do que os valores "medidos" no campo, portanto, bem abaixo da CMP.



**Graf. V.6** - Valores finais de  $K_{Kr}$ , à temperatura de campo, resultantes da combinação de concentrações máximas e médias de pico.

#### 4. 2.5 Comparação entre os valores medidos e os valores estimados do coeficiente de reaeração.

Os dados hidráulicos mostrados na tabela V.14 e aqueles apresentados na tabela V.17, foram aplicados às seguintes equações de estimativa apresentadas no capítulo III, que envolvem parâmetros do escoamento facilmente mensuráveis. Os dados hidráulicos extrapolados para a experiência cinco e aqueles dos trechos onde foi perdido o pico da nuvem traçadora, não foram utilizados por serem valores imprecisos. Dessa aplicação foram obtidos os resultados apresentados no Apêndice III. Na tabela V.18 é mostrado um resumo, constando do erro padrão e do erro padrão normalizado, que foram obtidos utilizando-se os critérios apresentados no item III.5.

As equações de O'Connor & Dobbins (1959) e Dobbins (1965) foram as duas equações baseadas em modelos conceituais calculadas e apresentaram pequenos erros padrão.

Dentre as equações dos modelos semi-empíricos, as que apresentaram menor erro padrão foram as de Cadwallader & McDonnell (1969) e Krenkel & Orlob (1963).

Dentre as equações de modelos empíricos, as que apresentaram menor erro padrão foram as de Churchill Elmore & Buckingham (1962) Isaacs & Gaudy (1968) e Neguluscu & Rojanski (1969).

Os resultados do erro padrão normalizado diferem um pouco do erro padrão devido à compensação dos erros positivos e negativos que ocorrem neste último. Em termos deste erro, dentre as equações de modelos conceituais calculadas, a que apresentou menor valor foi a de Dobbins (1965).

Tabela V.18 Erro padrão e erro padrão normalizado para as diversas equações.

Equação		Erro Padrão (dia <sup>-1</sup> )	Erro padrão normalizado (%)
O'Connor & Dobbins	(1958) (3-3)	0,09	85,89
Dobbins	(1965) (3-4)	0,12	68,82
Krenkel & Orlob	(1963) (3-6)	0,15	174,04
Cadwallader & Mc Donnell	(1969) (3-7)	0,13	117,24
Tsivoglou & Wallace	(1972) (3-8)	0,15	9,48
Parkhurst & Pomeroy	(1972) (3-9)	0,22	— 29,29
Churchill et alii	(1962) (3-10)	0,19	3,70
Tackston & Krenkel	(1969) (3-11)	0,18	0,13
Bennett & Rathbum	(1972) (3-12)	0,28	192,91
Churchill et alii	(1962) (3-18)	0,09	68,82
Owens et alii	(1964) (3-19)	0,45	247,28
Owens et alii	(1964) (3-20)	0,43	255,74
Langbein & Durun	(1967) (3-21)	0,14	10,02
Isaacs & Gaudy	(1968) (3-22)	0,10	24,89
Neguluscu & Rojanski	(1969) (3-23)	0,13	60,60
Padden & Gloyna	(1971) (3-24)	0,19	2,11
Bennett & Rathbun	(1972) (3-25)	0,31	204,29
Bansal	(1973) (3-26)	0,22	— 29,58

Dentre as equações de modelos semi-empíricos as que apresentaram menor erro padrão normalizado foram a de Tackston & Krenkel (1969) e a de Tsivoglou & Wallace (1972).

As equações de modelos empíricos que forneceram menor erro padrão normalizado foram em ordem crescente as de Padden & Gloyna (1971) Langbein & Durum (1967) e Isaacs & Gaudy (1968).

Nos gráficos V.7 e V.8 foram plotados os valores estimados de  $k_2$  pelas seis equações que forneceram os menores erros-padrão, versus valores medidos de  $k_2$  durante as quatro experiências de campo realizadas em época de seca. Observando-se o ajuste dos valores em torno da linha a  $45^\circ$ , pode-se verificar que os valores estimados de  $k_2$  são, em geral, maiores do que os medidos, sendo que a variação ocorrida nos valores estimados de  $k_2$ , pode ser atribuída ao fato dessas equações serem baseadas em premissas que consideram a uniformidade do escoamento, e não levam em conta a existência de acidentes topográficos no curso d'água, os quais alteram o valor real de  $k_2$ .

## V 2.6 Obtenção de uma equação de estimativa

Aplicou-se uma análise de múltipla regressão aos dados empregados no item anterior (V.2.5), utilizando-se a metodologia apresentada em III.8.

As equações analisadas pelo programa BMD-02R com as respectivas variâncias explicadas ( $R^2$ ) foram as apresentadas na tabela V.19, onde as unidades das grandezas são:  $k_2$  ( $\text{h}^{-1}$ ) expresso na base decimal,  $V$  (m/s),  $H$  (m),  $W$  (m) e  $S$  (m/m).

Para a equação que envolve todas as variáveis, foi obtida a seguinte matriz de correlação:

Variável	H	V	W	S	k <sub>2</sub>
H	1,000	-0,434	0,507	-0,760	-0,822
V		1,000	-0,441	0,068	0,582
W			1,000	-0,416	-0,789
S				1,000	0,611
k <sub>2</sub>					1,000

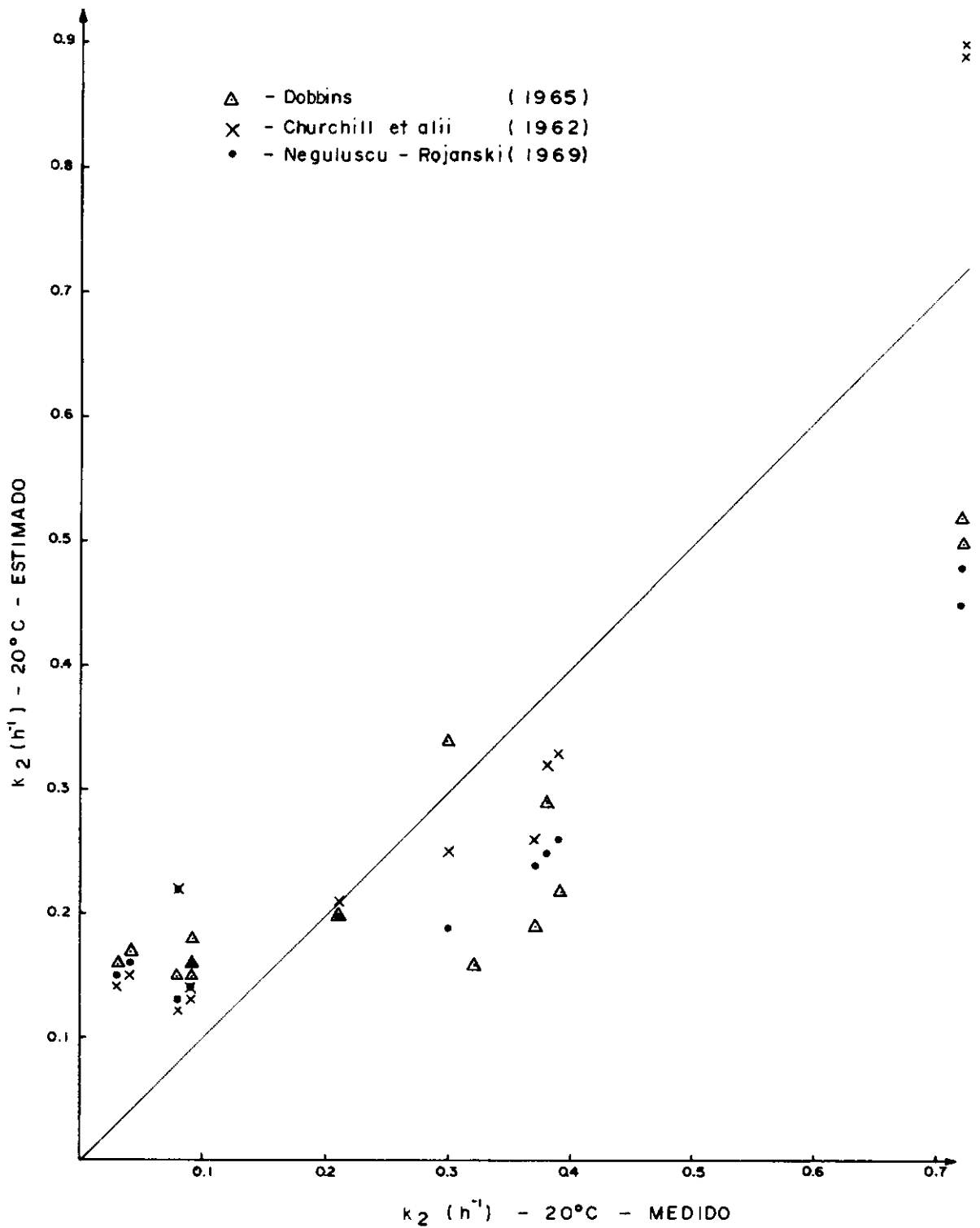
Tabela V.19 Equações de estimativa, para os dados deste trabalho.

Equação			R <sup>2</sup>	
k <sub>2</sub> = 8,12	$V^{0,63} S^{0,09} H^{-1,67} W^{-3,07}$		(88%)	(5.2)
k <sub>2</sub> = 4,09	$V^{0,58} H^{-1,79} W^{-3,11}$		(87%)	(5.3)
k <sub>2</sub> = 0,90	$H^{-2,10} W^{-3,44} S^{-0,15}$		(86%)	(5.4)
k <sub>2</sub> = 21964	$V^{1,30} S^{0,84} W^{-3,24}$		(81%)	(5.5)
k <sub>2</sub> = 0,73	$V^{1,25} S^{0,37} H^{-1,85}$		(75%)	(5.6)
k <sub>2</sub> = 2,68	$H^{-1,93} W^{-3,42}$		(86%)	(5.7)
k <sub>2</sub> = 0,028	$V^{1,04} H^{-2,39}$		(74%)	(5.8)
k <sub>2</sub> = 14268	$S^{0,73} W^{-4,42}$		(72%)	(5.9)
k <sub>2</sub> = 676	$V^{1,09} W^{-4,52}$		(69%)	(5.10)
k <sub>2</sub> = 0,0026	$H^{-2,88} S^{-0,07}$		(68%)	(5.11)
k <sub>2</sub> = 4263	$V^{2,04} S^{1,23}$		(67%)	(5.12)

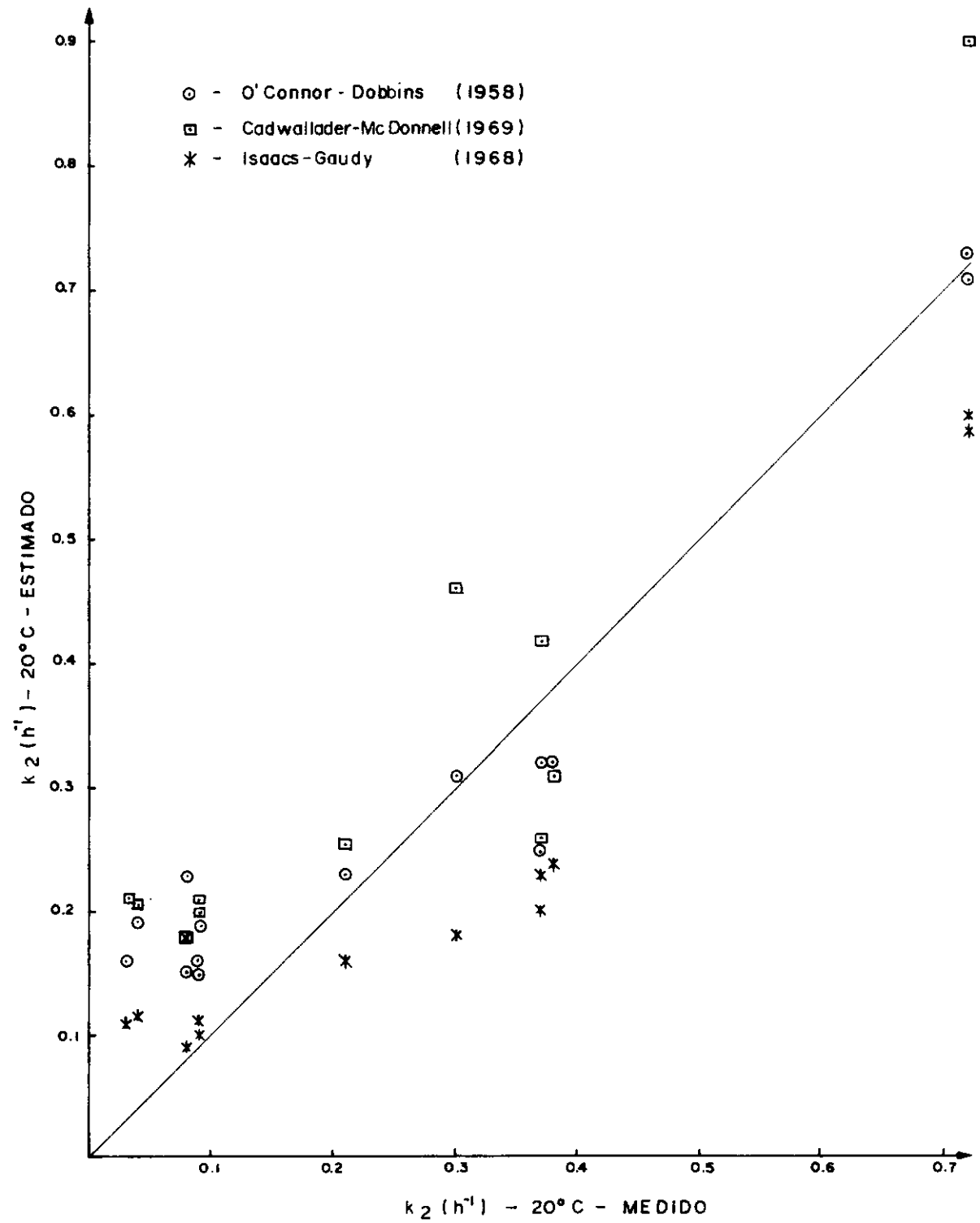
Observando-se a matriz de correlação pode-se verificar que em termos do coeficiente de correlação parcial, a variável mais importante foi a profundidade, seguida pela largura, declividade e velocidade.

Dentre as equações analisadas, as que apresentaram





Graf. V.7 - Comparação entre valores medidos e valores estimados de  $k_2$ .



Graf. V.8 - Comparação entre valores medidos e valores estimados de  $k_2$ .

maior variância explicada foram a (5.2), a (5.3), a (5.4) e a (5.7). As variáveis profundidade e largura estão altamente correlacionadas com  $k_2$ , por isso, a presença de ambas em uma equação conduz a um valor bastante alto de  $R^2$ . Como as variáveis profundidade e declividade estão altamente correlacionadas entre si, quando se acrescenta a variável declividade à equação que já apresenta a variável profundidade, ocorre um acréscimo desprezível no valor de  $R^2$ .

A equação mais simples e que apresentou maior  $R^2$  foi:

$$k_2 = 2,68 H^{-1,93} W^{-3,42} \quad R^2 = 86\% \quad (5.7)$$

Comparando-se as equações mais simples, em termos da variância explicada, a segunda a apresentar maior valor de  $R^2$  foi:

$$k_2 = 0,0275 V^{1,04} H^{-2,39} \quad R^2 = 74\% \quad (5.8)$$

que é a equação do tipo que mais comumente aparece na literatura.

As equações baseadas em modelos semi-empíricos, envolvendo a variável declividade não foram as que apresentaram maior  $R^2$ , por isso recomenda-se utilizar a equação (5.7), que é uma equação empírica, envolvendo a profundidade e a largura do canal, que são parâmetros hidráulicos facilmente mensuráveis, mas que podem apresentar erros de medição, com mais facilidade do que a velocidade média.

Essas equações são apenas uma aproximação, pois estão baseadas num pequeno número de informações. Como o  $R^2$  máximo

foi 88%, pode-se supor que alguma variável não está sendo con  
siderada, ou então que pode estar ocorrendo uma certa inconsiss  
tência nos dados empregados.

## CAPÍTULO VI

### CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A determinação experimental do coeficiente de reaeração,  $K_2$ , em rios de pequeno porte, utilizando a técnica de traçadores, foi testada, pela primeira vez, na América Latina, no Rio Saracuruna (RJ). A aplicação da metodologia, introduzida por Tsivoglou, foi facilitada através do emprego de um dispositivo de injeção simplificado.

A possibilidade da utilização do traçador fluorescente, Amidorodamina G. extra, como traçador conservativo, em substituição ao traçador radioativo HTO (água tritiada), foi testada e apresentou resultados promissores.

A aplicação de diversas fórmulas existentes na literatura que permitem determinar  $K_2$ , em função de parâmetros hidráulicos, forneceram resultados, em geral, muito maiores do que os medidos diretamente no campo.

Uma equação foi ajustada aos dados experimentais obtidos, mas deve ser considerada, como uma primeira aproximação, devido ao fato de não estar baseada em um número suficientemente grande de informações.

Com o objetivo de aumentar a reprodutibilidade dos resultados e melhorar a precisão do método, é recomendado um aumento nas atividades de  $H^3$  e Kr-85 e a realização de uma série de pelo menos três campanhas, em dias consecutivos, quando do reinício da pesquisa em 1983.

A realização de um número maior de campanhas, durante o período de cheia, permitirá melhor quantificar a influência da vazão no valor de  $k_2$ , em condições naturais de escoamento.

## APÊNDICE I

### SEPARAÇÃO DA ATIVIDADE DE Kr-85 A SER INJETADA

Devido ao alto custo de pequenas doses de Kr-85, requeridas para o estudo da reaeração no rio Saracuruna, foi adquirido pelo Laboratório de Traçadores um cilindro contendo uma dose maior desse gás radioativo, e a fim de separar as quantidades necessárias para a realização de cada experiência de campo, foi utilizada uma linha de vácuo cujo esquema é mostrado na figura A.1.

Os principais critêrios de projeto da linha de vácuo, visisando a segurança e a facilidade de manuseio, foram os seguintes:

\_\_\_ Utilizar tubo capilar de parede grossa em vidro pirex, a fim de conferir maior resistência ao conjunto.

\_\_\_ Empregar tubos de pequeno diâmetro com o propôsito de diminuir o volume de gás contido na canalização, se comparado ao volume da ampola de Kr-85.

\_\_\_ Utilizar uma armação rígida, para se obter estabilidade e maior facilidade no transporte do conjunto, da capela para o depôsito de material radioativo existentes no L.T.

A massa de gás a ser retirada foi estimada, a partir dos dados fornecidos pelo fabricante, sabendo-se que, a um certo volume, corresponde uma dada variação de pressão no manômetro de mercúrio.

Os dados fornecidos pelo fabricante, New England Nuclear,

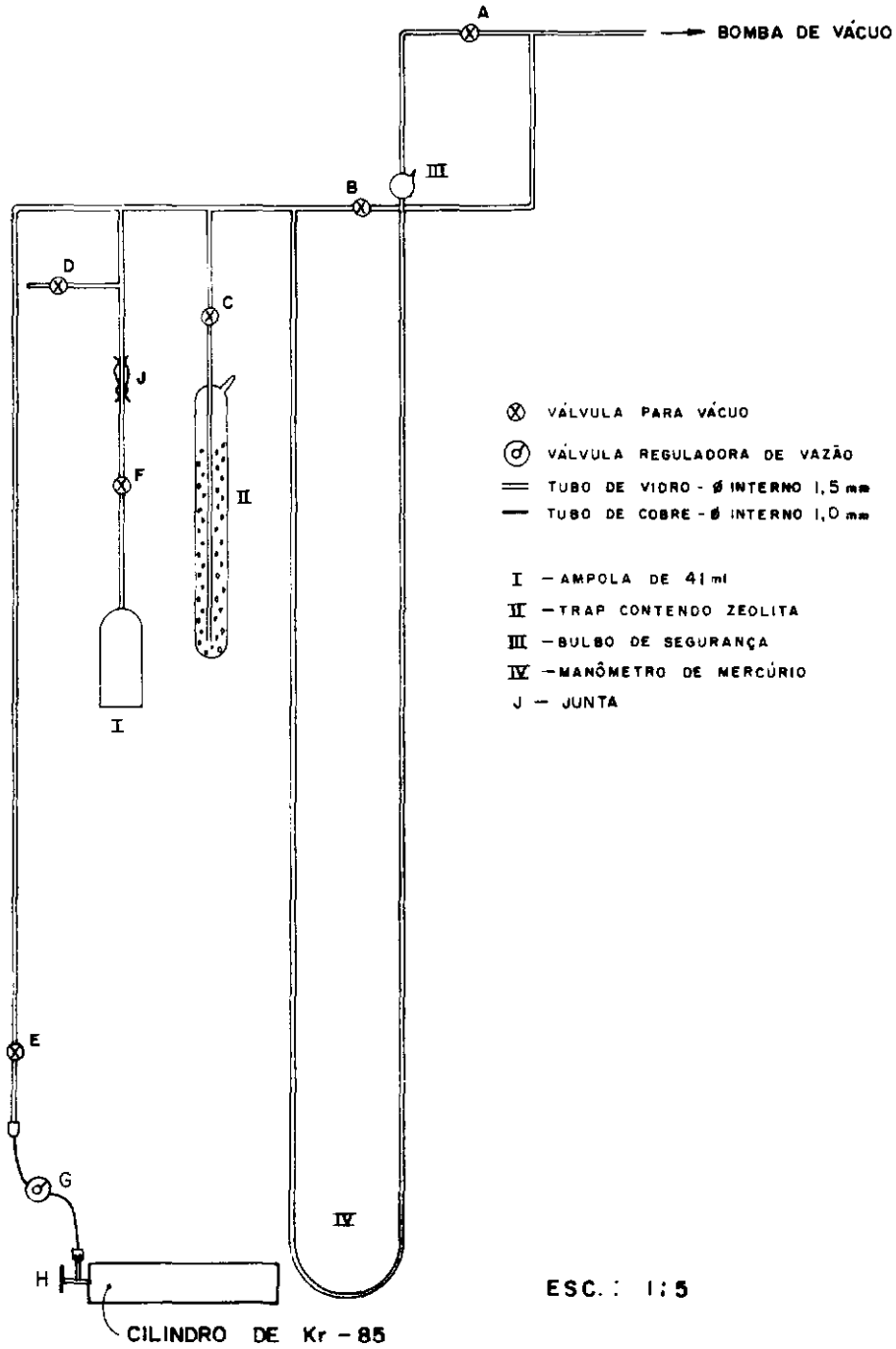


FIG.A.I — ESQUEMA DA LINHA DE VÁCUO UTILIZADA NA SEPARAÇÃO DO Kr-85.



foram os seguintes:

Atividade específica	20,0 Ci/g
Atividade total	5,5 Ci
Massa total	275,0 mg
Molécula-grama de Kr-85	85,0 g

A separação da atividade a ser utilizada em cada experiência, obedeceu às seguintes etapas:

1) Cálculo do número de moles a ser retirado do cilindro:

$$n' = \frac{M}{m'} \quad (\text{A.1})$$

sendo:

M = massa total correspondente à atividade a injetar, em g, e

m' = molécula grama de Kr-85 em g.

2) Cálculo da pressão, que foi obtido através da equação de estado de um gás ideal:

$$P' = \frac{n' \cdot R_G \cdot T'}{\omega} \quad (\text{A.2})$$

onde:

P' = pressão em N/m<sup>2</sup>, ou seja, a variação na altura da coluna de mercúrio em mm,

n' = número de moles da massa de gás a ser retirada,

R<sub>G</sub> = constante universal dos gases (8,314 Joules/mol °K),

T' = temperatura em °K, e

ω corresponde ao volume da ampola mais o volume capilar compreendido entre o registro do cilindro de Kr-85 e a válvula reguladora de vazão, existentes no sistema de vácuo.

### 3) Operação da linha de vácuo.

O manuseio da linha de vácuo foi todo feito, dentro da capela existente no laboratório, tomando-se o cuidado de utilizar luvas de borracha, avental de chumbo, manipuladores e exaustão forçada. O procedimento empregado na separação do kr-85 foi o seguinte:

Em primeiro lugar, faz-se vácuo em todo o sistema. A seguir fecha-se as válvulas A, B, D e E.

Libera-se o gás contido no cilindro, abrindo-se o registro, H, lentamente, até preencher o volume do tubo metálico existente entre as válvulas, G e H. Fecha-se o registro, H, e abre-se a válvula reguladora de vazão, G, até atingir-se o desnível desejado na coluna de mercúrio.

A fim de se recolher, quase que totalmente, a porção de gás restante na canalização (5,60 ml), entre B, C, E e o ramo esquerdo do manômetro de mercúrio, a ampola (4l ml), que contém a maior porção de kr-85, é resfriada com nitrogênio líquido. Após esta operação, resta ainda na canalização, uma quantidade mínima de gás, que é recolhida, abrindo-se a válvula, C, e resfriando-se o "trap" contendo zeolita, que é um dos materiais indicados para absorver o Kr-85.

Para descontaminar completamente o equipamento, antes de retirar a ampola, introduz-se nitrogênio gasoso, através da válvula D, durante algum tempo, mantendo-se abertas também as válvulas A e B. A ampola contendo o gás é então retirada, liberando-se a junta, J, e utilizando-se manipuladores.

Sempre que possível e necessário, a ampola de gás e o "trap" foram mantidos dentro de cilindros de chumbo, utilizados para proteção radiológica.

As variações na coluna de mercúrio, correspondentes aos volumes pré-estimados e às atividades e massas requeridas, foram calculadas empregando-se as equações A.1 e A.2 e são mostradas na tabela A.1.

Volume ( m <sup>3</sup> )	$\Delta p$ ( cm Hg )	Atividade ( mCi )	Massa ( g )
$4,35 \times 10^{-5}$	0,50	20,0	$1,0 \times 10^{-3}$
$4,35 \times 10^{-5}$	0,75	30,0	$1,5 \times 10^{-3}$
$4,35 \times 10^{-5}$	1,00	40,0	$2,0 \times 10^{-3}$
$4,35 \times 10^{-5}$	1,00	40,0	$2,0 \times 10^{-3}$
$4,35 \times 10^{-5}$	2,00	80,0	$4,0 \times 10^{-3}$

TABELA A.1 - Valores empregados na separação do Kr-85

## APÊNDICE II

### DETERMINAÇÃO DAS CONDIÇÕES ÓTIMAS DE OPERAÇÃO DO CONTADOR DE CINTILAÇÃO LÍQUIDA

Para realizar o levantamento dos espectros do trítio e do Kr-85, foi necessário antes preparar amostras padrões desses elementos.

A amostra padrão de Kr-85 foi obtida retirando-se do frasco de injeção, uma alíquota de 2ml de água contendo somente esse elemento dissolvido. Essa alíquota foi cuidadosamente transferida para um frasco de cintilação, de 30ml, o qual foi preenchido até a borda, com o coquetel de cintilação, Insta-Gel, a fim de evitar a formação de bolhas indesejáveis. O INSTA-GEL é um produto da PACKARD INSTRUMENTAL e constitui um cintilador particularmente eficiente na contagem de amostras aquosas, possuindo a capacidade de incorporar grandes volumes de água. Foi colocado no fundo do frasco de cintilação um pequeno pedaço de arame de aço inox, com dimensões aproximadas de 10,0 x 1,0 mm, com o objetivo de facilitar a homogenização da mistura. O frasco foi tampado, firmemente, e as fases líquidas foram misturadas por agitação.

A amostra padrão de trítio foi obtida retirando-se uma alíquota de 2ml de água tritiada. O procedimento empregado na preparação da amostra padrão de trítio foi o mesmo utilizado para o caso do Kr-85.

De modo a determinar as condições ótimas de contagem simultânea das amostras de  $H^3$  e Kr-85, foi necessário levan

tar os espectros de ambos os isótopos radioativos. O levantamento do espectro foi realizado, separadamente, para cada isótopo, em um contador de cintilação líquida BECKMAN LS 150, variando-se a posição do discriminador de energia, com a "abertura da janela" sempre igual a 2 e utilizando-se incrementos fixos também iguais a 2, até que nenhuma contagem fosse registrada.

A figura B.1 mostra claramente a superposição dos espectros de  $H^3$  e Kr-85 (região achurada).

As amostras de campo contendo ambos os traçadores foram contadas simultaneamente, embora em canais diferentes. O canal A, com abertura de 0 a 31, foi utilizado para contar o trítio e o canal B, com abertura de 31 a 70, foi utilizado na contagem do Kr-85.

Observando-se a figura B.1, verifica-se que no canal A, além das contagens totais de trítio, também é contada uma pequena percentagem de Kr-85, e que no canal B obtem-se uma contagem incompleta de Kr-85, porém, isenta da influência das contagens do trítio.

As correções para o acréscimo indesejável nas contagens de trítio e para as perdas sofridas nas contagens de Kr-85 foram realizadas de acordo com o seguinte procedimento.

Após a contagem da amostra padrão de Kr-85, obtem-se o fator de correção, K, que deve ser aplicado às amostras de campo. Fazendo:

$$K = \frac{b}{a} \quad (B.1)$$

onde:

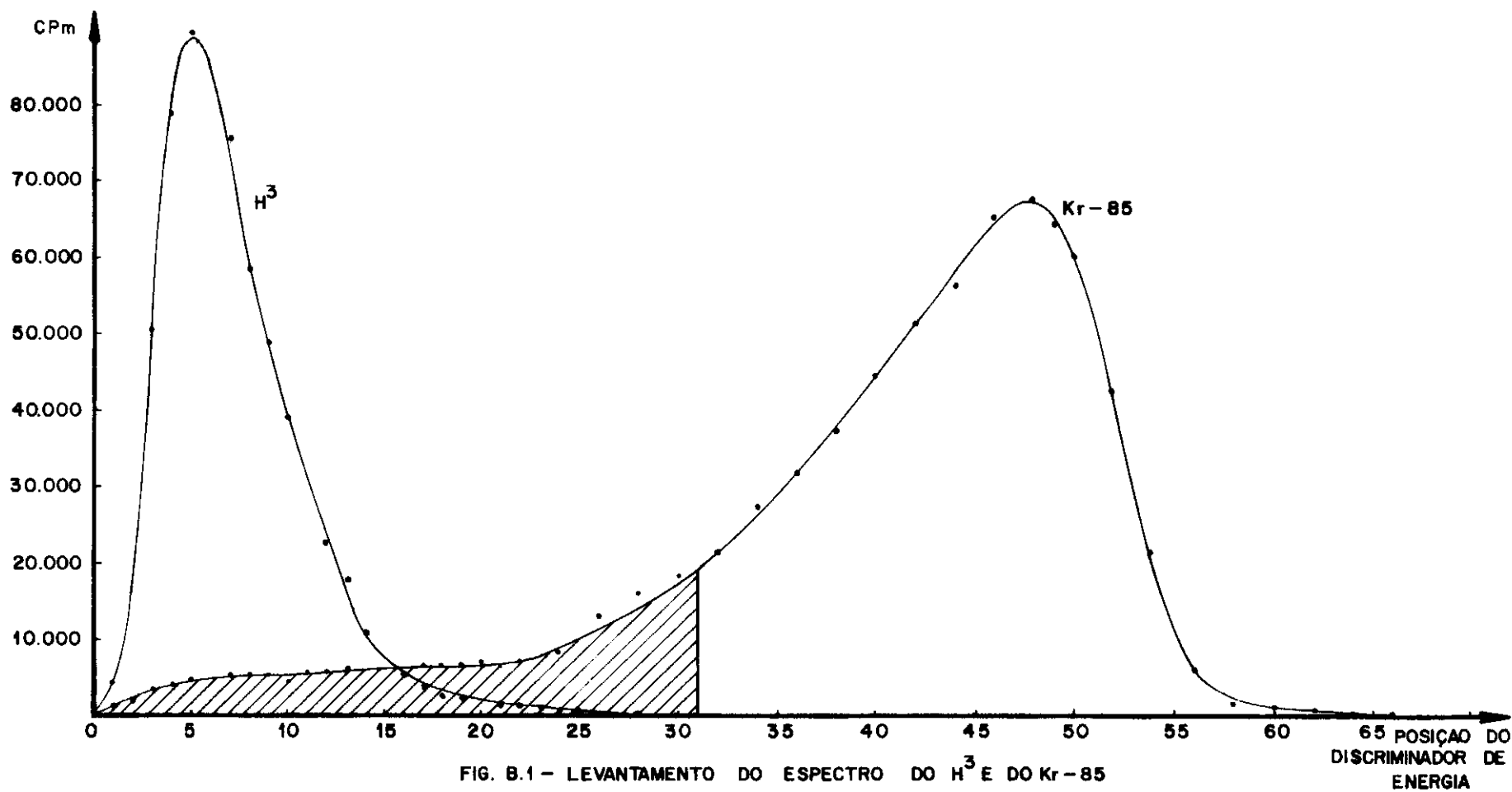


FIG. B.1 - LEVANTAMENTO DO ESPECTRO DO  $H^3$  E DO  $Kr-85$   
APARELHO BECKMAN LS 150

$\dot{a}$  = contagens obtidas no canal A, para a amostra pa  
drão de Kr-85,

$b$  = contagens obtidas no canal B, para a amostra pa  
drão de Kr-85, e

como  $K$  é o mesmo para todas as amostras, as contagens devem ser corrigidas proporcionalmente aos seus respectivos valores.

Para o kr-85 obtem-se:

$$b'' = b' + \frac{b'}{K} \quad (B.2)$$

onde:

$b'$  = contagens de Kr-85 obtidas no canal B, para ca  
da amostra,

$b''$  = valor corrigido das contagens de kr-85, para  
cada amostra,

$\frac{b'}{K}$  = contagens de Kr-85 obtidas no canal A, para  
cada amostra, parte achurada na figura B.1.

Para o caso do trítio, obtem-se:

$$a'' = a' - \frac{b'}{K} \quad (B.3)$$

onde:

$a'$  = contagens obtidas no canal A para cada amostra,  
representando o total de contagens de  $H^3$  mais  
uma percentagem de Kr-85.

$a''$  = valor corrigido das contagens de  $H^3$ , para ca  
da amostra e

$b'$  = mesmo valor utilizado na equação (B.2).

As contagens de  $H^3$  e  $Kr-85$  após serem corrigidas, tiveram seus valores subtraídos dos valores do "back-ground" antes de serem utilizados no cálculo do coeficiente de reaeração.

Um exemplo de saída, da contagem de amostras de campo, pelo aparelho LS 150 é mostrada a seguir.

	A	B
1	371100.0(5.0%)	10237.5(7.0%)
2	712400.0(3.0%)	574400.0(3.0%)
3	000000.0(1.5%)	252700.0(5.0%)
4	131.7(7.0%)	76.1(7.0%)
5	314.1(7.0%)	331.2(7.0%)
6	305.0(7.0%)	430.6(7.0%)
7	303.0(7.0%)	352.3(7.0%)
8	350.3(7.0%)	324.2(7.0%)
9	407.4(7.0%)	130.5(7.0%)
10	453.3(7.0%)	195.5(7.0%)
11	542.3(7.0%)	213.6(7.0%)
12	501.2(7.0%)	205.1(7.0%)
13	447.4(7.0%)	154.7(7.0%)
14	472.3(7.0%)	163.0(7.0%)
15	470.1(7.0%)	153.3(7.0%)
16	402.4(7.0%)	144.5(7.0%)
17	247.6(7.0%)	25.0(7.0%)
18	248.1(7.0%)	22.0(7.0%)
19	230.5(7.0%)	100.0(7.0%)
20	253.0(7.0%)	104.0(7.0%)
21	202.6(7.0%)	21.4(7.0%)
22	217.3(7.0%)	21.7(7.0%)
23	200.7(7.0%)	22.2(7.0%)
24	220.3(7.0%)	25.4(7.0%)
25	135.6(7.0%)	35.7(7.0%)
26	193.5(7.0%)	33.7(7.0%)
27	120.4(7.0%)	23.1(7.0%)
28	133.7(7.0%)	22.4(7.0%)
29	155.6(7.0%)	22.0(7.0%)
30	107.5(7.0%)	27.4(7.0%)



onde :

Canal A - contagens de  $H^3$

Canal B - contagens de Kr-85

Amostra 1 - padrão de  $H^3$

Amostra 2 - padrão de Kr-85

Amostra 3 - padrão de  $H^3 + Kr-85$  (estourou o campo do canal A)

Amostra 4, ..., 30 - amostras de campo.

APÊNDICE III

## VALORES ESTIMADOS DO COEFICIENTE DE REAERAÇÃO

Os dados hidráulicos mostrados na tabela V.14 foram aplicados às equações de estimativa analisadas no Capítulo III, que utilizam parâmetros do escoamento facilmente mensuráveis . Os dados hidráulicos extrapolados para a experiência cinco e aqueles onde foi perdido o pico da nuvem traçadora, não foram utilizados por serem valores imprecisos.

Os valores estimados do coeficiente de reaeração, o erro padrão e o erro padrão normalizado de cada equação, como também os valores de  $K_2$  medidos no campo, são apresentados nas tabelas C.1, C.2 e C.3.

TABELA C-1 Comparação entre os valores estimados e os valores medidos do coeficiente de reaeração.

	Trecho	O'Connor Dobbins	Dobbins	Tsivoglou	Parkhurst Pomeroy	Krenkrel Orlob	Medidos
EXPERIÊNCIA 1	1-3	0,32	0,29	0,22	0,13	0,46	0,37
	3-4	0,16	0,16	0,11	0,07	0,27	0,03
	4-5	0,19	0,18	0,08	0,07	0,26	0,09
EXPERIÊNCIA 2	1-2	0,71	0,50	0,47	0,26	0,82	0,72
	2-4	0,23	0,20	0,12	0,08	0,32	0,21
EXPERIÊNCIA 3	1-2	0,73	0,52	0,41	0,27	0,81	0,72
	2-3	0,32	0,22	0,13	0,10	0,36	0,38
	3-4	0,16	0,16	0,10	0,06	0,26	0,09
	4-5	0,15	0,15	0,10	0,06	0,25	0,08
	5-6	0,23	0,15	0,07	0,06	0,24	0,08
EXPERIÊNCIA 4	1-2	0,31	0,34	0,20	0,14	0,49	0,30
	2-3	0,25	0,19	0,15	0,09	0,33	0,37
	3-4	0,15	0,15	0,14	0,06	0,27	0,09
	4-5	0,18	0,17	0,11	0,07	0,28	0,04
	$E_S \text{ (h}^{-1}\text{)}$	0,09	0,12	0,15	0,22	0,153	—
	$E_N \text{ (%)}$	85,86	68,82	9,48	-29,29	174,04	—

TABELA C-2 Comparação entre os valores estimados e os valores medidos do coeficiente de reaeração.

Trecho	Cadwallader Mc Donnell	Churchill et alii	Langbein Durun	Owens et alii	Owens et alii	Isaacs Gaudy	Medidos	
EXPERIÊNCIA 1	1-3	0,42	0,32	0,19	0,65	0,62	0,23	0,37
	3-4	0,21	0,14	0,10	0,29	0,27	0,11	0,03
	4-5	0,21	0,14	0,09	0,33	0,31	0,11	0,09
EXPERIÊNCIA 2	1-2	0,91	0,90	0,48	1,73	1,68	0,60	0,72
	2-4	0,26	0,21	0,14	0,44	0,41	0,16	0,21
EXPERIÊNCIA 3	1-2	0,91	0,89	0,46	1,77	1,74	0,59	0,72
	2-3	0,31	0,33	0,20	0,66	0,62	0,24	0,38
	3-4	0,20	0,13	0,09	0,28	0,26	0,10	0,09
	4-5	0,18	0,12	0,09	0,25	0,23	0,09	0,08
	5-6	0,18	0,24	0,16	0,46	0,42	0,18	0,08
EXPERIÊNCIA 4	1-2	0,46	0,25	0,15	0,59	0,58	0,18	0,30
	2-3	0,26	0,26	0,17	0,50	0,45	0,20	0,37
	3-4	0,20	0,14	0,10	0,27	0,24	0,11	0,09
	4-5	0,21	0,15	0,10	0,32	0,30	0,12	0,04
E <sub>S</sub> (h <sup>-1</sup> )	0,13	0,19	0,14	0,45	0,43	0,10	—	
E <sub>N</sub> (%)	117,24	3,70	10,02	247,28	255,74	24,89	—	

TABELA C-3 Comparação entre os valores estimados e os valores medidos do coeficiente de reaeração.

	Trecho	Neguluscu Rojanski	Padden Gloyna	Bansal	Bennett Rathbun	Churchill et alii	Bennett Rathbun	Tackston Krenkrel	Medidos
EXPERIÊNCIA 1	1-3	0,25	0,16	0,12	0,60	0,17	0,56	0,17	0,37
	3-4	0,15	0,09	0,06	0,26	0,05	0,26	0,09	0,03
	4-5	0,14	0,09	0,07	0,30	0,04	0,30	0,08	0,09
EXPERIÊNCIA 2	1-2	0,48	0,32	0,26	1,38	1,18	1,27	0,41	0,72
	2-4	0,20	0,13	0,09	0,38	0,12	0,36	0,13	0,21
EXPERIÊNCIA 3	1-2	0,45	0,32	0,27	1,42	1,03	1,32	0,37	0,72
	2-3	0,26	0,17	0,12	0,55	0,34	0,46	0,18	0,38
	3-4	0,14	0,09	0,06	0,25	0,04	0,26	0,08	0,09
	4-5	0,13	0,08	0,06	0,23	0,03	0,23	0,06	0,08
	5-6	0,22	0,14	0,09	0,39	0,33	0,29	0,15	0,08
EXPERIÊNCIA 4	1-2	0,19	0,13	0,11	0,52	0,05	0,61	0,11	0,30
	2-3	0,24	0,15	0,10	0,42	0,25	0,36	0,17	0,37
	3-4	0,16	0,09	0,06	0,23	0,05	0,24	0,10	0,09
	4-5	0,16	0,10	0,07	0,29	0,06	0,28	0,10	0,04
	$E_S (h^{-1})$	0,13	0,19	0,22	0,31	0,09	0,28	0,18	—
	$E_N (\%)$	60,60	2,11	-29,58	204,29	68,82	192,91	0,13	—

BIBLIOGRAFIA

1. Adeney, W.E., and Becker, H.G. The Determination of the Rate of Solution of Atmospheric Nitrogen and Oxygen by Water. Philosophical Magazine, 1919, V.38, pp.317-338.
2. Adeney, W.E., and Becker, H.G. Determination of the Rate of Solution of Atmospheric Nitrogen and Oxygen by Water. Philosophical Magazine, 1920, V.38, pp. 385 - 404.
3. Augusto, M.C. Determinação da vazão em condutos abertos e forçados, Tese de Mestrado, COPPE-UFRJ, 1976.
4. Bansal, K.M. Dispersion in Natural Streams. Journal of the Hydraulics Division, Nov.1971, HY11, ASCE.
5. Bansal, K.M. Atmospheric Reaeration in Natural Streams. Water Research Pergamon Press, England, 1973, V.7, Nº 5, pp. 769 - 782.
6. Bennett J.P. and Rathbun R.E. Reaeration in Open-Channel Flow, U.S. Geological Survey Professional Paper, 1972, V. 737, pp. 466 - 751.
7. Cadwallader, T.E. and Mc Donnell, A.J. A Multivariate Analysis of Reaeration Data, Water Research, Great Britain, 1969, V.3, pp. 731 - 742.
8. Camp, T.R. Water and its impurities. New York, Reinhold Book Cooperation, 335 p, 1963.
9. Camp, T.R. Field Estimates of Oxygen Balance Parameters. American Society of Civil Engineers Journal, 1965, V.91, Nº SA-5, pp. 1 - 16.

10. Churchill, M.A., Elmore, H.L. and Buckingham, R.A. The Prediction of Stream Reaeration Rates. American Society of Civil Engineers Journal, 1962, V.88, Nº SA-4, pp. 1 - 46.
11. CNEN - Normas Básicas de Proteção Radiológica - Resolução CNEN -6/73.
12. Courchaine, R.J. Significance of Nitrification in Stream Analysis - Effects on the Oxygen Balance. Water Pollution Control Federation Journal, 1968, V.40, Nº 5, pp. 835 - 847.
13. Danckwerts, P.V. Significance of Liquid-Film Coefficients in Gas Absorption. Industry and Engineer Chemistry, 1951, V.43, Nº 6, pp. 1460 - 1467.
14. Dixon, W.J. - Biomedical computer programs. Health Sciences Computing Facility, University of California, Los Angeles, 620 p, 1965.
15. Dobbins, W.E. The Nature of the Oxygen Transfer Coefficient in Aeration Systems. Biological Treatment Of Sewage and Industrial Wastes, New York, Reinhold Book Corp. 1956, pp. 141 - 253.
16. Dobbins, W.E. Mechanism of Gas Absorption by Turbulent Liquids. International Conference of Water Pollution Research Proceedings, London, England, 1964 a, Pergamon Press, Sep 1962, pp. 60 - 76.
17. Dobbins, W.E. BOD and Oxygen Relationships in Streams. American Society of Civil Engineers Journal, 1964 b, V.90, Nº SA-3, pp. 53 - 78.

18. Dobbins, W.E. Closure to BOD and Oxygen Relationships in Streams. American Society of Civil Engineers Journal, 1965, V. 91, Nº SA-5, pp. 49 - 55.
19. Downing, A.L., Melbourne, K. V., and Bruce, A.M. The Effect of Contaminants on the Rate of Aeration of Water. Journal of Applied Chemistry, 1957, Nov, V. 7, pp. 590 - 596.
20. Downing, A.L., and Truesdale G.A. Some Factors Affectin the Rate of Solution of Oxygen in Water. Journal of Applied Chemistry, 1955, Oct, V. 5, pp. 570 - 581.
21. Draper, N.R., and Smith H. Applied regression analysis, Wiley, 1966. Capítulos 3, 4 e 5.
22. Eckenfelder, W.W. Jr., Raymond, L.W., and Lauria, D.T. Effect of Various Organic Substances on Oxygen Absorption Efficiency. Water Pollution Control Federation Journal, 1956, V. 28, Nº 11, pp. 1357 - 1364.
23. Edwards, R.W., Owens, M. and Gibbs, J. W. Estimates of Surface Aeration in Two Streams, Inst. Water Engineers Journal, 1961, V.15, Nº 5, p. 395 - 405.
24. Edwards, R.W., and Rolley H.L.J. Oxygen Consumption of River Muds. Journal Ecology, 1965, Mar, V.53, pp. 1 - 19.
25. Einstein, A. Investigations on the Theory of the Brownian Movement. Ann. Physik, 1905, 17, 549.
26. Elmore, H.L., and West, W.F. Effect of Water Temperature on Stream Reaeration. American Society of Civil Engineers Journal, 1961, V. 87, Nº SA-6, pp. 59 - 71.



27. Eloubaidy, A. F. Wind waves and the reaeration coefficient in open-channell flow. Fort Collins, Colorado, Colorado State Univ. Depto. Civil Eng., Dissertação de Ph.D., 1969.
28. Evans, R.D. Radiological health handbook. U.S. Dept. of Health, Education, and Welfare, Public Health Service, Consumer Protection and Environmental Health Service, 1970.
29. Fortescue, G.E., and Pearson, J.R.A. On Gas Absorption into a Turbulent Liquid. Chemical Engineers Science, 1967, V. 22, pp.1163 - 1176.
30. Gameson, A.L.H., and Truesdale, G.A. Some Oxygen Studies in Streams. Inst. Water Engineers Journal, 1959, V.13, Nº 2, pp. 175 - 187.
31. Gameson, A.L. H., Truesdale, G.A., and Downing, A.L. Reaeration Studies in a Lakeland Beck. Inst. Water Engineers Journal, 1955, V. 9, Nº 7, pp. 571 - 594.
32. Günthert, W., Roldão, J. Behrens, H. Messung des Physikalischen Sauerstoffeintrags in Fließgewässern mit Tracern. GWF - Wasser/Abwasser, 1980, H.3, Nº 121, pp.125 - 130.
33. Higbie., Ralph, The Rate of Absorption of a Pure Gas into a Still Liquid During Short Periods of Exposure. Am.Inst. Chem. Engineers Trans., 1935, V. 31, pp. 365 - 390.
34. Imhoff, K. and Fair G.M. Sewage treatment, New York, John Wiley & Sons, Incorporation, 338 p, 1956.

35. Isaacs, W.P., and Gaudy, A.F. Atmospheric Oxygenation in a Simulated Stream. American Society of Civil Engineers Journal, 1968, V. 94, N° SA-2, pp. 319 - 344.
36. Juliano, D.W. Reaeration Measurements in an Estuary. American Society of Civil Engineers Journal, 1969, V.95, N° SA-6, pp. 1165 - 1178.
37. Kalinske, A.A. The Role of Turbulence in River Hydraulics. Proc. 2nd Hyd. Conf.: Iowa Univ. Studies Eng.Bulletin, 1943, N° 27, pp. 266 - 279.
38. King, C.J. Turbulent Liquid Phase Mass Transfer at a Free Gas-Liquid Interface. Industrial and Engineering Chemistry Fundamentals, 1966, V.5, N° 1, pp. 1 - 8.
39. Kishinevsky, M. Kh. Two Approaches to the Theoretical Analysis of Absorption Processes. Journal of Applied Chemistry, U.S.S.R., 1955, V. 28, pp. 881 - 886.
40. Krenkel, P.A., and Orlob G.T. Turbulent Diffusion and the Reaeration Coefficient. American Society of Civil Engineers Transactions, 1963, V. 128, pp. 293 - 334.
41. Langbein, W.B. and Durum, W.H. The Aeration Capacity of Streams. U.S. Geological Survey Circular, 542, 1967, 6p.
42. Lau, Y.L. A Review of Conceptual Models and Prediction Equations for Reaeration in Open-Channel Flow. Technical Bulletin, 1972, N° 61, Department of the Environment, Ottawa, Canada.
43. Lewis, W.K., and Whitman, W.G. Principles of Gas Absorption. Industrial and Eng. Chemistry, 1924, V.16, N° 12, pp. 1215 - 1220.

44. Lynch, W.O., and Sawyer, C.N. Preliminary Studies on Frothing and Oxygen Transfer, Part I of Physics Behavior of Sinthetic Detergents. Sewage and Industrial Wastes, 1954, V. 26, NQ 11, pp. 1193 - 1201.
45. MC Donnell, A.J., and Hall, S.D. Effect of Environmental - Factors on Benthaf Oxygen Uptake. Water Pollution Control Federation Journal, 1969, V. 41, NQ 8, p.R 353 - R 368.
46. Mancy, K.H., and Jaffe, T. Analysis of Dissolved Oxygen in Natural and Waste Waters. U.S. Dept. Health Education and Welfare, Public Health Serv.Pub., 1966, 999-W.P-37, 94 p.
47. Mancy, K.H., and Okun, D.A. The Effects of Surface Active Agents on Aeration. Water Pollution Control Federation Journal, 1965, V. 37, NQ 2, pp. 212 - 227.
48. Metzger, Ivan, Surface Effects in Gas Absorption. Environmental Science and Technology, 1968, V.2, NQ 10, pp. 784 - 787.
49. Miyamoto, S. A Theory of the Rate of Solution of Gas into Liquid. Chemical Society Japan Bulletin, 1932 a, V.7, pp. 8 - 17.
50. Morel-Seytoux, J., and Lau, D.H. Discussion of Statistical Evaluation of Reaeration Prediction Equations, by L. C. Brown, Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE, V.101, NQ EE5, Proc. Paper 11596, 1975, Oct, pp. 859 - 861.

51. Neguluscu, M. and Rojanski, V. Recent Research to Determine Reaeration Coefficient. Water Research, 1969, pp. 189 - 202.
52. O'Connell, R.L., and Thomas, N.A., Effect of Benthic Algae on Stream Dissolved Oxygen. American Society of Civil Engineers Journal, 1965, V.91, N° SA-3, pp.1 -16.
53. O'Connor, D.J. The Temporal and Spatial Distribution of Dissolved Oxygen in Streams. Water Resources Research, 1967, V.3, N° 1, pp. 65 - 79.
54. O'Connor, D.J., and Dobbins, W.E. Mechanism of Reaeration in Natural Streams. Am. Soc. Civil Engineers Trans., 1958, V.123, pp. 641 - 684.
55. O'Connor, D.J., St John, J.P., and Di Toro, D.M. Water Quality Analysis of the Delaware River Estuary. American Society of Civil Engineers Journal, 1968, V.94, N° SA-6, pp. 1225 - 1252.
56. Owens, M. Edwards, R.W., and Gibbs, J.W. Some Reaeration Studies in Streams. International Journal Air and Water Pollution, 1964, V. 8, pp. 469 - 486.
57. Padden, T.J., and Gloyna, E.F. Simulation of Stream Processes in a Model River, University of Texas, Austin, Texas, May 1971, Report N° EHE-70-23, CRWR -72.
58. Pane, Lilian. Estudo de um sistema para análise do trítio em água por enriquecimento eletrolítico e cintilação líquida. Tese de Mestrado, IAEA, SP, 1979.

59. Paskhurst, J.D., and Pomeroy, R.D. Oxygen Absorption in Streams. Journal of the Sanitary Engineering Division, ASCE, 1972, V. 98, N<sup>o</sup> SA 1, Proc. Paper 8701, pp. 101 - 124.
60. Poon, C.P.C., and Campbell, H. Diffused Aeration in Polluted Water. Water and Sewage Works, 1967, V. 114, N<sup>o</sup> 10, pp. 461 - 463.
61. Rathbun, R.E., Schultz, D.J., and Stephens, D.W. Preliminary Experiments with a Modified Tracer Technique for Measuring Stream Reaeration Coefficients. U. S. Geological Survey Open-File Report, Bay St. Louis, Miss., 1975, N<sup>o</sup> 75 - 256.
62. Rathbun, R. E. Reaeration Coefficients of Streams - State-of-the-Art. Proceedings of the American Society of Civil Engineers, 1977, V.103, N<sup>o</sup> HY4, pp. 409 - 424.
63. Rathbun, R.E., and Grant, R.S. Comparison of the Radioactive and Modified Techniques for Measurement of Stream Reaeration Coefficients. U.S. Geological Survey Water Resources Investigations. 78 - 68, 1978, 65p.
64. Rathbun, R.E., Stephens, D.W., Schultz, D.J., and Tai, D. Y. Laboratory Studies of Gas Tracers for Reaeration. American Society of Civil Engineers Proc., Jour. Envir.Eng. Div., 1978, V.104, N<sup>o</sup> EE2, pp. 215 - 229.
65. Snedecor, G.W., and Cochran, W.G. Statistical methods. Iowa State Univ. Press, 593 p, 1967.

66. Streeter, H.W., and Phelps, E.B. A Study of the Pollution and Natural Purification of the Ohio River. Washington, U.S. Public Health Service, Public Health Service, 1925, NQ 146, 75 p.
67. Streeter, H.W., Wright, C.T., and Kehr, R.W. An Experimental Study of Atmospheric Reaeration Under Stream-Flow Conditions, Part III of Measures of Natural Oxidation in Polluted Streams. Sewage Works Journal, 1936, V.8, NQ 2, pp. 282 - 316.
68. Tackston, E.L. Longitudinal Mixing and Reaeration in Natural Streams. Nashville, Tenn., Vanderbilt Univ. Dept. Sanitary and Water Research Eng. Ph.D. dissert, 1966.
69. Tackston, E.L., and Krenkel, P.A. Reaeration Prediction in Natural Streams. American Society of Civil Engineers Journal, 1969 a, V.95, NQ SA-1, pp. 65 - 94.
70. Tackston, E.L., and Krenkel, P.A., Discussion of Atmospheric Oxygenation in a Simulated Stream, Am. Soc. Civil Engineers Jour., 1969 b, V.95, NQ SA-2, pp. 354 - 356.
71. Taylor, G. The Dispersion of Matter in Turbulent Flow Through a Pipe. Proc. Royal Soc. of London, 1954, SA., pp. 223-446.
72. Thomas, H.A., Jr. Pollution Load Capacity of Streams. Water and Sewage Works, Nov., 1948, pp. 409 - 413.
73. Toor, H.L., and Marchello, J.M. Film Penetration Model for Mass and Heat Transfer. Am. Inst. Chem. Engineers Journal, 1958, V.4, NQ 1, pp. 97 - 102.

74. Tsivoglou, E.C. Tracer Measurement of Stream Reaeration. Federal Water Pollution Control Administration, Washington, D.C., June, 1967, 86p.
75. Tsivoglou, E.C., Cohen, J.B., Shearer, S.D., and Godsil, P.J. Field Studies, Part II of Tracer Measurement of Stream Reaeration. Water Pollution Control Federation Journal, 1968, V.40, N<sup>o</sup> 2, pp. 285 - 305.
76. Tsivoglou, E.C., O'Connell, R.L., Walter, C.M., Godsil, P. J., and Longsdon, G.S., Laboratory Studies, Part I of Tracer Measurement of Stream Reaeration. Water Pollution Control Federation Journal, 1965, V.37, N<sup>o</sup> 10, pp. 1343 - 1362.
77. Tsivoglou, E.C. and Wallace, J.R. Characterization of Stream Reaeration Capacity. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., 1972, Report N<sup>o</sup> EPA-R3-72-012.
78. Tsivoglou, E.C., Mc Clanahan, M.A., and Sanders W.M. Symposium on Direct Tracer Measurement of the Reaeration Capacity of Streams and Estuaries. Proceedings of the Environmental Protection Agency, 1972.
79. Wilson, G.T., and Macleod, N. A Critical Appraisal of Empirical Equations and Models for the Prediction of the Coefficient of Reaeration of Deoxygenated Water. Water Research. Pergamon Press, Oxford, England, 1974, V.8., N<sup>o</sup> 6, pp. 341 - 366.

80. Yu, S.L. Uncertainties in Water Quality Modeling: The Case of Atmospheric Reaeration. Proceedings of the International Symposium on Uncertainties in Hydrologic and Water Resources System, National Science Foundation, 1972, V.1, Paper N<sup>o</sup> 1.13, pp. 962 - 976.
81. Zogorski, J.S., and Faust, S.D. Atmospheric Reaeration Capacity of Streams, Part I, Critical Review of Methods Available to Measure and to Calculate the Atmospheric Reaeration Rate Constant. Environmental Letters, 1973, V.4, N<sup>o</sup> 1, pp. 35 - 59.