



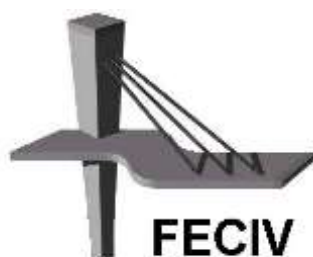
UNIVERSIDADE FEDERAL DE
UBERLÂNDIA

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**ANÁLISE DA DISPERSÃO DE SUBSTÂNCIAS
CONSERVATIVAS PROVENIENTES DE
ACIDENTES COM CARGAS PERIGOSAS EM
PEQUENOS E MÉDIOS CURSOS DE ÁGUAS
NATURAIS.**

VANESSA MARIA FRASSON

Uberlândia, 30 de agosto de 2013.



FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL
Programa de Pós-graduação em Engenharia
Civil



UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA

FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

Vanessa Maria Frasson

**ANÁLISE DA DISPERSÃO DE SUBSTÂNCIAS
CONSERVATIVAS PROVENIENTES DE ACIDENTES COM
CARGAS PERIGOSAS EM PEQUENOS E MÉDIOS CURSOS
DE ÁGUAS NATURAIS.**

Dissertação apresentada à Faculdade de Engenharia Civil da
Universidade Federal de Uberlândia, como parte dos requisitos
para a obtenção do título de **Mestre em Engenharia Civil**.

.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Eugênio Pereira

Co-orientador: Prof. Dr. Márcio Ricardo Salla

Uberlândia, 30 de agosto de 2013.



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL



ATA DA DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO ACADÊMICO DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

ATA Nº: 117/2013

CANDIDATA: Vanessa Maria Frasson

ORIENTADOR: Prof. Dr. Carlos Eugenio Pereira

TÍTULO: "Análise da dispersão de substâncias conservativas provenientes de acidentes com cargas perigosas em pequenos e médios cursos de águas naturais"

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: Engenharia Urbana

LINHA DE PESQUISA: Planejamento e Infraestrutura Urbana

DATA DA DEFESA: 16 de outubro de 2013

LOCAL: Sala de Projeções Prof. Celso Franco de Gouvêa da FECIV

HORÁRIO DE INÍCIO E TÉRMINO DA DEFESA: 14h 10 min. - 17h 30 min.

Após avaliação do documento escrito, da exposição oral e das respostas às arguições, os membros da Banca Examinadora decidem que a candidata foi:

☒ APROVADA

☐ REPROVADA

OBS:

Na forma regulamentar, foi lavrada a presente ata que está assinada pelos membros da Banca:

Professor Orientador: **Prof. Dr. Carlos Eugenio Pereira - FECIV/UFU**

Membro externo: **Prof. Dr. Antenor Rodrigues Barbosa Júnior - UFOP**

Membro: **Prof. Dr. José Eduardo Alamy Filho - FECIV/UFU**

Uberlândia, 16 de outubro de 2013.

*A todos aqueles que buscam, através da ciência,
pesquisa e tecnologia, a preservação e
recuperação do patrimônio natural
e cultural comum, fazendo com
que a biosfera continue
um bem de todas as
espécies de vida e
não apenas
humana.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, fonte de toda inspiração, pelos pequenos e grandes dons que me concedeu a cada instante desta jornada.

Meus sinceros agradecimentos aos meus orientadores, professores Carlos Eugênio e Márcio Ricardo Salla, que generosamente me concederam a oportunidade da realização deste trabalho, pela amizade, conselhos, dedicação e principalmente, por sempre terem confiado plenamente em minha capacidade.

Especiais agradecimentos aos meus pais Jair (*no coração*) e Oneida, merecedores de minha admiração e respeito, meu porto seguro, referencial de força, coragem, determinação e caráter. Nunca teria chegado até aqui sem o apoio e o exemplo que vocês sempre me deram. Aos meus irmãos Marcelo, César, Renato e Carla, cujo exemplo e amizade sempre me ensinaram a encarar a vida de uma maneira melhor. Obrigada por tudo.

Aos meus avós de coração Dona Geralda e Sr. Pedro, que me acolheram no início de minha jornada e são para mim o melhor exemplo de humildade e caridade.

A todos os amigos que fiz neste caminho em especial a Aline Martins, Paulo Sérgio, Rafael Melo, Lucianno Eduardo, Juliano Almeida, Benício Lacerda, Geraldo Silvo e Lázaro pelo apoio nos trabalhos de campo e de laboratório, sem os quais não seria possível a realização desta pesquisa. Aos colegas da Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Federal de Uberlândia, que contribuíram de forma direta e indireta para a realização deste trabalho. A Sueli, secretária da pós-graduação, pelo capricho com que desempenhou seu trabalho mesmo nos momentos de dificuldade. Ao meu companheiro Bruno Barcelos pelo amor, carinho, apoio e paciência. Este trabalho reflete a construção coletiva de um conhecimento. É nosso, portanto.

À Universidade Federal de Uberlândia e à Faculdade de Engenharia Civil, que forneceram o apoio necessário à realização da pesquisa.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro.

**“Ainda que eu andasse pelo vale da sombra da morte, não temeria mal algum, porque
Tu estás comigo.” (Sl. 23:4)**

Frasson, V. M. Análise da dispersão de substâncias conservativas provenientes de acidentes com cargas perigosas em pequenos e médios cursos de águas naturais. 144 p. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Federal de Uberlândia, 2013.

RESUMO

Acidentes rodoviários com cargas perigosas são potenciais causadores de poluição com constituintes conservativos nos cursos de água naturais. Como ferramenta auxiliadora da avaliação do impacto ambiental causado pelo lançamento de poluentes solúveis conservativos nos mesmos, os modelos de qualidade da água de advecção-dispersão são capazes de fornecer previsões confiáveis de níveis de contaminação a jusante do ponto de derramamento. Para isso, no entanto, tais modelos necessitam de parâmetros obtidos em campo para sua validação, dentre os quais se destaca o coeficiente de dispersão longitudinal D_L , parâmetro este que traduz a maior ou menor facilidade que um poluente tem de ser transportado nas águas dos rios. Através da aplicação de técnicas de campo, com o uso de traçadores salinos e fluorescentes, este trabalho estimou o coeficiente de dispersão longitudinal para seis cursos de água naturais na Unidade de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos (UPGRH) da bacia hidrográfica do rio Paranaíba, que são interceptados pela rodovia BR MG 050. Sua quantificação foi realizada através da utilização de cinco métodos diretos, aplicados aos dados de campo gerados em 12 testes conduzidos em seis trechos de pequenos e médios cursos de água das sub bacias do ribeirão Bom Jardim, rio Uberabinha e rio Jordão. Estes valores foram comparados com os valores de D_L obtidos com a aplicação de 15 fórmulas empíricas e comparados com os valores encontrados com os métodos. Com base nos resultados obtidos, pode-se afirmar que o método dos momentos foi o que mais superestimou os valores de D_L , pois apresentou os maiores valores da Razão de Discrepância (Rd), seguido pelo método de Coroa de Concentração. Já o método de Chatwin apresentou a maior parte dos resultados de $Rd < 0$, demonstrando que este método é, dentre todos, o que mais subestimaria os resultados de D_L . O método de pico de concentração foi o que apresentou a maior parte dos valores de Rd próximos de zero, demonstrando que, em comparação com o método de *routing*, este é o método que mais se assimila ao método de *routing*. Cabe ressaltar que as fórmulas empíricas de Devens (2006) e Liu (1977) foram as que apresentaram os valores de Rd mais próximos de zero na maior parte dos resultados. Além disso, o método dos momentos, em particular, produz resultados muito imprecisos, uma vez que os longos tempos referentes as caudas das curvas afetam significativamente os cálculos das variâncias. Utilizando os diferentes valores de D_L , verificou-se que, em cenários de contaminação, as curvas de C_{xt} apresentaram distintas envoltórias que interferem significativamente na interpretação dos resultados.

Palavras-chave: Transporte rodoviário de produtos perigosos, traçadores hidrológicos, coeficiente de dispersão longitudinal.

Frasson, V.M. Analysis of the dispersion of conservative substances from accidents with dangerous goods in natural water courses. 144 p. MSc Thesis, Faculty of Civil Engineering, Federal University of Uberlândia, 2013.

ABSTRACT

Road accidents with dangerous goods are potential pollution originators conservative constituents in natural waterways. As an assistant tool for the assessment of environmental impact caused by the release of conservative soluble pollutants in them, quality models of water diffusion-advection are able to provide reliable predictions of the contamination levels downstream of the spill. However, such a model requires parameters obtained in the field to validate itself, among which stands out the longitudinal dispersion coefficient D_L , which reflects the greater or lesser ease a pollutant is to be transported as it is dissolved in rivers. Through the application of field techniques with the use of saline and fluorescent tracers, this study determined the longitudinal dispersion coefficient for six natural waterways in the Planning Resources Unit Management UPGRH from the Paranaíba River watershed, which are intercepted at the state highway BR MG 050 MG. Its quantification was performed by using five direct methods applied to field data generated in 12 tests conducted in six sections of small and medium waterways of the sub-watersheds of the Bom Jardim stream, Uberabinha River and Jordão River. These values were compared with the D_L values obtained by applying 15 empirical formulas and compared with the values obtained with the methods. Based on the results obtained, it can be stated that the method of moments was the one which overestimated the D_L the most, as it showed the highest values of Reason Discrepancy(Rd), followed by the method of Crown Concentration. Furthermore, the Chatwin method stated $Rd < 0$ in the majority of the results, demonstrating that this method is, among all, the one which would underestimate the most the results of D_L . The method of peak of concentration was the one which presented most Rd values close to zero, demonstrating that, compared with the routing method, it is the most similar one. Note that the empirical formulas of Devens (2006) and Liu (1977) were the one which stated values of Rd closer to zero in most of the results. Besides, particularly the method of moments, produces very inaccurate results, since the long time concerning the tails of the curves significantly affect calculations of variances. Using different values of D_L , it was noted that in scenarios of contamination, the C_{xt} curves showed distinct envelopes that significantly interfere with the interpretation of results.

Keywords: Pollution of rivers, longitudinal dispersion coefficient, accidents with dangerous goods.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Hidrografia interceptada pela BR MG 050 em Minas Gerais.....	20
Figura 2- Quantitativo de acidentes ocorridos no ano de 2011 por tipo de dano causado. (“Pop” quer dizer População afetada/evacuada e “Susp abastecimento”, diz respeito à suspensão do abastecimento de água).	30
Figura 3 - Comparativo do número de acidentes registrados pelo IBAMA por classe de risco no ano de 2011.....	31
Figura 4. Percentual de Acidentes Ambientais no Estado de Minas Gerais – 2011	33
Figura 5 - Regiões com maior exposição ao risco no transporte rodoviário de produtos perigosos.....	33
Figura 6. Acidentes no Transporte de Produtos Perigosos, segundo as Principais Rodovias do Estado de Minas Gerais (2000-1º/2007).....	34
Figura 7 – Acidente com vazamento de óleo combustível na BR MG 050, próximo ao Rio Araguari –(MG).....	35
Figura 8 – Acidente com carga contendo álcool hidratado, próximo ao parque municipal Complexo Parque do Sabiá.....	35
Figura 9 – Volume Diferencial de Controle.	39
Figura 10 – Difusão molecular - Volume Diferencial de Controle.	41
Figura 11 – Ilustração do processo de Difusão Turbulenta	43
Figura 12. Ilustração do processo de Advecção	45
Figura 13 - Classificação dos traçadores utilizados em hidrologia.	48
Figura 14 – Perfil das concentrações de um traçador a jusante de uma injeção pontual e instantânea.	59
Figura 15 – Definição dos tempos de passagem de um traçador em duas seções de monitoramento.....	60
Figura 16- Visualização gráfica da extensão do trecho , em que a concentração do traçador excede um valor de referencia C_c , no tempo t_i	66
Figura 17- Comprimento requerido para mistura completa	68
Figura 18 – Ponto de injeção e monitoramento - Córrego da Lagoinha em 29/06/2012	73
Figura 19 Injeção do traçador salino NaCl concomitantemente com o traçador fluorescente Fluoresceína Sódica no córrego do Meio -	74
Figura 20 – Localização dos Córregos do Meio, do Retiro, da Divisa e rio Uberabinha-UPGRH PN2	74
Figura 21- Ponto de injeção e de monitoramento – Córrego do Meio	75
Figura 22- - Ponto de injeção e de monitoramento – Córrego do Retiro.	76
Figura 23- Ponto de injeção e de monitoramento – Córrego da Divisa	76
Figura 24- Ponto de injeção e de monitoramento – rio Uberabinha.....	77
Figura 25 - Rio Jordão UPRGH PN1	78
Figura 26 - Ponto de injeção e de monitoramento – rio Jordão.....	79
Figura 27 - Seção transversal do córrego da Lagoinha em 29/06/2012	80
Figura 28 - Seção transversal do <i>Pinj</i> - Córrego do Meio em 30/09/2012.....	81

Figura 29- Determinação da seção transversal do Ponto de injeção no Córrego do Retiro	81
Figura 30 - Seção transversal do córrego do Retiro em 27/07/2012	82
Figura 31 - Molinete utilizado neste trabalho de mestrado.	82
Figura 32 - Pontos de medição de velocidade para córregos com largura (B) ≤ 3 metros.....	83
Figura 33 - Medição da velocidade com o método de Molinete	84
Figura 34 - Seção transversal do córrego da Divisa em 30/09/2012	84
Figura 35 - Seção Transversal do rio Uberabinha em 19/10/12 - Estação ANA 60381000.....	85
Figura 36 – Curva-Chave da estação de monitoramento 60381000.....	85
Figura 37 - Curva-Chave - rio Jordão.....	86
Figura 38- Seção transversal do rio Jordão (P3) em 28/08/2012.	87
Figura 39- Espectrofluorímetro Hitachi modelo F4500 utilizado nas leituras de absorbância.....	88
Figura 40- Diluição em série da solução padrão de 5 ppm de fluoresceína	88
Figura 41 - Reta de calibração da Fluoresceína Sódica.....	88
Figura 42 - Reta de calibração da Rodamina.....	88
.Figura 43 - Condutivímetros portáteis, marca Shoot, modelo HandyLab LF1 utilizados nas leituras da condutividade.	89
Figura 44 – Gráfico da concentração <i>versus</i> condutividade – Condutivímetro 1	90
Figura 45 - Gráfico da concentração <i>versus</i> condutividade – Condutivímetro 2.	90
Figura 46 – Acondicionamento dos frascos contendo as amostras de traçador fluorescente... ..	91
Figura 47 – Coletas das amostras do traçador fluorescente.....	91
Figura 48 – Curvas de $C \times t$ para os diferentes valores de DL obtidos com as fórmulas empíricas.....	94
Figura 49- Curva de Cond $\times t$ de NaCl no Córrego da Lagoinha.....	95
Figura 50 - Curva de C $\times t$ de NaCl no Córrego da Lagoinha.....	95
Figura 51 - Comparação entre as curvas de $C \times t$ observada e simulada – córrego da Lagoinha 29/06/2012.....	95
Figura 52- Resultados em termos da variável transformada de Chatwin para a seção de amostragem do córrego da Lagoinha 29/06/2012	97
Figura 53- Curva de Cx t de NaCl no Córrego do Meio 30/09/2012.	101
Figura 54- Curva de Cx t de NaCl no Córrego do Meio 27/10/2012.	101
Figura 55- Curva de Cx t de Fluoresceína no Córrego do Meio 27/10/2012	102
Figura 56- Curva de Cx t de NaCl no Córrego do Retiro 27/07/2012	102
Figura 57- Curva de Cx t de NaCl no Córrego do Retiro 01/10/2012	102
Figura 58- Curva de Cx t de fluoresceína no Córrego do Retiro 01/10/2012	103
Figura 59- Curva de Cx t de NaCl no Córrego da Divisa 30/09/2012.	103
Figura 60- Curva de Cx t de NaCl no Córrego da Divisa 27/10/2012	103
Figura 61- Curva de Cx t de fluoresceína no Córrego da Divisa 27/10/2012	104
Figura 62 - Curva de Cx t de fluoresceína no Rio Uberabinha- 29/10/2012.....	104
Figura 63- Curva de Cx t de Rodamina no Rio Jordão 28/08/2012	104
Figura 64- Valores medidos das concentrações de NaCl e concentrações estimadas pelo método de <i>Routing</i> (Córrego do Meio - 30/09/2012).....	108
Figura 65- Valores medidos das concentrações de NaCl e concentrações estimadas pelo método de <i>Routing</i> (Córrego do Meio - 27/10/2012).....	108

Figura 66- Valores medidos das concentrações de Fluoresceína e concentrações estimadas pelo método de <i>Routing</i> (Córrego do Meio - 27/10/2012).....	108
Figura 67- Valores medidos das concentrações de NaCl e concentrações estimadas pelo método de <i>Routing</i> (Córrego do Retiro – 27/07/2012).....	109
Figura 68- Valores medidos das concentrações de NaCl e concentrações estimadas pelo método de <i>Routing</i> (Córrego do Retiro –01/10/2012).....	109
Figura 69- Valores medidos das concentrações de Fluoresceína e concentrações estimadas pelo método de <i>Routing</i> (Córrego do Retiro – 01/10/2012).....	109
Figura 70- Valores medidos das concentrações de NaCl e concentrações estimadas pelo método de <i>Routing</i> (Córrego da Divisa – 30/09/2012).....	110
Figura 71- Valores medidos das concentrações de NaCl e concentrações estimadas pelo método de <i>Routing</i> (Córrego da Divisa– 27/10/2012).....	110
Figura 72- Valores medidos das concentrações de Fluoresceína e concentrações estimadas pelo método de <i>Routing</i> (Córrego da Divisa– 27/10/2012).....	110
Figura 73- Valores medidos das concentrações de NaCl e concentrações estimadas pelo método de <i>Routing</i> (rio Jordão– 28/08/2012).....	111
Figura 74- Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.39). Córrego do Meio, 30/09/2012. Seção 01- NaCl.....	112
Figura 75- Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.39). Córrego do Meio, 30/09/2012. Seção 02- NaCl.....	112
Figura 76- Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.39). Córrego do Meio 27/10/2012. Seção 01 – NaCl.....	112
Figura 77 - Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.39). Córrego do Meio 27/10/2012. Seção 02- NaCl.....	112
Figura 78- Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.39). Córrego do Meio 27/10/2012. Seção 01-Fluoresceína.....	112
Figura 79- Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.39). Córrego do Meio 27/10/2012. Seção 02- Fluoresceína.....	112
Figura 80- Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.39). Córrego do Retiro -27/07/2012. Seção 01-NaCl.....	113
Figura 81- Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.39). Córrego do Retiro -27/07/2012. Seção 02-NaCl.....	113
Figura 82- Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.39). Córrego do Retiro -01/10/2012. Seção 01-NaCl.....	113
Figura 83- Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.39). Córrego do Retiro -01/10/2012. Seção 02-NaCl.....	113
Figura 84- Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.39). Córrego do Retiro- 01/10/2012. Seção 01- Fluoresceína.....	113
Figura 85- Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.39). Córrego do Retiro- 01/10/2012. Seção 02- Fluoresceína.....	113
Figura 86- Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.39). Córrego da Divisa -30/09/2012. Seção 01-NaCl.....	114
Figura 87- Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.39). Córrego da Divisa -30/09/2012. Seção 02-NaCl.....	114

Figura 88- Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.39). Córrego da Divisa -27/10/2012. Seção 01-NaCl.....	114
Figura 89- Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.39). Córrego da Divisa -27/10/2012. Seção 02-NaCl.....	114
Figura 90- Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.39). Córrego da Divisa -27/10/2012. Seção 01-Fluoresceína.....	114
Figura 91- Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.39). Córrego da Divisa -27/10/2012. Seção 01-Fluoresceína.....	114
Figura 92-Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.39). rio Jordão -28/08/2012. Seção 01-Rodamina.....	115
Figura 93- -Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.39). rio Jordão -28/08/2012. Seção 01-Rodamina.....	115
Figura 94- Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.39) . rio Uberabinha -19/09/2012. Seção 01-Fluoresceína.....	115
Figura 95- Comparação gráfica dos valores de D_L obtidos pelos métodos diretos	124
Figura 96- Comparação gráfica dos valores de D_L obtidos pelos métodos diretos no Rio Jordão	124
Figura 97- Usuários de água, outorgados pelo IGAM nos córregos do Meio, do Retiro e da Divisa.....	126
Figura 98- Curvas de Cxt - Córrego do Meio, 30/09 - NaCl - x=836,8 m.....	127
Figura 99- Curvas de Cxt - Córrego do Meio, 27/10 - NaCl - x=836,8 m.....	127
Figura 100- Curvas de Cxt - Córrego do Meio, 30/09 - Fluoresceína - x=836,8 m.....	127
Figura 101- Curvas de Cxt - Córrego do Retiro, 27/07 - NaCl - x=1023 m.	128
Figura 102- Curvas de Cxt - Córrego do Retiro, 01/10- NaCl - x=1023 m.	128
Figura 103- Curvas de Cxt - Córrego do Retiro, 01/10- Fluoresceína- x=1023 m.	128
Figura 104- Curvas de Cxt - Córrego da Divisa, 30/09- NaCl - x=500 m.	129
Figura 105- Curvas de Cxt - Córrego da Divisa, 27/10- NaCl - x=500 m.	129
Figura 106- Curvas de Cxt - Córrego da Divisa, 27/10- Fluoresceína- x=500 m.	129
Figura 107- Usuários de água, outorgados pelo IGAM no rio Uberabinha.	130
Figura 108 - Curva de Cxt, método de Chatwin, x=1300m.	131
Figura 109- Usuários de água, outorgados pelo IGAM nos córregos do Meio, do Retiro e da Divisa.....	132
Figura 110- Curvas de C x t obtidas utilizando D_L obtido com métodos diretos	132

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Principais acidentes com TRPP na área de influência da BR MG 050.....	35
Tabela 2- Limites de lançamento de efluentes e de potabilidade de água.....	38
Tabela 3 - Visão geral de avaliação toxicológica de 17 traçadores.....	52
Tabela 4- Toxicidade aquática do sal cloreto de sódio (NaCl).	53
Tabela 5- Principais equações encontradas na literatura para estimativa de D_L	58
Tabela 6 - Dados Hidrodinâmicos e Geométricos do P_{inj} no córrego da Lagoinha – 26/06/2012.....	93
Tabela 7- Resultados do cálculo de D_L para o córrego da Lagoinha utilizando fórmulas empíricas.....	93
Tabela 8 - Comparação entre os valores previstos e observados característicos das curvas de resposta no córrego da Lagoinha – 29/06/2012 (L=250 m).	96
Tabela 9- Resultados do Cálculo de D_L para o córrego da Lagoinha com o método do Ajuste e método de Chatwin.....	97
Tabela 10- Resultado das comparações entre os valores de D_L estimados (Ei) com os valores obtidos pelo método de ajuste de Taylor e Método de Chatwin	98
Tabela 11- Principais características de injeção dos traçadores nos testes realizados nos cursos de água interceptados pela BR MG 050	99
Tabela 12 – Resumo dos resultados do levantamento das vazões e elementos geométricos referentes à seção de injeção dos cursos de água objeto desse estudo.	100
Tabela 13- Coeficiente de Dispersão Longitudinal D_L calculado segundo as fórmulas empíricas.....	100
Tabela 14- Valores dos tempos médios de passagem da pluma do traçador, das variâncias das concentrações dos momentos de ordem zero (M_0), um (M_1) e dois (M_2) nas duas seções de amostragem para obtenção de D_L pelo método dos momentos.	106
Tabela 15- Valores dos tempos médios de passagem da pluma do traçador nas duas seções de amostragem, Velocidade média e D_L pelo método de <i>routing</i>	107
Tabela 16- Resumo dos resultados de D_L utilizando o método de Chatwin.....	116
Tabela 17 - Valores de D_L obtidos pelo método direto de Concentração de Pico	117
Tabela 18- Valores de D_L obtidos a partir do método de Coroa de Concentração.	118
Tabela 19- Resumo dos valores do Coeficiente de Dispersão Longitudinal D_L obtidos com o uso dos cinco métodos diretos.	120
Tabela 20- Resumo dos valores do Coeficiente de dispersão longitudinal, D_L (m^2/s) obtidos através das fórmulas empíricas.....	121
Tabela 21- Resultados da Análise de Discrepância (R_d) dos valores de D_L em relação ao método de <i>Routing</i>	123
Tabela 22- Valores da Concentração de Pico encontradas a partir da Eq. 2.11 para o primeiro usuário a jusante do P_{inj} no córrego do Meio.	126
Tabela 23 - Valores da Concentração de Pico encontradas a partir da Eq. 2.11 para o primeiro usuário a jusante do P_{inj} no córrego do Retiro.....	128
Tabela 24 - Valores da Concentração de Pico encontradas a partir da Eq. 2.11 para o primeiro usuário a jusante do P_{inj} no córrego do Retiro.....	129

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ANTT	Agência Nacional de Transportes Terrestres
CERH	Conselho Estadual de Recursos Hídricos
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COPAM	Conselho Estadual de Política Ambiental
DNER	Departamento Nacional de Estradas e Rodagem
DNIT	Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes
ETA	Estação de Tratamento de Água
FEAM	Fundação Estadual de Meio Ambiente
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais
INMETRO	Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial
NBR	Norma Brasileira
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MOPE	Movimentação e Operação de Produtos Especiais
NEA	Núcleo de Emergências Ambientais
OEMA	Órgãos Ambientais de Meio Ambiente
P2R2	Plano Nacional de Prevenção, Preparação e Resposta Rápida a Acidentes Ambientais com Produtos Perigosos
TRPP	Transporte Rodoviário de Produtos Perigosos
SEMAD	Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável
SUPRAM TMAP	Superintendência Regional de Regularização Ambiental do Triângulo Mineiro e Alto Paranaíba
UFU	Universidade Federal de Uberlândia
UPGRH	Unidade de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos

LISTA DE SÍMBOLOS

A :	Área da seção transversal do curso de água (L^2) ;
B :	Largura média da seção transversal (L);
C :	Concentração do constituinte ou soluto, podendo ser o traçador ou um contaminante solúvel (ML^{-3}),
$\bar{c}$:	Concentração média do constituinte na seção transversal (ML^{-3}),
$\hat{c}$:	Flutuação turbulenta da concentração “C” em torno de $\bar{c}$ ($L^{-3}M$);
C_p :	Concentração de pico desejada na seção de amostragem ($L^{-3}M$);
$C(x, t)$:	Concentração do constituinte em um local afastado a uma distância x do ponto de lançamento para um instante de tempo t após o lançamento (ML^{-3})
D :	Coeficiente de difusão molecular (L^2T^{-1});
DBM :	Distância de Boa Mistura - Comprimento da fase advectiva ou de mistura completa (L);
D_l :	Coeficiente de dispersão longitudinal (L^2T^{-1});
D_t :	Coeficiente de difusão turbulenta, (L^2T^{-1});
E_M :	Erro percentual médio (%);
E_r :	Erro percentual relativo (%);
Fr :	Número de “Froude” (adimensional);
g :	Aceleração da gravidade (LT^{-2})
H :	Profundidade média no trecho (L);
J :	Taxa de transporte de massa por unidade de área transversal ($ML^{-2}T^{-1}$)
L :	Distância entre o ponto de injeção e ponto de amostragem (L);
L_0 :	Comprimento de mistura lateral (L);
M :	Massa do constituinte (M);
M_i :	Massa injetada (M);
M_r :	Massa recuperada (M);
n :	Número de leituras;
Q :	Vazão média do trecho (L^3T^{-1});
Rh :	Raio hidráulico (L);
Rr :	Fator de recuperação (adimensional);
S :	Inclinação do canal (adimensional);

t :	Tempo decorrido a partir da injeção do traçador (T);
t_0 :	Instante da injeção (T)
Tc :	Tempo médio de viagem do centroide de uma nuvem de traçador (T);
T_- :	Duração da passagem da nuvem do corante pelo posto de observação (T);
t_f :	Tempo de chegada da frente da nuvem do corante ao ponto de observação (T);
tp :	Tempo de ocorrência do pico de concentração desde o início da injeção (T);
$\bar{t}$:	Tempo médio da passagem da nuvem do traçador por uma estação de amostragem (T);
$\bar{t}_1$	Tempo médio da passagem da nuvem do traçador pela primeira estação de amostragem (T);
$\bar{t}_2$:	Tempo médio da passagem da nuvem do traçador pela segunda estação de amostragem (T);
U :	Velocidade média do escoamento (LT^{-1});
U^* :	Velocidade de cisalhamento do leito (LT^{-1});
$\bar{u}$:	Flutuação turbulenta da componente longitudinal de velocidade (LT^{-1});
ν :	Viscosidade cinemática da água (L^2T^{-1});
Vp :	Velocidade do deslocamento do pico de concentração do traçador (LT^{-1});
x_1 :	Distância do ponto de injeção (L);
x_2 :	Distância do ponto de coleta (L);
z :	Coordenada transversal horizontal (L);
τ :	Variável temporal de integração (T^2);
σ_x^2	Variância espacial da distribuição de concentração, a qual determina o espalhamento instantâneo sofrido pelo traçador (L^2);

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO.....	16
1.1. Considerações Iniciais	16
1.2. Objetivos.....	21
REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	23
2.1. Transporte Rodoviário de Produtos Perigosos	23
2.1.1. Aspectos Legais	23
2.1.2. Impactos Ambientais derivados de acidentes com Transporte Rodoviário de Produtos Perigosos	27
2.1.3. Acidentes Ambientais provenientes do Transporte Rodoviário de Produtos Perigosos em Minas Gerais	31
2.2. Constituintes Conservativos	36
2.2.1. Metais Pesados.....	37
2.2.2. Compostos Orgânicos Sintéticos	38
2.2.3. Substâncias Radioativas.....	39
2.3. Mecanismo de transporte e dispersão de poluentes conservativos em cursos de água naturais	39
2.3.1. Difusão Molecular	41
2.3.2. Difusão Turbulenta	43
2.3.3. Advecção	45
2.4. Traçadores.....	47
2.4.1. Considerações Gerais.....	47
2.4.2. Traçadores Fluorescentes.....	49
2.4.3. Traçadores Salinos.....	52
2.4.4. Determinação do Coeficiente de Dispersão Longitudinal D_L com uso de traçadores: exemplos e aplicações	54
2.5. Métodos de determinação do Coeficiente de Dispersão Longitudinal D_L	56
2.5.1. Equações empíricas	57
2.5.2. Métodos com uso de traçadores.....	58
2.5.3. Estimativa do comprimento requerido para mistura completa	67
MATERIAIS E MÉTODOS.....	70
3.1. Considerações sobre a utilização dos traçadores	70
3.2. Seleção dos córregos e definição dos trechos de teste.....	71
3.3. Obtenção dos dados hidrodinâmicos e geométricos	79
3.3.1. Obtenção dos dados hidrodinâmicos e geométricos no córrego da Lagoinha..	80
3.3.2. Obtenção dos dados hidrodinâmicos e geométricos no córrego do Meio	81
3.3.3. Obtenção dos dados hidrodinâmicos e geométricos no córrego do Retiro.....	81
3.3.4. Obtenção dos dados hidrodinâmicos e geométricos no córrego da Divisa.	84
3.3.5. Obtenção dos dados hidrodinâmicos e geométricos no rio Uberabinha.....	85
3.3.6. Obtenção dos dados hidrodinâmicos e geométricos no rio Jordão.....	86
3.4. Procedimentos de laboratório	87
3.4.1. Simulação da Curva de Dispersão	90
3.4.2. Coleta das Amostras	91
RESULTADOS	92
4.1. Obtenção do D_L no córrego da Lagoinha em 26/06/2012	92
4.1.1. Obtenção do D_L no córrego da Lagoinha com o uso de fórmulas empíricas..	93
4.1.2. Obtenção do D_L no córrego da Lagoinha com o uso de métodos diretos	94

4.2. Obtenção do D_L nos cursos de água interceptados pela BR MG 050	98
4.2.1. Obtenção do DL nos cursos de água interceptados pela BR MG 050 com o uso de fórmulas empíricas.	99
4.2.2. Obtenção do coeficiente de dispersão longitudinal D_L nos cursos de água interceptados pela BR MG 050 com o uso dos métodos diretos	101
4.3. Resumo e conclusões relativas aos resultados para o Coeficiente de Dispersão Longitudinal	119
4.4. Comparação entre os métodos diretos de obtenção de DL	124
4.5. Cenários de contaminação	125
CONCLUSÃO.....	134
ANEXO I.....	138
REFERÊNCIAS	139

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

1.1. Considerações Iniciais

A sociedade moderna se destaca em um cenário contraditório dos recursos hídricos, uma vez que a abundância e a disponibilidade de água superficial utilizada para abastecimento humano provêm dos rios e lagos, local para onde converge grande parte dos poluentes gerados pelas populações.

De acordo com Von Sperling (1996), na ótica da engenharia ambiental, o conceito de qualidade da água é muito mais amplo do que a simples caracterização da água pelo enfoque molecular. Isto porque a água, devido às suas propriedades de solvente e a sua capacidade de transportar partículas, incorpora a si diversas impurezas as quais definem sua qualidade, função do uso e da ocupação do solo na bacia hidrográfica.

Devido a essa característica, a utilização da água para diluição e depuração de poluentes lançados em cursos de água naturais tem sido um dos principais usos feitos pelas sociedades, afetando a ela a diminuição de sua qualidade. De acordo com Barbosa Jr. (1997), embora a diminuição da qualidade da água possa trazer sérios prejuízos a todos os seres vivos que dela dependem, ela tem sido o meio e o veículo mais utilizado para a disposição dos resíduos gerados pelas atividades humanas.

Percebe-se, neste cenário, que a alocação ineficiente dos resíduos e efluentes gerados pelas atividades humanas tem se tornado cada vez mais um entrave no desenvolvimento econômico, consequências do adensamento populacional nos centros urbanos e a intensificação da produção agrícola que refletem diretamente na disputa pelos recursos hídricos e causam grandes conflitos por seu uso, seja este consuntivo ou não. Por esse, motivo torna-se imperativo o aprofundamento de estudos que contemplem o uso e a qualidade da água nas bacias hidrográficas.

De acordo com Porto e Porto (2008), dentro do conceito de planejamento proposto pela Política Nacional de Recursos Hídricos, o processo de gestão deve utilizar as tecnologias de modelagem para promover a racionalização dos diversos usos de água, buscando ainda reconhecer as medidas de gestão necessárias para promover um cenário futuro adequado e compatível com o desejo e anseio da população envolvida.

Neste sentido, os modelos de qualidade da água têm se destacado na resolução de infinitos problemas decorrentes da poluição de cursos de água naturais, pois são capazes de proporcionar a simulação de cenários futuros a fim de prever e compreender o comportamento de constituintes lançados em corpos hídricos e proporcionar embasamento para tomadas de decisão que resguardem a qualidade da água.

Os modelos de qualidade da água vêm sendo utilizados desde o desenvolvimento do modelo clássico de Oxigênio Dissolvido (OD) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), proposto em 1925 por Streeter e Phelps (PAULA, 2011). Desde então, vários outros modelos surgiram a fim de modelar parâmetros de qualidade da água estimando, para isto, os valores de inúmeros coeficientes através de equações empíricas.

Os mecanismos de transporte e dispersão de poluentes em cursos de água naturais podem ser compreendidos por um modelo de advecção-dispersão em sua forma unidimensional (considera apenas o sentido longitudinal) para prever a distribuição espaço-temporal da substância conservativa inserida no curso de água, sendo, portanto capaz de auxiliar na interpretação da influência dos despejos de efluentes nos processos de dispersão.

De acordo com Eiger (1991), a questão da dimensionalidade do fenômeno do transporte de poluentes deve ser muito bem examinada antes da adoção de um determinado modelo matemático. Segundo o autor, a hipótese do transporte unidimensional de um poluente só se torna aceitável bastante a jusante do ponto de lançamento do efluente, quando os espalhamentos transversal e vertical já foram alcançados.

Para a utilização desses modelos de previsão, portanto, é necessária a obtenção de parâmetros em campo a fim de aferir confiabilidade à aplicação dos mesmos. Dentre esses parâmetros destaca-se o coeficiente de dispersão longitudinal D_L ; parâmetro físico que traduz a maior ou menor facilidade de transportar um poluente diluído nas águas de um rio.

Barbosa Jr. (1997) levantou as principais aplicações de modelos de qualidade em que pode ser relevante o papel do coeficiente de dispersão longitudinal. De acordo com o autor, pode-se destacar a utilização do referido coeficiente na previsão de concentrações de substâncias dissolvidas (poluentes) a jusante do seu ponto de derramamento, em diferentes tempos e posições ao longo do curso da água; a estimativa da variação da temperatura da água de um rio a jusante do ponto de lançamento de águas de resfriamento de processos industriais; a previsão de intrusões salinas em estuários em decorrência das marés, bem como o estudo visando à redução do impacto causado pelo lançamento de efluentes industriais ou domésticos, auxiliando na definição do nível requerido para o tratamento dos mesmos e a pesquisa do ponto mais conveniente ao seu lançamento.

Jobson (1996) reflete que a possibilidade de um derramamento acidental ou intencional de um contaminante a montante de uma fonte de água para abastecimento é uma preocupação constante daqueles que fazem uso de água de córregos e rios. Segundo o autor, um método de estimativa rápida do percurso e dispersão de poluentes é necessário para o controle da poluição e criação de um sistema de alerta em rios onde os dados são limitados. Portanto, a capacidade para simular o acúmulo de poluição potencial em rios, lagos e estuários torna-se cada vez mais importante, especialmente em mananciais utilizados para abastecimento.

A inserção de contaminantes em cursos de água naturais pode se dar de diversas maneiras. Tem se destacado como preocupação constante nos debates ambientais, no entanto, a contaminação provocada por acidentes no transporte rodoviário de produtos perigosos, pois estes internalizam inúmeros impactos ambientais e interagem com os recursos naturais de maneira direta, alterando as relações de equilíbrio existentes entre o meio físico, biótico e antrópico e suas capacidades de funcionalidade por oferecer constantemente o risco de degradação destes recursos e por extrapolar o espaço de ocorrência do sinistro devido à possibilidade de transporte e dispersão desses constituintes.

Soares et al. (2010) relatam que o conhecimento da capacidade do rio diluir e transportar poluentes é extremamente importante, porque permite prever através da modelagem matemática as concentrações de poluentes ao longo do trecho estudado em caso de lançamentos acidentais.

Além disso, deve-se atentar para o fato de que a maior parte das substâncias perigosas possui substâncias consideradas conservativas, ou seja, substâncias que não reagem com outras, não

alteram a sua concentração por processos físicos, químicos e biológicos, e somente diminuem sua concentração no ambiente aquático através de processos físicos de diluição e transporte.

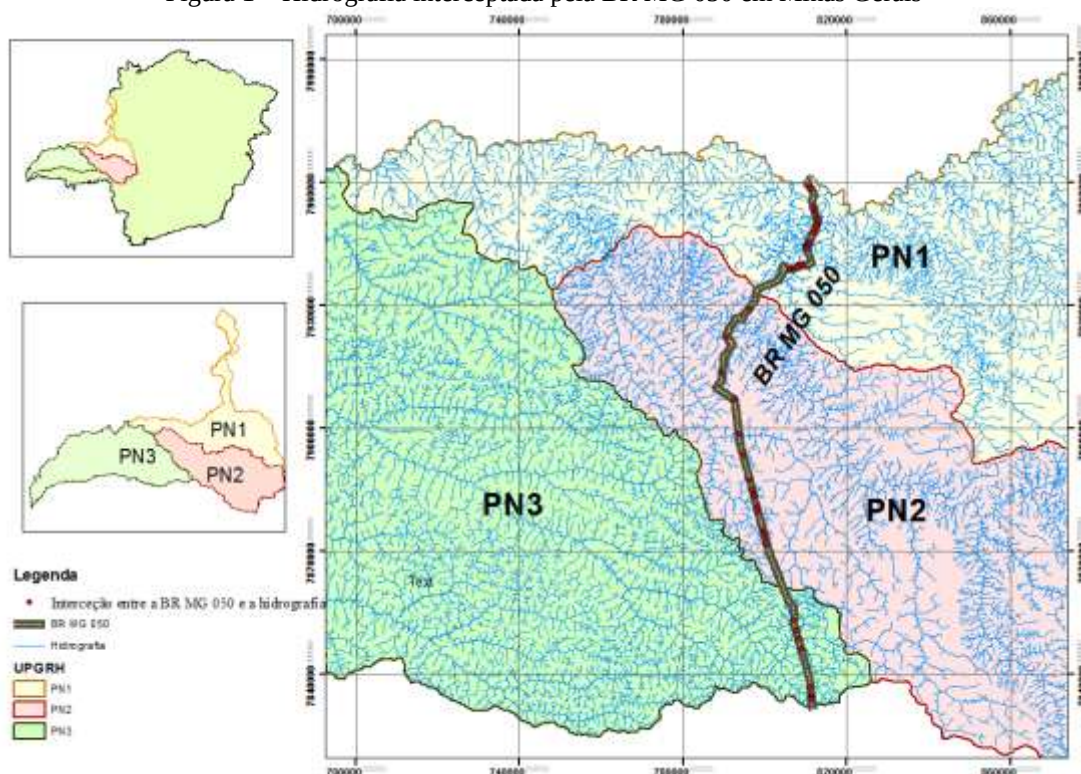
Na região do Triângulo Mineiro e Alto Paranaíba em Minas Gerais, situada em uma privilegiada localização do Brasil Central, em um importante entroncamento rodoviário que conecta a região aos grandes centros e capitais do país, está localizada a rodovia federal radial BR MG 050. De acordo com SEMAD (2011) a BR MG 050 foi a segunda rodovia com o maior registro de acidentes com produtos perigosos em Minas Gerais entre os anos de 2000 e 2007, ficando atrás somente da rodovia federal BR 381.

Desta forma, este trabalho apresenta a identificação dos principais acidentes rodoviários com cargas perigosas ocorridos na BR MG 050, especificamente nas UPGRHs PN1 e PN2, que motivaram a elaboração desta pesquisa. Baseado na técnica do uso de traçadores artificialmente dissolvidos no corpo de água, buscou-se compreender o processo de diluição e transporte de poluentes solúveis em pequenos e médios cursos de água naturais interceptados pela referida rodovia, em cinco trechos próximos à cidade de Uberlândia (MG) e um trecho a montante do município de Araguari (MG), especificamente no rio Jordão.

Conforme ilustrado na Figura 1, a área de influência da BR MG 050 nesse estudo está inserida na Bacia Hidrográfica do Rio Paranaíba, nas Unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos - UPGRH PN1 e PN2. Nesta região, o modal rodoviário desempenha papel ímpar no desenvolvimento econômico regional e envolve diversos atores sendo, portanto, necessário um esforço na prevenção de impactos ambientais causados por acidentes com cargas perigosas devido ao grande fluxo de veículos de carga circundantes e a importância dos mananciais interceptados por essa rodovia para os usuários de água desta bacia, inclusive para abastecimento público.

Através do uso de traçadores salinos e fluorescentes, quantificou-se o coeficiente de dispersão longitudinal D_L , utilizando cinco métodos e compararam-se os valores obtidos com 15 fórmulas empíricas e semi-empíricas. Portanto, pretende-se compreender o comportamento de constituintes conservativos que podem ser introduzidos nesses cursos de água por ocasião de acidentes rodoviários com cargas perigosas, bem como a abrangência das imprecisões inerentes ao uso das fórmulas e métodos utilizados.

Figura 1 – Hidrografia interceptada pela BR MG 050 em Minas Gerais



Fonte: O próprio autor

Esta pesquisa, dividida em 6 capítulos, faz uma breve introdução ao tema no capítulo 1, contendo a motivação para o tema escolhido e os objetivos gerais e específicos que levaram a elaboração deste estudo.

No capítulo 2 tem-se a revisão bibliográfica, onde são apresentadas as bases teóricas que deram suporte a esta pesquisa. Apresenta-se um breve cenário dos aspectos legais inerentes ao conteúdo deste estudo, mais especificamente sobre o transporte de cargas perigosas no Brasil, as leis que gerenciam o uso e preservação dos recursos hídricos bem como sobre as normas existentes referentes à utilização de traçadores hidrológicos. Ainda nesse capítulo, são apresentados os principais acidentes ambientais no estado de Minas Gerais e as características dos constituintes conservativos que potencialmente podem se tornar contaminantes de cursos de água.

Ainda no capítulo 2 são apresentados os principais aspectos relativos ao modelo de qualidade de água de advecção-dispersão, reconhecidamente utilizado para prever o comportamento do transporte de poluentes conservativos em cursos de água, bem como as principais equações para a dedução da equação unidimensional de advecção-dispersão, os principais métodos e fórmulas empíricas, utilizados para determinar o coeficiente de dispersão longitudinal D_L e as

características dos traçadores artificiais utilizados nos experimentos de campo para obtenção dos parâmetros do modelo.

O capítulo 3, por sua vez, apresenta o planejamento, o pré-dimensionamento, os equipamentos, materiais e procedimentos utilizados nos testes de campo para obtenção experimental do coeficiente de dispersão longitudinal D_L com o uso dos traçadores artificiais. Os testes foram realizados em trechos de três afluentes do Ribeirão Bom Jardim (Córrego do Meio, Córrego do Retiro e Córrego da Divisa), em um trecho do rio Uberabinha, em um afluente direto do Rio Uberabinha (Córrego da Lagoinha), na UPGRH-PN2; bem como em um trecho do rio Jordão na UPGRH-PN1.

Os resultados e análises dos testes realizados no campo para a determinação do coeficiente de dispersão longitudinal são apresentados no capítulo 4, além das comparações com os resultados obtidos com a utilização das fórmulas empíricas e semiempíricas fornecidas pela literatura.

O capítulo 5 contém as considerações dos resultados obtidos neste estudo e as recomendações para a realização de trabalhos futuros. Por fim, no capítulo 6, são apresentadas as referências bibliográficas utilizadas.

1.2. Objetivos

O objetivo principal desta pesquisa foi determinar experimentalmente o coeficiente de dispersão longitudinal D_L em alguns corpos de água interceptados pela BR 050 através do uso dos traçadores fluorescentes Fluoresceína Sódica e Rodamina WT, bem como o traçador salino Cloreto de Sódio (NaCl), a fim de compreender o transporte e dispersão de poluentes conservativos provenientes de acidentes rodoviários com cargas perigosas, e oferecer subsídios para a gestão dos recursos hídricos, minimizando problemas ocasionados por despejos acidentais.

Para aplicar a metodologia proposta, escolheram-se seis cursos de água, dos quais cinco são interceptados pela rodovia federal BR MG 050. Desses, quatro são pequenos córregos, sendo três afluentes do ribeirão Bom Jardim, a montante da captação para abastecimento do município de Uberlândia e um é afluente direto do rio Uberabinha. Os outros dois são rios de médio porte; sendo o rio Uberabinha a montante do município de Uberlândia-MG e o rio Jordão a montante do município de Araguari-MG.

Para alcançar o objetivo geral deste trabalho, fez-se necessário atingir os seguintes objetivos específicos listados:

- Quantificar o coeficiente de dispersão longitudinal em pequenos e médios cursos de água naturais por meio de cinco diferentes métodos diretos: método dos momentos, método da propagação (*routing procedure*), método gráfico de Chatwin, método de coroa de concentração e método de pico de concentração e realizar uma discussão comparativa dos mesmos;
- Obter, para os trechos dos cursos de água estudados, os coeficientes de dispersão longitudinal através de quinze fórmulas empíricas e semiempíricas de previsão a partir dos parâmetros físicos e geométricos gerados a partir de dados coletados em campo e promover a análise de discrepância entre as previsões das fórmulas práticas com os resultados obtidos pelo procedimento adotado como padrão de comparação (*routing procedure*) a fim de avaliar a capacidade de previsão das fórmulas;
- Verificar a discrepância dos resultados obtidos com o uso do traçador salino NaCl e o traçador fluorescente Fluoresceína Sódica;
- Identificar um cenário crítico de contaminação nos cursos de água estudados, utilizando os parâmetros obtidos em campo para verificar a influência da envoltória das curvas de C_{xt} mais discrepante.

CAPÍTULO 2

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Este capítulo tem como objetivo apresentar uma revisão bibliográfica sobre a atual conjuntura do Transporte Terrestre de Produtos Perigosos (TRPP) e o problema do despejo acidental de poluentes conservativos em cursos de água naturais da região em estudo como consequência de acidentes durante o transporte, destacando suas características gerais, a legislação e os órgãos envolvidos nessa temática, as estatísticas dos acidentes, entre outros aspectos. Apresenta ainda as principais bases teóricas, referentes ao uso de traçadores hidrológicos (salinos e fluorescentes), bem como as noções básicas do modelo de advecção-dispersão e dos métodos e fórmulas empíricas para a obtenção do coeficiente de dispersão longitudinal D_L .

2.1. Transporte Rodoviário de Produtos Perigosos

Para a melhor compreensão da relação entre a temática do transporte rodoviário de produtos perigosos e os efeitos sobre os recursos hídricos, oriundos de acidentes contendo substâncias conservativas, é fundamental partir da concepção da legislação existente que, através de normas, regulamentos e leis, estabeleceu regras e procedimentos norteadores para a atividade do transporte de produtos perigosos, bem como da proteção e utilização dos recursos hídricos. Neste sentido, o desenvolvimento de trabalhos experimentais para simular o comportamento de um contaminante conservativo em um curso de água deve necessariamente cumprir todos os requisitos estipulados.

2.1.1. Aspectos Legais

Compreende-se como produtos perigosos, segundo o Decreto nº. 96.044/1988, todos os produtos que possuem a capacidade de causar danos às pessoas, aos bens e ao meio ambiente.

Caracterizada pela Deliberação Normativa nº. 74/2004 como atividade com grande potencial poluidor do meio ambiente, o Transporte Rodoviário de Produtos Perigosos é uma atividade cujo impacto pode, além de causar graves danos aos recursos naturais, alcançar grandes proporções. A espacialização do impacto deve-se primeiramente ao fato de a rodovia ser um

empreendimento linear e a atividade de transporte rodoviário de produtos perigosos fazer uso de grandes extensões espaciais e interagir diretamente com diversos atores tais como povoados, mananciais para abastecimento e áreas protegidas do entorno. Em segundo lugar, pelo fato dos acidentes com produtos perigosos extrapolarem o espaço de ocorrência do sinistro pela possibilidade de serem dispersos através de interações físicas e químicas nas proximidades da ocorrência.

De acordo com os dados do Ministério do Meio Ambiente, MMA (2007), as substâncias químicas perigosas existentes seriam da ordem de 80 a 100 mil, das quais aproximadamente 6 mil são reconhecidamente tóxicas. Pouco mais de mil foram até agora submetidas a uma avaliação toxicológica confiável, de acordo com padrões internacionais.

Por esse motivo, a atividade de transporte rodoviário de produtos e resíduos perigosos é considerada como passível de licenciamento, devendo providenciar junto ao órgão estadual de regularização ambiental a respectiva Licença de Operação dos veículos utilizados para realizar o transporte. Para fins de licenciamento, a Secretaria Estadual de Meio Ambiente de Minas Gerais considera nessa atividade, tanto os produtos perigosos classificados pela Resolução nº 420/2004, quanto os resíduos perigosos, conforme ABNT 10004:2004.

A Agência Nacional de Transportes Terrestres – ANTT é o órgão regulador do transporte rodoviário de produtos perigosos. Através da Resolução nº420/2004, classifica os produtos perigosos, de acordo com a classificação adotada pela ONU, nas seguintes classes: I – Explosivos; II- gases; III - líquidos inflamáveis; IV - sólidos inflamáveis; V- substâncias oxidantes e peróxidos orgânicos; VI- substâncias tóxicas e substâncias infectantes; VII - materiais radioativos; VIII – substâncias corrosivas; IX - substâncias e artigos diversos.

De acordo com a NBR ABNT 10004:2004, os resíduos sólidos perigosos (Classe I), são aqueles que, em razão de suas características intrínsecas de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade, apresentam significativo risco à saúde pública através do aumento da mortalidade ou da morbidade, ou ainda provocarem efeitos adversos ao meio ambiente quando manuseados ou dispostos de forma inadequada.

O fulcro legal para regulamentar o Transporte Terrestre de Produtos Perigosos (TRPP) teve origem com Decreto nº. 96.044/1988, cuja finalidade foi a de estabelecer as condições mínimas para transporte de produtos perigosos, bem como os procedimentos em caso de

emergência e acidentes, os deveres e responsabilidades dos envolvidos, a fiscalização, infrações, penalidades e demais disposições gerais.

Em âmbito nacional, atualmente encontra-se em desenvolvimento o Plano Nacional de Prevenção, Preparação e Resposta Rápida a Acidentes Ambientais com Produtos Perigosos (P2R2). De acordo com MMA (2007), esse plano busca trabalhar de forma integrada e articulada em prol das melhores soluções para prevenir a ocorrência de acidentes e emergências ambientais com produtos químicos perigosos, bem como para o pronto atendimento a essas situações uma vez da sua ocorrência.

Um maior detalhamento referente aos principais mecanismos de controle e problemas advindos do TRPP, bem como os procedimentos de segurança podem ser encontrados em Vieira (2006), que faz um diagnóstico geral dos principais problemas decorrentes do transporte de produtos perigosos nas estradas brasileiras.

Inserido nesse contexto a defesa do meio ambiente, importante postulado dos ditames constitucionais, determina que os recursos ambientais devam ser utilizados de forma racional de maneira a não prejudicar a higidez do meio ambiente e tendo em vista o bem-estar social das atuais e futuras gerações, ou seja, preconiza o desenvolvimento sustentável.

No Brasil, a Constituição Federal estabeleceu diversas regras relacionadas direta ou indiretamente à conservação dos ecossistemas fluviais. Em termos de recursos hídricos, as deliberações que estabeleceram o Código de Águas através do Decreto nº 24.643/1934, foram o marco inicial na proteção deste recurso no Brasil, ao vedar expressamente qualquer tipo de “poluição” das águas prevendo, para tal, punições definidas pelo Código Penal. Ressalta-se aqui que a expressão “poluir” abrange a inutilização total ou parcial, ou mesmo a contaminação da água por qualquer modo ou agente.

Como forma de corroborar ao atendimento suficiente e satisfatório das demandas pelos recursos hídricos a Lei nº 9.433/1997 instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos para regulamentar o uso dos recursos hídricos e buscar o balanço entre disponibilidades e demandas futuras, em quantidade e qualidade, com a identificação de conflitos potenciais e permitir, desta forma, o melhor gerenciamento da água, atuando na tentativa de minimizar os impactos da escassez. Segundo a referida Lei, os instrumentos da gestão dos recursos hídricos apontam a necessidade de diminuir os custos de combate à poluição das águas mediante ações

preventivas permanentes, bem como regulamentar o lançamento em corpo de água de esgotos e demais resíduos líquidos ou gasosos, tratados ou não, com o fim de sua diluição, transporte ou disposição final.

Aliada a esta Lei, as Resoluções do CONAMA nº. 430/2011 e CONAMA nº. 357/2007 apresentam as disposições acerca das condições e padrões para lançamento de efluentes nos cursos de água, bem como dispõe sobre a classificação dos mesmos. Em âmbito estadual, em Minas Gerais aplica-se a Deliberação Conjunta COPAM/CERH – MG nº. 01/2008, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água doce do estado em cinco classes de qualidade. Para cada classe foram estabelecidos os limites máximos admissíveis para os parâmetros avaliados e definidos ainda, em seu capítulo V, as condições e padrões possíveis para lançamento de efluentes de qualquer fonte poluidora.

Segundo Araújo (2012), o estado de Minas Gerais, para a gestão das águas, foi dividido em Unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos. As UPGRH foram criadas pela Deliberação Normativa nº. 6, de 04 de outubro de 2002, visando à orientar o planejamento, a estrutura e a formação dos comitês de bacia, subsidiar a elaboração do Plano Estadual de Recursos Hídricos, assim como a implantação dos instrumentos da Política Estadual de Recursos Hídricos.

Vale mencionar ainda, com relação à gestão ambiental da bacia hidrográfica da área de estudo, no âmbito federal foi criado o Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Paranaíba – CBH - Paranaíba, em 16 de julho de 2002, composto pelas UPGRH PN1- Bacia do rio Dourados, PN2- Bacia do rio Araguari e PN3- Bacia dos afluentes mineiros do baixo Paranaíba, e tem por objetivo o desenvolvimento autossustentado da Bacia Hidrográfica do Rio Paranaíba.

O uso das águas, portanto, também é regulado pelos Comitês de Bacias Hidrográficas para todo o estado de Minas Gerais, dentro da estrutura imposta pela Lei Federal nº 9.433/1997 que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos criando um Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

Quanto à regulamentação para utilização de traçadores hidrológicos, Wolkersdorfer (2012) relata que são poucos os países que possuem regulamentação específica para o uso de traçadores hidrológicos em cursos de água naturais, dentre os quais se destacam a Finlândia, Nova Zelândia, Alemanha e Reino Unido.

Apesar disso, o arcabouço legal brasileiro inclui nas diretrizes gerais das regulamentações sobre recursos hídricos a proibição da liberação no meio ambiente de substâncias em concentrações superiores à capacidade de assimilação do meio aquático e que possam vir a causar qualquer dano à vida aquática e aos ecossistemas relacionados.

Insta destacar a existência de documentos como Wilson et al. (1986) e Alberta (1996), que podem ser considerados bons guias para ensaios com traçadores hidrológicos. De um modo geral, ambos os documentos orientam que a utilização em excesso de corantes artificiais como traçadores hidrológicos deve ser minimizada. Devido à característica de ser detectado em aparelhos analíticos em concentrações muito baixas, apenas alguns gramas de traçadores devem ser utilizadas nos testes em cursos de águas naturais a fim de gerar as curvas de passagem dos traçadores em um ponto de amostragem. Desta forma, deve-se fazer uso apenas da quantidade de traçadores necessária para proporcionar a concentração mínima detectada nos equipamentos analíticos, considerando os efeitos não tóxicos à vida aquática.

A utilização de traçadores hidrológicos para simular o transporte e dispersão de poluentes solúveis e conservativos tem grande aplicabilidade na previsão de cenários com acidentes rodoviários com cargas perigosas, haja vista o caráter não biodegradável de grande parte das substâncias classificadas como perigosas.

2.1.2. Impactos Ambientais derivados de acidentes com Transporte Rodoviário de Produtos Perigosos

A relação entre o Transporte Rodoviário de Produtos Perigosos (TRPP) e a preservação do meio ambiente tem sido levantada recentemente como pressão imposta pelo desenvolvimento sustentável. Apesar dos evidentes impactos ambientais provenientes de acidentes rodoviários com cargas perigosas, há uma lacuna no desdobramento desse tema, uma vez que o sistema de transportes esbarra no dilema entre a necessidade de preservar para as gerações futuras e a perspectiva desenvolvimentista indissociada da expansão viária, fins igualmente desejáveis.

De acordo com Costa et al. (2001), a hegemonia rodoviária amadureceu paulatinamente no Brasil, adquirindo matizes e nuances nos sucessivos planos governamentais de desenvolvimento. Assim, a opção rodoviária se consolidou no Brasil como uma prática incontestada, sucateando a parca rede ferroviária e ignorando a vastidão de possíveis ligações fluviais.

Analogamente à intensificação das discussões acerca da emergência da atual crise ambiental, a dinâmica do abastecimento dos mercados consumidores de produtos químicos diversos é uma operação logística complexa e evidentemente exige uma demanda por viagens cada vez mais crescentes e monitoradas, cuja probabilidade de acidentes está embutida.

Nessa perspectiva, a imagem de progresso carregada no bojo do sistema rodoviário de transportes tem sido dissolvida por meio dos riscos inerentes à utilização dos recursos naturais na construção e operação de empreendimentos rodoviários. A discussão ambiental passou a atingir o cerne do sistema rodoviário, impondo inúmeros requisitos para seu pleno funcionamento conforme a perspectiva do desenvolvimento sustentável.

No entanto, apesar de existir no Brasil uma legislação ambiental fidedignamente rigorosa que regulamenta a implementação de projetos rodoviários e do transporte de produtos perigosos através do Licenciamento Ambiental que define e orienta o melhor e menos impactante traçado sobre o relevo, o mesmo não se abstém da ocasionalidade de intervenções ambientais no meio ambiente por acidentes de transporte.

Os impactos são, sobretudo, “desequilíbrios”: contaminação de água, erosão dos solos e alterações nos ecossistemas. Assim, é considerado “impacto ambiental”, toda agressão causada na saúde: pela poluição (sonora, atmosférica, da água), pelos acidentes (com cargas, por derramamento de detritos ou produtos perigosos), pela propagação involuntária de epidemias (COSTA et al. , 2001, pg. 109).

A interceptação dos sistemas rodoviários nos sistemas hídricos tem despertado grande preocupação no que tange aos acidentes com cargas perigosas. Primeiro, pelo fato de estarem localizados nas menores altitudes do relevo, locais de maior declividade e curvas nas rodovias, portanto, de maior susceptibilidade aos acidentes. Segundo pelo fato de serem os recursos hídricos demandados por inúmeros usuários na bacia hidrográfica, seja para o consumo humano, seja para atividade agrícola, pecuária ou industrial.

O lançamento ocasional de poluentes provenientes de acidentes provocados pela atividade do transporte rodoviário de produtos perigosos tem se tornado demasiada preocupação dos órgãos gestores, em especial nas bacias onde ocorre grande adensamento viário, visto que não é possível prever onde e quando será o lançamento das substâncias poluidoras, corroborando, portanto, para maior dificuldade no gerenciamento dos danos provocados. Somam-se a isso, os passivos que essa intervenção artificial pode provocar na rede de drenagem natural, podendo vir a agregar eventuais efeitos negativos na hipótese de sua implantação inadequada.

Além dos riscos à saúde humana, à gestão do tráfego, à infraestrutura viária e à segurança pública, os acidentes no transporte rodoviário de produtos perigosos podem causar efeitos danosos para a comunidade e a biota local, o que faz com que se acentue a necessidade de controle de riscos durante o transporte desse tipo de produto (JUNIOR et al. 2010 p.80)

Avaliar o panorama dos acidentes ambientais provocados pelo transporte rodoviário de produtos perigosos e o risco inerente ao mesmo, em especial nos danos provocados nos recursos hídricos, se faz extremamente necessário para traçar as estratégias de prevenção, como também para melhorar a capacidade de resposta a esses eventos, objetivando minimizar suas consequências.

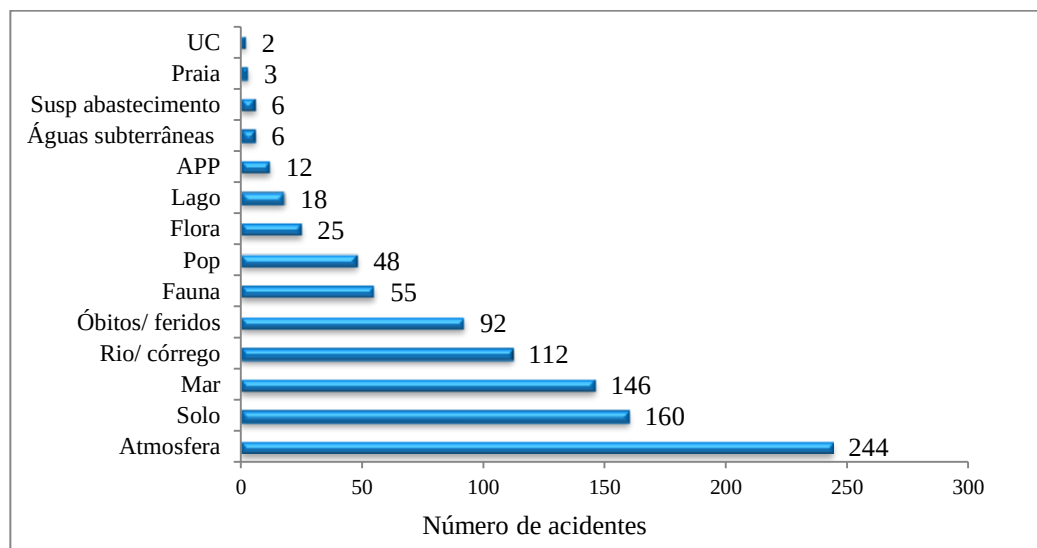
De acordo com DNER (1996), dentre os impactos ambientais ocasionados por acidentes com cargas perigosas, destacam-se as doenças e intoxicações causadas pela poluição da água, incluindo o aumento do custo de tratamento da água para o consumo, ou até, impossibilitando seu uso e, conseqüentemente, provocando um aumento da distância das captações; além de inviabilizar determinados usos da terra (para culturas irrigadas, por exemplo, e dos próprios mananciais, pisciculturas e recreação) e ocasionar efeitos negativos sobre a biota aquática.

Em empreendimentos rodoviários, os acidentes com produtos perigosos constituem os impactos mais comuns na fase de operação desse empreendimento linear e a distribuição de sua área de influência amplia consideravelmente nas proximidades de cursos de água, uma vez que existe grande probabilidade no deslocamento das substâncias contaminantes pelo fluxo dos cursos de água, sendo esses transportados por grandes extensões no perfil longitudinal dos mesmos, oferecendo riscos de contaminação por vários quilômetros a jusante.

Na fase operacional da rodovia, as fontes poluentes provêm além de prováveis acidentes envolvendo cargas perigosas, de instalações ao longo da rodovia, com despejo de efluentes sanitários, graxas e óleos ou precipitação de resíduos sólidos, hidrocarbonetos, aldeídos, assim como outros materiais sólidos tais como borrachas de pneus e asbestos liberados pelos pneus desgomados e lonas de freios, e aqueles caídos de cargas transportadas entre outros (DNIT 2005, p326).

Referente ao tipo de dano causado por acidentes ambientais registrados pelo Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA verifica-se através da Figura 2, que no ano de 2011 os danos aos rios e córregos aparecem em quarto lugar, com 112 registros de acidentes ambientais, sendo que em seis ocasiões teve que ser suspenso o abastecimento de água. Ainda neste sentido, observam-se danos causados também às águas subterrâneas e em lagos.

Figura 2- Quantitativo de acidentes ocorridos no ano de 2011 por tipo de dano causado. (“Pop” quer dizer População afetada/evacuada e “Susp abastecimento”, diz respeito à suspensão do abastecimento de água).



FONTE: Adaptado de IBAMA (2012)

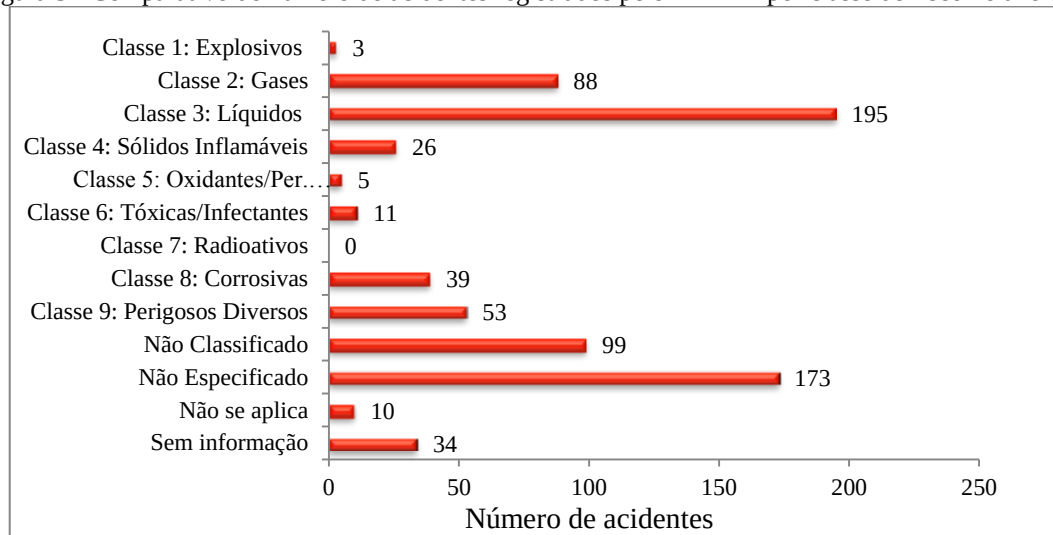
De acordo com DNIT (2005), em caso de derramamento de produtos químicos em mananciais de abastecimento de água, poderá haver o comprometimento no abastecimento da rede urbana. Em caso de acidente com caminhões que transportem, por exemplo, o produto hidróxido de sódio ou hidróxido de potássio, o qual possui caráter fortemente básico ou outro produto “*oleum*” (ácido sulfúrico fumegante), haverá alteração no pH da água, que poderá tornar-se básico ou ácido, na dependência do produto, podendo resultar na formação de sais de potássio, sulfatos, fosfatos, nitratos, sulfetos, cloretos, dentre outros.

Desta maneira, um monitoramento efetivo da qualidade da água em locais onde a malha rodoviária é consideravelmente densa e o fluxo veicular constante, deve ser realizado observando locais de maior vulnerabilidade, considerando para isso a sinuosidade, condições da pista, proximidade de cursos de água, em especial aqueles utilizados para abastecimento público. O monitoramento deve considerar também a verificação periódica de possíveis alterações no uso das águas e do solo nas bacias hidrográficas interceptadas pelas rodovias, bem como a verificação permanente de possíveis disposições inadequadas de lixo, esgotos, efluentes de oficinas e outros ao longo da rodovia.

A Figura 3, por sua vez, ilustra as principais substâncias envolvidas nos acidentes com cargas perigosas registradas pelo IBAMA no ano de 2011 conforme Resolução ANTT 420/2004. Pode-se observar que a Classe de Risco 3, a qual pertencem os líquidos inflamáveis é a que mais aparece envolvida nos acidentes, principalmente pela grande quantidade de óleos

combustíveis transportados, representando 26,5% do total de acidentes ambientais ocorridos no ano de 2011.

Figura 3 - Comparativo do número de acidentes registrados pelo IBAMA por classe de risco no ano de 2011



FONTE: Adaptado de IBAMA 2012

Outro aspecto importante a ser observado é o crescente carregamento de sólidos e tendência ao estrangulamento e saturação dos atuais dispositivos de drenagem implementados às margens das rodovias, com desdobramentos para novos focos erosivos, queda na qualidade das águas da rede hidrográfica regional.

2.1.3. Acidentes Ambientais provenientes do Transporte Rodoviário de Produtos Perigosos em Minas Gerais

A movimentação de produtos perigosos em rodovias de todo o mundo é um imperativo da vida moderna, não podendo ser suprimida. Sua evolução mostra claramente que existe a tendência ao aumento dos fluxos desses produtos em função do grau de desenvolvimento dos países (DNIT, 2005).

De acordo com IBAMA (2010), caracterizam-se como acidentes ambientais os eventos inesperados e indesejados que podem causar, direta ou indiretamente, danos ao meio ambiente e à saúde da população. Esses eventos têm se mostrado amplamente distribuídos no território brasileiro, ocorrendo com mais frequência em algumas regiões, sendo na maioria das vezes associados ao transporte rodoviário de produtos perigosos. Nesses produtos e resíduos está contida uma variedade de substâncias que são transportadas de norte a sul do país para as mais diversas finalidades destinadas a postos distribuidores.

Teixeira (2005) relata que o Brasil possui quase 1,8 milhão de quilômetros de estradas, dos quais somente 10% são pavimentados. Apesar da precariedade, a malha rodoviária brasileira é a segunda maior do mundo. Em primeiro lugar está a dos Estados Unidos.

No Brasil, o segmento de transporte rodoviário de produtos perigosos é punido pela ausência de uma política abrangente de coleta e análise de dados, não só com relação ao número de acidentes ocorridos e suas eventuais consequências, como também em relação a outros indicadores de desempenho capazes de retratar a dimensão dos riscos da atividade e também, por outro lado, demonstrar a importância desse segmento de transporte na economia e desenvolvimento do país (TEIXEIRA, 2005 pg. 15).

Segundo o Portal do Governo de Minas Gerais (2012), Minas Gerais tem a maior malha rodoviária do Brasil, equivalente a 16% de toda a malha viária existente no país. De acordo com IBAMA (2012), comparando a quantidade de acidentes ocorrida em todos os estados da federação no ano de 2011, Minas Gerais está entre os 05 estados que apresentaram maior quantitativo de acidentes registrados nesse período com (19,6%) dos casos, ficando atrás somente do estado de São Paulo (24,8%).

Insta destacar que, de acordo com IBAMA (2010), no ano de 2009 cerca de 92,5% dos acidentes registrados pelo IBAMA não possuíam informações sobre o respectivo licenciamento ambiental da empresa responsável pelo acidente.

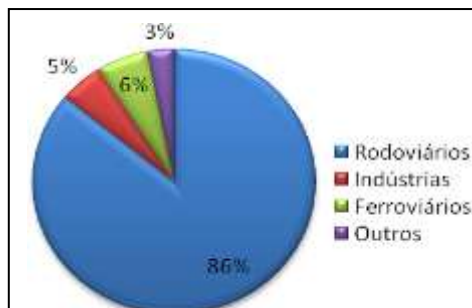
Teixeira (2005) destaca que em qualquer etapa do processo de utilização de produtos perigosos existe a probabilidade de ocorrência de acidentes, porém, não restam dúvidas que as operações de transporte são as mais vulneráveis, porque estão expostas a uma infinidade de fatores externos que podem desencadear acidentes desde o ponto de origem até o destino final da carga.

Os riscos inerentes ao transporte rodoviário de produtos perigosos apresentam impactos associados que comumente ultrapassam seu local de ocorrência e estão relacionados com as características das substâncias transportadas, bem como à qualidade da malha viária.

DNIT (2009) relata que a ocorrência de acidentes é possível ao longo de toda a rodovia, mas que alguns fatores podem aumentar o potencial de riscos da ocorrência do sinistro ou a magnitude do mesmo como as curvas fechadas, os cruzamentos, acessos e trevos, pontes, locais sujeitos a neblina, fumaças de incêndios às margens da via, proximidades de aglomerados urbanos, margens de encostas íngremes, cursos de água e áreas sensíveis dentre

outros. Como pode ser observado na Figura 4, no estado de Minas Gerais as rodovias foram responsáveis por 86% dos acidentes ambientais registrados no ano de 2011.

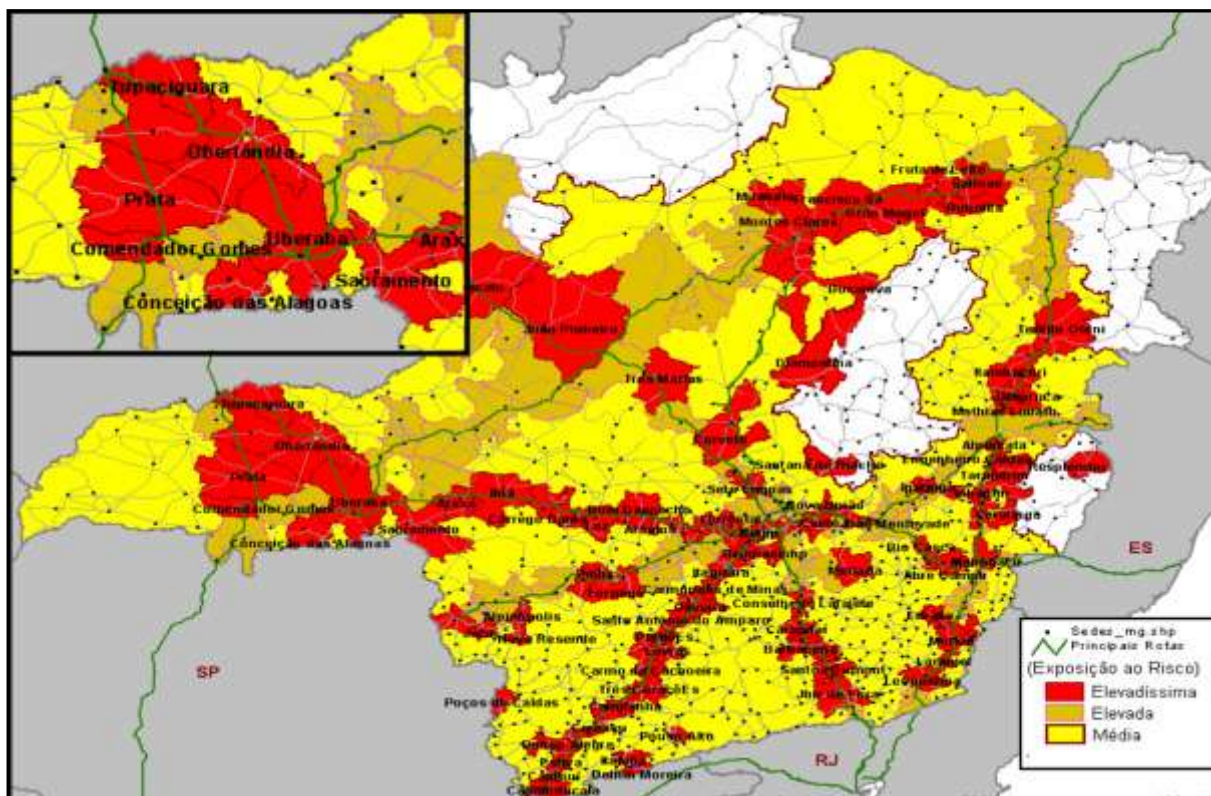
Figura 4. Percentual de Acidentes Ambientais no Estado de Minas Gerais – 2011



Fonte: Adaptado de SEMAD 2011

Segundo DNIT (2010), a rodovia BR MG 050 possui um alto fluxo de tráfego de caminhões que realizam o transporte de produtos perigosos, destacando-se principalmente: combustíveis, fertilizantes e outros produtos químicos com intuito de abastecer as indústrias, postos revendedores de combustíveis, agricultores e demais estabelecimentos comerciais na região, tornando-se uma rodovia perigosa pelas condições precárias de seu corpo estradal, ficando muito suscetível a acidentes com esses produtos perigosos. As regiões com maior exposição ao risco de acidentes no TRPP podem ser observadas na Figura 5.

Figura 5 - Regiões com maior exposição ao risco no transporte rodoviário de produtos perigosos

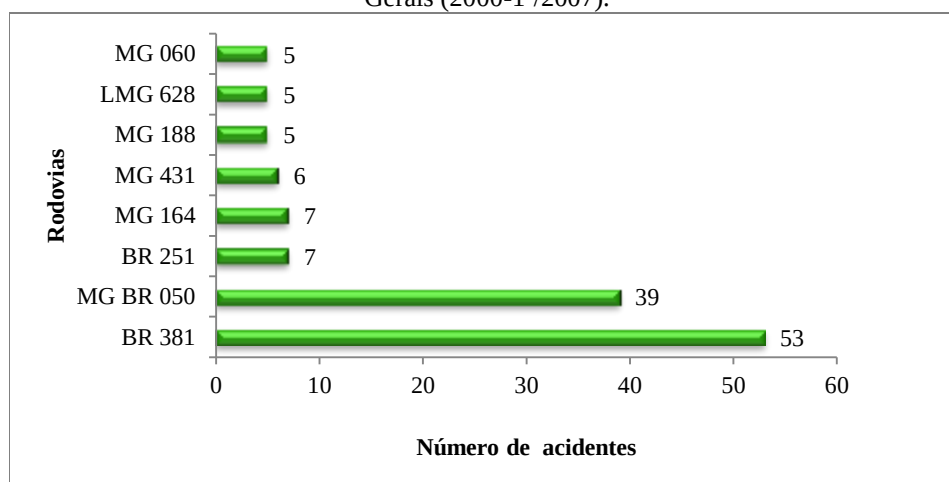


Fonte: SEMAD (2011)

Observa-se que a região do município de Uberlândia está classificada entre as que possuem maior exposição ao risco de transporte rodoviário de produtos perigosos. Geograficamente favorecida em sua localização no Brasil Central, esta região conecta três grandes centros econômicos do país: São Paulo, Belo Horizonte e Brasília, e por este motivo se configurou como destaque no setor atacadista, que por sua vez confere ao modal rodoviário intenso fluxo de veículos.

De acordo com o SEMAD (2011), a BR MG 050 é a segunda rodovia com o maior registro de acidentes com produtos perigosos em Minas Gerais entre os anos de 2000 e 2007, ficando atrás somente da rodovia federal BR 381, que liga Betim a Ipatinga, conforme ilustrado na Figura 6.

Figura 6. Acidentes no Transporte de Produtos Perigosos, segundo as Principais Rodovias do Estado de Minas Gerais (2000-1º/2007).



FONTE: Adaptado de SEMAD (2011)

A Figura 7 ilustra o vazamento de cerca de 60 litros de óleo diesel no Rio Araguari no ano de 2006. A Figura 8, por sua vez, ilustra um acidente ocorrido em 31/03/2008 onde, de acordo com o relatório da SUPRAM TMAP (2008), o caminhão no momento do acidente estava carregado com 15.000 litros de combustíveis que acabaram infiltrados nas proximidades do Complexo Parque do Sabiá, parque municipal de Uberlândia- MG, localizado próximo à BR MG 050.

Figura 7 – Acidente com vazamento de óleo combustível na BR MG 050, próximo ao Rio Araguari –(MG)



Fonte: SUPRAM TMAP, 2006

Figura 8 – Acidente com carga contendo álcool hidratado, próximo ao parque municipal Complexo Parque do Sabiá.



Fonte: SUPRAM TMAP, 2008

Em 2007, por meio do Decreto nº 6.099/2007, foi criado no IBAMA, integrando a estrutura da Diretoria de Proteção Ambiental, uma coordenação para tratar dos acidentes e emergências ambientais ocorridos em todo o Brasil. Vale ressaltar que os Órgãos Estaduais de Meio Ambiente – OEMA, também atuam na ocorrência de acidentes ambientais juntamente com o IBAMA. Na Tabela 1 têm-se os principais acidentes ocorridos na BR MG 050, na região em estudo.

Tabela 1- Principais acidentes com TRPP na área de influência da BR MG 050

Data/Hora da Ocorrência	Município	Local de Ocorrência	Produtos/Resíduos envolvidos
28/05/2006	Araguari	Rio Araguari	Vazamento de 60 L de óleo diesel no rio Araguari
15/08/2007 *	Araguari	Rio Araguari	Produtos de limpeza
31/03/2008-12:50	Uberlândia	BR MG 050 - Parque do Sabiá – Área Urbana	10.000 mil litros de diesel (atingiram solo e água)
15/07/2008 (noite)	Araguari	*	Óleo vegetal
05/08/2008 - 8:30	Araguari	BR MG 050 km 018	Cloreto Férrico
30/08/2008- 21:30	Delta	BR MG 050 km 199	RUF MDF E2 (Resina)
10/09/2009- 20:50	Uberlândia	BR MG 050 km 55,8	Carvão Mineral
13/01/2011 - 11:00	Araguari	BR MG 050 km 54,6	Matéria Prima para medicamentos
14/05/2011 - 18:00	Uberlândia	BR MG 050 km 79	Óleo de Soja refinado
17/12/2011 *	Uberlândia	*	Vazamento óleo e combustível (próximo a área de nascente)
09/02/2012 *	Uberaba	BR MG 050 km Zona rural	60 litros de óleo e combustível caíram no córrego Água Limpa
28/04/2012 *	Uberaba	*	Óleo e Combustível
23/05/2012 - 11:05	Uberlândia	BR MG 050 km 54	15.000 L de álcool hidratado caíram nas proximidades do rio Araguari .

Fonte: SEMAD (2011), IBAMA (2011), SUPRAM (2013), (*) Sem dados.

2.2. Constituintes Conservativos

Segundo Eiger (1991), um constituinte conservativo é aquele cuja distribuição espacial e temporal não é afetada por reações com outros constituintes ou com o meio fluido envolvente. A distribuição desse constituinte somente é afetada por processos físicos de transporte.

São consideradas substâncias conservativas, portanto, os metais pesados, os hidrocarbonetos halogenados e as substâncias radioativas. A grande parte das substâncias classificadas pela Resolução 420/2004 como produtos perigosos e pela ABNT 1004:2004 como resíduos perigosos possuem constituintes conservativos em sua composição, haja vista que são dificilmente degradadas no meio ambiente.

Muitos desses compostos são resistentes à biodegradação em meio líquido, outros são altamente bioacumuláveis nas cadeias tróficas superiores e algumas centenas deles provocam mutações, carcinogenicidade e teratogenicidade.

De acordo com IGAM (2013), para avaliar a situação da qualidade dos recursos hídricos no estado de Minas Gerais, o Projeto Águas de Minas utiliza, além dos parâmetros monitorados, os indicadores: Índice de Qualidade das Águas – IQA, Contaminação por Tóxicos – CT, Índice de Estado Trófico- IET, Densidade de Cianobactérias e Ensaio de Ecotoxicidade, sendo que os dois últimos são realizados apenas em alguns pontos específicos.

A Contaminação por Tóxicos - CT é caracterizada como baixa, média, ou alta e analisa os seguintes parâmetros: amônia (nitrogênio amoniacal), arsênio, bário, cádmio, chumbo, cianetos, cobre, cromo, fenóis, mercúrio, nitritos, nitratos e zinco. Os resultados das análises laboratoriais são comparados com os limites definidos nas classes de enquadramento dos corpos de água pelo Conselho Estadual de Política Ambiental - COPAM e Conselho Estadual de Recursos Hídricos - CERH, na Deliberação Normativa Conjunta nº 01/08.

Portanto, a denominação *Baixa* refere-se à ocorrência de substâncias tóxicas em concentrações que excedam em até 20% o limite de classe de enquadramento do trecho do corpo de água onde se localiza a estação de amostragem. A contaminação *Média* refere-se à faixa de concentração que ultrapasse os limites mencionados no intervalo de 20% a 100%, enquanto a contaminação *Alta* refere-se às concentrações que excedam em mais de 100% os limites.

No ano de 2012, as substâncias responsáveis pela CT alta na Bacia Hidrográfica do Rio Paranaíba foram Fenóis totais, Chumbo Total e Nitrogênio Amoniacal; sendo este último registrado no Rio Uberabinha. Os lançamentos de esgotos sanitários e efluentes industriais dos ramos de matadouros, curtume, laticínios e de fabricação de adubos e rações do município de Uberlândia podem ser responsáveis pela ocorrência de CT Alta em função da violação de nitrogênio amoniacal no rio Uberabinha a jusante do município de Uberlândia (PB023) (IGAM, 2013).

2.2.1. Metais Pesados

Segundo Andreoli et al. (2001), apesar de amplamente utilizado, o termo “metal pesado” não possui uma definição única, variando de acordo com a ciência que a aborda. Segundo os autores, do ponto de vista ambiental, o metal pesado pode ser entendido como aquele metal que, em determinadas concentrações e tempo de exposição, oferece risco à saúde humana e ao meio ambiente, prejudicando as atividades dos organismos vivos. Os principais elementos químicos enquadrados neste conceito são: Prata (Ag), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cobalto (Co), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni), Chumbo (Pb), Antimônio (Sb), Selênio (Se) e Zinco (Zn).

De acordo com Emsley (2001), para o ser humano, existem 14 metais essenciais: Cálcio (Ca), Potássio (K), Sódio (Na), Magnésio (Mg), Ferro (Fe), Zinco (Zn), Cobre (Cu), Estanho (Sn), Vanádio (V), Cromo (Cr), Manganês (Mn), Molibdênio (Mo), Cobalto (Co) e Níquel (Ni). No entanto, Lima e Merçon (2011) destacam que dessa relação, apesar de serem fundamentais ao metabolismo em baixas concentrações, pode-se constatar que até alguns metais essenciais podem ser considerados tóxicos em concentrações elevadas, como Zinco (Zn), Cobre (Cu), Cromo (Cr) e Níquel (Ni). Por esse motivo, pode-se considerar que a toxicidade dos metais está também associada às concentrações encontradas, provocadas geralmente pela atividade antrópica.

Segundo Braga et al. (2002), a presença de um metal em um corpo de água pode afetar os seres que ali habitam de duas formas básicas: pode ser tóxico ao organismo ou pode ser bioacumulado, tendo seu efeito potencializado ao longo da cadeia alimentar.

A biomagnificação ou amplificação biológica consiste no aumento progressivo da concentração do metal à medida que se avança na cadeia alimentar. A biomagnificação decorre dos seguintes fatores: a necessidade de um grande número de seres do nível trófico anterior para alimentar um ser do nível trófico posterior e o contaminante não é metabolizável, mas é lipossolúvel, acumulando-se nos tecidos gordurosos dos seres vivos. Em função desse processo, mesmo um descarte de um metal em concentração reduzida pode trazer dano a um ecossistema (Braga et al. , 2002).

Porto et al. (1991) relatam que uma série de danos a saúde humana e ao meio ambiente estão associados a maior ou menor concentração de metais pesados. O cobre, por exemplo, é um elemento essencial à vida e uma pessoa adulta tem cerca de 100 mg de cobre no organismo. No entanto, acima de um determinado limite é considerado tóxico.

Segundo a Resolução CONAMA 430/2011 e a Portaria 2.914/2011, pode-se constatar que não existem parâmetros de lançamento e de potabilidade para todos os metais conhecidos, mas apenas para aqueles mais frequentemente encontrados em águas naturais ou residuárias e que podem acarretar riscos à saúde e ao meio ambiente.

Através da Tabela 2, pode-se observar que o mercúrio é o metal que apresenta a maior toxicidade, uma vez que possui a menor concentração limite estabelecida na legislação, tanto para o lançamento de efluentes quanto para potabilidade.

Tabela 2- Limites de lançamento de efluentes e de potabilidade de água

Metal	Concentração (mg/L) para:	
	Lançamento de efluente (1)	Potabilidade de água (2)
Arsênio (As)	0,5	0,01
Antimônio (Sb)	*	0,005
Cádmio (Cd)	0,2	0,005
Chumbo (Pb)	0,5	0,01
Cobre (Cu)	1,0	2,0
Cobalto (Co)	*	*
Cromo (Cr)	0,5	0,05
Mercúrio (Pb)	0,01	0,001
Níquel (Ni)	2,0	0,07
Prata (Ag)	0,1	*
Selênio (Se)	0,3	0,01
Zinco (Zn)	5,0	5,0

Fonte: (1) Resolução CONAMA 430/2011, (2) Portaria 2.914/2011, (*) Não existe parâmetro.

Mesmo algumas concentrações sendo consideradas muito baixas, algumas fontes podem se tornar importantes contaminantes. De acordo com Eiger (1991), apesar de a quantidade de metais no carvão e nos combustíveis ser pequena, por exemplo, a queima da massa desses materiais pode resultar em quantidades muito grandes de mercúrio, cádmio, selênio e outros liberados no meio ambiente.

2.2.2. Compostos Orgânicos Sintéticos

Outro grupo de substâncias conservativas são os compostos orgânicos sintéticos. Segundo Eiger (1991), os mesmos destacam-se pela sua utilização e por danos à saúde humana e ao

meio ambiente, apesar da baixa concentração nos corpos de água, destacando-se os defensivos agrícolas, solventes orgânicos e os Bifenilos Policlorados (PCBs).

Andreoli et al. (2001) destacam que os defensivos agrícolas, também denominados pesticidas, são um grupo de substâncias fabricadas com o propósito de combater alguma forma de vida considerada indesejável pela sociedade. Nesse grupo estão os inseticidas, raticidas, fungicidas, herbicidas e fumigantes. Segundo o autor, embora desejável que a toxicidade seja seletiva, todos estes elementos produzem pelo menos alguma toxicidade no ser humano. Os autores também apresentam que não há muitas informações a respeito desse grupo de poluentes orgânicos em nível nacional, sendo necessário um esforço nesse sentido.

Os PCBs, por sua vez, são substâncias originadas de uma família de compostos produzidos a partir da cloração direta de moléculas de bifenil, usando cloreto férrico ou iodeto como catalisador. Essas substâncias são muito utilizadas em indústrias como fluidos de transferência de calor, fluidos hidráulicos, plastificantes, retardantes de chama e diluentes orgânicos. Tais substâncias foram comprovadas pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA – Environmental Protection Agency) como potencialmente mutagênicas a animais de sangue quente.

2.2.3. Substâncias Radioativas

As substâncias radioativas, por sua vez, são tratadas por um órgão especializado que no caso é a Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN).

Níveis anormais de radioatividade não apenas impedem os vários usos benéficos da água, mas também são problemáticos com relação à saúde humana e animal. (PORTO et al. , 1991)

2.3. Mecanismo de transporte e dispersão de poluentes conservativos em cursos de água naturais

O processo de dispersão longitudinal em rios é um fenômeno complexo. Diante das inúmeras especificidades que os cursos de água naturais possuem, a contar as curvas, alterações na geomorfologia fluvial, zonas mortas e muitas outras irregularidades, existem distintos fenômenos que interferem significativamente no processo de dispersão.

De maneira geral, as concentrações dos constituintes em um corpo de água são alteradas devido à processos físicos de advecção e difusão, e processos bioquímicos e físicos de

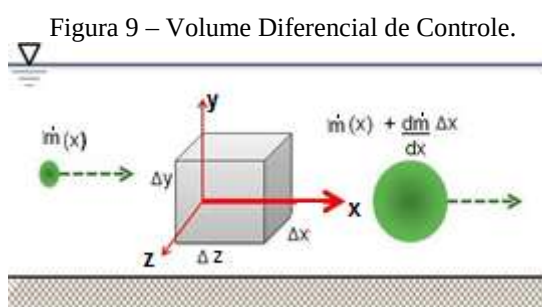
conversão (VON SPERLING, 2007). Quando se trata de uma substância conservativa, no entanto, o fenômeno da conversão não ocorre uma vez que a mesma não é passível de degradação, seja esta química ou biológica.

Pode-se dizer que, na modelagem da qualidade da água em rios, os mecanismos de transporte e dispersão de poluentes são resultantes do somatório do efeito de três fenômenos. O primeiro, efeito da difusão molecular, é responsável pela mistura devido ao movimento browniano das partículas. O segundo, a difusão turbulenta, resulta da turbulência natural presente nos escoamentos naturais. E, por último, a advecção diferenciada, consequência da não uniformidade dos perfis de velocidade do escoamento.

Neste sentido, cada um destes fenômenos será descrito neste capítulo, para a compreensão dos conceitos e formulações matemáticas dos mecanismos básicos que envolvem o transporte de massa em cursos de água naturais.

Esse processo poderá, então, ser explicado por um modelo em advecção-dispersão, em que o ponto de partida é a dedução da equação de balanço de massa, onde os fluxos da difusão são regidos pela Lei de Fick.

Embora ocorra tridimensionalmente a maior parte dos modelos considera o transporte de massa unidimensional pelo fato desse fenômeno ocorrer predominantemente na longitudinal (x) em escoamentos onde há uma direção nitidamente predominante, conforme ilustra a Figura 9.



Fonte: Adaptado de SCHULZ (1992) *apud* Salla (2002)

Conforme explicado por Salla (2002) e ilustrado na Figura 9, a quantidade de massa que entra no volume de controle segundo a direção x está vinculada ao fluxo $\dot{m}(x)$, enquanto que a quantidade que sai do volume de controle está vinculada ao fluxo $\dot{m}(x) + \frac{\partial \dot{m}}{\partial x} \Delta x$.

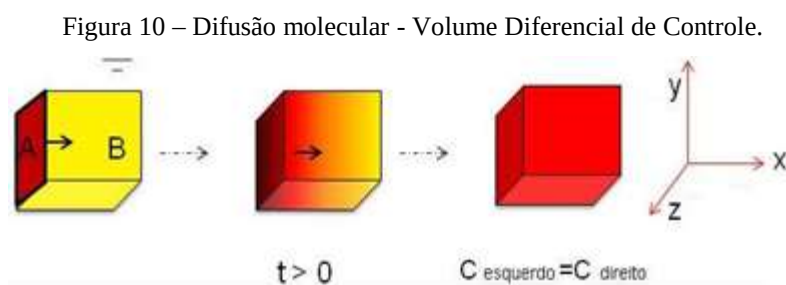
2.3.1. Difusão Molecular

De acordo com Von Sperling (2005), em uma abordagem microscópica, a difusão molecular resulta do movimento aleatório Browniano das moléculas de água, decorrente da agitação térmica das moléculas desse fluido, passando das zonas mais concentradas para as menos concentradas mesmo que o fluido apresente velocidade média praticamente nula.

A difusão molecular no estudo de transporte de poluentes em cursos de água não apresenta grande importância no mecanismo de mistura, uma vez que a difusão molecular nesses casos é muito pequena. Sua importância reside na forma análoga com que a teoria de difusão turbulenta foi elaborada, que por sua vez é extensivamente utilizada no estudo de transporte de poluentes (EIGER,1991).

De acordo com Salla (2002), partindo da Lei de Fick, a qual descreve o mecanismo do deslocamento médio de moléculas em meios fluidos, pode-se compreender o deslocamento analisando o nível molecular que é expresso em termos de "difusão" de uma substância através de outra.

Para ilustrar a difusão molecular pode-se imaginar uma seção quadrada qualquer em um meio fluido, onde exista, no tempo $t=0$, maior concentração de moléculas no lado esquerdo da mesma e menor concentração de moléculas no seu lado direito. Admite-se mesma pressão e temperatura. A partir de um tempo $t>0$ observa-se que a maior concentração de moléculas do lado esquerdo começa a atravessar a seção quadrada no sentido do lado direito com maior intensidade do que no sentido contrário. O motivo dessa maior intensidade é que a difusão molecular ou transporte das moléculas ocorre da maior para a menor concentração. O processo de difusão de A em B que ocorre nessa seção quadrada, conforme ilustrado na Figura10, só é finalizado quando as concentrações são uniformes entre si, isto é, iguais no lado direito e esquerdo.



Fonte: Próprio autor

A equação que quantifica o transporte de uma molécula *A* em uma mistura de *A* e *B*, na direção *x*, é dada pela expressão:

$$\dot{m} = -D_{AB} \frac{dc_A}{dx} \quad (2.1)$$

Onde: $\dot{m}$ é a quantidade de massa (*m*) que passa através de uma mesma seção de área unitária perpendicular à seção do fluxo, por unidade de tempo, ou seja, o fluxo de massa de *A* dissolvida por unidade de área transversal (ML^2T^{-1}); D_{AB} é o coeficiente de difusão molecular de *A* na mistura de *A* e *B* (L^2T^{-1}); C_A é a concentração da substância diluída (ML^3); *x* é a coordenada cartesiana na direção do fluxo (*L*); $\frac{dc_A}{dx}$ é gradiente de concentração do componente *A* na direção *x* (ML^{-4}).

A equação (2.1) expressa a Lei de Fick para a difusão molecular unidimensional. O sinal negativo do segundo membro desta equação deve-se ao fato de que o fluxo de massa ocorre da região de maior para a de menor concentração.

Neste sentido, a Lei de Fick estabelece a proporcionalidade entre o fluxo de massa de determinado constituinte e o gradiente de concentração, num intervalo de tempo em determinada direção.

Inserido a equação (2.1) em uma equação de balanço de massa, revela-se o processo de transferência de massa e surge a equação conhecida como equação da difusão (BARBOSA JR et al., 2005).

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D \left(\frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} \right) \quad (2.2)$$

Na continuação do texto, o coeficiente de difusão molecular é representado pela letra *D*. Embora se saiba que esse fenômeno ocorra tridimensionalmente, a maior parte dos modelos para rios considera o transporte de massa unidimensional pelo fato desse fenômeno ocorrer predominantemente na longitudinal (*x*), visto que é nesta direção que ocorre a maior variação da concentração. Desta forma, a equação (2.2) pode ser simplificada unidimensionalmente para:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D \left(\frac{\partial^2 c}{\partial x^2} \right) \quad (2.3)$$

2.3.2. Difusão Turbulenta

Baseado na compreensão da difusão molecular, a difusão turbulenta pode ser compreendida de maneira análoga. Por serem turbulentos os escoamentos em cursos de água naturais, a mistura entre o fluido e o constituinte dar-se-á pela combinação do movimento desordenado e sem direção preferencial da massa do fluido no curso de água por turbilhonamento com a difusão molecular resultante do movimento molecular de um ponto de alta concentração para um de baixa concentração, causando o espalhamento e diluição do constituinte ao longo do tempo.

O conceito de desorganização que está aplicado à turbulência está associado a incapacidade de prever exatamente como variam as características hidrodinâmicas dos escoamentos turbulentos, como velocidade, pressão e temperatura. Obviamente, pode-se incluir também a concentração de um constituinte nesta lista de grandezas (EIGER, 1991).

Conforme a Figura 11 ilustra, o fenômeno da difusão turbulenta resulta do movimento desordenado e sem direção preferencial da massa do fluido no curso de água causando o espalhamento e diluição do constituinte ao longo do tempo.



Fonte: Adaptado de Fragoso et al. (2009).

Uma vez que os escoamentos turbulentos sofrem flutuações aleatórias de suas características hidrodinâmicas (velocidade, pressão e massa específica), ou seja, apresenta demasiada desorganização no regime de fluxo devido às variações na velocidade, pressão e massa específica, é necessário que a avaliação dos efeitos do transporte turbulento considere também as quantidades instantâneas.

Para isso, utiliza-se a abordagem de Reynolds descrita por Eiger (1991), que se baseia na hipótese de que uma variável turbulenta em um dado ponto do espaço pode ser decomposta em um valor médio temporal bem definido, supondo uma flutuação turbulenta que oscila de forma imprevisível em torno do valor médio.

Do ponto de vista prático, a obtenção de valores médios das variáveis é o objetivo fundamental da aplicação da hipótese de Reynolds. Segundo Soares (2011), a principal característica dos escoamentos turbulentos é a desorganização, sendo por isso praticamente impossível realizar repetidos experimentos e obter valores idênticos. Isto se aplica ao injetar uma massa conhecida em um canal no qual existe um escoamento turbulento: se repetidas vezes forem calculadas as concentrações, provavelmente os valores encontrados não serão idênticos.

De acordo com Barbosa Jr. et. al. (2005), para avaliar os efeitos do transporte turbulento, as quantidades instantâneas podem ser representadas pela abordagem proposta por Reynolds, onde essas quantidades baseiam-se na superposição de uma flutuação turbulenta que oscila de forma imprevisível em torno de seu valor médio temporal. Desta forma, tem-se que:

$$u = \bar{u} + u'$$

$$v = \bar{v} + v' \cong v'$$

$$w = \bar{w} + w' \cong w'$$

$$C = \bar{c} + c' \tag{2.4}$$

Onde $\bar{u}, \bar{v}, \bar{w}$ e $\bar{c}$ indicam os valores médios no tempo, e u', v', w' e c' representam as flutuações turbulentas obtidas da diferença dos valores instantâneos e médios.

A substituição das equações (2.4) na equação (2.2), integrando em um intervalo de tempo, considerada a hipótese de serem nulas as médias das flutuações turbulentas e de serem constantes as médias temporais no intervalo de integração, obtém-se:

$$\frac{\partial \bar{c}}{\partial t} + u \frac{\partial \bar{c}}{\partial x} = D \cdot \left(\frac{\partial^2 \bar{c}}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 \bar{c}}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 \bar{c}}{\partial z^2} \right) - \left[\frac{\partial (\overline{u'c'})}{\partial x} + \frac{\partial (\overline{v'c'})}{\partial y} + \frac{\partial (\overline{w'c'})}{\partial z} \right] \tag{2.5}$$

A componente $\overline{u'c'}$ corresponde ao fluxo turbulento de massa, que embora seja advectivo, propõe-se escrevê-lo como difusivo.

A analogia da lei de Fick, ao transformar os termos advectivos de transporte turbulento da equação (2.5) em termos difusivos, tem-se:

$$\begin{aligned}\overline{(u'c')} &= -\xi_x \frac{\partial \bar{c}}{\partial x} \\ \overline{(v'c')} &= -\xi_y \frac{\partial \bar{c}}{\partial y} \\ \overline{(w'c')} &= -\xi_z \frac{\partial \bar{c}}{\partial z}\end{aligned}\tag{2.6}$$

Onde: ξ_x , ξ_y e ξ_z são respectivamente os coeficientes de difusão turbulenta longitudinal, vertical e transversal. Assim, pode-se reescrever a equação (2.5) da seguinte forma:

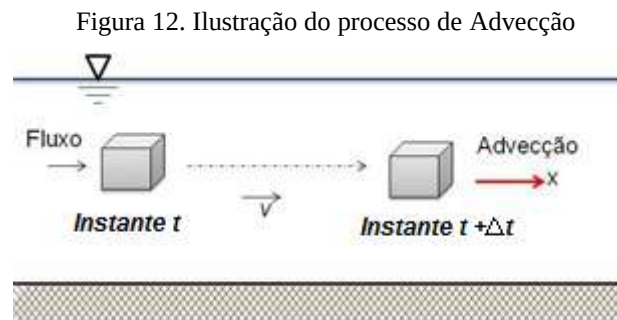
$$\frac{\partial \bar{c}}{\partial t} + \mathbf{u} \frac{\partial \bar{c}}{\partial x} = \frac{\partial \bar{c}}{\partial x} \left[(D + \xi_x) \frac{\partial \bar{c}}{\partial x} \right] + \frac{\partial \bar{c}}{\partial y} \left[(D + \xi_y) \frac{\partial \bar{c}}{\partial y} \right] + \frac{\partial \bar{c}}{\partial z} \left[(D + \xi_z) \frac{\partial \bar{c}}{\partial z} \right]\tag{2.7}$$

A equação (2.7) contém os termos de difusão molecular e turbulenta, embora se reconheça que o espalhamento do soluto, devido à turbulência, é muito mais intenso do que aquele devido à difusão molecular ($\xi \gg D$).

2.3.3. Advecção e Difusão

O presente item está desenvolvido seguindo o texto de Eiger (1991). De acordo com esse autor, pode-se entender o processo da advecção ao considerar que um fluido, possuidor de velocidade própria, transporta um constituinte não só por difusão, como também pelo próprio fluido onde está contido.

Desta forma, admite-se que o constituinte possui velocidade igual a do fluido e que este não afeta as características hidrodinâmicas do escoamento. Esse fenômeno pode ser observado pela Figura 12, que ilustra o mecanismo da advecção, onde se percebe que nesse processo o transporte do volume de controle se dá devido ao movimento médio do fluido decorrente da velocidade no sentido preferencial (x).



Fonte: Adaptado de Fragoso et al. 2009.

Segundo Fischer et. al. (1979), o transporte advectivo de massa por uma unidade de área na unidade de tempo é dado pelo produto $\mathbf{u}C$. Desta forma, para introduzir os efeitos dessa quantidade, os valores médios temporais da velocidade e da concentração são escritos em termos de quantidades médias na seção transversal, onde $\mathbf{u}$ e C são, respectivamente, os valores médios da velocidade e da concentração na seção transversal.

Assim sendo, para o processo unidimensional, a taxa total de transporte de massa se dá pela junção das parcelas difusivas (segundo termo) e advectivas (primeiro termo), obtendo-se a equação da advecção-dispersão unidimensional escrita da seguinte forma por Fischer et. al. (1979):

$$J = \mathbf{u}C + \left(-D \frac{\partial C}{\partial x}\right) \quad (2.8)$$

Ao substituir a equação (2.8) numa equação de balanço de massa, é possível obter a equação de advecção-dispersão unidimensional com a seguinte fórmula:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial C}{\partial x}(\mathbf{u}C) = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (2.9)$$

A equação (2.9) é conhecida como equação da advecção-dispersão considerando apenas a direção longitudinal x . A equação (2.9) foi deduzida supondo constante o coeficiente de difusão molecular D em todas as direções.

Essa equação, ao ser reescrita considerando as três dimensões das coordenadas cartesianas pode ser escrita conforme a equação de dispersão-advecção:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} + w \frac{\partial C}{\partial z} = D \cdot \left(\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \right) \quad (2.10)$$

A solução para a equação da dispersão unidimensional (2.7), encontrada na seção anterior, para uma massa de substância conservativa lançada pontualmente num corpo hídrico foi obtida através da solução analítica:

$$C(x, t) = \frac{M_{inj}}{A\sqrt{4\pi D_L t}} \exp \left[-\frac{(x-Ut)^2}{4D_L t} \right] \quad (2.11)$$

Onde C é a concentração do constituinte ($M L^{-1}$); M_{inj} é a massa de constituinte injetada (M); A é a área da seção transversal do escoamento (L^2); D_L é coeficiente de dispersão longitudinal

($L^2 T^{-1}$); x é a distância entre o local de injeção e a seção de medição (L); U é a velocidade média entre o local de injeção e a seção de medição ($L T^{-1}$).

O modelo de Taylor (Eq. 2.11) permite a determinação da concentração da substância lançada de modo instantâneo, em uma dada seção, ao longo do tempo e espaço. Apesar da simplicidade do modelo, ele é amplamente utilizado, pois apresenta concordância dos resultados comparados a dados reais, obedecendo certas restrições (FISHER et al. 1979).

2.4. Traçadores

Neste item é feita uma descrição geral sobre a utilização dos traçadores hidrológicos em estudos em cursos de água, especificamente sobre traçadores fluorescentes e os traçadores salinos, enfoque deste trabalho, além de uma breve revisão de trabalhos semelhantes.

2.4.1. Considerações Gerais

De acordo com Flury e Wai (2003), o rastreamento sistemático de fontes e percursos de água com corantes começou no final do século XIX, na Áustria, Bélgica, França, Alemanha, Itália e Suíça. Esses experimentos, motivados principalmente pela crescente demanda por água potável para a população urbana e pelo uso dos rios para gerar energia para atividades industriais, objetivavam, naquela época, estudar a dimensão espacial das áreas de abrangência e a conectividade das vias de escoamento de águas superficiais com as águas subterrâneas.

O termo “traçador” refere-se a um agente hidrológico de marcação, cujo fundamento é de que o produto traçador represente o mesmo comportamento de escoamento da água (WERNLI, 2011).

Flury e Wai (2003) definem de forma geral que um traçador é uma substância ou entidade que é medida experimentalmente em um sistema de interesse com a finalidade de obter informação sobre o comportamento de um processo físico, químico ou biológico a partir do sinal do traçador, motivo pelo qual, para ser detectado por um dispositivo de medição, um traçador deve ser distinto das outras substâncias ou entidades presentes no sistema de estudo. De acordo com os autores, os traçadores desempenham um papel essencial na investigação experimental química, física ou biológica nos sistemas hidrológicos.

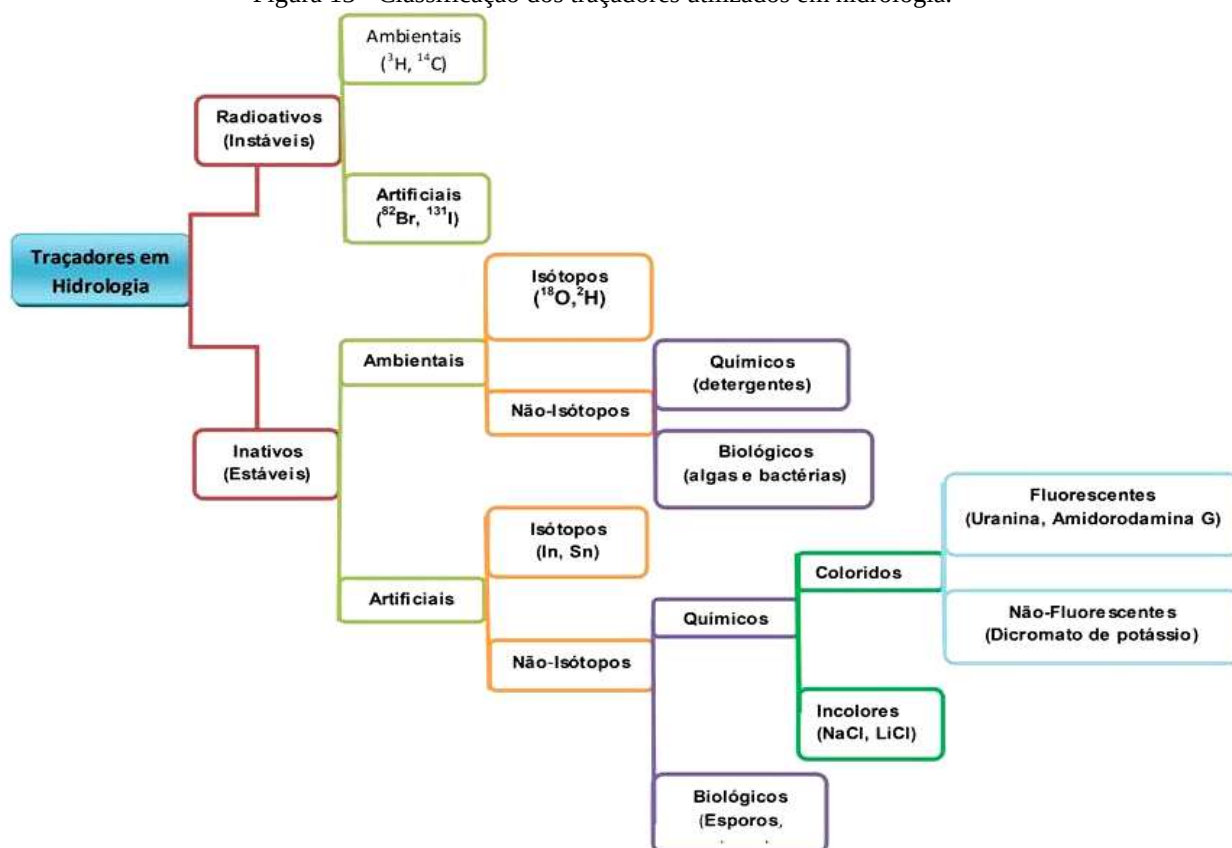
Com esses agentes incorporados aos fluxos aquáticos, têm-se metodologias diretas, geralmente rápidas e comumente únicas, das quais se pode obter a determinação de fontes originais de água ou a comprovação de novos afluentes aquáticos, delineamento de velocidades de fluxo de água e até a identificação de fontes poluentes (SILVA et al. 2009).

Soares (2011) explica que duas características fundamentais caracterizam uma substância como traçadora, sendo estas o comportamento idêntico ao meio em estudo, a fim de reproduzir fielmente as características dinâmicas do meio estudado e a facilidade de detecção da mesma no meio em que foi incorporada.

Um critério decisivo para considerar um traçador adequado para o uso em hidrologia é sua toxicidade e sua ecotoxicidade (BEHRNS et al. , 2001).

Dentre os traçadores não isótopos mais utilizados em estudos hidrológicos, destacam-se os compostos químicos solúveis em água facilmente identificáveis como os compostos iônicos e corantes. A diversidade de traçadores utilizados em hidrologia foi ilustrada por Roldão (1999) *apud* Ribeiro (2007), de acordo com o fluxograma ilustrado na Figura 13.

Figura 13 - Classificação dos traçadores utilizados em hidrologia.



Fonte: Adaptado de Roldão (1999) *apud* Ribeiro (2007).

Soares et al. (2010) ainda relatam que os traçadores fornecem subsídios necessários para avaliações de tempos característicos no processo de transporte e dispersão de poluentes no curso de água, tais como o tempo de início da passagem da nuvem poluente por determinada seção de monitoramento, o tempo que corresponde a sua máxima concentração e o tempo a partir do qual as concentrações do poluente podem ser consideradas inócuas à saúde pública e à vida aquática local.

De acordo com Jobson (1996), a disponibilidade de informações de confiança para entrada nos modelos de qualidade da água é, quase sempre, o elo mais fraco na cadeia de eventos necessários para prever a taxa de movimento, diluição e mistura de poluentes em rios e córregos.

Goldscheider et al. (2008) expõem que traçadores conservadores são estáveis na água e no solo e não mostram interação com materiais em aquíferos. De acordo com os autores, não existem traçadores perfeitamente conservadores, embora alguns cheguem muito perto, uma vez que reproduzem exatamente o movimento da água, de modo que podem, assim, representar o transporte de contaminantes conservativos na fase aquosa.

Duarte (1973) destaca que, como os traçadores são utilizados para resolução de diversos tipos de problemas, não é possível determinar um traçador universal que se adapte satisfatoriamente a todas as condições de estudos cumprindo todos os pré-requisitos de um traçador ideal.

Para serem adequados para o rastreamento da água, os traçadores devem exibir propriedades específicas. Eles não devem ocorrer naturalmente no curso de água, ou só ocorrer naturalmente em baixas concentrações. Eles devem ser facilmente detectáveis por método analítico, ser suficientemente persistentes e mostrar um padrão ótimo de dispersão no fluxo de água (GOLDSCHIEDER et al. , 2008).

2.4.2. Traçadores Fluorescentes

Segundo Wilson et al. (1986), explica-se a fluorescência a partir da absorção de energia dos diferentes comprimentos de onda incidentes (luz) que excitam a molécula de traçador, levando um elétron desta para um estado de energia mais alta. O retorno desse elétron ao seu nível inicial de baixa energia é acompanhado de emissão de energia (luz), caracterizando a fluorescência da molécula.

Desta forma, as três fases do processo de fluorescência são:

- a) **Absorção** de energia emitida por uma fonte externa,
- b) **Excitação** de alguns elétrons da substância fluorescente,
- c) **Emissão** de energia, através dos fótons, voltando os elétrons à sua posição normal.

Quando a fonte externa cessa, a emissão de luminescência também cessa diferentemente das substâncias fosforescentes, onde a emissão permanece.

Segundo Jobson (1996), o uso extensivo de corantes fluorescentes como traçadores de água para quantificar o transporte e a dispersão de poluentes em cursos de água teve início nos Estados Unidos no início da década de 1960.

Embora uma ampla variedade de traçadores seja utilizada em estudos hidrológicos, os corantes estão entre os mais proeminentes em estudos de águas subsuperficiais. A popularidade dos corantes é atribuída aos seus baixos limites de detecção, ao potencial de visualização e facilidade de quantificação por análise química (FLURY e WAI, 2003).

Os traçadores fluorescentes são compostos orgânicos ou inorgânicos, comercializados na forma de pó que apresentam fluorescência e os mais usuais são: fluoresceína, isocianato de fluoresceína, rodamina B, rodamina WT, eosina e evans blue (SILVA et al. 2009)

A utilização bem sucedida de corantes fluorescentes em estudos de marcação requer pelo menos um conhecimento geral das propriedades físicas e químicas dos corantes individuais, bem como as condições e as limitações inerentes à sua utilização. Por exemplo, a fluorescência é sensível à temperatura e pH, no entanto, diferentes corantes têm diferentes intervalos de sensibilidade e de resposta para estas propriedades. Determinados corantes, tais como fluoresceína, são particularmente fotossensíveis, ao passo que outros, tais como rodamina WT, não são (ROSENBERRY e LABAUGH, 2008).

De acordo com Rigo (1992), substâncias fluorescentes são utilizadas em hidrologia devido ao fato de possuírem alta solubilidade em água, facilidade de manuseio do material (sem os riscos inerentes ao trabalho com material radioativo), e à grande sensibilidade dos equipamentos que medem a fluorescência, o que permite que pequenas quantidades de traçador marquem grandes volumes de água e a coleta de amostras seja realizada em volume reduzido.

O corante usado pela primeira vez como um traçador hidrológico foi a fluoresceína, logo após

a sua síntese em 1871 (FLURY e WAY, 2003). Behrens et al. (2001) apresentam uma avaliação de corantes fluorescentes sobre a genotoxicidade e testes ecotoxicológicos. De acordo com os autores, a Fluoresceína Sódica (Uranina) e a Amidorodamina G foram classificados como seguros para uso em rastreamento de água, assim como a eosina amarela, naphthionate de sódio, pyranine, Tinopal CBS-X e Tinopal ABP líquido.

Outros corantes fluorescentes para os quais foram observados efeitos em pelo menos um dos ensaios são a rodamina WT, rodamina B e rodamina 6G, por causa de suas propriedades genotóxicas e ecotóxicas.

Brüschweiler (2007) apresenta dados referentes à toxicidade de alguns traçadores fluorescentes, bem como as concentrações toleráveis em água potável e comparou os valores com as concentrações mínimas detectáveis analiticamente. De acordo com o autor, o limite de detecção da Uranina é de até 0,001-0,002 µg/L e a limiar de preocupação toxicológica - TTC (Threshold of Toxicological Concern) é aplicada a partir de uma concentração de 0,15 µg/pessoa/dia. Considerando períodos de exposição prolongados e o consumo humano de 2 L/dia, o autor considera uma concentração tolerável na água potável a 19 µg/L de fluoresceína.

Conforme Behrens et al. (2001), como regra geral, deve-se minimizar o número de experiências de rastreamento em meios aquáticos, o número de traçadores utilizados, a quantidade de traçador aplicado, a concentração de pico esperada e o período de exposição. Um cuidado especial deve ser exercido quando experimentos de rastreamento são realizados dentro das áreas de abrangência de plantas de captação de água potável.

A Tabela 3 traz um resumo da pesquisa desenvolvida por um grupo de trabalho da Agência Ambiental Federal Alemã (Umweltbundesamt - UBA) para avaliar a toxicidade e ecotoxicidade de 17 traçadores com base em resultados de testes toxicológicos, na literatura disponível, e no conhecimento especializado do grupo, resumidos em Behrens et al. (2001).

Como se pode observar, a própria introdução de substâncias xenobióticas em águas pode se tornar uma fonte potencial de contaminação da água. Por esse motivo, a realização de cada ensaio de campo requer um planejamento detalhado, justificativas e planejamento em termos da necessidade, tipo e quantidade de traçador a ser utilizado e a solidez dos resultados, para desta forma não causar prejuízos aos organismos aquáticos e à população.

Tabela 3 - Visão geral de avaliação toxicológica de 17 traçadores

Traçador	Avaliação toxicológica	Base de cálculo
Uranina	Seguro	T, L
Eosina amarela	Seguro	L, W
Sulforodamina B	Ecotoxicologicamente inseguro	T
Amidorodamina G	Seguro	T
Rodamina WT	Não recomendado	T
Rodamina B	Não recomendado	T, L
Rodamina 6G	Não recomendado	T, L
Naphthionate de sódio	Seguro	T
Pyranine	Seguro	T
Tinopal CBS-X	Seguro	T
Tinopal ABP líquido	Seguro	T
Sais de lítio	Seguro com restrições	L, W
Sais de estrôncio	Seguro com restrições	L, W
Brometos	Seguro com restrições	L, W
Isótopos ativos	Seguro com restrições	L, W
Micro esferas fluorescentes de poliestireno	Seguro	T, W
Esporos de musgos tingidos com laranja de acridina	Seguro	T, W

Fonte: Behrens et al. (2001), (T) Testes toxicológicos; (L) Pesquisa bibliográfica; (W) Parecer de peritos do Grupo de Trabalho.

A fluoresceína é um traçador de ampla utilização em processos de transporte e dispersão de poluentes em cursos de água. Segundo Silva et al. (2000), sua estabilidade não alcança o quarto dia de estudo. As desvantagens da fluoresceína são a sua instabilidade fotoquímica e a sensibilidade a alterações de pH do meio fluido.

De acordo com Smith e Pretorius (2002), quando se utiliza fluoresceína como traçador, as amostras devem ser protegidas da luz solar, sendo que a maneira mais simples de fazer isso é a realização de testes durante a noite e armazenagem das amostras em frascos escuros e protegidos da luz solar. Outra desvantagem do uso da fluoresceína é o fato de esta decompor-se com facilidade pela ação das argilas, matéria orgânica e óxido de ferro (DUARTE, 1973).

2.4.3. Traçadores Salinos

O traçador salino é um tipo de traçador químico que também tem sido utilizado em estudos para determinação do coeficiente de dispersão longitudinal.

De acordo com Duarte (1973), os principais sais utilizados como traçadores hidrológicos são: cloreto de sódio (NaCl), brometo de potássio (KBr), brometo de amônio (NH_4Br), iodeto de potássio (KI), cloreto de lítio (LiCl) e bórax ($\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$). Segundo Devens (2006), o

cloreto de sódio tem se mostrado eficaz na determinação da velocidade e padrão de fluxo da água, uma vez que o Cl^- é considerado um elemento conservativo.

Moore (2003) destaca que o sal de mesa comum, cloreto de sódio (NaCl), é popular para aferição de diluição por três razões. Primeiro, sal de mesa é barato e prontamente disponível mesmo em áreas rurais. Em segundo lugar, pode ser medido com precisão no campo usando um medidor de condutividade elétrica. E em terceiro lugar, não é uma substância tóxica para as concentrações e os tempos de exposição tipicamente associados aos tempos de medições.

Além disso, deve-se atentar ao fato de que as concentrações elevadas geralmente persistem por poucos minutos, durante a realização dos testes de campo, em comparação com as exposições de 48 horas tipicamente utilizadas em ensaios de toxicidade. As maiores concentrações serão identificadas no ponto de injeção, e irão diminuir rapidamente enquanto o traçador dispersa.

Conforme levantado pelo autor, o pico das concentrações de NaCl no final do alcance da mistura são geralmente bem abaixo de 100 mg/L, muito inferior a qualquer um dos limites de toxicidade mostrado na Tabela 4. Esse valor é também substancialmente menor do que o padrão de qualidade da água nos EUA, quando se considera os limites de concentrações de cloreto para a proteção da vida aquática (230 mg/L de Cl), o que equivale a uma concentração de 373 mg/L de NaCl , sendo que no Brasil esse valor é reduzido para 250 mg/L de Cl .

Tabela 4- Toxicidade aquática do sal cloreto de sódio (NaCl).

Espécies	Parâmetro Limiar	Concentração (mg / L)
<i>Breviceps Rana</i> (rã)	Concentração sem efeito observável (NOEC)	400 mg / L.
<i>Daphnia pulex</i> (pulga de água)	48 horas LC50 ou EC50	1,470 mg / L
<i>Daphnia magna</i> (pulga de água)	48 horas CE50	3,310 mg / L
<i>Myriophyllum spicatum</i> (espécie de planta aquática)	Fitotoxicidade (CE50 para o crescimento)	5,962 mg / L
<i>Pimephales promelas</i> (peixe de água doce)	69 horas CL50	7,650 mg / L
<i>Lepomis macrochirus</i> (peixe de água doce)	LC50 ou EC50	7,846 mg / L
<i>Anguilla rostrata</i> (enguia)	48 horas LC50 ou EC50	13.085 mg / l

Fonte: U.S. EPA, Ambient Water Quality Criteria for Chloride (1988), apud. Moore (2003). **Notas:** NOEC = Concentração sem efeitos observáveis, EC50 = concentração à qual 50% dos indivíduos apresentam um efeito tóxico, LC50: concentração à qual 50% dos indivíduos perecem

Duarte (1973) destaca que o cloreto de sódio (NaCl) possui uma retenção pelos materiais sólidos do meio praticamente inexistente e sua determinação analítica em amostras de água é simples, podendo ser medida *in situ* por técnicas condutivimétricas. O inconveniente de

utilizar essa técnica é que este composto está presente naturalmente na água e, em casos onde sua concentração é elevada, torna-se necessário utilizar grandes quantidades desse traçador, alterando-se consideravelmente a densidade da água e provocando o risco derivado da formação de fluxos anômalos. Outro inconveniente destacado pelo autor é que a medida de condutividade não é um método seletivo desse íon.

Segundo Goldscheider (2008), os traçadores salinos se dissolvem na água formando cátions e ânions, aumentando a condutividade elétrica, um método que prevê de forma simples, mas menos sensível, o monitoramento da qualidade da água. O NaCl é um traçador barato e comumente usado, principalmente em trechos de estudo com curtas distâncias, uma vez que em concentrações mais elevadas, mais fácil é o monitoramento. Devido sua presença natural, as concentrações de fundo, ou seja, as concentrações já existentes de íons diversos nos cursos de água naturais podem limitar o uso desse sal como traçador.

Para vazões superiores a cerca de $15 \text{ m}^3/\text{s}$, os testes com volumes de solução desse traçador podem se tornar impraticáveis (KITE, 1993 *apud* MOORE, 2003).

Existem diversos pesquisadores envolvidos em estudos hidrológicos com traçadores salinos. Dentre eles, Devens (2006) utilizou o traçador salino NaCl em cursos de água naturais na região de Ouro Preto- MG. Segundo a autora, o cloreto de sódio foi escolhido como traçador especialmente pelo baixo custo de obtenção e pela facilidade de medida da condutividade elétrica da água, utilizada como indicadora da concentração. Os valores de velocidade e vazão variaram de 5,2 a $176,5 \text{ L/s}$ e de 0,031 a $0,084 \text{ m/s}$ respectivamente, em 15 testes realizados em cursos de água naturais com larguras variando de 0,75 a 7,5 metros. Os valores encontrados para o coeficiente de dispersão longitudinal D_L ficaram entre 0,234 e $7,042 \text{ m}^2/\text{s}$.

2.4.4. Determinação do Coeficiente de Dispersão Longitudinal D_L com uso de traçadores: exemplos e aplicações.

De acordo com Seo e Baek (2004), quando um modelo unidimensional é usado para prever a variação da concentração de poluentes nos fluxos naturais, a seleção de um coeficiente de dispersão apropriado é considerada a mais importante tarefa. Em fluxos onde as características de mistura e de dispersão são desconhecidas, o coeficiente de dispersão pode apenas ser estimado por meio de equações empíricas ou técnicas com uso de traçadores.

A obtenção deste parâmetro em campo também tem sido relevante na previsão de cenários de contaminação com acidentes com cargas perigosas, que em sua maioria possuem diversos tipos de substâncias conservativas e persistentes no meio aquático. De acordo com Giori (2011), a técnica com o uso de traçadores apresenta diversas aplicações em hidrologia, dentre as quais está a determinação de parâmetros de transporte e dispersão em rios, visando à auxiliar na determinação de medidas necessárias que possam minimizar problemas ocasionados por despejos acidentais de poluentes.

Duarte et al. (2000) realizaram um estudo de modelação da dispersão longitudinal no Rio Mondego e Rio Douro – Portugal, em três testes em diferentes períodos do ano; com o uso do traçador Rodamina WT em solução de 20%, onde foi possível obter coeficientes de dispersão médios que variaram entre $35 \text{ m}^2\text{s}^{-1}$ e $60 \text{ m}^2\text{s}^{-1}$, para vazões entre 40 e $140 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, respectivamente. Os autores utilizaram massa de injeção que variou entre 100 e 400 g, para rastrear um percurso de cerca de 24 km.

Já Soares et al. (2010) utilizaram traçadores fluorescentes Uranina e Amidorodamina G Extra no Rio Paraibuna, próximo a Juiz de Fora- MG, para determinar D_L em um trecho de 27 km através do método de ajuste de Taylor. Foram realizados testes em trechos cujas vazões variaram entre 15 e $35 \text{ m}^3/\text{s}$, velocidade média respectivamente 0,52 a 0,62 m/s e obtendo valores para o coeficiente de dispersão longitudinal que variaram entre 5,8 a $16 \text{ m}^2/\text{s}$. De acordo com os autores, os traçadores utilizados mostraram-se adequados para avaliação da capacidade de transporte e dispersão do Rio Paraibuna.

Ribeiro (2007) realizou um estudo para avaliação da capacidade de transporte e dispersão de poluentes solúveis no Rio Pomba, em um trecho de 36 km, utilizando os traçadores fluorescentes Uranina e Amidorodamina G Extra. Os resultados obtidos nos dois experimentos de campo realizados mostraram-se bastante próximos para os dois traçadores fluorescentes, com valores de D_L e velocidade calculados com o modelo de Taylor variando de 18,3 a $33,0 \text{ m}^2/\text{s}$ e 0,37 a 0,46 m/s respectivamente. O autor fez uso de aproximadamente 1,02 kg de Uranina e 1,56 kg de Amidorodamina G em um escoamento de vazão média de $38,8 \text{ m}^3/\text{s}$ no primeiro experimento e 1,52 kg de Uranina e 1,46 kg de Amidorodamina G no segundo experimento, para uma vazão no escoamento de $36,0 \text{ m}^3/\text{s}$.

Rosso (1986) realizou estudos para determinação do coeficiente de dispersão para o rio Piabanha em Petrópolis-RJ, num trecho de 20 km, através do uso de traçadores fluorescentes

(Amidorodamina G Extra e Uranina) e Radioativo (Bromo 82). De acordo com a autora, observou-se que os parâmetros de transporte e dispersão não sofreram grandes variações quando calculados com diferentes traçadores. Os valores obtidos para D_L variaram entre 4,78 a 28,60 m²/s, no trecho em estudo, para vazões entre 3,43 e 5,01 m³/s e velocidades que variaram entre 0,35m/s e 0,28 m/s. Nesse trabalho, a autora destaca que os traçadores fluorescentes mostraram-se mais adequados para o emprego nesse tipo de experiência devido às menores dificuldades logísticas, organizacionais, de segurança e custo.

Rigo (1992) estudou a dispersão longitudinal em rios, canais, tubulações e reservatórios com o uso dos traçadores fluorescentes Uranina, Amidorodamina G Extra e Sulforodamina B. O estudo realizado em trecho de 40 km do Rio Paraíba do Sul e no trecho Ribeirão das Lajes e Rio Guandu em 6 km. Segundo o autor, a Uranina é bastante sensível a fotodecomposição (efeito irreversível) e também decresce fortemente para valores de pH entre 4,0 e 6,0, sendo esse último fator de caráter reversível, uma vez que ao elevar-se o pH para próximo de 8 tem-se a situação de maior absorbância. Os valores do coeficiente de dispersão longitudinal medidos experimentalmente para o Rio Paraíba do Sul estiveram em torno de 35 m²/s, e os valores calculados com as fórmulas empíricas quase todas super dimensionaram o valor de D_L para o rio em questão, ratificando a ideia que a utilização de fórmulas empíricas pode ser arriscada.

Machado (2006) quantificou o coeficiente de dispersão longitudinal em um trecho do Rio Atibaia, em Paulínia- SP a fim de calibrar um modelo tridimensional de dispersão de poluentes em rios e comparar resultados numéricos com dados experimentais. Foram realizadas amostragens de concentração de cloreto de sódio emitidos juntos com efluentes da empresa Replan. Segundo o autor, a concentração de cloretos foi escolhida como parâmetro a ser analisado, pois sua concentração é bem mais elevada no efluente da Replan do que no rio Atibaia a montante do lançamento dos efluentes da refinaria, além do fato de os cloretos serem bem conservativos.

2.5. Métodos de determinação do Coeficiente de Dispersão Longitudinal D_L

Segundo Devens et al. (2006), o coeficiente de dispersão longitudinal D_L pode ser compreendido como o parâmetro que traduz a maior ou menor facilidade encontrada pelo curso de água natural para dispersar o poluente. É um parâmetro utilizado nos modelos Fickianos para explicar o modo como a concentração de um poluente decai enquanto o

mesmo é transportado em um curso de água.

De acordo com Azamathulla e Wub (2010) a dispersão longitudinal de poluentes em rios é significativa para a prática de engenheiros hidráulicos e ambientais para a concepção de emissários em cursos de água e avaliar os riscos de descargas acidentais de contaminantes perigosos. A determinação de D_L em campo pode ser realizada através de métodos analíticos, fórmulas empíricas e ensaios com traçadores. No entanto, há a necessidade de determinar corretamente os parâmetros dos cursos de água em campo para produzir prognósticos confiáveis.

2.5.1. Equações empíricas

O coeficiente de dispersão depende das características físicas do escoamento como largura, profundidade, rugosidade, vazão e principalmente do regime do escoamento, ou seja, da turbulência. De acordo com Machado (2006), a determinação experimental do coeficiente de dispersão longitudinal para determinado trecho de rio é importante pelo fato de ser possível representar por meio desse, todas as não idealidades do sistema, isto é, seu valor será influenciado pela presença de irregularidades no leito, curvas no rio ou vórtices causados pela turbulência. Em algumas fórmulas empíricas, não apresentadas nesse trabalho, D_L depende do coeficiente de dispersão transversal, que também é um valor aproximado obtido por fórmulas empíricas, o que sujeita o método a maiores imprecisões.

Segundo Devens et al. (2006), embora os métodos de determinação direta do coeficiente de dispersão longitudinal produzam valores mais confiáveis do parâmetro, razões associadas ao custo de realização dos ensaios de campo e à necessidade de pessoal técnico qualificado, fazem com que se utilizem fórmulas práticas de previsão.

Ribeiro et al. (2010) relatam que as equações empíricas apresentam grande utilidade na predição de D_L , uma vez que facilitam sua obtenção a partir de parâmetros associados ao escoamento. A Tabela 5 resume as principais equações encontradas na literatura para estimativa de D_L , utilizadas nos trabalhos de Rosso (1986), Ribeiro (2007), Rigo (1992), Devens (2006).

Tabela 5- Principais equações encontradas na literatura para estimativa de D_L

Equação	Autor / Ano	Fórmula para Predição de D_L
(2.12)	Elder (1959)	$D_L = 5,93 h u^*$
(2.13)	Parker (1961)	$D_L = 14,28.Rh^{2/3}.\sqrt{2.g.S_0}$
(2.14)	Glover (1964)	$D_L = 500 Rh u^*$
(2.15)	Krenkel (1967)	$D_L = 5,82.h.u^*\left(\frac{\bar{u}}{u^*}\right)^{1/4}$
(2.16)	Thanckson (1967)	$D_L = 7,25.h.u^*\left(\frac{\bar{u}}{u^*}\right)^{1/4}$
(2.17)	Yotsukura (1968)	$D_L = 11,7h u^*$
(2.18)	Mcquivey e Kefer (1974)	$D_L = 0,058 \frac{Q}{S.B}$ Para $F < 0,5$
(2.19)	Fischer (1979)	$D_L = 0,11 \frac{u^2.B^2}{u^*.h}$
(2.20)	Liu (1977)	$D_L = 0,18 \left(\frac{u}{u^*}\right)^{1/2} \cdot \left(\frac{B}{h}\right)^2 \cdot h.u^*$
(2.21)	Vargas e Mellado (1994)	$D_L = 7,3867 \left(\frac{B}{Rh}\right)^{-1,8558} \cdot \frac{u^2 B^2}{u^*.h}$
(2.22)	Koussis e Rodrigues Mirassol (1998)	$D_L = \Phi \frac{u^*.B^2}{h}$ $\Phi = 0,6$
(2.23)	Seo e Cheong (1998)	$D_L = 5,915 (hu^*) \left(\frac{B}{h}\right)^{0,62} \left(\frac{u}{u^*}\right)^{1,428}$
(2.24)	Kashfipour e Falconer (2002)	$D_L = 10,612 (h.u) \left(\frac{u}{u^*}\right)$
(2.25)	Devens, et al. (2010)	$D_L = 0,729.u^{0,774}.B^{1,031}.S^{0,036}.h^{-0,151}$
(2.26)	Ribeiro et al. (2010)	$D_L = 7,326.(u^*)^{0,303}.(h)^{1,316}.(B)^{0,445}.(u)^{1,458}$

Onde h é a profundidade média do escoamento (m), u é a velocidade média (m/s), u^* é a velocidade de cisalhamento ($u^* = \sqrt{g.Rh.S}$) (m/s), B é a largura média da seção transversal (m); Rh é o raio hidráulico ($Rh = \frac{A}{P}$) (m) e S é a declividade do trecho em estudo.

2.5.2. Métodos com uso de traçadores

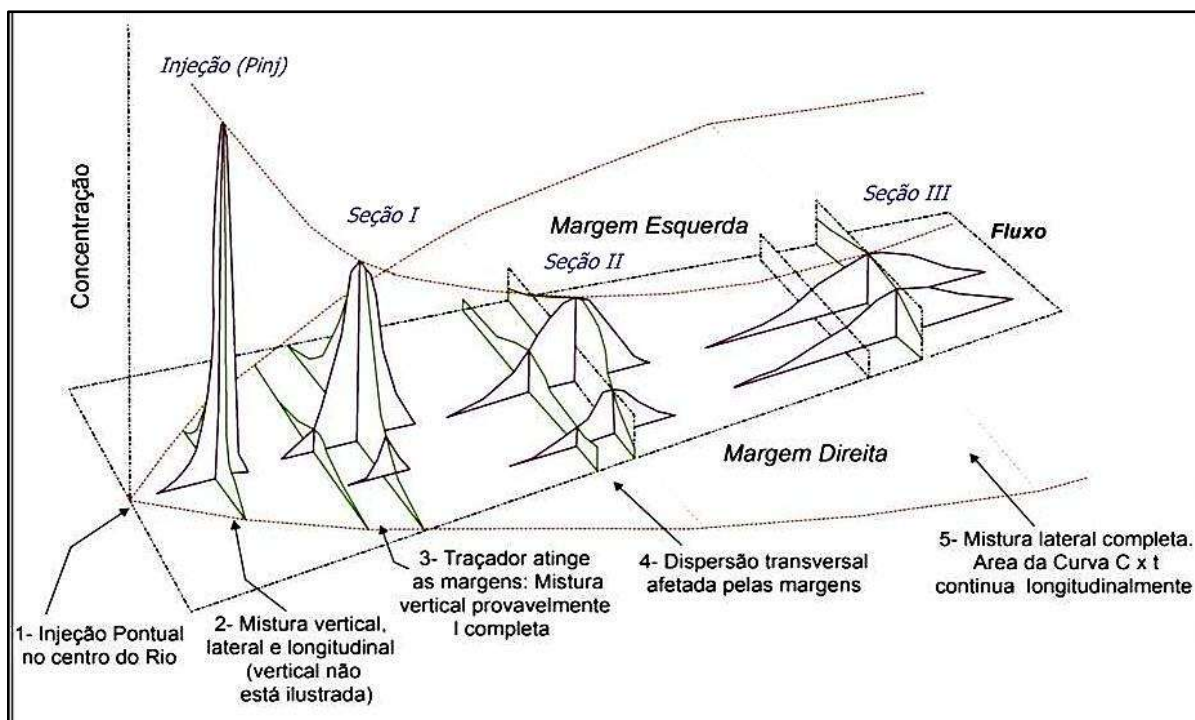
A obtenção de D_L através do método com traçadores é reconhecidamente mais precisa, uma vez que as fórmulas empíricas sujeitam o método à inúmeras imprecisões.

Ensaio com traçadores são reconhecidos como a forma mais adequada de determinação de D_L , pois simulam corretamente o movimento e a dispersão do soluto, levando implicitamente em consideração todas as particularidades geométricas e hidrodinâmicas do escoamento no trecho de rio ensaiado (RIGO, 1992).

O procedimento para realizar um ensaio com traçadores consiste em injetar uma quantidade de traçador com uma concentração conhecida em um curso de água, geralmente no centro do fluxo e observar a variação da concentração do traçador à medida que o mesmo se move para jusante. A distribuição geral da concentração de um traçador injetado em um curso de água é mostrada na Figura 14. Observa-se que a dispersão e mistura de um traçador no curso de água

se dá nas três dimensões e as curvas de resposta ilustradas são apresentadas em função da distância longitudinal.

Figura 14 – Perfil das concentrações de um traçador a jusante de uma injeção pontual e instantânea.



FONTE: Adaptado de Wilson et al. (1986)

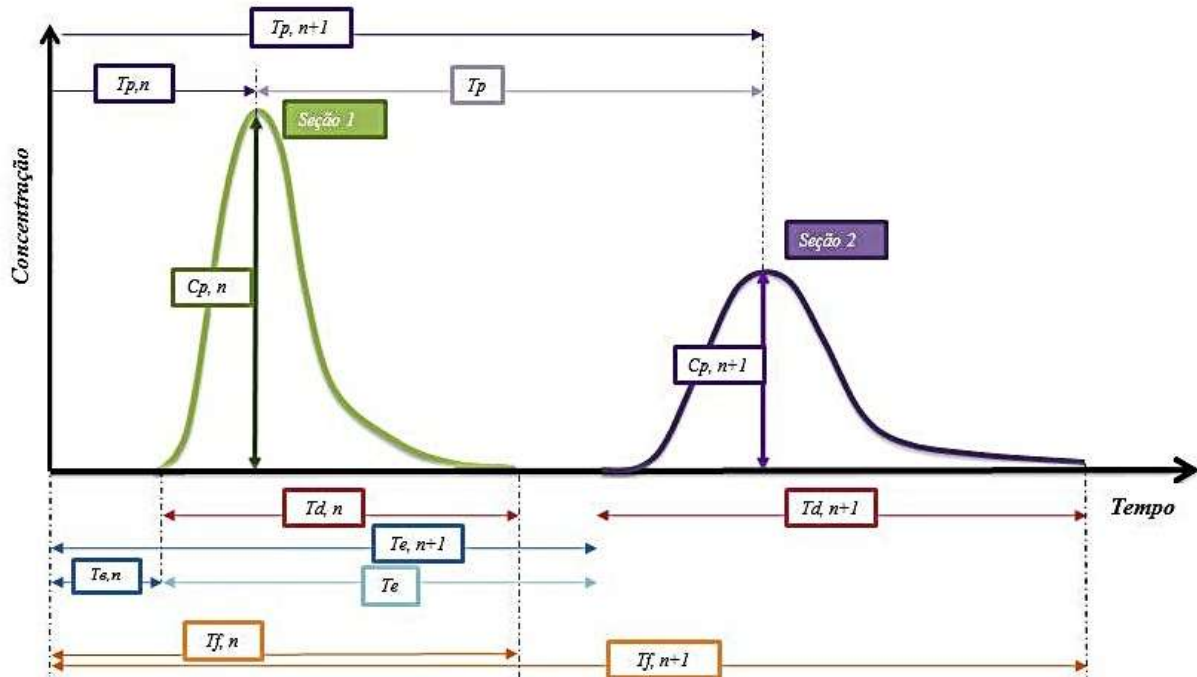
Como pode ser observado, e conforme explicado por Wilson et al. (1986), a dispersão vertical é completada primeiro, a lateral posterior e na maioria dos cursos de água, dependendo da largura do fluxo, a dispersão longitudinal por último, sendo que essa continua indefinidamente. Em outras palavras, a mistura vertical é provavelmente completada na secção I da Figura 14, que é uma distância a jusante muito curta após a injeção. Na secção II mistura lateral é completada. A partir da secção III, considera-se a mistura completa, de modo a concentração do traçador pode ser considerada uniforme em toda a seção transversal.

A forma convencional de apresentar a resposta de um fluxo à injeção de um traçador é representar graficamente a variação de concentração com o tempo (a curva de resposta do traçador), observada em duas ou mais seções transversais a jusante da injeção, tal como ilustrado na Figura 15.

A curva de resposta do traçador, definida pela análise de amostras de água tomadas em intervalos de tempo selecionados durante a passagem da nuvem do traçador é a base para a determinação do tempo de curso e das características de dispersão de um poluente nos cursos

de água. Uma explicação detalhada da análise e apresentação do tempo de viagem são abordados em Wilson et al. (1982), Wilson et al. (1986) e Jobson (1996).

Figura 15 – Definição dos tempos de passagem de um traçador em duas seções de monitoramento



FONTE: Adaptado de Wilson 1982.

As curvas de resposta do traçador injetado, mostradas na Figura 15 são descritas em termos do tempo decorrido após a injeção instantânea do traçador da seguinte forma:

- C_{pn} é a concentração de pico da nuvem do traçador na primeira seção;
- C_{pn+1} é a concentração de pico da nuvem do traçador na segunda seção;
- T_{dn} é o tempo necessário para que todo o corante passe pela seção de amostragem 1
- T_{dn+1} é o tempo necessário para que todo o corante passe pela seção de amostragem 2
- $T_{f,n}$, tempo transcorrido desde o momento da injeção até a passagem total da nuvem do traçador pela seção 1.
- $T_{f,n+1}$, tempo transcorrido desde o momento da injeção até a passagem total da nuvem do traçador pela seção 2.
- T_p é o tempo decorrido entre as concentrações de pico das seções 1 e 2;
- T_{pn} é o tempo decorrido até atingir a concentração de pico da nuvem do traçador; da primeira seção.
- T_{pn+1} é o tempo decorrido até atingir a concentração de pico da nuvem do traçador; da segunda seção;

- T_e é o tempo decorrido entre a chegada da nuvem traçadora na seção 1 e a seção 2;
- T_{en} é o tempo de chegada da nuvem traçadora na seção 1;
- T_{en+1} é o tempo de chegada da nuvem traçadora na seção 2;
- e n é o número da seção de amostragem a jusante do local da injeção.

De acordo com Jobson (1996), a forma e a dimensão das curvas de resposta dos traçadores ilustradas nas Figuras 14 e 15 são determinados por quatro fatores:

- a quantidade de traçador injetado;
- o grau em que o traçador é conservador;
- a magnitude do fluxo de descarga, e
- a dispersão longitudinal.

De acordo com o autor, a magnitude da concentração do traçador no fluxo de um curso de água possui proporção direta com a massa do traçador injetado, M_i . Assim, dobrando a quantidade de traçador injetado irá duplicar as concentrações observadas, mas a forma e duração da curva de resposta do traçador se mantêm constante. Logo, a maioria dos investigadores tem normalizado os resultados dividindo os dados de todas as concentrações de traçador observadas pela massa do traçador injetado, M_i .

Para comparação de dados e a fim de simular o comportamento de uma substância conservativa, é desejável eliminar os efeitos da perda de traçador.

A massa (M_r) de um traçador ao passar por uma seção transversal pode ser calculada após a mistura completa do traçador na seção transversal com a seguinte fórmula:

$$M_r(x) = Q \int_{t_1}^{t_2} C(x, t) dt \quad (2.27)$$

Onde M_r é a massa recuperada (g); x é a seção de amostragem; t_1 e t_2 são os tempos de chegada da frente e de passagem da cauda da pluma do traçador pela seção de amostragem x em segundos, Q é a vazão do trecho (m^3/s) e C é a concentração (g/m^3).

Se a vazão Q é medida ao mesmo tempo e localização que a concentração do traçador C , é possível avaliar a massa recuperada do traçador M_r . Quando a massa injetada do traçador M_i é conhecida, a recuperação do traçador R_r pode ser expressa como:

$$R_r = \frac{M_{r(x)}}{M_i} \quad (2.28)$$

Logo, obtém-se o fator de recuperação da massa do traçador R_r , adimensional.

2.5.2.1. Método dos momentos

Nesse método, o coeficiente de dispersão longitudinal é dado pela equação (2.29).

$$D_L = \frac{1d\sigma^2x}{2dt} \quad (2.29)$$

Onde σ^2x representa a variância espacial da distribuição da concentração do traçador, ou seja, é uma medida do espalhamento instantâneo sofrido pelo traçador.

Para utilização desta equação seria necessário o conhecimento da distribuição longitudinal da concentração. A concentração por sua vez, é conhecida em função do tempo contado a partir do lançamento do traçador em pontos fixos onde são coletadas as amostras de água. Para o emprego desse método, portanto, exige-se que a variância espacial seja transformada em variância temporal.

Para isso, introduz-se a imposição denominada “hipótese da nuvem congelada”, pela qual a dispersão do traçador durante um intervalo de tempo necessário para que a nuvem do mesmo passe pelo ponto de observação é considerada desprezível. Essa imposição de hipótese da nuvem congelada permite avaliar a distribuição temporal mediante a transformação:

$$C(x, t_i) \cong C \left[(x_i, t_i) + \frac{x_i - x}{U} \right] \quad (2.30)$$

Onde: U representa a velocidade média do escoamento; x_i é a distância longitudinal do ponto de amostragem em relação ao ponto de injeção do traçador (que corresponde à posição do centroide da nuvem de concentração observada no tempo t_i); t_i é tempo médio da passagem do centroide da nuvem do traçador pelo ponto de amostragem.

Conforme Fischer et al. (1979), sendo feita essa consideração, tem-se:

$$\sigma_x^2 = U^2 \sigma_t^2 \quad (2.31)$$

Onde σ_t^2 é a variância temporal calculada a partir das medidas realizadas num ponto fixo a jusante do ponto de lançamento.

Feita essa aproximação e considerando válida a hipótese de crescimento linear da variância temporal, conforme exigido pela Lei de Fick, é possível então, reescrever a fórmula de cálculo de D_L , com base em distribuições temporais da concentração nas seções x_1 e x_2 :

$$D_L = \frac{U^2}{2} \frac{\sigma_t^2(x_2) - \sigma_t^2(x_1)}{\bar{t}(x_2) - \bar{t}(x_1)} \quad (2.32)$$

Em que os $\bar{t}(x_i)$ são tempos médios da passagem da nuvem do traçador pelas seções de medição.

A velocidade média do escoamento pode ser obtida dividindo a distância percorrida entre a seção de injeção e a seção de monitoramento pelo tempo gasto neste percurso conforme a fórmula:

$$U = \frac{(x_2 - x_1)}{\bar{t}(x_2) - \bar{t}(x_1)} \quad (2.33)$$

Para cada seção de medição, as variâncias e os tempos médios são definidos pelas seguintes equações.

$$\sigma_t^2 = \frac{\int_0^\infty (t - \bar{t})^2 C(t) dt}{\int_0^\infty C(t) dt} = \frac{M_2}{M_0} - \bar{t}^2 \quad (2.34)$$

$$\bar{t} = \frac{\int_0^\infty t C(t) dt}{\int_0^\infty C(t) dt} = \frac{M_1}{M_0} \quad (2.35)$$

Sendo M_0 , M_1 e M_2 os momentos das distribuições temporais de ordens zero, um e dois, respectivamente. Ao dispor de dois conjuntos de pares dos valores da concentração C do traçador em função do tempo de coleta da amostra t , referente às duas seções de amostragem separadas de uma distância $x_2 - x_1$, é possível, então, resolver as equações (2.34) e (2.35) numericamente para as seções x_1 e x_2 e obter D_L pela Eq.(2.32).

A partir das amostras coletadas em campo recolhidas durante o tempo de passagem do traçador fluorescente ou das leituras de condutividade pela passagem do traçador salino pelos dois postos de amostragem, pode-se construir as curvas de resposta $C \times t$.

Segundo Barbosa (1997), a partir da interpolação dos dados pode-se estimar valores da concentração em diferentes tempos, em intervalos de duração Δt convenientemente pequenos, obtendo-se os cálculos dos momentos através das aproximações das equações (2.36), (2.37) e (2.38):

$$M_0 = \int_0^\infty C(t)dt \cong \sum_{i=1}^{i=N} C_i \cdot \Delta t \quad (2.36)$$

$$M_1 = \int_0^\infty t \cdot C(t)dt \cong \sum_{i=1}^{i=N} t_i C_i \cdot \Delta t \quad (2.37)$$

$$M_2 = \int_0^\infty t^2 \cdot C(t)dt \cong \sum_{i=1}^{i=N} t_i^2 C_i \cdot \Delta t \quad (2.38)$$

2.5.2.2. Método de *Routing*

Considerado o método mais preciso para estimar o coeficiente de dispersão longitudinal a partir de dados de campo, o método da propagação, também chamado de *routing procedure*, tem grande semelhança com o método da propagação de cheias (*flood routing*).

Desenvolvido por Fischer et al. (1979), esse método utiliza perfis de concentração versus tempo de duas estações de amostragem: o perfil de concentração medido em uma estação de montante, $C(x_1, \tau)$, representando a distribuição inicial do traçador. Através de um processo de convolução e com valores pré-selecionados dos parâmetros U e D_L , é gerado o perfil de concentração na estação de jusante, $C(x_2, \tau)$, que é comparado com o perfil medido nessa estação.

Assim, enquanto a comparação não for adequada, ou seja, enquanto os valores de D_L e U não resultarem em um perfil de concentração calculada semelhante ao medido, novos valores são estipulados para os parâmetros U e D_L e o cálculo é repetido até que um critério de melhor ajuste seja atendido.

Matematicamente isso é possível através da aplicação de uma integral de convolução da distribuição inicial de montante, com uma função de resposta linear unidimensional, escrita por French (1985), da seguinte forma:

$$C(x_2, \tau) = \frac{\int_{-\infty}^{+\infty} U \cdot C(x_1, \tau) \cdot \exp\left\{\frac{[-U \cdot (\bar{t}_2 - \bar{t}_1 - \bar{t} + \tau)]^2}{4 \cdot D_L \cdot (\bar{t}_2 - \bar{t}_1)}\right\} d\tau}{\sqrt{4 \cdot \pi \cdot D_L \cdot (\bar{t}_2 - \bar{t}_1)}} \quad (2.39)$$

Onde o tempo τ representa a variável de integração.

2.5.2.3. Método gráfico de Chatwin

Nesse método, a estimativa de D_L é feita a partir de dados de campo, baseando-se na transformação logarítmica da solução fundamental da equação da advecção-dispersão (Eq. 2.11), que, linearizada, permite a aplicação de um modelo simples de regressão. Esse procedimento é uma variação de um método proposto por Krenkel (1962) e que reescreve a Eq.(2.11) da seguinte forma:

$$\left[t \ln \left(\frac{k}{C\sqrt{t}} \right) \right]^{1/2} = \frac{x}{2\sqrt{D_L}} - \frac{Ut}{2\sqrt{D_L}} \quad (2.40)$$

Onde k é uma constante que representa a quantidade do material transportado pelo escoamento. Essa constante pode ser avaliada através de medidas relativas ao valor das medidas das concentrações de pico, considerando um traçador conservativo, expresso sob a forma:

$$k = \frac{M}{A\sqrt{4\pi D_L}} = Cp\sqrt{tp} \quad (2.41)$$

Pela Eq.(2.42), para a quantidade x constante, a variável do primeiro membro decresce linearmente com o tempo. Com base nos dados de campo e com o valor de k dado pela Eq.(2.41), pode ser gerado um conjunto de pares de valores de $\{t \cdot \ln [(Cp\sqrt{tp})/C\sqrt{t}]\}^{1/2}$ e t . Se o gráfico dessas quantidades produzirem uma linha reta, a velocidade média e o coeficiente de dispersão poderão ser obtidos da declividade da reta e da sua interseção com o eixo das ordenadas, respectivamente.

2.5.2.4. Método de pico de concentração

O quarto método de estimativa de D_L , aqui denominado método do pico de concentração, **MPC** (Rutherford, 1994), requer o conhecimento do valor da concentração máxima ou de pico, denominado C_p .

Conforme a equação (2.11), para um traçador conservativo, em um tempo t_i fixo, a concentração de pico varia inversamente com a raiz quadrada da distância:

$$C_p = \frac{M}{A\sqrt{4\pi D_L t_i}} = \frac{M}{A\sqrt{4\pi D_L x_p/U}} \quad (2.42)$$

Onde x_p é a posição a jusante da fonte em que ocorre a máxima concentração no tempo t_i . Da Eq.(2.42), um gráfico de C_p versus $1/\sqrt{x_p}$ resultará em uma declividade igual a $M/(A \cdot \sqrt{4 \cdot \pi \cdot D_L/U})$, que pode ser estimada a partir da regressão linear dos dados de campo. Para obter D_L é preciso, ainda, conhecer a massa do traçador injetada, bem como a área da seção transversal e a velocidade média do escoamento.

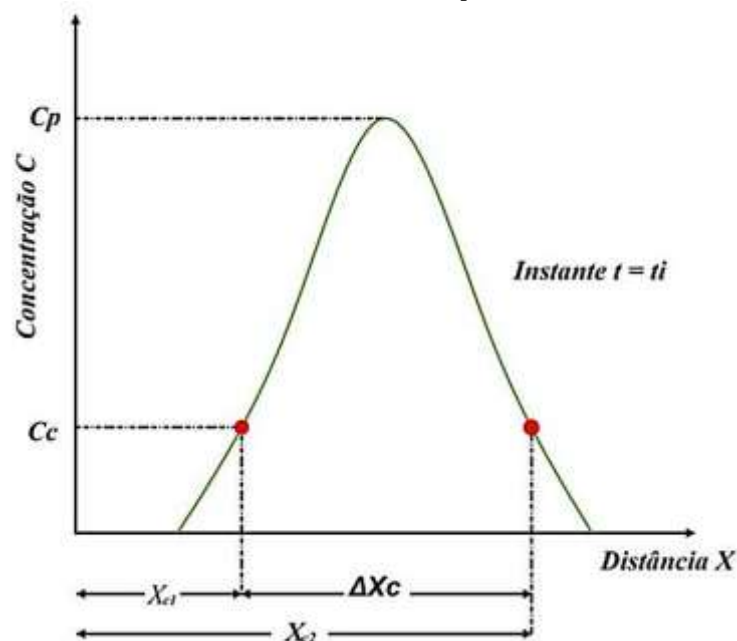
Na prática, conhecida a vazão Q , pode-se determinar a área média da seção transversal, $A = Q/U$, podendo U ser obtido da Eq. (2.33).

2.5.2.5. Método da Coroa de Concentração

Esse método utiliza dados relativos à coroa da curva de concentração de um traçador conservativo, sendo designado por Barbosa Jr. (1999), como Método da Coroa de Concentração ou MCC.

Baseia-se nas propriedades da solução fundamental da equação diferencial da advecção-dispersão para a obtenção do coeficiente D_L a partir da expressão que fornece a extensão do trecho Δx_c , em que a concentração supera um valor adotado como referência, ou crítico, C_c no tempo genérico t_i , conforme visualizado na Figura 16.

Figura 16- Visualização gráfica da extensão do trecho, em que a concentração do traçador excede um valor de referência C_c , no tempo t_i .



Fonte: Adaptado de Barbosa et al. (2005).

A partir da Eq.(2.11), escrita para $C = C_c$ no tempo $t = t_i$, tem-se:

$$\ln \frac{C_c}{C_p} = \frac{-(x_c - Ut_i)^2}{4.D_L.t_i} \quad (2.43)$$

ou

$$(x_c - Ut_i)^2 = 4.D_L.t_i \ln \frac{C_p}{C_c} \quad (2.44)$$

A Eq.(2.44) tem duas raízes, que são as distâncias x_{c1} e x_{c2} mostradas na Figura 16. A diferença entre essas raízes resulta na equação:

$$\Delta x_c = 4\sqrt{D_L t_i \ln (C_p / C_c)} \quad (2.45)$$

Cuja validade se restringe para a situação onde $C_p > C_c$. Refazendo a equação (2.45), através da teoria da hipótese de nuvem congelada (Eq. 2.46);

$$\Delta t_c = \frac{\Delta x_c}{U} = \frac{\Delta x_c.t_p}{x} \quad (2.46)$$

Tem-se a expressão de estimativa de D_L na forma da equação:

$$D_L = \frac{(\Delta t_c.U/4)^2}{t_p \ln(C_p / C_c)} \cong \frac{\Delta t_c^2}{16 t_p^3} \frac{x^2}{\ln(C_p / C_c)} \quad (2.47)$$

Ao ser considerado um conjunto de dados de concentração versus tempo referido a uma estação localizada à distância x a jusante do ponto de injeção do traçador conservativo, a equação (2.47) pode ser resolvida para diferentes valores de C_p / C_c (e diferentes Δt_c) podendo, então, ser calculado um valor médio de D_L .

2.5.3. Estimativa do comprimento requerido para mistura completa

Quando um traçador qualquer é utilizado em estudos hidrodinâmicos, deve existir uma distância suficiente entre o ponto de injeção e as seções de monitoramento a jusante onde ocorrerão as coletas das amostras.

De acordo com Devens (2006), somente após uma distância suficientemente grande da seção de injeção do traçador é que a mistura torna-se completa, quando a equação da advecção-

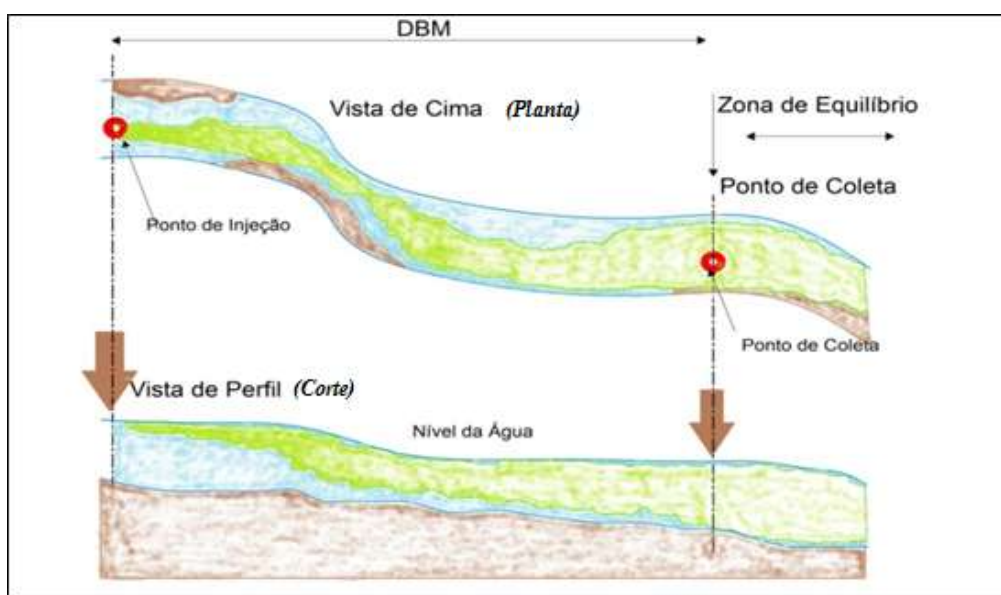
dispersão unidimensional torna-se válida e os métodos de quantificação do coeficiente de dispersão longitudinal são aplicáveis. A essa distância dá-se o nome de “Distância de Boa Mistura”.

Os modelos matemáticos utilizados para a quantificação do coeficiente de transferência gasosa, bem como o próprio objetivo de quantificação do coeficiente de dispersão longitudinal, exigem a verificação da hipótese de uniformidade da distribuição transversal das concentrações dos traçadores no escoamento. Isso conduz à necessidade do atendimento de uma condição de unidimensionalidade do processo de transporte de massa dentro da seção de teste, entre as seções de amostragem. Assim, na prática, na seleção das seções de injeção e amostragem foi levada em conta a necessidade de se ter a mistura lateral completa na seção de amostragem mais próxima do ponto de lançamento, isto é, na seção de montante (Barbosa Jr., 1997, pg. 2).

A aplicação dos métodos de quantificação de D_L supõe que as substâncias sejam conservativas, ou seja, substâncias que não sofrem degradação, possuindo tempo de residência no meio aquático superior ao tempo dos ensaios, considerando o fluxo permanente em todo o trecho estudado.

Desta maneira, conforme se visualiza na Figura 17, tem-se um traçador que dispersa no fluxo do rio, nas três dimensões, vertical, transversal e longitudinal. É necessário que as amostras sejam tomadas após a distância de boa mistura, ou seja, na “zona de equilíbrio”, aquela onde tanto a mistura vertical quanto a mistura lateral já tenham sido alcançadas, a partir daí, $\sigma_x^2 \propto t$.

Figura 17- Comprimento requerido para mistura completa



Fonte: Adaptado de Silva et al. (2009)

Dessa forma, conforme explanado por Devens et al., (2010), sabe-se que a aplicabilidade do modelo Fickiano somente pode ser aplicada após a zona advectiva, quando espera-se que o crescimento da variância da distribuição da concentração seja linear com o tempo.

Neste sentido, a distância de boa mistura será alcançada quando a mistura lateral for completada, ou seja, a concentração do traçador for a mesma em qualquer ponto de uma seção transversal do rio, em cada instante t , isto por que a mistura vertical ocorre primeiro. Em modelos unidimensionais, a condição de mistura lateral completa é determinante para o cálculo de D_L .

A distância para mistura completa depende de vários parâmetros hidrodinâmicos do escoamento. Existem na literatura algumas fórmulas empíricas a partir das quais pode-se estimá-la. É importante destacar que estas fórmulas apresentam apenas uma estimativa da distância para que ocorra a mistura completa do traçador. Neste estudo, sua estimativa foi obtida através da equação proposta por Fischer et al. (1979), para a injeção do traçador feita na linha de centro do canal:

$$L = 0,1 \frac{U.B^2}{\varepsilon_z} \quad (2.48)$$

em que B é a largura do canal e ε_z é a difusividade turbulenta transversal, calculada conforme:

$$\varepsilon_z = 0,60 \cdot u_* \cdot h \quad (2.49)$$

Onde h e B estão em m, U e u^* em m/s e ε_z em m^2/s .

CAPÍTULO 3

MATERIAIS E MÉTODOS

Os procedimentos, equipamentos e materiais descritos neste capítulo visaram a facilitar a execução dos testes de campo, utilizando traçadores fluorescentes e salinos para a determinação do coeficiente de dispersão longitudinal em pequenos e médios cursos de água naturais interceptados pela BR MG 050.

Os estudos de campo foram realizados em cinco cursos de água da bacia do Rio Uberabinha, na região do município de Uberlândia e também na bacia do Rio Jordão no município de Araguari, ambos no Estado de Minas Gerais. Nestes estudos, empregou-se o método de injeção instantânea (MII), vertendo todo o volume do traçador instantaneamente no centro do canal. Em todos os testes de campo realizados, buscou-se respeitar a distância de boa mistura, restrição para atendimento da unidimensionalidade do processo de transporte de massa nos cursos de água naturais.

Para a obtenção dos dados de diluição e dispersão produzidos por estes escoamentos e para possibilitar a quantificação dos tempos de viagem e auxiliar o monitoramento da passagem da nuvem de traçadores pelas seções de amostragem, utilizaram-se os traçadores fluorescentes Fluoresceína Sódica (*Color Index 45170*), Rodamina (*Color Index 45350*) e o traçador salino Cloreto de Sódio (NaCl). A escolha por cada um destes traçadores, os trechos de rios escolhidos e os materiais utilizados são esclarecidos neste capítulo.

3.1. Considerações sobre a utilização dos traçadores

A utilização da fluoresceína sódica se deve a um conjunto de fatores dentre os quais se pode destacar o fato de esta ser obtida por baixo custo e ser facilmente adquirida no mercado nacional, além de poder ser analisada com grande facilidade por possuir baixo limite de detecção, utilizando o equipamento denominado espectrofluorímetro.

Apesar de sofrer interferência da incidência solar, neste estudo buscou-se realizar os ensaios com curta duração e em horários de menor incidência solar do dia, além de armazenar as

amostras em frascos escuros em uma maleta de coloração escura. Além disso, destaca-se o fato de que a fluoresceína sódica possui boa solubilidade em água e é de fácil detecção devido à sua fluorescência. É uma substância que não está presente naturalmente no curso de água em estudo, não é tóxica aos seres vivos e apresenta custo consideravelmente baixo em relação aos demais traçadores, além de ser de fácil manuseio e armazenamento.

Já a utilização da Rodamina segue o mesmo princípio, porém a mesma é menos suscetível à ação da fotodegradação. Destaca-se, no entanto, que o grupo Rodamina é menos indicado para estudos hidrológicos, conforme abordado no item 2.4.2 deste trabalho. Por este motivo utilizou-se deste traçador apenas no rio Jordão, tomando o devido cuidado de não utilizar em quantidades além do necessário.

Neste sentido, optou-se pela utilização destes dois tipos de traçadores fluorescentes, aliado ao fato do baixo custo e da possibilidade de utilização dos aparelhos de detecção já existentes no Laboratório de Fotoquímica da UFU.

A utilização do traçador salino Cloreto de Sódio (NaCl) nesta pesquisa está relacionada à ordem prática. Apesar de o sal NaCl não ser uma substância absolutamente conservativa, conforme relatado por Devens (2006), suas concentrações permitem uma boa quantificação dos coeficientes de dispersão longitudinal dos cursos de água ensaiados onde, dentre as vantagens de sua utilização, destaca-se a boa solubilidade em água, presença natural praticamente nula, a não toxicidade e a facilidade de armazenamento e quantificação, além do baixo custo.

Insta destacar que para a utilização do NaCl é fundamental realizar a medição da condutividade natural do curso de água antes do lançamento do traçador salino, proveniente de íons existentes no mesmo, a fim de que esse valor seja posteriormente subtraído dos dados coletados.

3.2. Seleção dos córregos e definição dos trechos de teste

A escolha dos córregos para a realização dos testes com traçadores se deu principalmente pela vulnerabilidade à contaminação por acidentes rodoviários com cargas perigosas, bem como a acessibilidade aos trechos de injeção e coleta das amostras. Desta forma, este estudo foi realizado em seis cursos de água de pequena e média vazão.

O exame de mapas disponíveis pelo IBGE e de relatórios com informações de dados hidrológicos da Agência Nacional das Águas foi adotado como elemento auxiliar para a escolha dos trechos e do período de execução de cada teste. Foram realizadas visitas preliminares para reconhecimento e verificação da facilidade de acesso aos trechos de teste.

Na definição do ponto de injeção e do trecho reservado para mistura, evitou-se a escolha de seções rasas. De acordo com Barbosa Jr. (1997), quanto mais estreito e profundo é o trecho de escoamento, melhor é a mistura lateral. Este cuidado foi importante considerando-se o interesse em operar em condições unidimensionais do processo de transporte, em acordo com a metodologia de trabalho proposta.

Além disso, visando ao atendimento do requisito de mistura lateral completa das concentrações dos traçadores na seção transversal do escoamento procurou-se assegurar a “*Distância de boa mistura- DBM*” através da equação 2.48. Este cuidado foi importante considerando-se o interesse em operar em condições unidimensionais do processo de transporte, em acordo com a metodologia de trabalho proposta.

Na escolha dos trechos, a acessibilidade dos pontos de injeção e coleta foi fator determinante. Os córregos e rios da região em estudo são, em sua maioria, formados em regiões hidromórficas denominadas “veredas”. Neste sentido, verificou-se que muitos trechos de córregos interceptados pela Rodovia BR MG 050 não formavam um fluxo de escoamento permanente, exatamente por ser um ambiente hidromórfico onde o solo, principalmente nas proximidades das nascentes, retém grande parte da água, formando um curso de água intermitente nestes trechos, motivo pelo qual não fizeram parte do escopo da pesquisa.

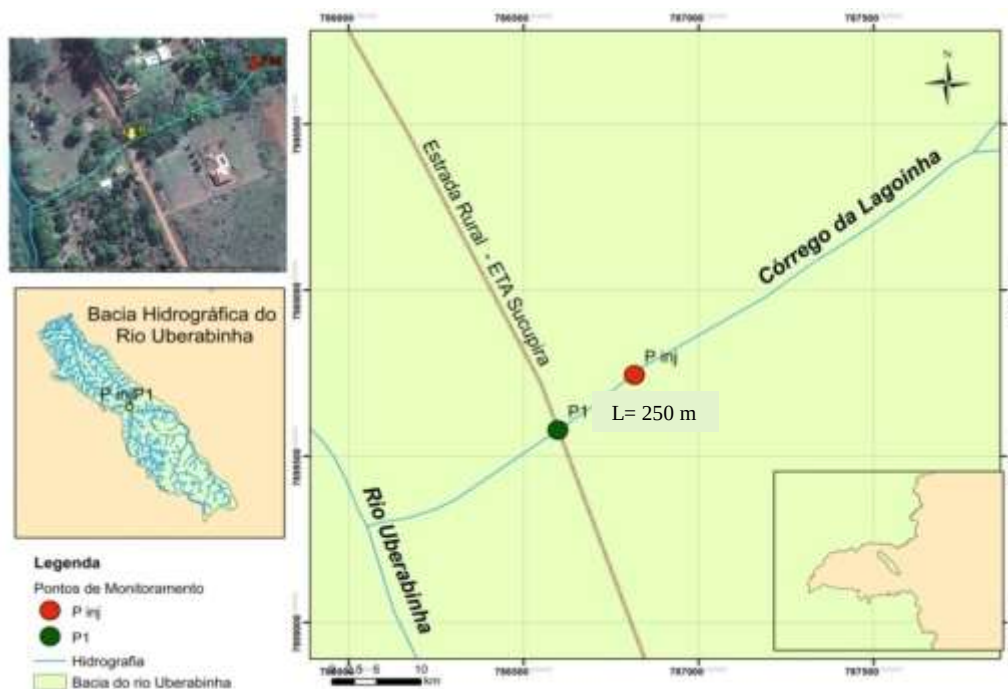
Desta maneira, buscou-se identificar trechos de fluxo permanente e de melhor acessibilidade por dentro das matas de galeria formadas às margens dos córregos. Para isso, realizaram-se os testes em períodos não chuvosos, a fim de garantir o fluxo permanente do escoamento, bem como verificar o processo de dispersão e transporte de substâncias conservativas no período mais crítico para o escoamento.

Insta destacar que a própria rodovia permitiu um melhor acesso aos pontos de injeção, uma vez que, na maior parte das vezes, existem obras de drenagem para passagem da rede hidrográfica por baixo das mesmas sejam estas pontes ou manilhas. Destaca-se também o fato

de que buscou-se realizar a injeção em pontos de maior proximidade das rodovias, para melhor representar a possibilidade de um acidente com carga perigosa.

O primeiro curso de água escolhido foi um córrego urbano de baixa vazão denominado córrego da Lagoinha, um afluente do rio Uberabinha que nasce no perímetro urbano do município de Uberlândia - MG. Este foi o único córrego estudado que não é interceptado pela BR MG 050. Sua importância consistiu unicamente no treinamento para a realização dos testes em córregos de maior vazão, bem como para compreender a metodologia a ser utilizada e a validação da utilização do traçador salino NaCl. O mapa da Figura 18 ilustra o trecho onde foi realizado este teste.

Figura 18 – Ponto de injeção e monitoramento - Córrego da Lagoinha em 29/06/2012



Fonte: O próprio autor

O trecho de teste neste córrego mede 250 metros desde a seção de injeção do traçador (P_{inj}) até a seção de amostragem (P_1), o qual foi reservado 21,57 metros para a mistura completa do traçador, calculada pela Eq. 2.48. Neste córrego, foi monitorada a passagem da pluma do traçador salino NaCl em apenas uma seção de monitoramento devido à limitação inicial de corpo técnico treinado.

Posteriormente, três afluentes do Ribeirão Bom Jardim a montante de um barramento utilizado para captação de água para abastecimento do município de Uberlândia (MG), foram

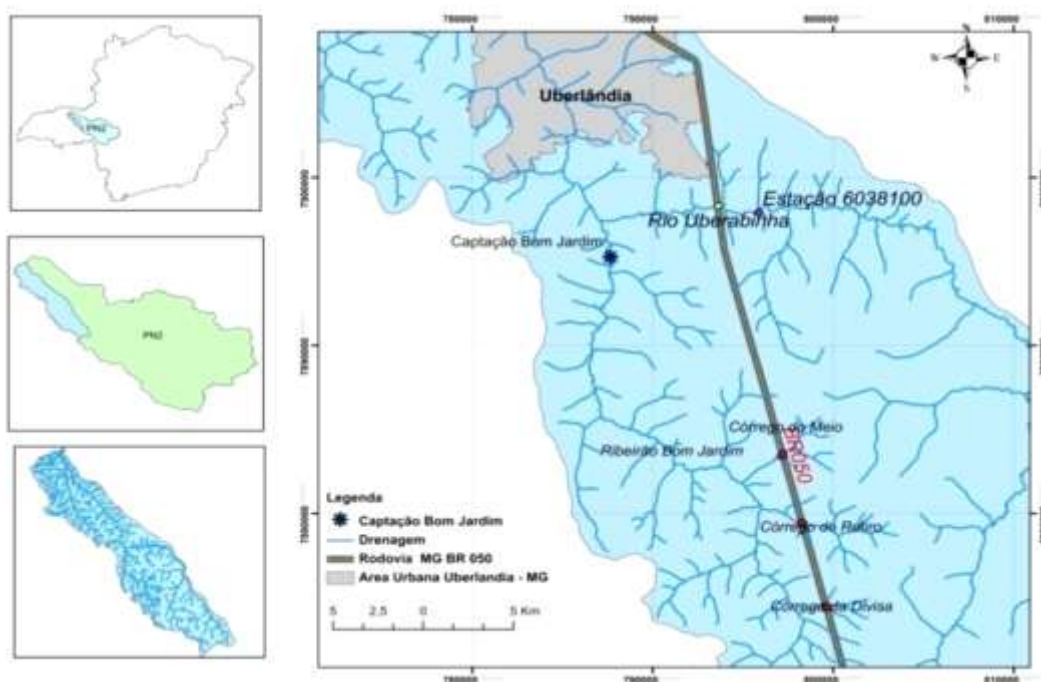
objeto de estudo. Nestes, foram realizadas duas campanhas, utilizando inicialmente na primeira campanha o traçador salino NaCl e posteriormente, em uma segunda campanha, o traçador fluorescente fluoresceína sódica concomitantemente com o traçador salino NaCl. A Figura 19 ilustra o momento em que foi realizada a injeção dos traçadores.

Figura 19 Injeção do traçador salino NaCl concomitantemente com o traçador fluorescente Fluoresceína Sódica no córrego do Meio -



De uma forma mais ampla, a Figura 20 ilustra estes três córregos, sendo estes o córrego do Meio, córrego do Retiro e córrego da Divisa, interceptados pela BR MG 050.

Figura 20 – Localização dos Córregos do Meio, do Retiro, da Divisa e rio Uberabinha- UPGRH PN2

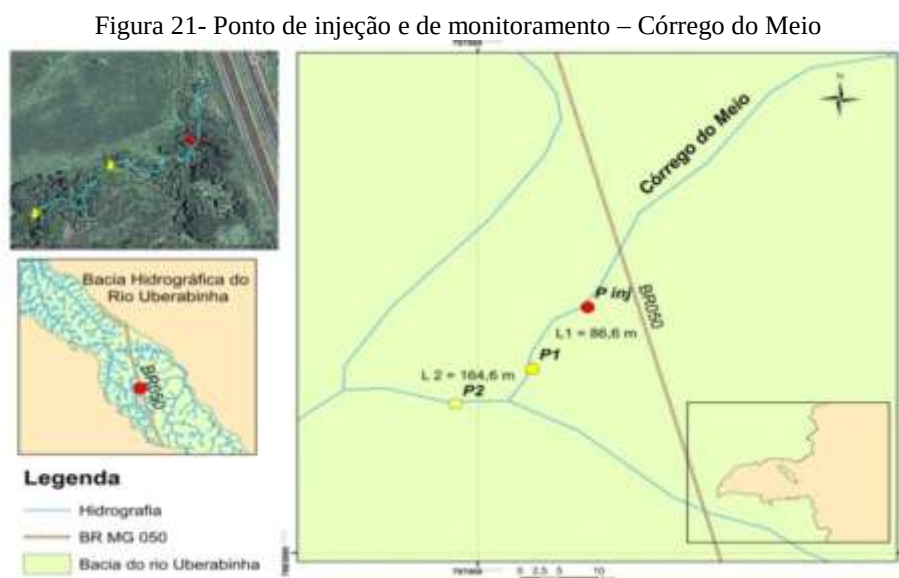


Fonte: O próprio autor

Nessa figura é possível visualizar um dos pontos de captação de água para abastecimento público do município de Uberlândia, sendo os três córregos referidos, afluentes do ribeirão Bom Jardim, situados a montante do ponto de captação. A realização destes testes em diferentes estágios sazonais do curso de água visou a verificação da variabilidade do coeficiente de dispersão longitudinal para características fluviométricas distintas

Para a melhor compreensão da localização dos trechos de testes dos cursos de água estudados na bacia do rio Uberabinha, as Figuras 21 a 24 ilustram a localização dos pontos de injeção (P_{inj}) e de monitoramento (P_1) e (P_2). Nestas figuras, objetivou-se ilustrar o comprimento dos trechos de teste, bem como a proximidade destes com a rodovia BR MG 050.

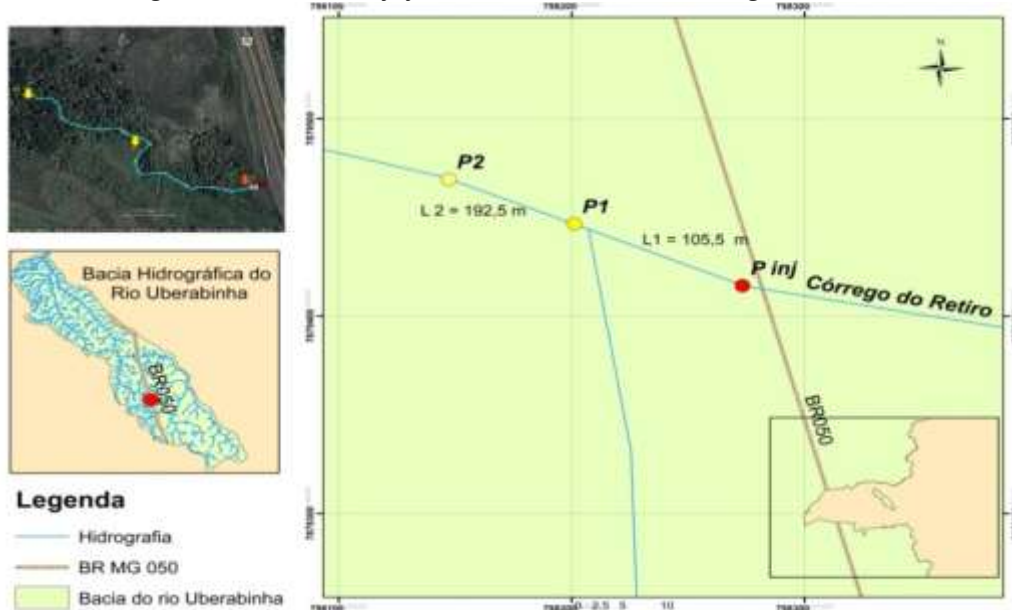
No córrego do Meio, o trecho de teste mediu 164,6 metros desde a seção de injeção do traçador (P_{inj}) até a seção de amostragem (P_2), estando o ponto de monitoramento (P_1) distante 86,6 metros de distância do P_{inj} . O mapa da Figura 21 ilustra o trecho onde foram realizados esses testes, bem como os pontos de injeção e monitoramento.



Fonte: O próprio autor

No córrego do Retiro por sua vez, o trecho de teste mediu 192,4 metros desde a seção de injeção do traçador (P_{inj}) até a seção de amostragem (P_2), estando o ponto de monitoramento (P_1) distante 105,0 metros de distância do P_{inj} . O mapa da Figura 22 ilustra o trecho onde foram realizados os testes, bem como os pontos de injeção e monitoramento.

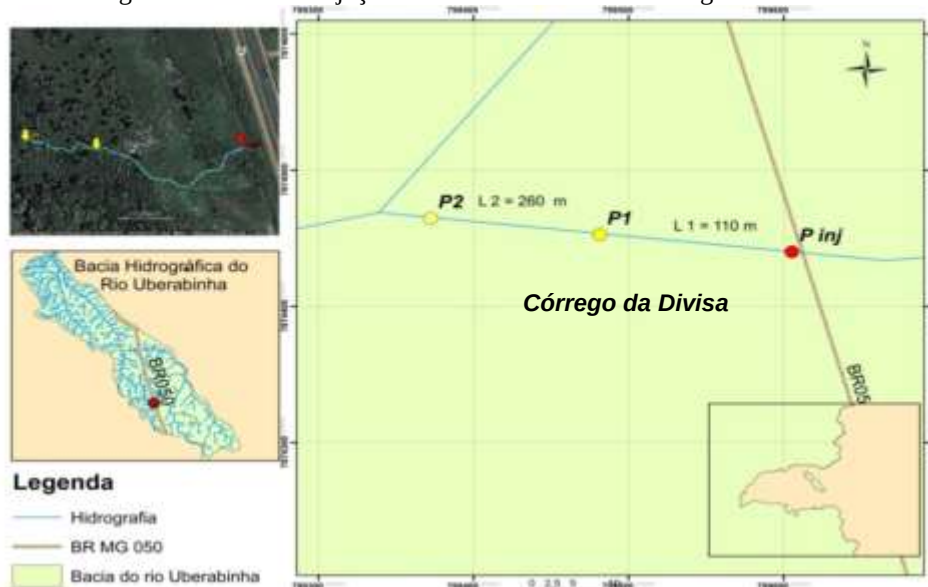
Figura 22- - Ponto de injeção e de monitoramento – Córrego do Retiro.



Fonte: O próprio autor

No córrego da Divisa, o trecho de teste mede 260 metros desde a seção de injeção do traçador (P_{inj}) até a seção de amostragem (P_2), estando o ponto de monitoramento (P_1) a 110 metros de distância do P_{inj} . O mapa da Figura 23 ilustra o trecho onde foi realizado este teste, bem como os pontos de injeção e monitoramento.

Figura 23- Ponto de injeção e de monitoramento – Córrego da Divisa



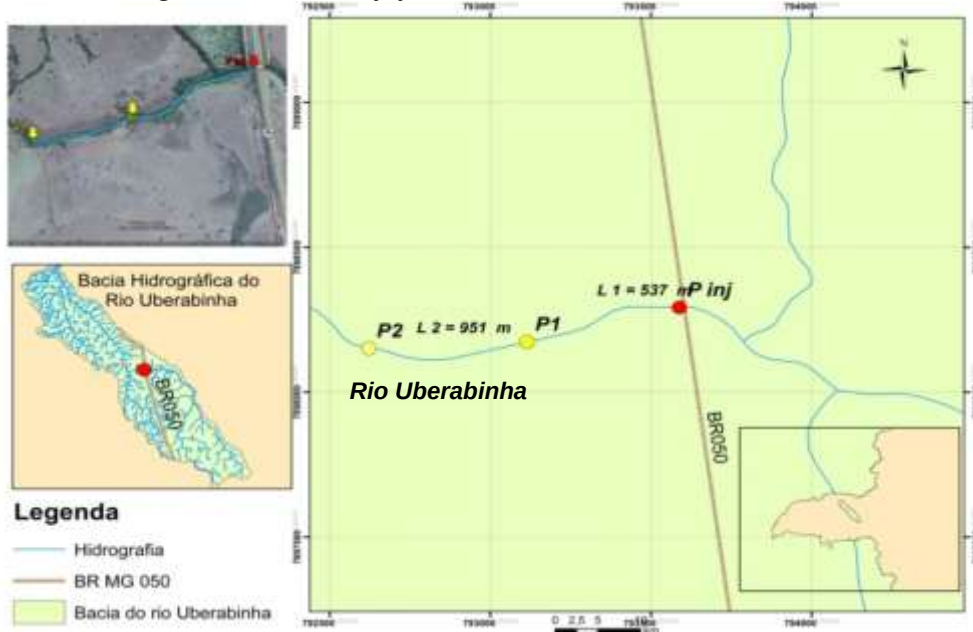
Fonte: O próprio autor

Posteriormente, a fim de caracterizar o comportamento do transporte e da dispersão de poluentes em córregos de maior vazão, realizou-se um teste utilizando apenas o traçador fluorescente fluoresceína sódica no rio Uberabinha, também ilustrado na Figura 20.

Neste curso de água, o comprimento total do trecho de teste foi de 951 metros desde a seção de injeção do traçador (P_{inj}) até a seção de amostragem (P_2), estando o ponto de monitoramento (P_1) a 537 metros de distância do P_{inj} . Destes, 174,25 metros foi estimada como necessário a mistura completa do traçador, conforme a Eq. 2.48. Duas seções de monitoramento foram utilizadas, no entanto, devido à estimativa incorreta do tempo de chegada da pluma do traçador, os dados da segunda seção não puderam ser utilizados em sua totalidade, fato que será explanado no capítulo 4.

A Figura 24 ilustra o trecho onde foi realizado o teste. Cuidou-se em verificar a presença de captação a jusante do ponto de injeção, a fim de identificar possíveis usuários. Para isso, realizou-se uma consulta ao Sistema Estadual de Meio Ambiente – SISEMA, a fim de identificar os possíveis usuários cadastrados e a verificar a necessidade de comunicação à comunidade instalada na área de influência desse estudo. Contudo, constatou-se que nos trechos em estudo nenhum usuário capta a água superficial diretamente.

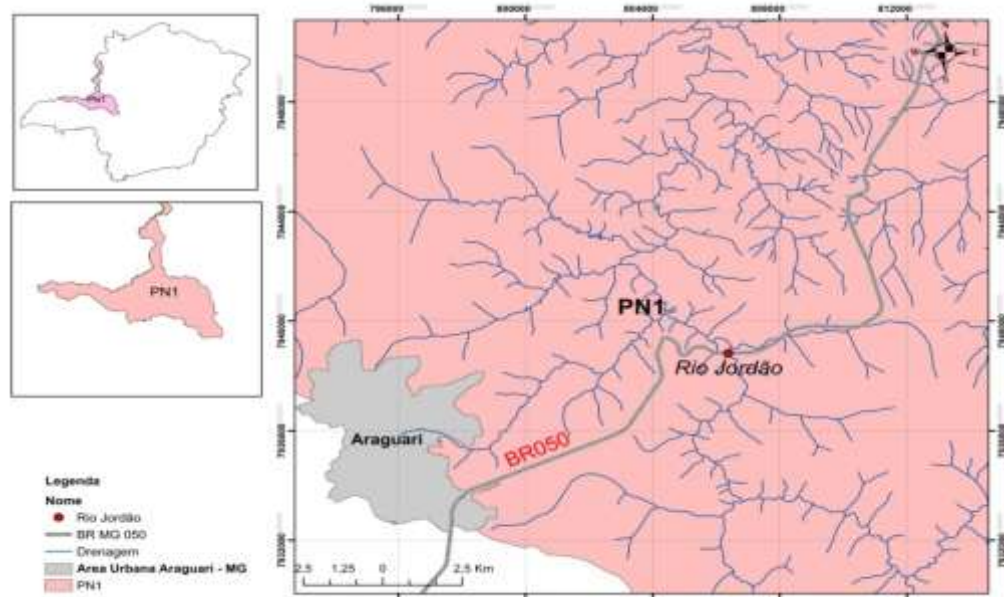
Figura 24- Ponto de injeção e de monitoramento – rio Uberabinha



Fonte: O próprio autor

Por fim, escolheu-se o rio Jordão, no município de Araguari-MG, ilustrado na Figura 25, para a realização de um teste utilizando o traçador fluorescente Rodamina.

Figura 25 - Rio Jordão UPRGH PN1

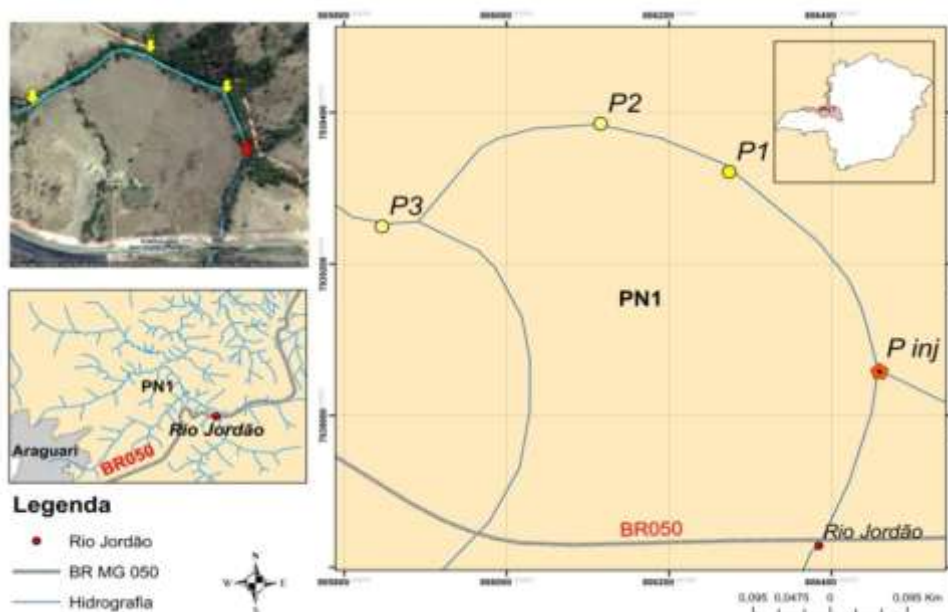


Fonte: O próprio autor

Neste, o comprimento total do trecho de teste mediu 812 metros desde a seção de injeção do traçador até a última seção de amostragem, sendo que foi monitorada a passagem da pluma do traçador em três seções de monitoramento. Neste curso de água apenas um teste foi realizado. O ponto de monitoramento (P_1) a 212,49 metros foi descartado, uma vez que no mesmo verificou-se que ainda não havia sido completada a mistura lateral do traçador.

Considerou-se o (P_2) a 494,6 metros de distância do P_{inj} e o (P_3) a 812 metros de P_{inj} . A mistura completa do traçador, calculada pela Eq. 2.48 foi de 377 metros. O mapa da Figura 26 ilustra o trecho onde foi realizado este teste, bem como os pontos de injeção e monitoramento.

Figura 26 - Ponto de injeção e de monitoramento – rio Jordão.



Fonte: O próprio autor

3.3. Obtenção dos dados hidrodinâmicos e geométricos

Nos trechos estudados, as características hidrodinâmicas são fundamentais para a solução da equação de advecção-dispersão. A determinação prévia dos parâmetros hidrodinâmicos e geométricos dos escoamentos consistiram na obtenção em campo, de dados necessários a organização dos ensaios de campo a fim de aperfeiçoar os procedimentos antes de realizar a injeção dos traçadores.

Adicionalmente, calculou-se o valor da $Q_{7,10}$ (vazão mínima de sete dias de duração e dez anos de recorrência) no ponto de injeção para os córregos estudados. O IGAM recomenda como bibliografia para a determinação da vazão $Q_{7,10}$, a metodologia de regionalização de vazões mínimas utilizadas no trabalho realizado por Souza (1993).

Neste estudo, a regionalização das vazões foi obtida junto a Gerência de Apoio à Regularização Ambiental do IGAM - GEARA e Superintendências Regionais de Meio Ambiente – SUPRAM TMAP. A partir dos mapas contendo isolinhas de rendimento específico, em $L/s. km^2$, para vazões mínimas e máximas com 10 anos de período de retorno, e média de longo termo para todo o Estado, as vazões de referência $Q_{7,10}$, em cada seção de injeção dos cursos de água foram obtidas através de metodologia que associa rendimento específico de cada região, a área de drenagem em análise e as características físicas, de solo

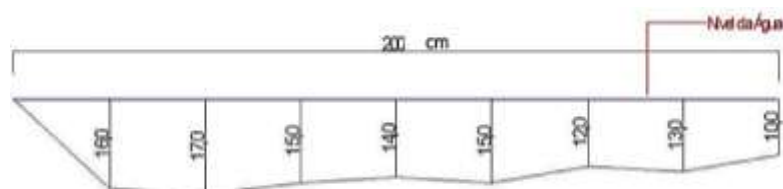
e meteorológicas das bacias hidrográficas. O cálculo da $Q_{7,10}$ foi obtido unicamente para verificar a coerência destes com os valores das vazões obtidos nos testes em campo.

3.3.1. Obtenção dos dados hidrodinâmicos e geométricos na seção de injeção do córrego da Lagoinha

A obtenção dos parâmetros geométricos no córrego da Lagoinha foi realizada através da batimetria da seção de injeção para levantamento do perfil da seção transversal. Buscou-se definir uma seção transversal uniforme sem remansos e obstáculos que poderiam interferir na dispersão longitudinal do traçador. Utilizou-se, na batimetria da seção, uma haste de ferro graduada para medir as profundidades da seção e uma fita métrica para a obtenção de sua largura.

Para medição das profundidades, dividiu-se a largura da seção em subseções distantes 25 cm uma da outra. Com os dados de profundidade de cada vertical, e da distância entre as mesmas, foi possível a obter o layout da seção transversal com a utilização do programa AutoCAD, conforme ilustrado na Figura 27, permitindo a obtenção da área da seção transversal, bem como do perímetro, profundidade média e raio hidráulico.

Figura 27 - Seção transversal do córrego da Lagoinha em 29/06/2012



Após a obtenção desses parâmetros, procedeu-se à obtenção da velocidade média do escoamento, utilizando o método do flutuador, para treinamento e planejamento do primeiro teste. Utilizou-se de flutuadores (pedaços de isopor) para a determinação da velocidade superficial do escoamento onde, após determinar uma distância de cerca de 10 metros, mediu-se quanto tempo o flutuador levou para percorrer essa distância, obtendo o valor da velocidade superficial. Como a velocidade superficial é superior à velocidade média do escoamento, a velocidade média corresponderá a cerca de 80 a 90% da velocidade superficial.

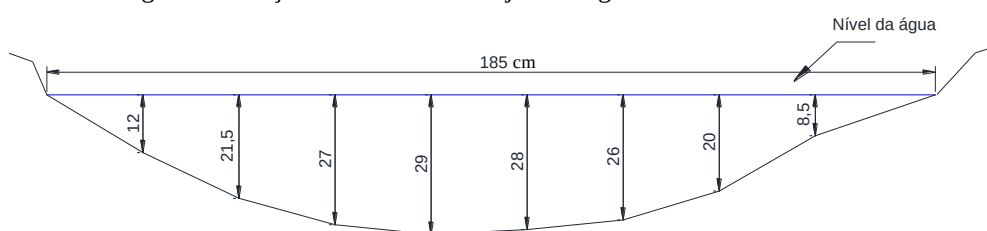
Desta forma, obteve-se a velocidade média multiplicando a velocidade superficial encontrada com o método do flutuador por 0,85 e posteriormente obteve-se a vazão ao multiplicar a

velocidade média pela área molhada da seção transversal do ponto onde foi obtida a velocidade.

3.3.2. Obtenção dos dados hidrodinâmicos e geométricos no córrego do Meio

Da mesma maneira que se procedeu para a obtenção dos dados geométricos no córrego da Lagoinha, procedeu-se para a obtenção dos parâmetros geométricos no córrego do Meio, diferindo que para este, a distância para medição da profundidade foi de 20 cm entre cada vertical. A Figura 28 ilustra a seção transversal obtida para o córrego do Meio em 30/09/2012.

Figura 28 - Seção transversal do *Pinj* - Córrego do Meio em 30/09/2012



Obteve-se ainda o valor da $Q_{7,10}$ do ponto de injeção neste córrego, a partir da área da bacia hidrográfica multiplicado pelo coeficiente da isolinha de vazão mais próxima. Obteve-se o valor de 0,0592 m³/s para a $Q_{7,10}$ do córrego do Meio, cuja área de drenagem obtida foi de 16,45 km².

3.3.3. Obtenção dos dados hidrodinâmicos e geométricos no ponto de injeção do córrego do Retiro

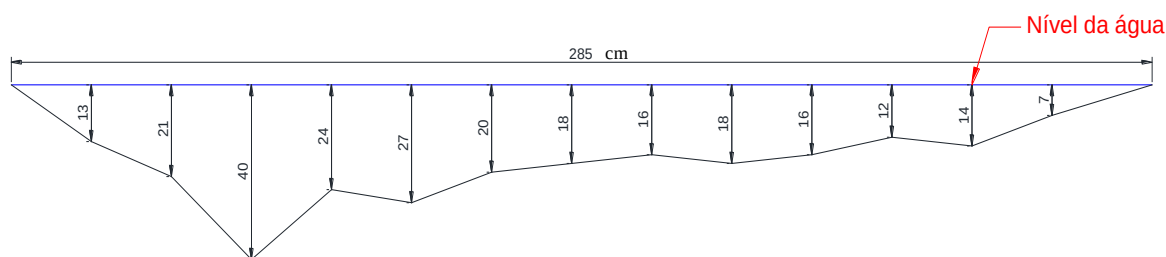
Para o córrego do Retiro, para a obtenção dos parâmetros geométricos dividiu-se a largura da seção em subseções equidistantes 30 cm uma da outra. A Figura 29 ilustra o procedimento para a obtenção dos parâmetros geométricos no córrego do Retiro.

Figura 29- Determinação da seção transversal do Ponto de injeção no Córrego do Retiro



Com os dados de profundidade de cada vertical e distância entre as mesmas, foi possível a obter o layout da seção transversal com a utilização do software AutoCAD e consequentemente a obtenção da área da seção transversal, bem como do perímetro, profundidade média e raio hidráulico. A Figura 30 ilustra a seção transversal do ponto de injeção no córrego do Retiro.

Figura 30 - Seção transversal do córrego do Retiro em 27/07/2012



Para a obtenção da velocidade média do escoamento neste córrego, por sua vez, utilizou-se método do molinete hidrométrico. O molinete é um aparelho constituído de hélices projetadas para girar em velocidades diferentes de acordo com a velocidade da água. Estas hélices quando impulsionadas pelo líquido, são rotacionadas proporcionalmente à velocidade do escoamento. A relação entre velocidade da água e velocidade de rotação do molinete é a equação do molinete fornecida pelo fabricante e que deve ser verificada periodicamente, devido à possibilidade de alteração pelo desgaste das peças. Neste estudo foi utilizado o molinete ilustrado na Figura 31. Trata-se de um molinete da marca Hidrocean Micro-Kartan, cuja equação da velocidade pontual v (m/s) em função da rotação da hélice N (rps) é:

$$v = 0,2853.N + 0,0022 \quad (3.1)$$

Figura 31 - Molinete utilizado neste trabalho de mestrado.



Como o córrego do Retiro possui profundidade inferior a 0,60 metros, utilizou-se a medição tomada em apenas um único ponto da profundidade situada a 60% profundidade local.

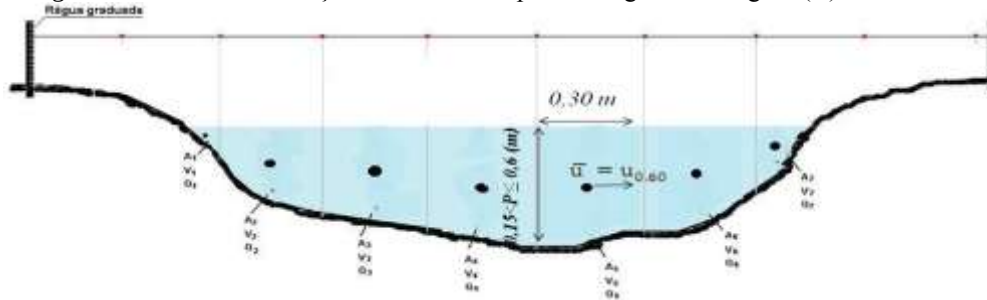
$$\bar{u} = u_{0,60} \text{ , para } h < 0,60 \text{ m} \quad (3.2)$$

Sendo $u_{0,60}$ a velocidade medida com o molinete hidrométrico nas distâncias verticais, posicionado a uma profundidade de 60% contada a partir da superfície.

Para a obtenção da vazão do córrego do Retiro foi empregado o método *da meia-seção*. Este método se baseia na determinação das velocidades pontuais com o uso de um molinete hidrométrico e das respectivas áreas das subseções medidas.

Conforme Azevedo e Neto (1998), para córregos com profundidade entre 0,15 e 0,60 metros e largura igual ou menor que 3 metros, como é o caso do córrego do Retiro, pode-se realizar medições em apenas um ponto no perfil vertical dos mesmos, posicionados a 60% profundidade local e em pontos distanciados 30 cm entre si, conforme ilustra a Figura 32.

Figura 32 - Pontos de medição de velocidade para córregos com largura (B) ≤ 3 metros.



Fonte: Adaptado de Paula (2011)

Uma vez calculada a velocidade média para uma vertical da subárea, a vazão desta seção será resultante da velocidade média medida neste ponto multiplicada por esta subárea. A vazão total será então o resultado do somatório das vazões calculadas em todas as seções, conforme esquematizado na Figura 32, onde:

$$Q_{total} = v_1.A_1 + v_2.A_2 + v_3.A_3 + v_4.A_4 + v_5.A_5 + v_6.A_6 + v_7.A_7 \quad (3.3)$$

A Figura 33 ilustra o momento da medição de velocidade com molinete hidrométrico no córrego do Retiro.

Figura 33 - Medição da velocidade com o método de Molinete Hidrométrico no Córrego do Retiro em 27/07/2012

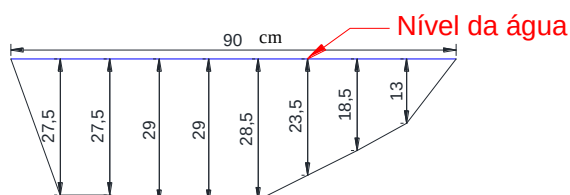


Obteve-se ainda o valor da $Q_{7,10}$ do ponto de injeção no córrego do Retiro, a partir da área da bacia hidrográfica multiplicado pelo coeficiente da isolinha de vazão mais próxima (4). Obteve-se o valor de $0,1003 \text{ m}^3/\text{s}$ para a $Q_{7,10}$ do córrego do Retiro, cuja área de drenagem obtida foi de $27,85 \text{ km}^2$.

3.3.4. Obtenção dos dados hidrodinâmicos e geométricos no córrego da Divisa.

O procedimento adotado para a obtenção dos dados geométricos bem como dos dados hidrodinâmicos para o córrego da Divisa foi semelhante ao utilizado no córrego do Meio, através da batimetria da seção, no entanto com as verticais distantes apenas 10 cm entre si. A seção transversal do córrego Divisa, para o teste realizado em 30/09/2012 encontra-se ilustrada na Figura 34.

Figura 34 - Seção transversal do córrego da Divisa em 30/09/2012



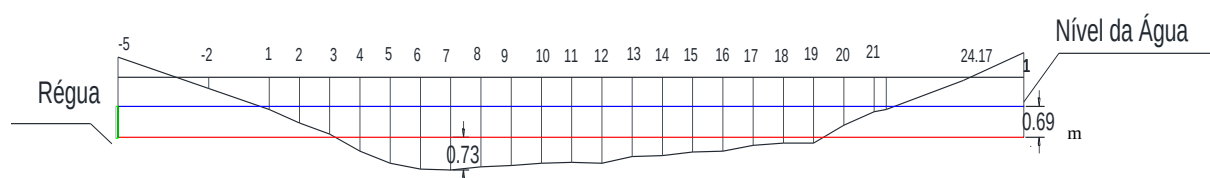
Obteve-se ainda o valor da $Q_{7,10}$ do ponto de injeção no córrego da Divisa, a partir da área da bacia hidrográfica multiplicado pelo coeficiente da isolinha de vazão mais próxima (4).

Obteve-se o valor de $0,0334 \text{ m}^3/\text{s}$ para a $Q_{7,10}$ do córrego da Divisa, cuja área de drenagem obtida foi de $9,2524 \text{ km}^2$.

3.3.5. Obtenção dos dados hidrodinâmicos e geométricos no rio Uberabinha

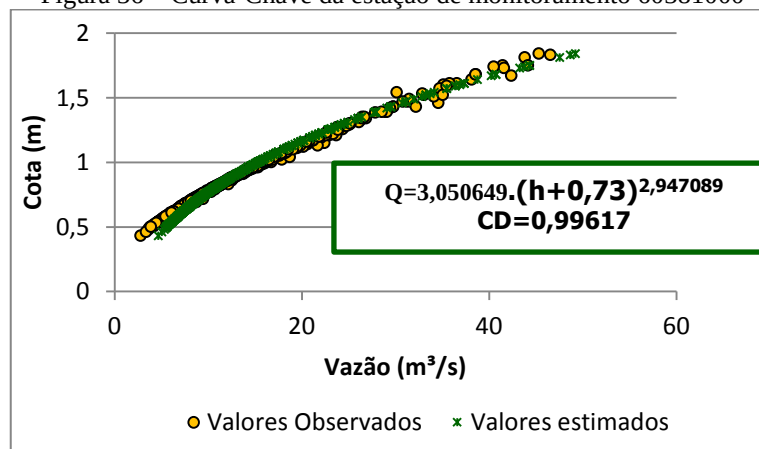
A obtenção dos dados geométricos do rio Uberabinha foi possível a partir dos dados obtidos pela Agência Nacional das Águas (ANA), estação de monitoramento 60381000. Os dados de cotas do perfil transversal desta seção foram transferidos para o programa AutoCAD, a partir dos quais foi possível adquirir os parâmetros geométricos como área da seção molhada, profundidade média, perímetro molhado e raio hidráulico. A Figura 35 ilustra a seção transversal da estação de monitoramento 60381000, que dista cerca de 1,1 km a montante da seção de injeção.

Figura 35 - Seção Transversal do rio Uberabinha em 19/10/12 - Estação ANA 60381000



A partir da série histórica disponibilizada para esta estação, utilizou-se os dados de vazão e cotas no intervalo de tempo de janeiro de 1976 a janeiro de 2013 e obteve-se a curva-chave ilustrada no gráfico da Figura 36.

Figura 36 – Curva-Chave da estação de monitoramento 60381000



Como pode ser observada na Figura 36, a equação da curva-chave obtida está expressa na equação (3.4):

$$Q = 3,050649 \cdot (h + 0,73)^{2,947089} \quad (3.4.)$$

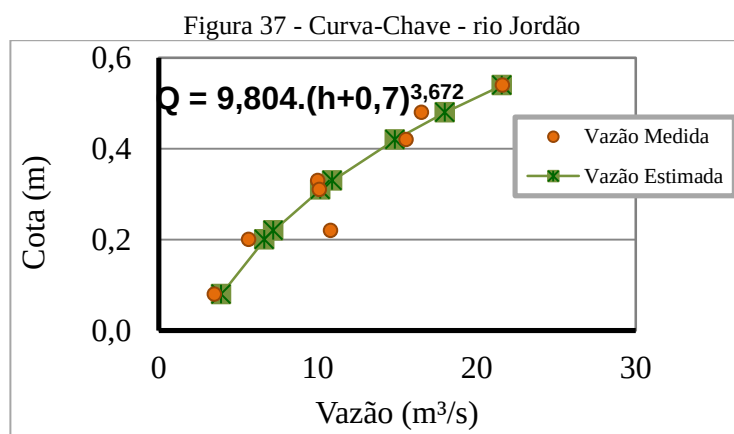
Onde Q é a vazão do escoamento (m^3/s) e h é a leitura da régua linimétrica (m).

Com o valor da cota do dia da amostragem (dia 19/10/2012), obtiveram-se os dados geométricos e hidrodinâmicos da seção transversal, e estimou-se o valor da velocidade média na seção de injeção dividindo a vazão (Q) pela área da seção transversal (A).

Obteve-se ainda o valor da $Q_{7,10}$ do ponto de injeção do rio Uberabinha, a partir da área da bacia hidrográfica multiplicado pelo coeficiente da isolinha de vazão mais próxima (4,3). Obteve-se o valor de $3,149 \text{ m}^3/\text{s}$ para a $Q_{7,10}$ do rio Uberabinha, cuja área de drenagem obtida foi de $813,6983 \text{ km}^2$.

3.3.6. Obtenção dos dados hidrodinâmicos e geométricos no rio Jordão

Para o Rio Jordão, utilizou-se neste estudo os dados de Paula (2011), que ajustou uma curva-chave utilizando dados de oito campanhas de campo, cujo gráfico que relaciona a cota *versus* vazão está ilustrado na Figura 37.



Como pode ser observada na Figura 37, a equação da curva-chave obtida está expressa na forma:

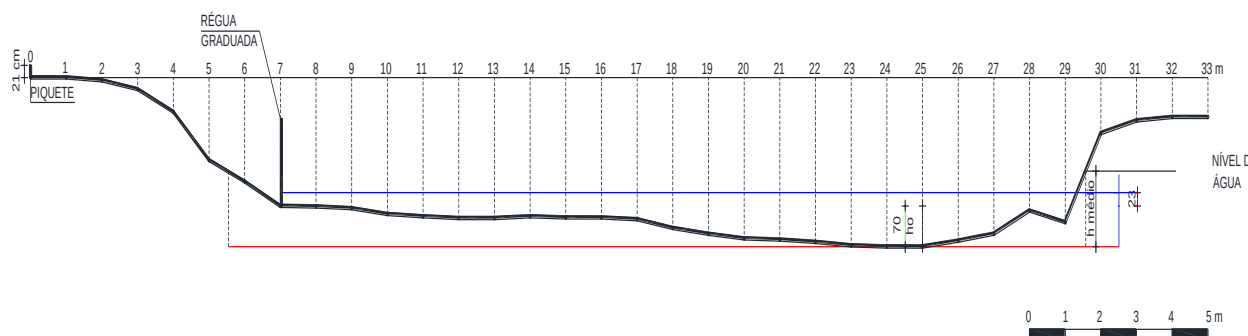
$$Q = 9,804 \cdot (h + 0,7)^{3,672} \quad (3.5.)$$

Onde Q é a vazão do escoamento (m^3/s) e h é a cota da régua linimétrica (m).

Com a leitura da régua linimétrica localizada nas coordenadas $18^\circ 36'72''$ (S) e $48^\circ 06'71''$ (W), verificou-se na data do ensaio de campo (28/08/2012), a cota marcada em 0,23 m. Desta

forma, pode-se obter a área da seção-transversal obtida em AutoCAD, ilustrada na Figura 38, e posteriormente obter os dados geométricos da seção transversal para o dia do teste de campo.

Figura 38- Seção transversal do rio Jordão (P3) em 28/08/2012.



Obteve-se ainda o valor da $Q_{7,10}$ do ponto de injeção do rio Jordão, a partir da área da bacia hidrográfica multiplicado pelo coeficiente da isolinha de vazão mais próxima (4,5). Obteve-se o valor de 2,5984 m³/s para a $Q_{7,10}$ do rio Jordão, cuja área de drenagem obtida foi de 641,59 km². A declividade média dos trechos em estudo e as coordenadas geográficas de cada ponto foram obtidas com o aparelho *Global Position System* (GPS) Garmin, modelo GPS 72.

3.4.Procedimentos de laboratório

Os procedimentos descritos nessa seção se referem ao planejamento e ações desenvolvidas em laboratório para obtenção dos dados de concentração das substâncias traçadoras, obtidas nos testes de campo.

Destaca-se neste item, a necessidade da disponibilidade dos equipamentos de medição, para obtenção das concentrações dos traçadores utilizados, a contar os condutivímetros e espectrofluorímetros. Por esse motivo, antes de iniciar os trabalhos de campo, foi necessário identificar a sensibilidade do Espectrofluorímetro existente no Laboratório de Fotoquímica do Instituto de Química da UFU, para averiguar seu limite de detecção.

Desta forma procedeu-se à obtenção de uma solução padrão de 5 ppm para o traçador fluoresceína sódica e outra solução padrão de 5 ppm para o traçador Rodamina. Para isso fez-se o uso de uma micro balança da marca *Cahn* cuja precisão é de 0,1 µg. Pesaram-se 5 mg de cada um dos traçadores e procedeu-se a confecção da solução padrão diluindo essa massa em 1 L de água, obtendo-se assim uma solução padrão de 5mg/L (5 ppm).

A Figura 39 ilustra o Espectrofluorímetro da marca HITACHI, modelo F4500 utilizado para a leitura das concentrações dos traçadores fluorescentes. Posteriormente procedeu-se a uma diluição em série utilizando os balões volumétricos ilustrados na Figura 40, para obter a reta de calibração da fluoresceína sódica, bem como verificar qual o limite de detecção do espectrofluorímetro.

Figura 39- Espectrofluorímetro Hitachi modelo F4500 utilizado nas leituras de absorbância



Figura 40- Diluição em série da solução padrão de 5 ppm de fluoresceína



Desta maneira, realizou-se a leitura da absorbância das soluções diluídas. Para a fluoresceína, o comprimento de onda é de 492 nm e para a Rodamina é 535 nm. Com as leituras nesses comprimentos de onda, obtiveram-se as retas de calibração ilustradas na Figura 41 e na Figura 42. Para a Rodamina, por sua vez, verificou-se no espectrofluorímetro um limite de detecção de 10 ppb.

Figura 41 - Reta de calibração da Fluoresceína Sódica

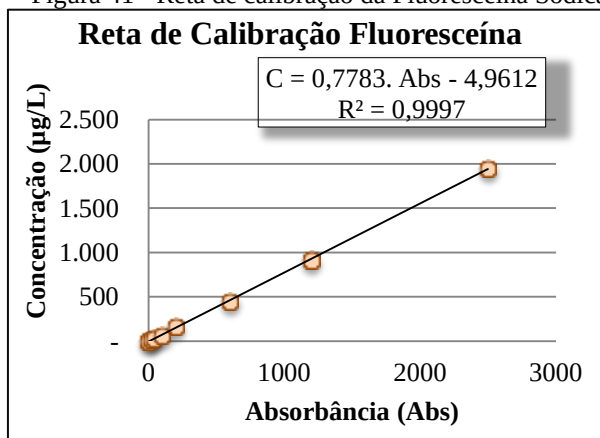
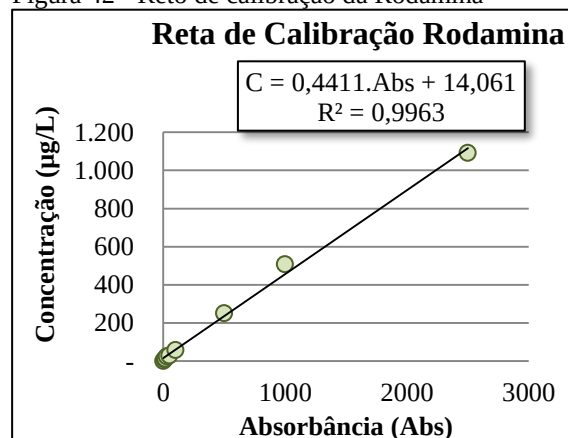


Figura 42 - Reta de calibração da Rodamina



Para a utilização do traçador salino NaCl, por sua vez, fez-se necessária a obtenção da reta de calibração que relaciona a concentração do sal NaCl com a condutividade. A relação linear

existente entre a condutividade e a concentração de NaCl permite a determinação das concentrações do traçador a partir da equação obtida em curva-padrão previamente construída.

De modo geral é uma metodologia simples, uma vez que é possível obter os valores de condutividade diretamente no campo sem a necessidade de coletas de amostras, e relacionar estes valores encontrados com a respectiva concentração de sal através da reta de calibração que relaciona estes dois parâmetros.

Desta forma, nos trabalhos de campo foram utilizados dois condutivímetros portáteis, marca *Schoot*, modelo *HandyLab LF1*, ilustrados na Figura 43.

.Figura 43 - Condutivímetros portáteis, marca *Schoot*, modelo *HandyLab LF1* utilizados nas leituras da condutividade.



Para a construção das retas de calibração, utilizou-se água destilada, solução padrão de NaCl, recipientes para a diluição em série e uma balança de prato marca *OHAUS*[®], modelo *AS 120* com precisão de 0,01 mg.

Desta maneira, procedeu-se inicialmente a obtenção da solução padrão de NaCl obtida diluindo 4 gramas do sal em 1L de água destilada. Posteriormente procedeu-se à diluição em série desta solução e obtiveram-se os respectivos valores de condutividade para cada amostra diluída até concentrações suficientemente baixas e mensuráveis pelo condutivímetro.

Observando as leituras dos testes de campo, que estiveram entre a faixa de escala do aparelho de 0 a 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, os gráficos de interesse bem como as equações de ajuste relacionando a concentração C e a condutividade Cd são conforme apresentados na Figura 44 e na Figura 45.

Figura 44 – Gráfico da concentração versus condutividade – Condutivímetro 1

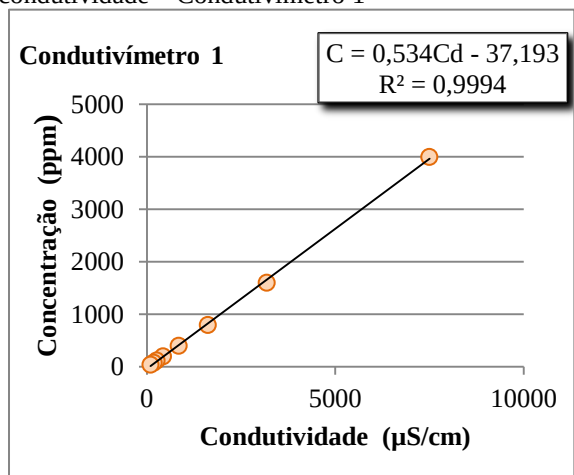
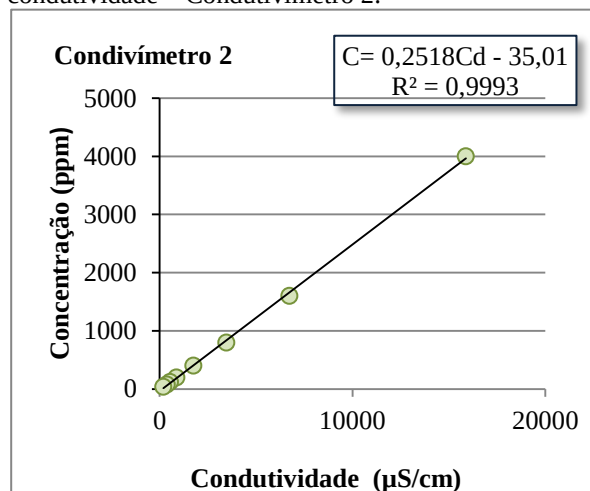


Figura 45 - Gráfico da concentração versus condutividade – Condutivímetro 2.



3.4.1. Simulação da Curva de Dispersão

Após a obtenção dos parâmetros geométricos e hidrodinâmicos de cada curso de água, realizou-se uma simulação com a equação de advecção-dispersão Eq. (2.11). Esta etapa assume privilegiada importância, uma vez que através da simulação é possível prever a quantidade de massa de traçador média que deve ser injetada no escoamento, que seja capaz de produzir uma concentração mínima detectável no aparelho de medição, bem como para definir a distância entre as seções de monitoramento e injeção e o início da coleta das amostras.

Para isso, arbitraram-se valores para D_L , utilizando a Eq. (2.11), para prever a quantidade de massa a injetar para promover uma concentração de pico maior que o limite de detecção dos aparelhos analíticos.

Com os valores geométricos e hidrodinâmicos obtidos previamente, é possível então simular curvas de *concentração x tempo* com os arbitrando diferentes valores para D_L . Através destas curvas foi possível prever diferentes cenários de tempo de chegada da pluma, tempo de subida e descida, bem como a concentração máxima que cada traçador alcançaria em cada seção de monitoramento. A partir desta simulação, definiu-se a distribuição e frequência de amostragem, o número de pessoas em cada seção de monitoramento, e demais aspectos referentes ao desenvolvimento logístico do experimento.

3.4.2. Coleta das Amostras

Para a obtenção do perfil de concentração utilizando traçador salino, utilizaram-se dois condutivímetros, de fabricação alemã da marca Shoot. Com a sonda destes aparelhos introduzidas no escoamento, obteve-se a leitura da condutividade diretamente em campo nas duas seções de monitoramento. Esses aparelhos realizam a leitura da condutividade com a correção da temperatura.

Já para a obtenção das concentrações dos traçadores fluorescentes, foram coletadas quarenta amostras em cada seção de monitoramento, em frascos de 30 ml de polietileno preto e armazenadas em uma maleta preta, conforme ilustra a Figura 46 e a Figura 47, a fim de obter uma quantidade suficiente de amostras para permitir o levantamento das curvas de resposta relativas a cada um dos pontos de amostragem, bem como para impedir que as mesmas sofressem fotodecaimento.

Figura 46 – Acondicionamento dos frascos contendo as amostras de traçador fluorescente



Figura 47 – Coletas das amostras do traçador fluorescente



Por não existir procedimento de regularização ambiental para o desenvolvimento de pesquisas específicas com traçadores hidrológicos não isótopos no Brasil, e devido à utilização em concentrações abaixo das concentrações consideradas tóxicas ao meio, para o desenvolvimento desta pesquisa, foram comunicadas as autoridades locais, Superintendência Regional de Regularização Ambiental – Supram TMAP e ao Departamento Municipal de Água e Esgoto – DMAE, o escopo e metodologia de desenvolvimento da pesquisa conforme ofícios constantes no ANEXO I.

CAPÍTULO 4

RESULTADOS

Neste capítulo são apresentados os resultados dos estudos de campo realizados para quantificar o coeficiente de dispersão longitudinal D_L por meio dos cinco métodos propostos bem como com as fórmulas empíricas apresentadas no item 2.5.1. Faz-se, a seguir, o desenvolvimento do conjunto de procedimentos de cálculo do coeficiente de dispersão longitudinal.

Após a obtenção do coeficiente de dispersão longitudinal D_L com o uso de fórmulas empíricas e métodos diretos, procedeu-se à análise da discrepância entre os mesmos, tomando como referência o método de *routing*. Posteriormente são apresentadas as considerações referentes à utilização dos traçadores salino e fluorescentes e a simulação de um cenário crítico de inserção de substâncias conservativas nos cursos de água estudados, avaliando as diferentes envoltórias das curvas de $C \times t$.

4.1. Obtenção do D_L no córrego da Lagoinha em 26/06/2012

Conforme descrito anteriormente, o córrego da Lagoinha, afluente direto do rio Uberabinha, foi o primeiro curso de água onde foram realizados os testes com o traçador salino NaCl. Neste curso de água, apenas um teste foi realizado e o monitoramento da curva de passagem da pluma do traçador foi realizado em apenas uma seção. A realização deste teste nestas condições se deu fundamentalmente devido à necessidade de entendimento da metodologia a ser aplicada a fim de poder replicar o procedimento em cursos de água com vazões maiores, bem como para auxiliar no planejamento dos 11 testes que foram realizados posteriormente. A partir da realização do teste no córrego da Lagoinha foi possível compreender qual a demanda de equipe técnica para os trabalhos de campo, a quantidade de traçador a injetar, os limites de detecção dos condutivímetros, o planejamento da amostragem e a coleta dos dados geométricos e hidrodinâmicos do escoamento.

4.1.1. Obtenção do D_L no córrego da Lagoinha com o uso de fórmulas empíricas

No córrego da Lagoinha foi realizado apenas um teste em campo na data de 29/06/2012 e neste utilizou-se apenas o traçador salino NaCl. Conforme esclarecido no item 3.2. a realização desse teste buscou identificar o comportamento do traçador salino NaCl, uma vez que foi o primeiro contato da equipe que desenvolveu os trabalhos de campo com a metodologia aplicada. Devido à limitação inicial de equipe técnica, o monitoramento da passagem da pluma do traçador foi realizado em apenas uma seção, distanciada a 250 metros da seção de injeção.

A Tabela 6 resume os dados geométricos e hidrodinâmicos obtidos em campo na seção de injeção no córrego da Lagoinha em 29/06/2012.

Tabela 6 - Dados Hidrodinâmicos e Geométricos do P_{inj} no córrego da Lagoinha – 26/06/2012.

Campanha	Q (m³/s)	A (m²)	B (m)	H media (m)	U (m/s)	P (m)	S (m/m)	u* (m/s)	Rh (m)	DBM (m) (Eq. 2.48)
29/06/2012	0,074	0,2675	2,0	0,1338	0,2767	2,152	0,00335	0,0639	0,1243	21,57

Com os dados geométricos e hidrodinâmicos apresentados na Tabela 6, calculou-se o valor de D_L com as quinze fórmulas empíricas, cujo resumo dos resultados é apresentado na Tabela 7.

Tabela 7- Resultados do cálculo de D_L para o córrego da Lagoinha utilizando fórmulas empíricas

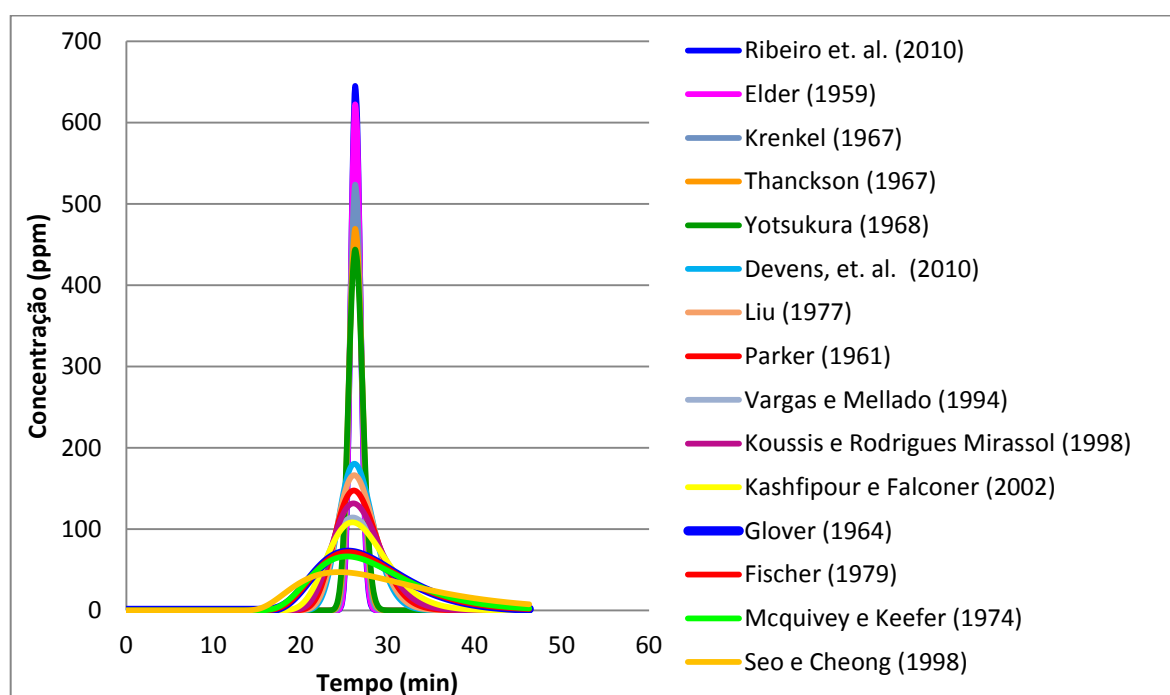
Fórmula Empírica	Coefficiente de Dispersão Longitudinal D_L (m²/s)
Elder (1959)	0,0507
Parker (1961)	0,9121
Glover (1964)	3,9737
Krenkel (1967)	0,0718
Thanckson (1967)	0,0894
Yotsukura (1968)	0,1001
Mcquivey e Keefer (1974)	4,6235
Fischer (1979)	3,9410
Liu (1977)	0,7161
Vargas e Mellado (1994)	1,5260
Koussis e Rodrigues Mirassol (1998)	1,1473
Seo e Cheong (1998)	9,4928
Kashfipour e Falconer (2002)	1,7004
Devens, et al. (2010)	0,6083
Ribeiro et al. (2010)	0,0472

Como pode ser observado nos resultados obtidos, a utilização das fórmulas empíricas alcança distintos resultados. Nota-se que a fórmula proposta por Ribeiro et al.(2010) resultou em um

menor valor de D_L e maior concentração de pico. Já a fórmula proposta por Seo e Cheong (1998) resultou em um maior valor de D_L , mas na menor concentração de pico.

Aplicando a Eq. (2.11), utilizando os distintos valores de D_L da Tabela 7 para o córrego da Lagoinha, utilizando o ponto de monitoramento (P1) distante 250 metros de P_{inj} , obteve-se as curvas de *concentração x tempo* ilustradas graficamente na figura 48. Verifica-se que distintos valores do coeficiente de dispersão podem superestimar as concentrações de pico em um dado ponto de monitoramento.

Figura 48 – Curvas de $C \times t$ para os diferentes valores de D_L obtidos com as fórmulas empíricas



4.1.2. Obtenção do D_L no córrego da Lagoinha com o uso de métodos diretos

Para a obtenção dos valores de D_L no córrego da Lagoinha com os métodos de campo por sua vez, conforme pormenorizado no item 3.3.1, foi utilizado apenas o traçador salino. Foram injetados neste curso de água cerca de 4,0 kg do sal NaCl, diluídos em 10 litros de água. Procurou-se não extrapolar o fator de diluição deste sal (400 g/L), a fim de não injetar no curso de água uma solução com maior susceptibilidade a sedimentação dos sais que não diluíram.

A injeção foi iniciada às 15:30 horas do dia 29/06/2012. Os resultados das análises das amostras em função do tempo de coleta para o ponto de amostragem (P₁) estão ilustrados graficamente na Figura 49, onde são apresentados os valores de *Condutividade x tempo* e na

Figura 50, onde se apresentam os valores de condutividade da Figura 49 transformados em concentração pela equação da reta obtida no item 3.4.

Figura 49- Curva de **Cond. x t** de NaCl no Córrego da Lagoinha

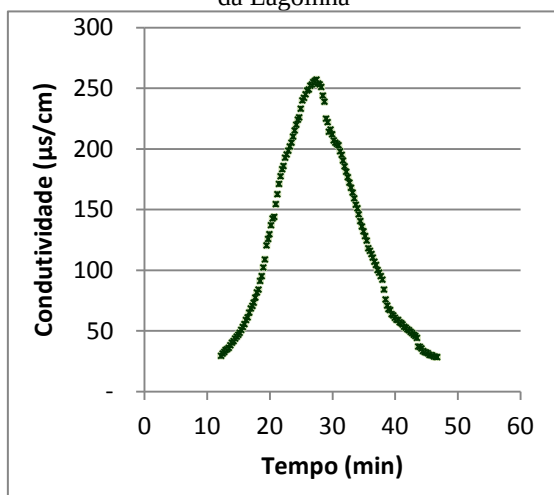
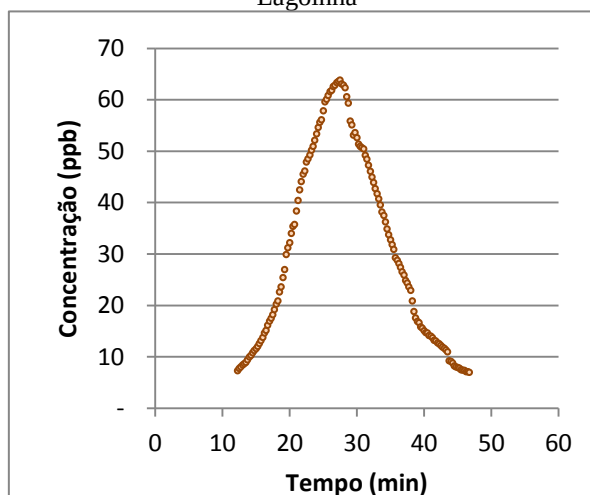


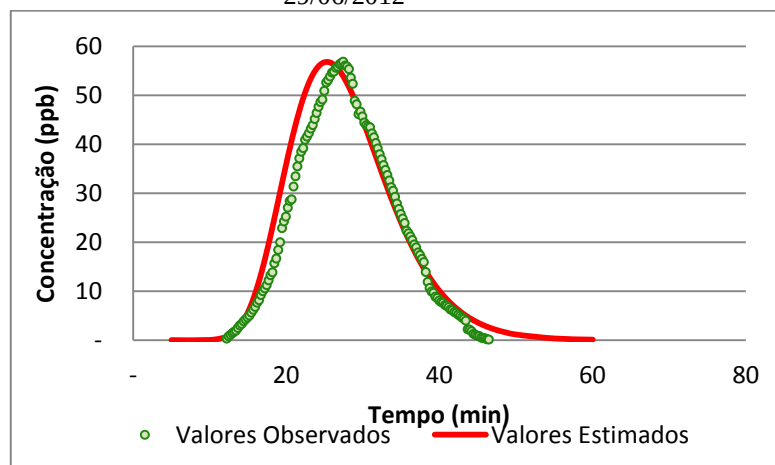
Figura 50 - Curva de **C x t** de NaCl no Córrego da Lagoinha



Como neste curso de água apenas uma seção foi monitorada, o cálculo de D_L somente foi possível a partir do método do ajuste. O método do ajuste consiste em ajustar os dados simulados aos dados experimentais a partir da Eq. (2.11).

Arbitrando um valor qualquer para D_L e U e utilizando a Eq. (2.11) obteve-se uma curva de **C x t**, conforme os dados apresentados na Figura 51. A curva ajustada mostra que houve uma diferença pequena dos tempos de pico da curva simulada com a curva observada, para um valor de $D_L = 1,2237 \text{ m}^2/\text{s}$. Pelos dados simulados, o início da amostragem do traçador antecipa em praticamente 2,25 minutos a concentração de pico na seção do ponto (P1).

Figura 51 - Comparação entre as curvas de C x t observada e simulada – córrego da Lagoinha 29/06/2012



Nota-se que o ajuste de Eq. 2.11 prevê razoavelmente bem a chegada da frente e a passagem do pico da nuvem do traçador.

Cumprе destacar que a previsão dos tempos de chegada da pluma do traçador é fundamental para o planejamento dos testes, especialmente nos casos onde é necessário realizar a coleta das amostras para posterior análise em laboratório. Nos testes realizados com o traçador salino tem-se a vantagem de obter a leitura dos valores de condutividade diretamente em campo, o que requer grande atenção no momento da realização da leitura obtida através do condutivímetro. A Tabela 8 traz a comparação entre os dados previstos e os dados observados para a curva de resposta proveniente da injeção do traçador salino NaCl no córrego da Lagoinha.

Tabela 8 - Comparação entre os valores previstos e observados característicos das curvas de resposta no córrego da Lagoinha – 29/06/2012 (L=250 m).

Descrição	Valores Previstos	Valores Observados
	Seção 1	Seção 1
tp (min)	25,25	27,50
Vp (m/s)	0,16	0,2768*
Cp (mg/L)	56,81	56,81

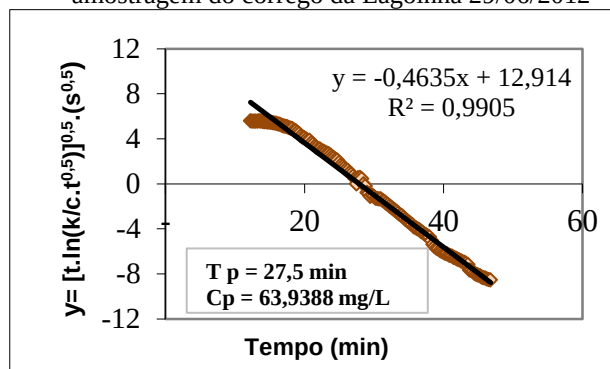
*Valor obtido na seção de injeção e adotado para todo o trecho de estudo.

Nota-se que a velocidade medida do escoamento é maior que os valores provenientes da velocidade de deslocamento da pluma provocada pelo tempo de viagem da nuvem do traçador. Segundo Barbosa Jr. (1997), isto está de acordo com relatos da literatura, segundo os quais as velocidades médias medidas na seção transversal são superiores às velocidades de deslocamento médio da nuvem do traçador.

O cálculo da perda de massa para esse curso de água não foi realizado devido à necessidade de levantamento de mais de uma curva de Cxt.

Também foi possível obter um valor de D_L utilizando o método de Chatwin. A Figura 52 apresenta os resultados em termos da variável transformada de Chatwin para a seção de injeção do córrego da Lagoinha.

Figura 52- Resultados em termos da variável transformada de Chatwin para a seção de amostragem do córrego da Lagoinha 29/06/2012



Assim, os resultados obtidos para D_L no córrego da Lagoinha estão apresentados na Tabela 9. Como pode ser observado, os resultados apresentam grande similaridade, sendo que o valor de D_L pelo método de Chatwin é 21,8% superior ao obtido pelo método do ajuste.

Tabela 9- Resultados do Cálculo de D_L para o córrego da Lagoinha com o método do Ajuste e método de Chatwin

Método	U (m/s)	D_L (m²/s)
Ajuste (Eq. 2.11)	0,16	1,22
Chatwin	0,15	1,56

Utilizando o método de comparação de razão de discrepância R_d , adotaram-se como valores observados (O_i) ou medidos, os valores de D_L obtidos com o método de Ajuste e Método de Chatwin da Tabela 9 e como valores estimados (E_i) de D_L , aqueles obtidos por cada uma das fórmulas empíricas apresentadas na Tabela 7.

O método comparativo de razão de discrepância (R_d) apresentando no trabalho de Ribeiro (2007) definido originalmente por White et al. (1973) *apud* Seo e Cheong (1998) é dado por:

$$R_d = \log \frac{E_i}{O_i}$$

Segundo Ribeiro (2007), quando a razão de discrepância (R_d) for zero, a predição do valor do coeficiente de dispersão longitudinal é idêntica ao coeficiente de dispersão medido. Se a razão de discrepância for maior que zero, a predição do coeficiente de dispersão é superestimada e, se a razão de discrepância for menor que zero, o valor de D_L é subestimado. De acordo com o autor, quanto maior o valor absoluto da R_d , mais distante está o conjunto de dados estimados (E_i) dos valores obtidos (O_i).

Baseado nesse método comparativo, a Tabela 10 apresenta os resultados da comparação dos valores estimados com as fórmulas empíricas e os métodos de obtenção direta com dados de campo, bem como a razão de discrepância entre elas.

Tabela 10- Resultado das comparações entre os valores de D_L estimados (E_i) com os valores obtidos pelo método de ajuste de Taylor e Método de Chatwin

Fórmula Empírica	D_L	(Rd) Chatwin	(Rd) Ajuste
Elder (1959)	0,051	-1,381	-1,488
Parker (1961)	0,912	-0,126	-0,233
Glover (1964)	3,974	0,513	0,406
Krenkel (1967)	0,0718	-1,230	-1,337
Thanckson (1967)	0,089	-1,135	-1,242
Yotsukura (1968)	0,100	-1,086	-1,191
Mcquivey e Keefer (1974)	4,623	0,579	0,472
Fischer (1979)	3,941	0,509	0,402
Liu (1977)	0,716	-0,231	-0,338
Vargas e Mellado (1994)	1,526	0,097	-0,009
Koussis e Rodrigues Mirassol (1998)	1,147	-0,026	-0,133
Seo e Cheong (1998)	9,493	0,891	0,784
Kashfipour e Falconer (2002)	1,700	0,144	0,037
Devens, et al. (2010)	0,608	-0,302	-0,409
Ribeiro et al. (2010)	0,047	-1,413	-1,519

Observa-se que as fórmulas de Vargas e Mellado (1994), Kashfipour e Falconer (2002) e Fischer (1979) são as que mais se aproximaram do valor de D_L observado pela fórmula de Chatwin e as fórmulas de Kashfipour e Falconer (2002) e Fischer (1979) e Glover (1964) são as que mais se aproximaram do valor de D_L obtido pelo método de Ajuste de Taylor.

4.2. Obtenção do D_L nos cursos de água interceptados pela BR MG 050

Além do córrego da Lagoinha, curso de água onde o cálculo de D_L foi realizado para entendimento da metodologia e verificação da viabilidade técnica e econômica deste estudo, foram realizados outros 11 testes, em cursos de água interceptados pela BR MG 050, onde foram levantadas as curvas de passagem dos traçadores. Para cada curso de água, as principais características de injeção dos traçadores estão contidas na Tabela 11.

Tabela 11- Principais características de injeção dos traçadores nos testes realizados nos cursos de água interceptados pela BR MG 050

Teste	Curso de Água	Data	Traçador	Massa injetada	Hora da injeção
01	Córrego do Meio	30/09/2012	NaCl	5 kg	12:14
02	Córrego do Meio	27/10/2012	NaCl	5 kg	08:30
03	Córrego do Meio	27/10/2012	Fluoresceína	50 g	08:30
04	Córrego do Retiro	27/07/2012	NaCl	4 kg	09:15
05	Córrego do Retiro	01/10/2012	NaCl	5 kg	09:28
06	Córrego do Retiro	01/10/2012	Fluoresceína	50 g	09:28
07	Córrego da Divisa	30/09/2012	NaCl	5 kg	09:20
08	Córrego da Divisa	27/10/2012	NaCl	5 kg	08:30
09	Córrego da Divisa	27/10/2012	Fluoresceína	50 g	08:30
10	Rio Uberabinha	19/10/2012	Fluoresceína	900 g	07:40
11	Rio Jordão	28/08/2012	Rodamina	900 g	10:45

Para a utilização dos métodos propostos, buscou-se realizar a amostragem na primeira seção a uma distância suficientemente grande do ponto de injeção. Para isso situou-se a seção de amostragem a uma distância superior àquela definida na equação Eq. (2.48) descrita no item 2.5.3. O resultado do cálculo da distância de boa mistura (DBM) pode ser observado na Tabela 12, onde também são apresentados os dados geométricos e hidrodinâmicos obtidos nas campanhas de monitoramento.

4.2.1. Obtenção do D_L nos cursos de água interceptados pela BR MG 050 com o uso de fórmulas empíricas.

Para a obtenção do D_L nos cursos de água interceptados pela BR MG 050 com o uso de fórmulas empíricas, foram utilizados os dados geométricos e hidrodinâmicos levantados em campo descritos em maiores detalhes na Tabela 12, referidos à seção de injeção e admitidos como válidos para todo o trecho de teste. Em resumo, os resultados para os cálculos de D_L com o uso das fórmulas empíricas estão apresentados na Tabela 13.

Conforme pode ser observado, existe uma pequena diferença entre os valores de D_L para os dois testes realizados nos córregos da Divisa, do Retiro e do Meio. Isso se deve ao fato das diferenças entre as vazões medidas, o que afeta diretamente nos parâmetros geométricos da seção transversal.

Tabela 12 – Resumo dos resultados do levantamento das vazões e elementos geométricos referentes à seção de injeção dos cursos de água objeto desse estudo.

Curso de água	Data	Traçador utilizado	Q (m ³ /s)	A (m ²)	B (m)	Hm (m)	U (m/s)	P (m)	S (m / m)	U* (m/s)	Rh (m)	DBM (m) (Eq. 2.48)
Córrego do Meio	30/09/2012	NaCl	0,115	0,346	1,85	0,187	0,334	1,968	0,00607	0,102	0,1759	9,94
Córrego do Meio	27/10/2012	NaCl e Fluoresceína	0,170	0,411	1,90	0,240	0,414	2,050	0,00607	0,109	0,2004	9,50
Córrego do Retiro	27/07/2012	NaCl	0,400	0,494	2,85	0,173	0,100	3,08	0,00519	0,091	0,1603	78,32
Córrego do Retiro	01/10/2012	NaCl e Fluoresceína	0,390	0,465	2,80	0,166	0,100	3,03	0,00519	0,087	0,1458	81,80
Córrego da Divisa	30/09/2012	NaCl	0,072	0,197	0,90	0,218	0,345	1,160	0,00384	0,079	0,1643	2,893
Córrego da Divisa	27/10/2012	NaCl e Fluoresceína	0,068	0,158	1,0	0,158	0,175	1,196	0,00384	0,072	0,1362	5,817
Rio Uberabinha	19/10/2012	Fluoresceína	8,760	19,86	20,97	0,947	0,441	21,33	0,0042	0,196	0,9311	174,20
Rio Jordão	28/08/2012	Rodamina	7,51	12,85	23,04	0,558	0,58	20,44	0,0098	0,246	0,6285	376,68

Os resultados obtidos com a aplicação das quinze fórmulas empíricas podem ser observados na Tabela 13.

Tabela 13- Coeficiente de Dispersão Longitudinal D_L calculado segundo as fórmulas empíricas.

Fórmula Empírica	Córrego do Meio		Córrego do Retiro		Córrego da Divisa		Uberabinha	Jordão
	30/09/2012	27/10/2012	27/07/2012	01/10/2012	30/09/2012	27/10/2012	19/10/2012	28/08/2012
Elder (1959)	0,1135	0,1555	0,093	0,086	0,102	0,067	1,100	0,8145
Parker (1961)	1,5469	1,6875	1,345	1,279	1,176	1,038	3,910	4,6042
Glover (1964)	9,0000	10,9455	7,241	6,469	6,463	4,880	91,213	77,4081
Krenkel (1967)	0,1497	0,2129	0,162	0,151	0,147	0,101	1,323	0,9921
Thanckson (1967)	0,1865	0,2652	0,202	0,188	0,183	0,126	1,648	1,2359
Yotsukura (1968)	0,2240	0,3067	0,183	0,169	0,201	0,132	2,171	1,6070
Mcquivey e Keefer (1974)	3,3044	4,3533	5,510	5,194	2,964	2,383	273,901	75,6485
Fischer (1979)	2,1911	2,5999	46,815	48,898	0,703	1,517	50,723	145,3073
Liu (1977)	0,6086	0,5760	2,414	2,383	0,114	0,192	24,573	65,0588
Vargas e Mellado (1994)	1,8675	2,6866	15,058	14,137	2,011	2,520	10,521	12,1984
Koussis e Rodrigues Mirassol (1998)	1,1232	0,9858	2,542	2,463	0,175	0,272	54,591	140,7876
Seo e Cheong (1998)	8,2747	14,2342	141,596	145,467	10,375	13,280	53,721	66,5232
Kashfipour e Falconer (2002)	2,1620	4,0021	16,689	16,626	3,996	3,654	9,979	8,2056
Devens, et al. (2010)	0,6302	0,7374	2,143	2,118	0,311	0,384	7,382	11,3010
Ribeiro et al. (2010)	0,1074	0,2108	0,486	0,451	0,102	0,075	4,888	4,1015

Os resultados obtidos através das fórmulas empíricas devem ser analisados com cautela. Em locais onde os recursos são escassos, as fórmulas empíricas são uma opção para o cálculo do coeficiente de dispersão. No entanto, cada fórmula foi obtida segundo condições hidrodinâmicas específicas e podem super ou subestimar os resultados.

4.2.2. Obtenção do coeficiente de dispersão longitudinal D_L nos cursos de água interceptados pela BR MG 050 com o uso dos métodos diretos

Para a obtenção do coeficiente de dispersão longitudinal D_L , realizou-se o levantamento das curvas de resposta da injeção dos traçadores, graficamente ilustradas da Figura 53 até a Figura 63. Com a obtenção dessas curvas, procedeu-se ao cálculo do coeficiente de dispersão longitudinal, utilizando os cinco métodos diretos propostos.

Figura 53- Curva de $C \times t$ de NaCl no Córrego do Meio 30/09/2012.

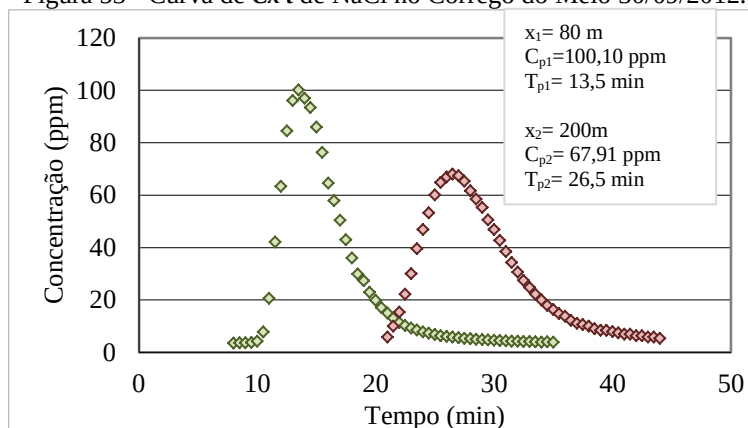


Figura 54- Curva de $C \times t$ de NaCl no Córrego do Meio 27/10/2012.

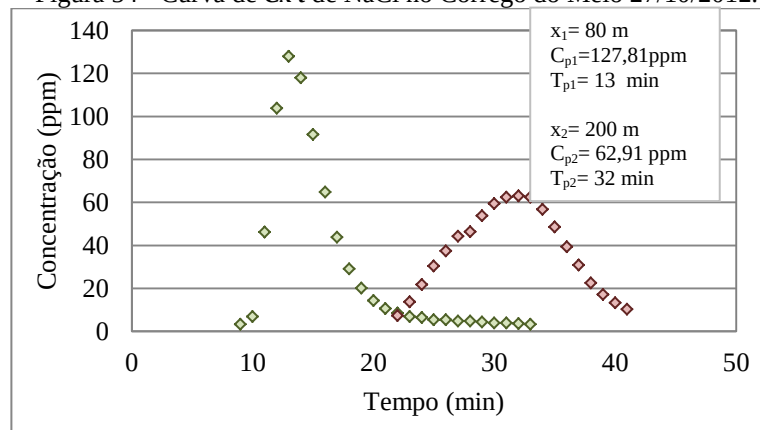


Figura 55- Curva de Cx t de Fluoresceína no Córrego do Meio 27/10/2012

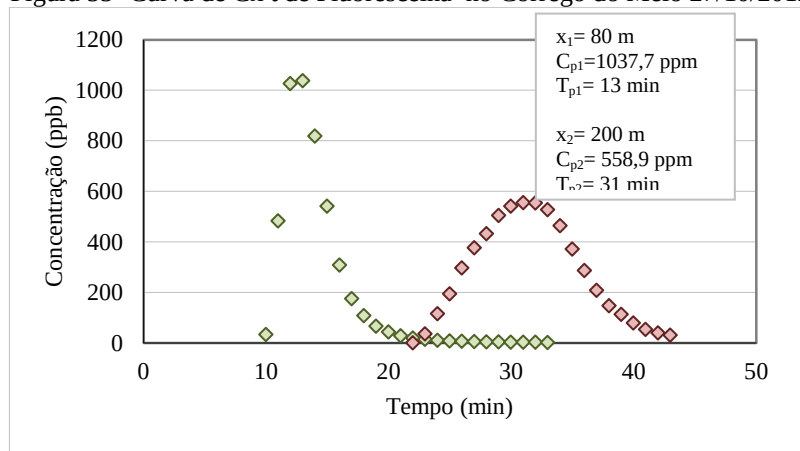


Figura 56- Curva de Cx t de NaCl no Córrego do Retiro 27/07/2012

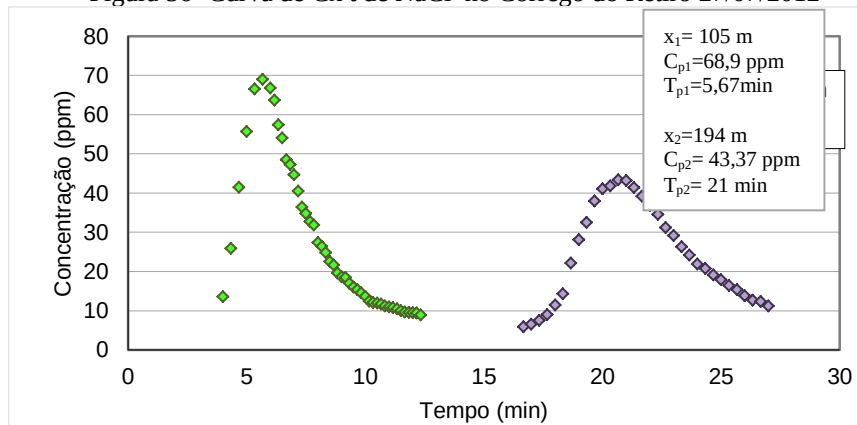


Figura 57- Curva de Cx t de NaCl no Córrego do Retiro 01/10/2012

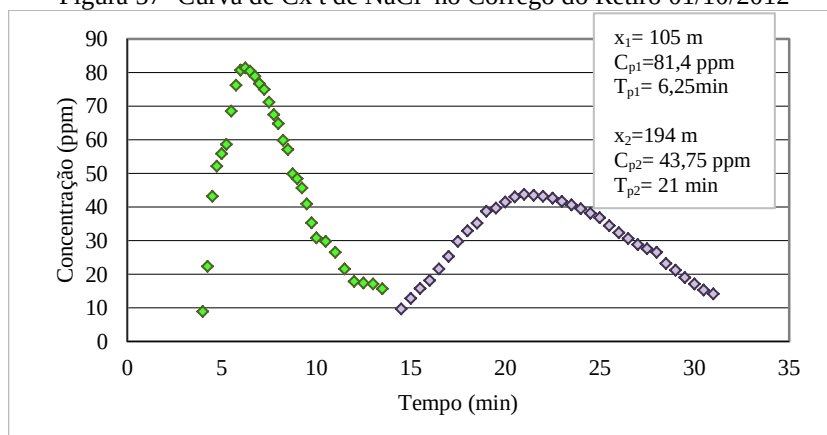


Figura 58- Curva de Cx t de fluoresceína no Córrego do Retiro 01/10/2012

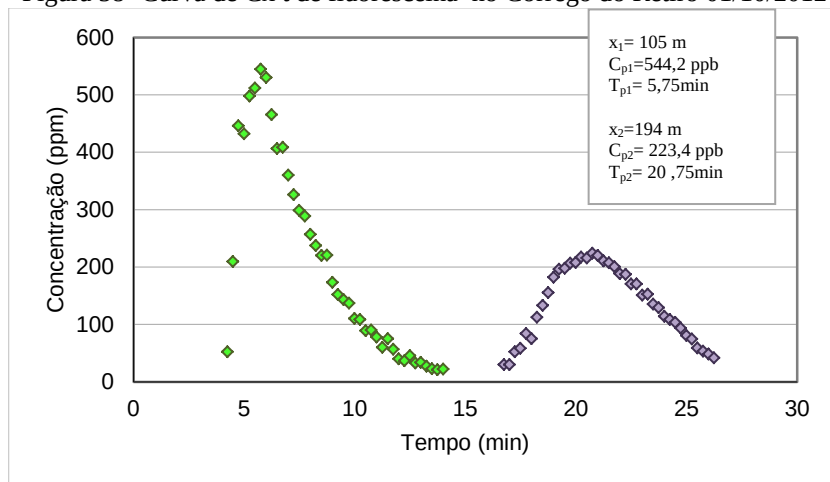


Figura 59- Curva de Cx t de NaCl no Córrego da Divisa 30/09/2012.

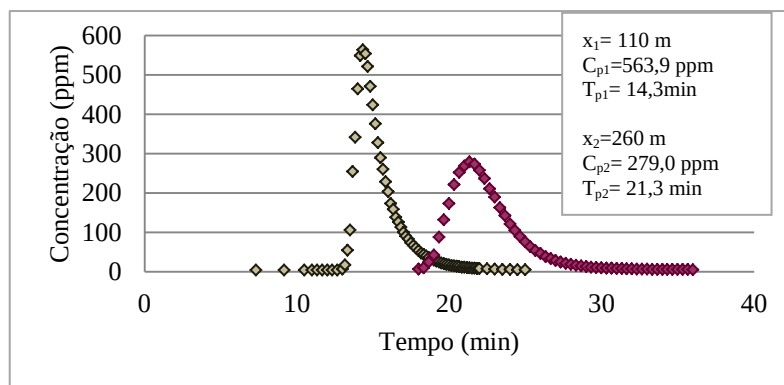


Figura 60- Curva de Cx t de NaCl no Córrego da Divisa 27/10/2012

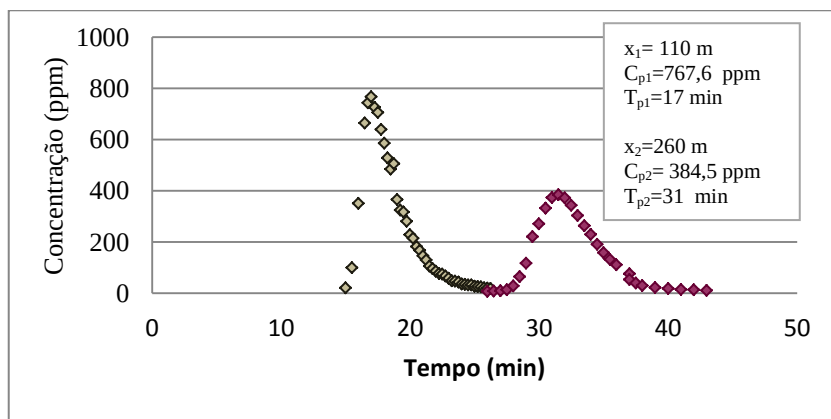


Figura 61- Curva de Cx t de fluoresceína no Córrego da Divisa 27/10/2012

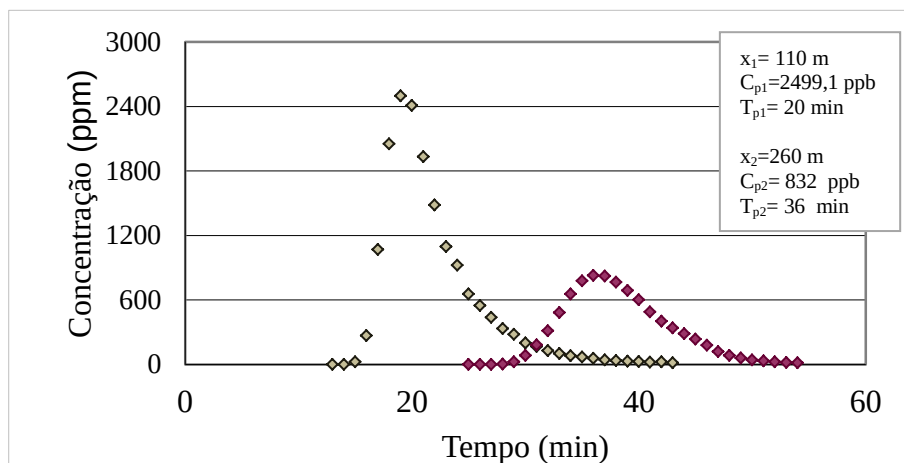


Figura 62 - Curva de Cx t de fluoresceína no Rio Uberabinha- 29/10/2012

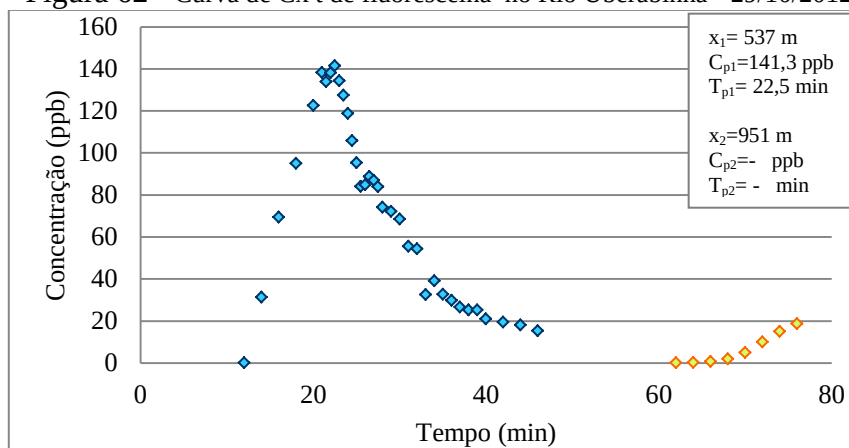
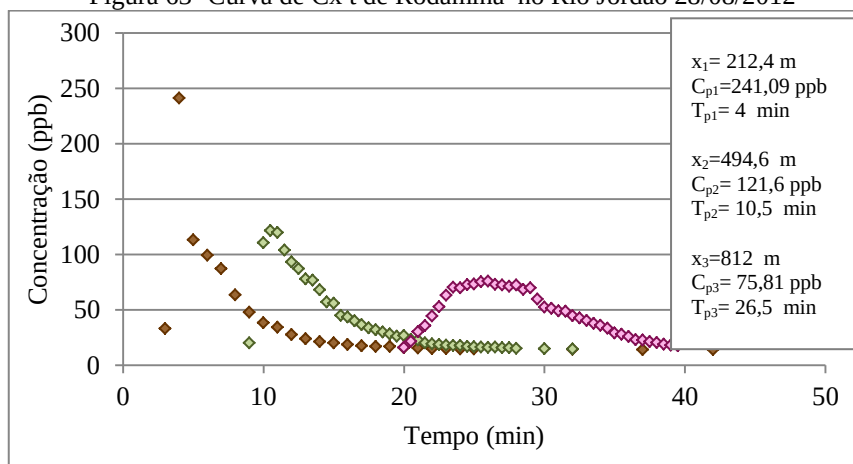


Figura 63- Curva de Cx t de Rodamina no Rio Jordão 28/08/2012



Observa-se que os resultados das análises das amostras da fluoresceína em função do tempo de sua coleta para o rio Uberabinha, no segundo ponto de amostragem, mostrados na forma gráfica na Figura 62 evidenciam a falha no procedimento da amostragem do traçador fluorescente nesta seção, o que não permitiu o levantamento completo da curva de $C \times t$. Este problema decorreu da imprecisão nas previsões na fase de planejamento geral da amostragem, uma vez que, não possuindo o fluorímetro de campo para identificar a chegada da pluma do traçador, as coletas foram realizadas antes da chegada da mesma, ou a injeção simultânea do sal, o que poderia permitir o monitoramento da chegada da pluma através do método de condutividade.

A não realização da amostragem completa do traçador fluorescente nessa seção impossibilitou a obtenção do coeficiente de dispersão longitudinal pelo método dos momentos, coroa de concentração e pico de concentração. Por este motivo, assim como no córrego da Lagoinha, a obtenção de D_L para o rio Uberabinha foi possível apenas com a utilização de fórmulas empíricas e através da aplicação do método de Chatwin e do ajuste da Eq. 2.11.

Já para o rio Jordão, cujo resultado das análises do traçador fluorescente Rodamina encontra-se ilustrado na Figura 63 é possível perceber que a mistura do traçador não é atingida a primeira estação de amostragem. Conforme observado, nesta seção, localizada a uma distância de 212,49 m do ponto de injeção do traçador, ainda não havia permitido a mistura completa do traçador, que de acordo com a Eq.2.48 somente seria atingida após 376,68 m do ponto de injeção. Pela comparação das áreas das curvas de resposta referidas a cada uma das três diferentes seções de amostragem e baseado no resultado da Eq. 2.48, desprezaram-se os resultados do ponto onde $x_1 = 212,49$ e aplicaram-se os métodos diretos para obtenção de D_L apenas para as seções onde $x_2 = 494,6$ e $x_3 = 812$ m.

4.2.2.1. Determinação de D_L com o Método dos Momentos

O método dos momentos foi aplicado conforme explicado no item 2.5.2.1. A Tabela 14 contém os resultados dos cálculos dos momentos de ordem zero (M_0), correspondente a área sob a curva de resposta, bem como os de ordem um (M_1) e dois (M_2). Com estes valores, procedeu-se ao cálculo da velocidade de deslocamento do centroide da pluma do traçador pela Eq. 2.35, da variância σ_t^2 descrita na Eq. 2.36 e do tempo médio de deslocamento da pluma do traçador $\bar{t}$ descrita na Eq. 2.37, para as seções de monitoramento (x_1) e (x_2) de cada curso de água. A partir destes dados, pode-se então obter o valor do coeficiente de dispersão longitudinal pela Eq. 2.34.

Para o rio Uberabinha foram apenas apresentados os valores referentes à curva de resposta localizada na seção x_1 . Contudo, não foi realizado o cálculo através do método dos momentos uma vez que para a utilização desta metodologia são necessárias duas curvas de passagem.

Tabela 14- Valores dos tempos médios de passagem da pluma do traçador, das variâncias das concentrações dos momentos de ordem zero (M_0), um (M_1) e dois (M_2) nas duas seções de amostragem para obtenção de D_L pelo método dos momentos.

	Teste n°	Seção	M_0 (min×ppm) (Eq. 2.38.)	M_1 (min ² ×ppm) (Eq. 2.39.)	M_2 (min ³ ×ppm) (Eq. 2.40.)	$\bar{t}$ (min.) (Eq. 2.36)	σ^2 (min ²) (Eq. 2.37)	U (m/s) (Eq. 2.35)	D_L (m ² /s) (Eq. 2.34)
Córrego do Meio	01	x_1	666,823	10904,29	197110,2	16,35	26,54	0,1570	0,0768
		x_2	656,414	19096,02	587482,21	29,09	27,87		
	02	x_1	735,986	11011,61	186003,6	14,96	27,83	0,1231	0,0323
		x_2	733,944	2297,78	742837,59	31,2	28,98		
	03	x_1	4752,85	65690,41	939416,5	13,82	6,62	0,1162	0,267
		x_2	5930,47	183961,6	4660828,48	31,02	17,95		
Córrego do Retiro	04	x_1	255,51	1801,77	15218,59	7,01	10,42	0,098	0,229
		x_2	267,43	5615,87	136855,35	22,12	22,43		
	05	x_1	866,04	6578,93	51434,64	7,7	0,1	0,099	0,347
		x_2	862,05	3.594,64	453002,45	22,54	17,3		
	06	x_1	2063,29	141682,47	114060,45	7,13	4,44	0,1043	0,273
		x_2	2068,07	28191,84	975927,68	21,34	16,33		
Córrego da Divisa	07	x_1	1297,58	20246,42	309831,00	15,44	0,381	0,3450	3,836
		x_2	1310,731	29377,51	685275,58	22,68	8,164		
	08	x_1	2539,57	50250,26	953190,64	18,35	38,61	0,1753	0,976
		x_2	2551,04	70598,73	2849308,86	32,60	53,70		
	09	x_1	17024,81	386549,9	8341637,80	21,72	18,21	0,1584	0,943
		x_2	17030,60	332236,3	2459524,00	37,5	37,97		
Uberabinha	10	x_1	2489,32	51,427,95	1693453,16	20,65	253,47	-	-
		x_2	-	-	-	-	-		
Jordão	11	x_1	885,61	11858,78	173050,3	13,39	38,66	0,4162	39,43
		x_2	852,12	22664,13	671541,4	26,59	138,77		

Conforme pode ser observado, a área sob a curva de resposta da seção de jusante no teste n°. 03 e 09 é maior do que a de montante. De acordo com Devens (2006), esse fenômeno poderia ser explicado pelo fato de a seção de amostragem de montante ainda se encontrar dentro da zona advectiva. Neste sentido, observa-se que mesmo utilizando a Eq. 2.48 para prever a distância de boa mistura, pode ocorrer o não atendimento da Lei de Fick, demonstrando a importância da escolha de uma distância suficientemente adequada para a realização das amostragens, de preferência superior ao obtido pela referida equação. O não atendimento à Lei de Fick também pode ser explicado pelo fato de ter sido determinada a Distância de Boa Mistura utilizando apenas os parâmetros medidos na seção de injeção e não de todo o trecho do curso de água estudado.

Pode-se observar que os testes realizados no córrego da Divisa (07,08 e 09) foram os que aparentemente apresentaram menos discrepância entre si. Esse fato pode ser explicado devido ser este curso de água o de menor vazão, cuja injeção do traçador salino e fluorescente permitiram um melhor levantamento da curva de $C \times t$.

4.2.2.2. Determinação de D_L com o Método de *Routing*

O método do *routing* foi aplicado seguindo o procedimento de cálculo do item 2.5.2.2. A obtenção do coeficiente de dispersão longitudinal no trecho compreendido entre as estações de amostragem x_1 e x_2 utilizou a integral da Eq. (2.41). As concentrações medidas nas seções 1 e 2 e as concentrações estimadas pelo método do *routing* para a seção 2 estão graficamente ilustradas da Figura 64 à Figura 72. Nestas, os valores estimados são aqueles obtidos da integral de convolução pela utilização do coeficiente de dispersão D_L que produziu o "melhor ajuste". Os resultados da integração numérica e os valores de velocidade de pico U , os tempos de pico pelas estações de amostragem $\bar{t}_1$ e $\bar{t}_2$ e o intervalo $\Delta\tau$ estão contidos na Tabela 15, juntamente com o resultado de D_L que promoveu o melhor ajuste entre a curva simulada e a curva observada com os dados de campo.

Tabela 15- Valores dos tempos médios de passagem da pluma do traçador nas duas seções de amostragem, Velocidade média e D_L pelo método de *routing*.

Teste nº.	Nº. Teste/Data	U (m/s)	$\bar{t}_1$ (min)	$\bar{t}_2$ (min)	$\Delta\tau$ (min.)	D_L (m ² /s)
Córrego do Meio	1- (30/09/12)	0,164	13,5	26,5	0,5	0,299
	2- (27/10/12)	0,088	13,0	32,0	1,0	0,144
	3- (27/10/12)	0,075	13,0	31,0	1,0	0,124
Córrego do Retiro	4- (27/07/12)	0,100	5,67	21,0	0,25	0,045
	5- (01/10/12)	0,100	6,25	21,0	0,5	0,225
	6- (01/10/12)	0,105	5,75	20,75	0,25	0,050
Córrego da Divisa	7- (30/09/12)	0,35	14,35	21,33	0,33	0,900
	8- (27/10/12)	0,17	17,00	31,00	0,50	0,165
	9- (27/10/12)	0,16	19,0	36,0	1,0	0,245
Rio Uberabinha	10- (19/10/12)	-	-	-	-	-
Rio Jordão	11- (28/08/2012)	0,42	9,50	25,0	1,0	1,92

Como pode ser observado através dos resultados apresentados na Tabela 15, o primeiro teste realizado nos córregos do Meio, da Divisa e do Retiro, na primeira campanha com o uso do traçador salino NaCl (testes 1, 4 e 7) demonstraram valores de D_L são superiores ao do segundo teste. Isso se deve ao fato de estes terem sido realizados em períodos onde os cursos de água apresentavam maior vazão. Os testes realizados com o traçador salino (NaCl) concomitantemente com o traçador fluorescente fluoresceína sódica (testes 2, 3, 5, 6, 8 e 9), por sua vez, demonstram grande similaridade de resultados a partir da utilização do método de *routing*, estando os resultados dos testes para cada curso de água na mesma ordem de grandeza, exceto para os testes 5 e 6 realizados no Córrego do Retiro.

Figura 64- Valores medidos das concentrações de NaCl e concentrações estimadas pelo método de *Routing* (Córrego do Meio - 30/09/2012)

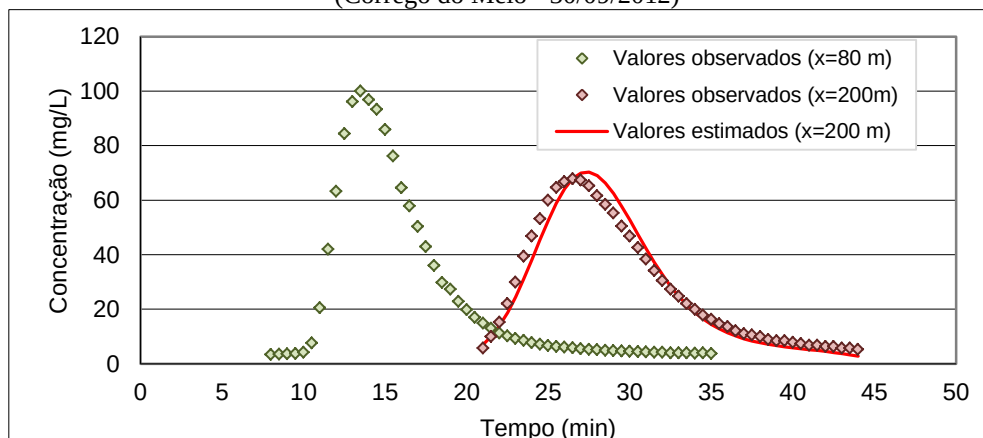


Figura 65- Valores medidos das concentrações de NaCl e concentrações estimadas pelo método de *Routing* (Córrego do Meio - 27/10/2012)

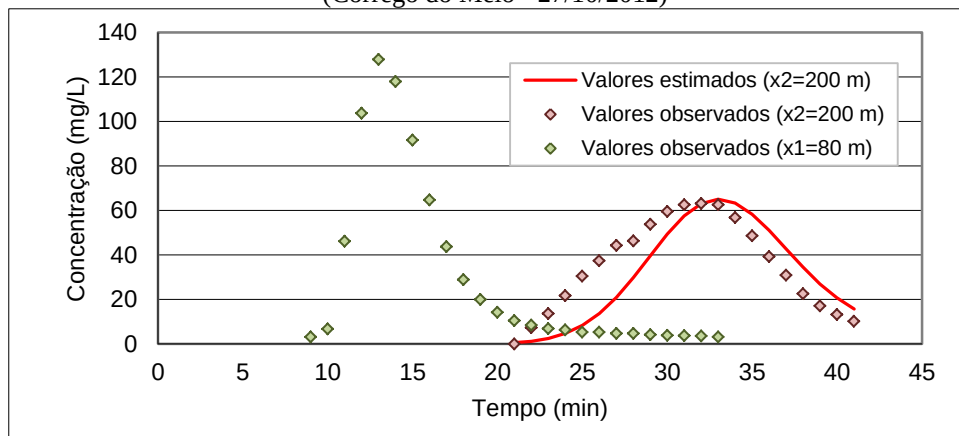


Figura 66- Valores medidos das concentrações de Fluoresceína e concentrações estimadas pelo método de *Routing* (Córrego do Meio - 27/10/2012)

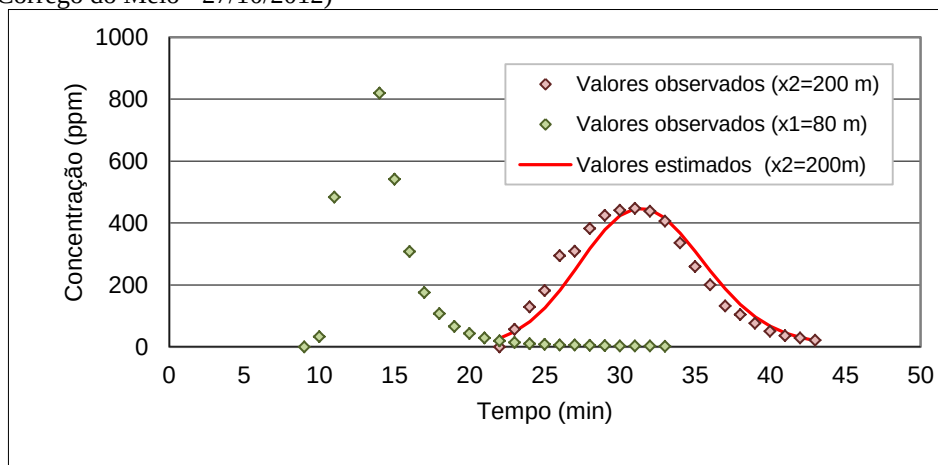


Figura 67- Valores medidos das concentrações de NaCl e concentrações estimadas pelo método de *Routing* (Córrego do Retiro – 27/07/2012)

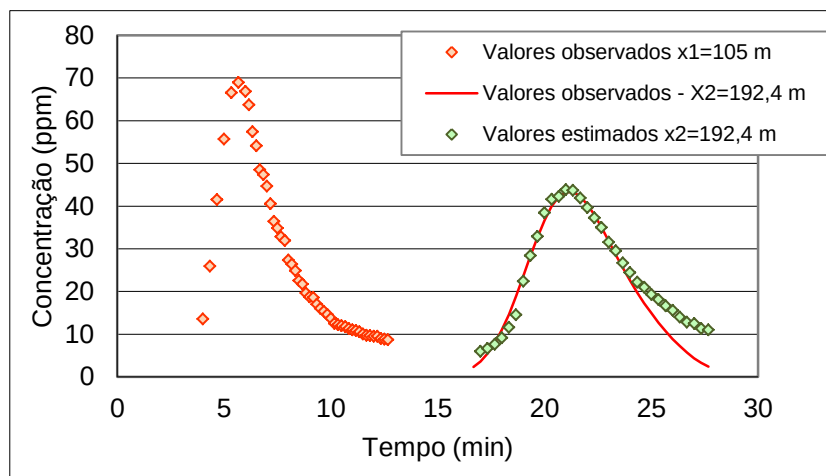


Figura 68- Valores medidos das concentrações de NaCl e concentrações estimadas pelo método de *Routing* (Córrego do Retiro – 01/10/2012)

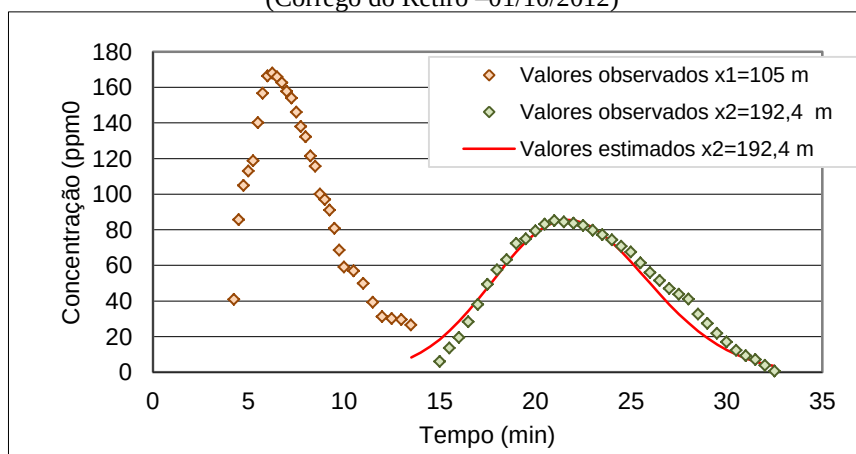


Figura 69- Valores medidos das concentrações de Fluoresceína e concentrações estimadas pelo método de *Routing* (Córrego do Retiro – 01/10/2012)

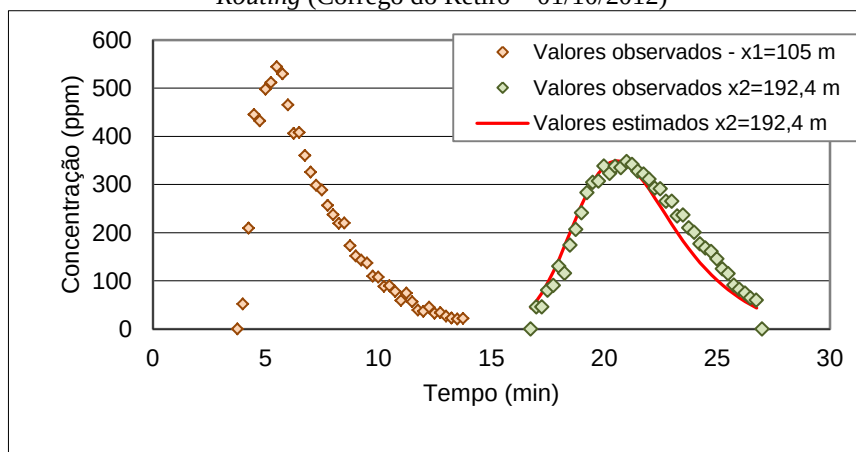


Figura 70- Valores medidos das concentrações de NaCl e concentrações estimadas pelo método de *Routing* (Córrego da Divisa – 30/09/2012)

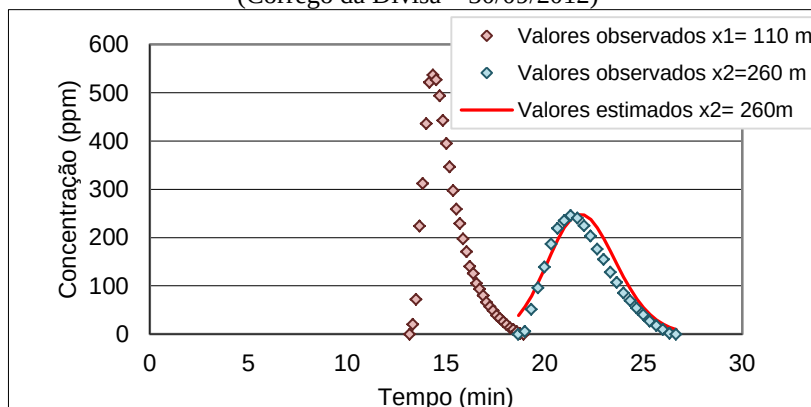


Figura 71- Valores medidos das concentrações de NaCl e concentrações estimadas pelo método de *Routing* (Córrego da Divisa– 27/10/2012)

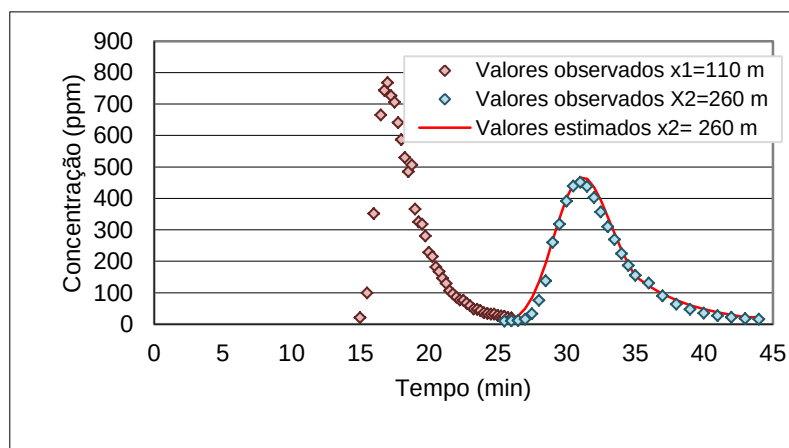


Figura 72- Valores medidos das concentrações de Fluoresceína e concentrações estimadas pelo método de *Routing* (Córrego da Divisa– 27/10/2012)

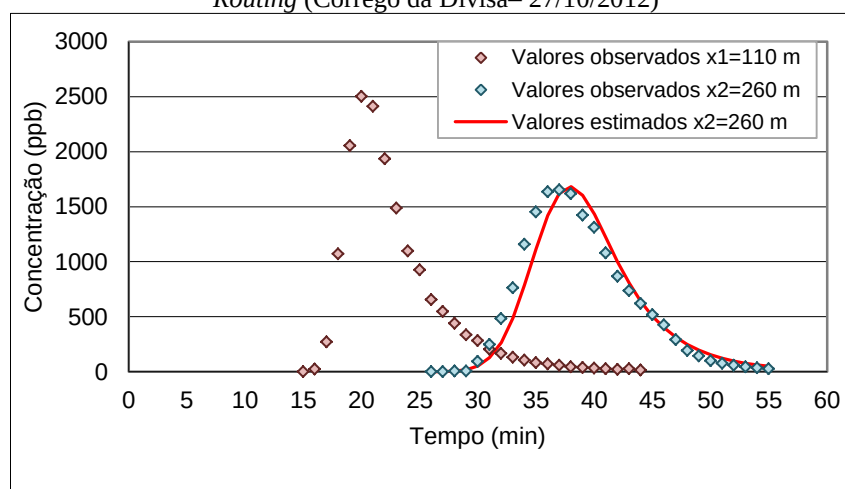
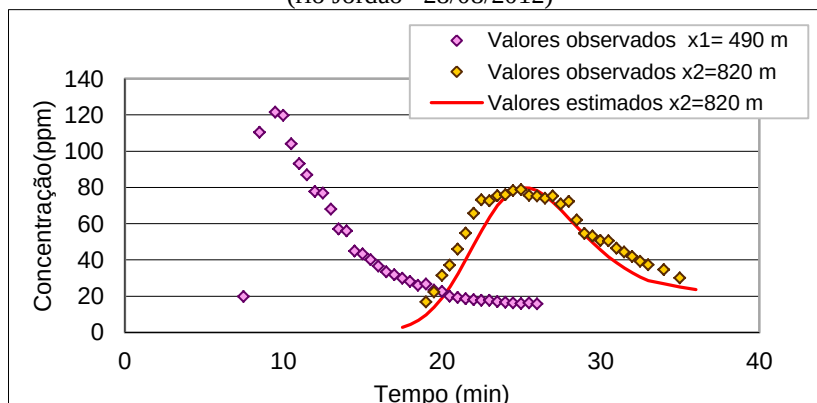


Figura 73- Valores medidos das concentrações de NaCl e concentrações estimadas pelo método de *Routing* (rio Jordão– 28/08/2012)



Cumprir destacar que o melhor ajuste foi realizado utilizando a ferramenta “Solver” do programa Microsoft Excel, onde se objetivou ajustar os valores simulados aos valores observados, variando D_L e a velocidade U .

4.2.2.3. Determinação de D_L com Método de Chatwin:

Conforme descrito na seção 2.5.2.3. o procedimento gráfico de Chatwin para a obtenção de D_L é realizado através das linhas de regressão de melhor ajuste pelo método dos mínimos quadrados. Para o método de Chatwin, é possível a obtenção de dois valores de D_L , sendo um para cada curva de C_{xt} gerada em cada teste.

Em termos da variável transformada de Chatwin, os resultados para os cursos de água estudados são apresentados na forma gráfica das Figuras 74 a 94. Nestas, estão traçadas as linhas retas que representam o modelo da advecção-dispersão, construídas a partir da análise de regressão linear (linha de tendência linear do Microsoft Excel).

Figura 74- Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.40). Córrego do Meio, 30/09/2012. Seção 01- NaCl

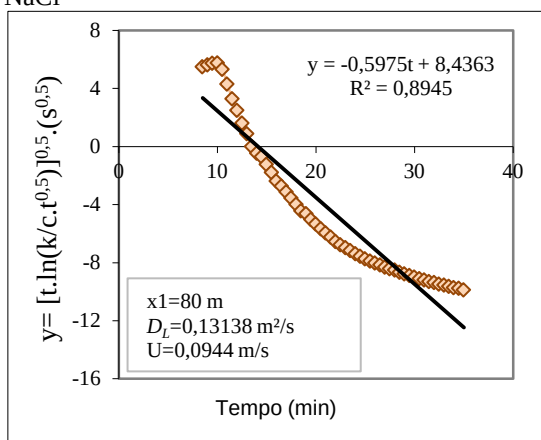


Figura 75- Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.40). Córrego do Meio, 30/09/2012. Seção 02- NaCl

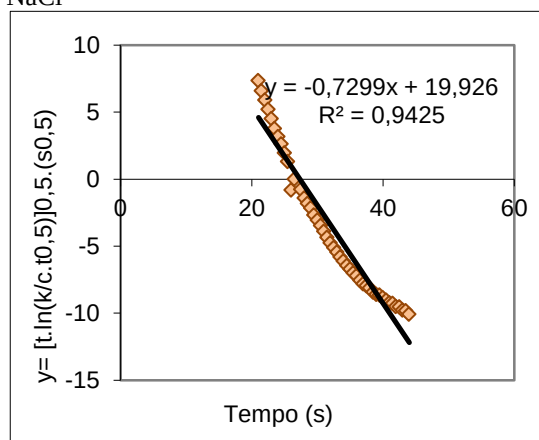


Figura 76- Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.40). Córrego do Meio 27/10/2012. Seção 01 - NaCl.

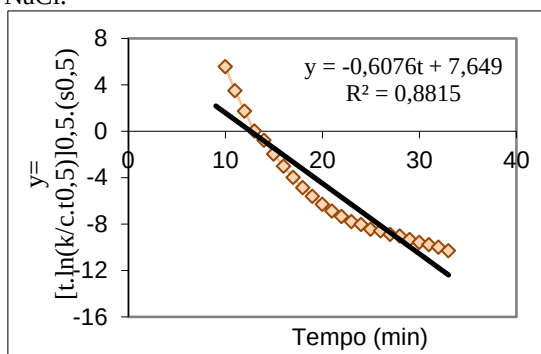


Figura 77 - Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.40). Córrego do Meio 27/10/2012. Seção 02- NaCl.

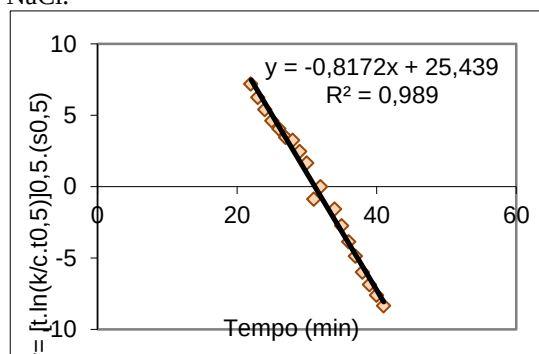


Figura 78- Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.40). Córrego do Meio 27/10/2012. Seção 01- Fluoresceína.

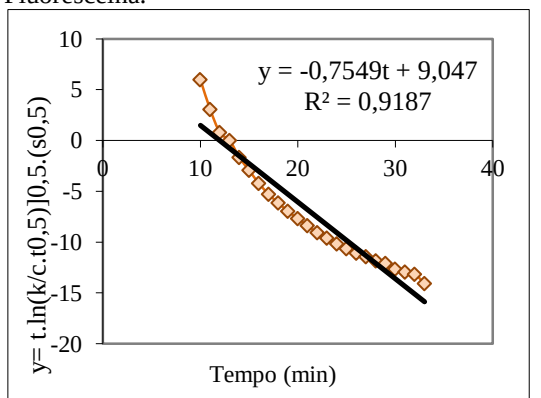


Figura 79- Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.40). Córrego do Meio 27/10/2012. Seção 02- Fluoresceína

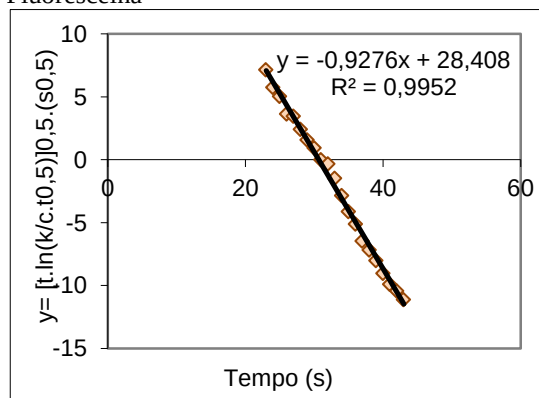


Figura 80- Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.40).
Córrego do Retiro -27/07/2012. Seção 01-NaCl

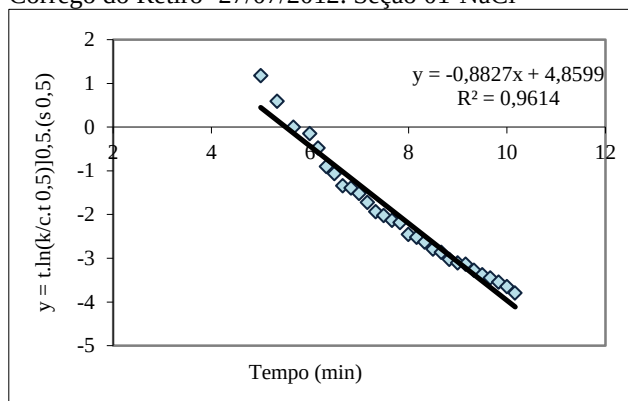


Figura 81- Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.40).
Córrego do Retiro -27/07/2012. Seção 02-NaCl

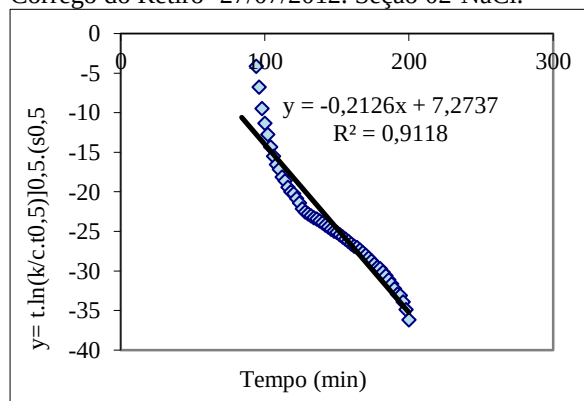


Figura 82- Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.40).
Córrego do Retiro -01/10/2012. Seção 01-NaCl

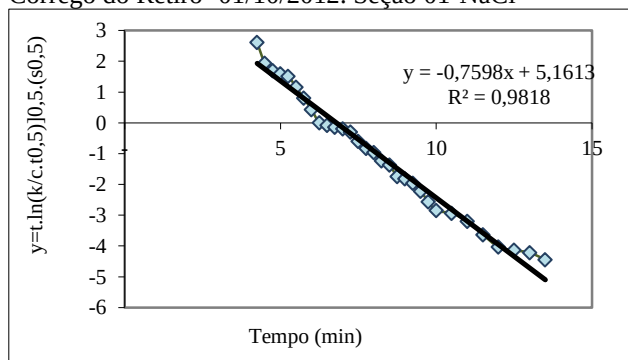


Figura 83- Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.40).
Córrego do Retiro -01/10/2012. Seção 02-NaCl

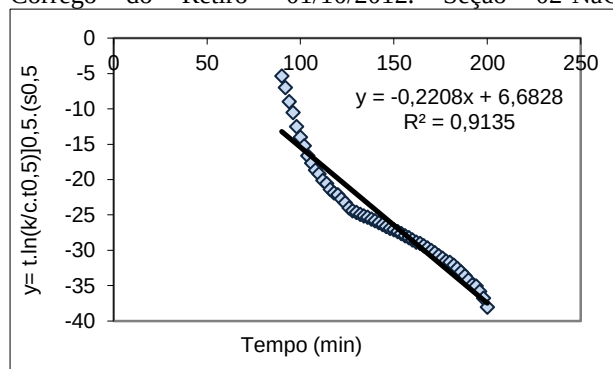


Figura 84- Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.40).
Córrego do Retiro- 01/10/2012.
Seção 01- Fluoresceína.

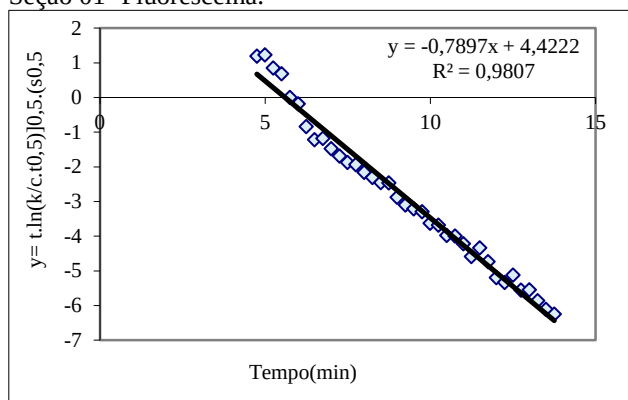


Figura 85- Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.40).
Córrego do Retiro- 01/10/2012.
Seção 02- Fluoresceína.

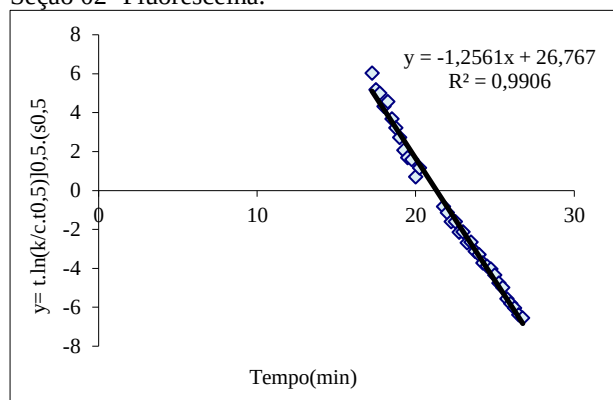


Figura 86- Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.40).
Córrego da Divisa -30/09/2012. Seção 01-NaCl.

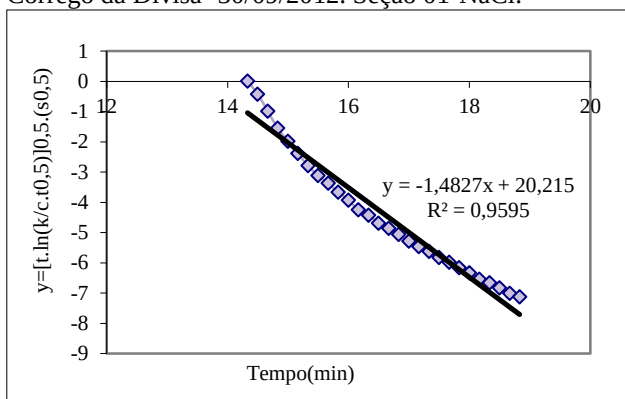


Figura 87- Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.40).
Córrego da Divisa -30/09/2012. Seção 02-NaCl.

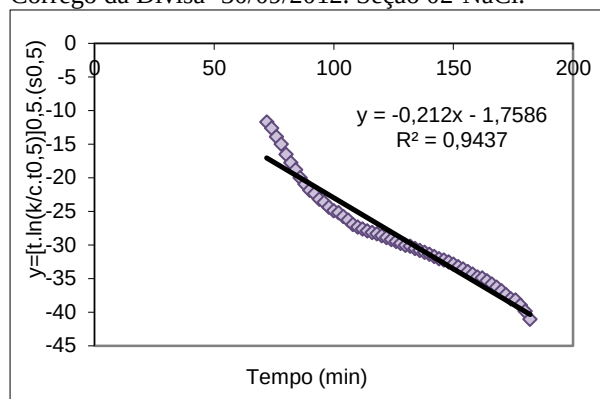


Figura 88- Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.40).
Córrego da Divisa -27/10/2012. Seção 01-NaCl.

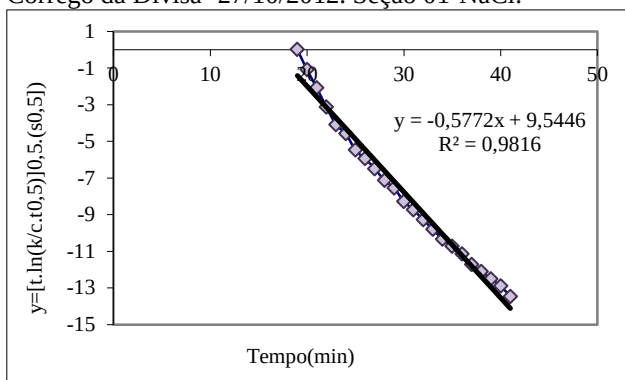


Figura 89- Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.40).
Córrego da Divisa -27/10/2012. Seção 02-NaCl.

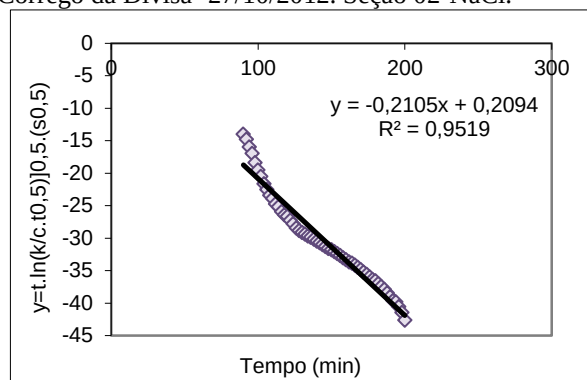


Figura 90- Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.40).
Córrego da Divisa -27/10/2012. Seção 01-Fluoresceína.

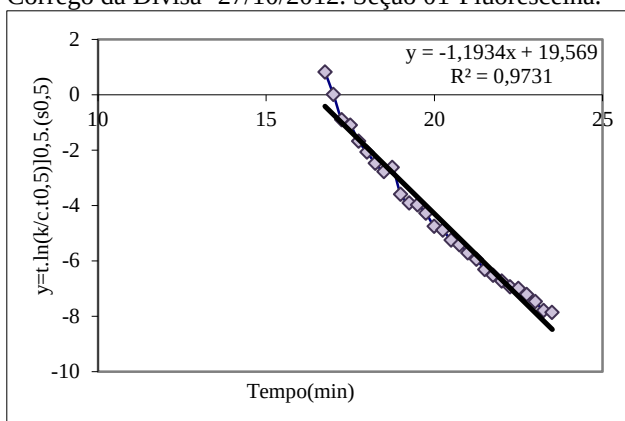


Figura 91- Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.40).
Córrego da Divisa -27/10/2012. Seção 01-Fluoresceína

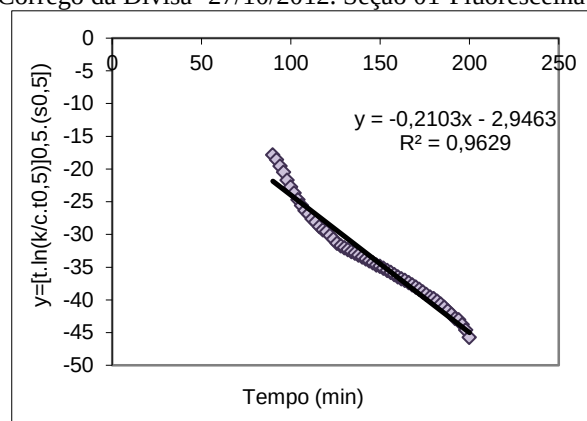


Figura 92-Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.40) rio Jordão -28/08/2012. Seção 01-Rodamina.

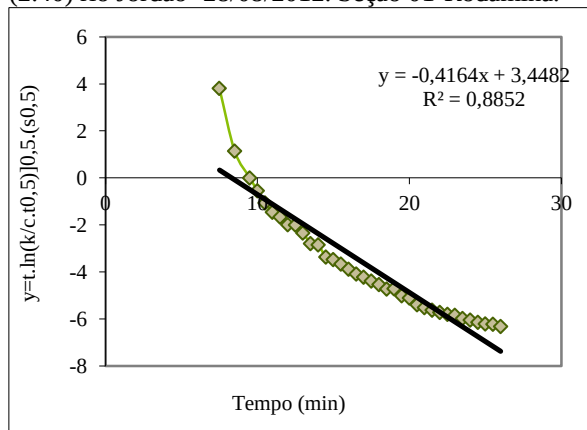


Figura 93- -Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.40) rio Jordão -28/08/2012. Seção 01-Rodamina

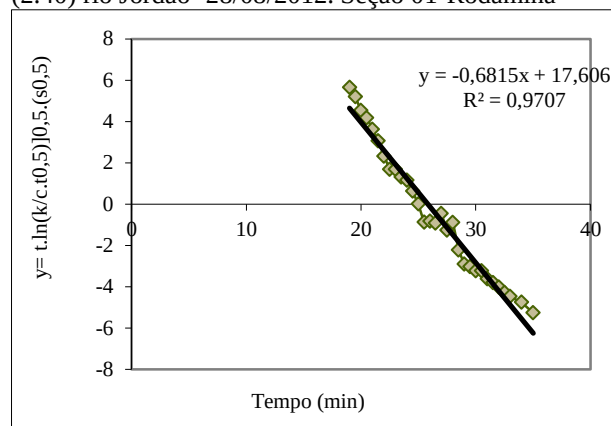
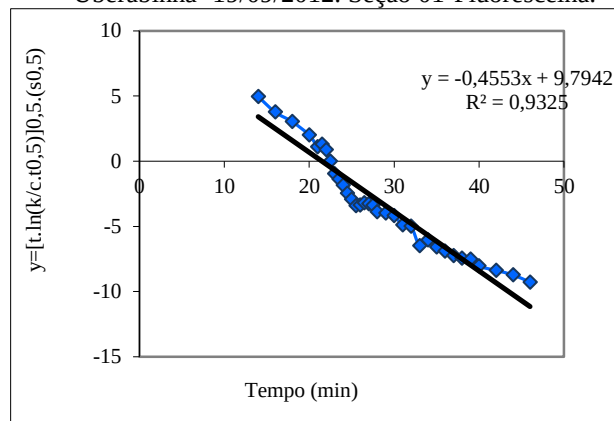


Figura 94- Linhas de melhor ajuste conforme a Eq. (2.40) rio Uberabinha -19/09/2012. Seção 01-Fluoresceína.



Na aplicação da Eq.2.41, o valor do coeficiente k foi obtido com base na concentração e tempo de pico, C_p e t_p , resumidos na Tabela 16. Nessa, também são apresentados os resultados para o cálculo de D_L através do método de Chatwin.

Os coeficientes de dispersão calculados pelo método de Chatwin para as duas seções estão na mesma ordem de grandeza. De acordo com Barbosa (1997), o menor valor de D_L encontrado na primeira seção para o teste nº 05 se deve à proximidade do ponto de injeção traçador, de modo que não teria havido tempo suficiente para que o processo de transporte se desenvolvesse e atingisse a fase dispersiva.

Tabela 16- Resumo dos resultados de D_L utilizando o método de Chatwin.

Teste	X_1					X_2				
	Cp (ppm)	Tp (min.)	k	U (m/s)	D_L (m ² /s)	Cp (ppm)	Tp (min.)	k	U (m/s)	D_L (m ² /s)
01	100,10	13,5	367,809	0,1538	0,1287	67,92	26,5	349,634	0,1538	0,1078
02	127,81	13,0	460,85	0,1052	0,0867	62,91	32,0	355,889	0,1052	0,0644
03	1037,7	13,0	1037,72	0,111	0,0736	558,93	31,0	558,93	0,111	0,0599
04	68,97	5,67	313,57	0,1000	0,0566	43,37	25	216,85	0,1000	0,0068
05	167,959	6,25	419,897	0,1000	0,0658	15,91	21	72,93	0,1000	0,0074
06	544,26	5,75	1276,41	0,1050	0,0633	223,41	21	1023,78	0,1050	0,0398
07	563,87	14,35	2136,01	0,3450	0,11634	282,61	21,33	1305,21	0,3450	0,0980
08	767,63	17,0	3165,04	0,1724	0,07223	451,6	31,00	2514,4	0,1724	0,4116
09	2499,11	19,0	10893,39	0,1590	0,1377	1650	36,00	9903,36	0,1590	0,0269
10	141,43	22,5	670,8754	0,3978	0,4368	-	-	-	-	-
11	121,64	9,5	347,936	0,3413	0,4098	75,82	25	379,075	0,3413	0,2503

Como observado, o método de Chatwin permite a obtenção do coeficiente de dispersão longitudinal para cada seção de amostragem. Em ocasiões onde os recursos são escassos, esse método proporciona a vantagem de poder ser utilizado, realizando-se o levantamento da curva de passagem em apenas uma seção de monitoramento, desde que a seção de amostragem se localize a uma distancia suficientemente grande do ponto de injeção.

Em casos onde as plumas das seções de jusante não foram possíveis de serem levantadas, como foi o caso do córrego da Lagoinha e do rio Uberabinha, este método ainda propicia a possibilidade da obtenção de um valor para o D_L . Contudo, Devens (2006), para este método os resultados das seções de jusante seriam mais confiáveis, uma vez que pontos próximos da injeção são fortemente influenciados pela advecção.

4.2.2.4. Determinação de D_L com Método de Pico de Concentração

Conforme discutido no item 2.5.2.4, o coeficiente de dispersão D_L pode ser obtido da inclinação da linha reta unindo dois pontos em um gráfico de Cp versus $1/\sqrt{xp}$.

No cálculo de D_L , utilizou-se a curva de resposta da seção x_2 para garantir que a fase advectiva tenha sido superada e tornar o valor de D_L mais confiável. A Tabela 17 apresenta os principais parâmetros necessários na obtenção de D_L pelo método de Pico de Concentração. Para fins da correção da perda do traçador, utilizou-se a massa recuperada (M_{rec}) na seção x_2 .

O parâmetro área da seção transversal utilizado é o mesmo encontrado a partir dos dados geométricos levantados em campo para a posição de injeção e descritos na Tabela 12.

Tabela 17 - Valores de D_L obtidos pelo método direto de Concentração de Pico

	Teste	$1/\sqrt{xp}$	Cp (mg/L)	α	$M_0 (x_2)(kg)$	$D_L (m^2/s)$
Córrego do Meio	01	0,1074	100,10	0,910	656,414	0,6153
		0,077	67,925			
	02	0,107	127,81	1,06	733,944	0,0899
		0,078	62,91			
	03	0,107	1037,7	2,53	5930,47	0,03438
		0,078	558,93			
Córrego do Retiro	04	0,097	68,97	0,67	153,44	0,04676
		0,072	43,37			
	05	0,097	167,959	1,53	517,22	0,0817
		0,072	15,91			
	06	0,096	544,26	4,67	1237,97	0,0622
		0,072	223,41			
Córrego da Divisa	07	0,0953	536,58	5,51	786,44	0,7035
		0,0620	279,04			
	08	0,0953	767,63	7,82	1530,62	0,1753
		0,0620	384,52			
	09	0,0953	2499,11	26,33	1021,83	0,7146
		0,0620	832,00			
Uberabinha	10	-	141,43	-	-	-
		-	-			
Jordão	11	0,045	121,64	2,53	852,12	1,979
		0,034	75,82			

Neste método, a localização dos pontos onde é realizado o monitoramento das curvas de passagem assume grande importância no cálculo de D_L , uma vez que o coeficiente de dispersão longitudinal é obtido da inclinação da reta formada entre os pares de valores de C_p e $1/\sqrt{xp}$.

4.2.2.5. Determinação de D_L com Método Coroa de Concentração

Nesse último método para a obtenção do valor de D_L , cujos cálculos procedem conforme o item 2.5.2.5, o valor de D_L foi obtido de uma média de três valores calculados pela Eq.2.47, onde foram considerados três diferentes valores de C_p/C_c .

Para este método, Devens (2006) relata que o fato de o coeficiente de dispersão longitudinal, calculado segundo o método baseado na concentração de referência, não ser influenciado pela existência de perda de traçador no processo de transporte, indica que não há necessidade de se fazer qualquer tipo de correção sobre os valores das concentrações medidas nos testes de campo para esse método. Desta forma, obtiveram-se os três pares de valores de referência para cada curva gerada. A partir destas, obtiveram-se os parâmetros utilizados para a obtenção de D_L através deste método, descritos na Tabela 18 juntamente com valor de D_L encontrado.

Tabela 18- Valores de D_L obtidos a partir do método de Coroa de Concentração.

Teste nº	Seção	U (m/s)	C _p (ppm)	C _{c1}			C _{c2}			C _{c3}			1/3. ($D_{L1} + D_{L2} + D_{L3}$)	($D_{Lx1} + D_{Lx2}$) /2
				C _{c1}	Δt_{c1}	D_{L1}	C _{c2}	Δt_{c2}	D_{L2}	C _{c3}	Δt_{c3}	D_{L3}	$D_{L \text{ médio}}$	$D_{L \text{ trecho (1-2)}}$
1	x ₁	0,152	100,105	20	8,9	0,1333	42	6	0,1123	84	2,3	0,0817	0,1091	0,1647
	x ₂	0,152	67,92	22	11	0,2403	40	7,5	0,2379	53	4,5	0,1828	0,2203	
2	x ₁	0,068	127,82	20	10	0,1917	60	5	0,1175	100	2	0,0579	0,1224	0,1341
	x ₂	0,068	63,08	10	17	0,1351	34	11	0,1686	50	6	0,1334	0,1457	
3	x ₁	0,072	1037,72	200	6,5	0,0912	600	3	0,0584	800	2	0,0547	0,0681	0,1230
	x ₂	0,072	503,04	115	15	0,1444	290	10	0,1720	430	6	0,2174	0,1779	
4	x ₁	0,097	68,97	41,5	2,5	0,7751	55,7	1,3	0,5214	66,6	0,67	0,8083	0,0168	0,4204
	x ₂	0,097	43,37	28,1	4,0	0,1563	38	2,0	0,1281	41,0	1,33	0,1333	0,0980	
5	x1	0,3364	81,4096	20	4,8	0,0242	40	2,5	0,0149	56	1,34	0,0112	0,0168	0,0573
	x2	0,3364	43,75215	15	7,33	0,1249	28	4,0	0,0902	41	1,34	0,0789	0,0789	
6	x1	0,105	544,26	300	3	0,9128	360	2,25	0,7399	497	0,75	0,3782	0,6770	0,3796
	x2	0,105	338,20	110	6	0,1357	181	3,25	0,0715	197	2,25	0,0397	0,0823	
7	x1	0,358	563,87	342	1,4	0,0184	420	0,17	0,0251	553	0,17	0,3800	0,0084	0,0882
	x ₂	0,358	282,61	174	3,0	0,1346	220	2,00	0,1159	279	0,67	0,2534	0,1680	
8	x ₁	0,178	763,63	400	3,0	0,0357	590	1,67	0,0277	710	0,75	0,0198	0,0278	0,0349
	x ₂	0,178	451,6	220	4,5	0,0666	330	2,50	0,0471	373	1,00	0,0420	0,0420	
9	x ₁	0,147	2499,11	500	11	0,1185	1000	6	0,0619	1500	4	0,0494	0,0766	0,1317
	x ₂	0,147	832,00	184	15	0,2073	313	11,3	0,1881	485	8	0,16486	0,1867	
10	x ₁													
	x ₂													
11	x ₁	0,354839	121,64	40	7,8	15,9567	80	4,1	11,701	105	2	7,9296	11,862	10,520
	x ₂	0,354839	78,79	30	14,5	9,7607	50	8	6,3085	70	5,5	11,463	9,1775	

4.3. Resumo e conclusões relativas aos resultados para o Coeficiente de Dispersão Longitudinal

Um resumo do conjunto de resultados do coeficiente de dispersão longitudinal, obtidos nos estudos de campo é apresentado na Tabela 19. Através desses resultados é possível observar que o teste realizado no rio Jordão, utilizando o traçador fluorescente Rodamina foi o que apresentou maior diferença entre os resultados obtidos com os cinco métodos propostos, com valores que variaram de 0,2503 m²/s utilizando o método de Chatwin (x_2) e 39,43 m²/s utilizando o método dos momentos.

Cumprir destacar que a primeira seção de monitoramento no rio Jordão foi descartada, conforme já relatado no item 3.2, uma vez que não havia sido completada a distância de mistura completa do traçador. Na segunda seção de monitoramento, por sua vez, pode-se observar, pela Figura 73, que a chegada da frente da pluma do traçador se deu mais bruscamente que na última seção de monitoramento. Esse fato que sugere que o comprimento advectivo ainda não havia sido alcançado, mesmo na segunda seção, uma vez que apenas dois valores puderam ser levantados antes da chegada do pico da concentração.

Consequentemente, o comprimento de mistura completa teria sido insuficiente para permitir uma aproximação à forma gaussiana da curva de resposta do traçador na primeira e segunda seção de amostragem, afetando de sobremaneira a coerência dos resultados obtidos pelos métodos diretos. Também é possível observar que, pelo método de Chatwin, os resultados para o rio Jordão nas seções de monitoramento x_1 e x_2 foram os que alcançaram maior diferença entre si e variaram cerca de 38%. Por este motivo, considera-se que os resultados obtidos por este método na seção x_2 sejam mais confiáveis.

Para o rio Uberabinha, por sua vez, foi calculado o valor de D_L apenas para a primeira seção, utilizando o método de Chatwin. Esse teste ressaltou a importância da utilização de um fluorímetro de campo para os próximos trabalhos, para verificar a chegada da pluma do traçador uma vez que o acompanhamento visual é dificultado em rios de maior vazão.

Complementarmente, a Tabela 20 resume as previsões do coeficiente de dispersão longitudinal utilizando as diferentes fórmulas empíricas nos estudos correspondentes.

Tabela 19- Resumo dos valores do Coeficiente de Dispersão Longitudinal D_L , obtidos com o uso dos cinco métodos diretos.

Teste nº /Rio/Ribeirão	Traçador	Routing	Momentos	Método			
				Chatwin	Pico	Coroa	
				x_1	x_2	de Concentração	de Concentração
1 – Córrego do Meio (30/09/12)	NaCl	0,299	0,07689	0,1287	0,1078	0,6153	0,1647
2 – Córrego do Meio (27/10/12)	NaCl	0,144	0,03235	0,0867	0,0644	0,0899	0,1341
3 – Córrego do Meio (27/10/12)	Fluoresceína	0,124	0,2670	0,0736	0,0599	0,03438	0,1230
4 – Córrego do Retiro (27/07/12)	NaCl	0,045	0,229	0,0566	0,0068	0,04676	0,4204
5 – Córrego do Retiro (01/10/12)	NaCl	0,225	0,347	0,0658	0,0074	0,0817	0,0573
6 – Córrego do Retiro (01/10/12)	Fluoresceína	0,050	0,273	0,0633	0,0398	0,0622	0,3796
7 – Córrego da Divisa (30/09/12)	NaCl	0,900	3,836	0,11634	0,0980	0,7035	0,0882
8 – Córrego da Divisa (27/10/12)	NaCl	0,165	0,976	0,07223	0,4116	0,1753	0,0349
9 – Córrego da Divisa (27/10/12)	Fluoresceína	0,245	0,943	0,1377	0,0269	0,7146	0,1317
10 - Rio Uberabinha (19/10/12)	Fluoresceína			0,4368			-
11 - Rio Jordão (28/08/12)	Rodamina	1,92	39,43	0,4098	0,2503	1,979	10,52

Tabela 20- Resumo dos valores do Coeficiente de dispersão longitudinal, D_L (m²/s) obtidos através das fórmulas empíricas.

Teste nº Rio/Ribeirão	Elder	Parker	Glover	Krenkel	Thackson	Yotsukura	Mcquivey e Keffer	Fischer	Liu	Vargas e Mellado	Koussis e Rodrigues Mirassol	Seo e Cheong	Kashipour e Falconer	Devens, et al.	Ribeiro et al.
Córrego do Meio (30/09/12)	0,114	1,547	9,000	0,150	0,187	0,224	3,304	2,191	0,609	1,868	1,123	8,275	2,162	0,630	0,107
Córrego do Meio (27/10/12)	0,156	1,688	10,946	0,213	0,265	0,307	4,353	2,600	0,576	2,687	0,986	14,234	4,002	0,737	0,211
Córrego do Retiro (27/07/12)	0,093	1,345	7,241	0,162	0,202	0,183	5,510	46,815	2,414	15,058	2,542	141,596	16,689	2,143	0,486
Córrego do Retiro (01/10/12)	0,086	1,279	6,469	0,151	0,188	0,169	5,194	48,898	2,383	14,137	2,463	145,467	16,626	2,118	0,451
Córrego da Divisa (30/09/12)	0,102	1,176	6,463	0,147	0,183	0,201	2,964	0,703	0,114	2,011	0,175	10,375	3,996	0,311	0,102
Córrego da Divisa (27/10/12)	0,067	1,038	4,880	0,101	0,126	0,132	2,383	1,517	0,192	2,520	0,272	13,280	3,654	0,384	0,075
Rio Uberabinha (19/10/12)	1,100	3,910	91,213	1,323	1,648	2,171	273,901	50,723	24,573	10,521	54,591	53,721	9,979	7,382	4,888
Rio Jordão (28/08/12)	0,815	4,604	77,408	0,992	1,236	1,607	75,649	145,307	65,059	12,198	140,788	66,523	8,206	11,301	4,102

Utilizando o método de comparação de razão de discrepância R_d , similarmente como foi discutido na análise do coeficiente de dispersão longitudinal no córrego da Lagoinha, adotaram-se, como valores observados (O_i) ou medidos, os valores de D_L obtidos com o método de *routing* e, como valores estimados (E_i) de D_L , aqueles obtidos por cada uma das fórmulas empíricas apresentadas na Tabela 20.

Nesse método, quando a razão de discrepância (R_d) for zero, a predição do valor do coeficiente de dispersão longitudinal é idêntica ao coeficiente de dispersão medido. Se a razão de discrepância for maior que zero, a predição do coeficiente de dispersão é superestimada e, se a razão de discrepância for menor que zero, o valor de D_L é subestimado. Quanto maior o valor da R_d , mais distante está o conjunto de dados estimados (E_i) dos valores obtidos (O_i). Baseado nesse método comparativo, a Tabela 21 apresenta os resultados da razão de discrepância entre R_d proveniente da comparação dos valores estimados com as fórmulas empíricas e os métodos de obtenção direta, com os resultados obtidos pelo método de *routing*.

De modo geral, observou-se que as fórmulas propostas por Glover (1964), Mcquivey e Keffer (1974), Vargas e Mellado (1994), Seo e Cheong (1998) e Kashfipour e Falconer (2002) foram as que apresentaram todos os parâmetros superestimados, ou seja, $R_d > 0$. Destes, a fórmula de Seo e Cheong (1998) apresentou os valores de R_d mais distantes de zero. De forma análoga, a fórmula de Elder (1959) foi a que apresentou a maior quantidade de dados subestimados, ou seja, dos dez resultados obtidos, oito possuem $R_d < 0$.

Com base nos resultados obtidos, resumidos na tabela 21, pode-se ainda afirmar que o método momentos foi o que apresentou os maiores valores de R_d , seguido pelo método de Coroa de Concentração. Já o método de Chatwin apresentou a maior parte dos resultados de $R_d < 0$, demonstrando que este método é, dentre todos, o que mais subestimaria dos resultados de D_L . O método de pico de concentração foi que apresentou a maior parte dos valores de R_d próximos de zero, demonstrando que, em comparação com o método de *routing*, este é o método que mais se assimila ao método de *routing*. Cabe ressaltar que as fórmulas empíricas de Devens (2006) e Liu (1977) foram as que apresentaram os menores valores de R_d na maior parte dos resultados.

Tabela 21- Resultados da Análise de Discrepância (R_d) dos valores de D_L em relação ao método de *Routing*.

Análise da razão de Discrepância em relação ao método de routing																					
Métodos						Fórmulas Empíricas															
Teste	Momentos		Chatwin	Pico de Concentração	Coroa de Concentração	Elder (1959)	Parker (1961)	Glover (1964)	Krenkel (1967)	Thankson (1967)	Yotsukura (1968)	Mcquivey e Keffer (1974)	Fischer (1979)	Liu (1977)	Vargas e Mellado (1994)	Koussis e Rodrigues Mirassol (1998)	Seo e Cheong (1998)	Kashfipour e Falconer (2002)	Devens, et al. (2010)	Ribeiro et al. (2010)	
																					X1
1	-0,59	-0,37	-0,44	0,31	-0,26	-0,42	0,71	1,48	-0,30	-0,21	-0,13	1,04	0,87	0,31	0,80	0,58	1,44	0,86	0,32	-0,45	
2	-0,65	-0,22	-0,35	-0,21	-0,03	0,03	1,07	1,88	0,17	0,27	0,33	1,48	1,26	0,60	1,27	0,84	2,00	1,44	0,71	0,17	
3	0,33	-0,23	-0,32	-0,56	0,00	0,10	1,13	1,95	0,24	0,33	0,39	1,55	1,32	0,67	1,34	0,90	2,06	1,51	0,77	0,23	
4	-0,20	-1,12	-1,16	0,01	-1,50	-1,29	-0,13	0,60	-1,05	-0,95	-1,00	0,48	1,41	0,12	0,92	0,15	1,89	0,96	0,07	-0,57	
5	0,37	-0,54	-0,54	-0,44	0,76	-0,42	0,76	1,46	-0,17	-0,08	-0,12	1,36	2,34	1,03	1,80	1,04	2,81	1,87	0,97	0,30	
6	-0,24	0,12	-0,06	-0,01	1,076	0,27	1,44	2,15	0,52	0,61	0,57	2,05	3,03	1,71	2,49	1,73	3,50	2,56	1,66	0,99	
7	0,23	-1,18	-0,97	-0,24	-1,13	-1,03	0,03	0,77	-0,87	-0,78	-0,74	0,43	-0,19	-0,98	0,26	-0,80	0,98	0,56	-0,55	-1,03	
8	0,88	-0,53	-0,32	0,41	-0,48	-0,57	0,63	1,30	-0,39	-0,29	-0,27	0,99	0,79	-0,11	1,01	0,04	1,73	1,17	0,19	-0,52	
9	0,66	-0,39	-0,51	0,60	-0,25	-0,54	0,65	1,32	-0,36	-0,27	-0,25	1,01	0,81	-0,08	1,03	0,07	1,76	1,20	0,22	-0,49	
10	-	0	-	-	-	0,40	0,95	2,32	0,48	0,58	0,70	2,80	2,07	1,75	1,38	2,10	2,09	1,36	1,23	1,05	
11	1,31	-0,67	-0,89	0,01	0,74	-0,37	0,38	1,61	-0,29	-0,19	-0,08	1,60	1,88	1,53	0,80	1,87	1,54	0,63	0,77	0,33	

4.4. Comparação entre os métodos diretos de obtenção de D_L

Com base nos valores de D_L resumidos na Tabela 19, para uma comparação dos resultados gerados pelos métodos de determinação direta do coeficiente de dispersão longitudinal, construiu-se o gráfico da Figura 95. Somente o teste realizado no rio Jordão foi descrito separadamente, na Figura 96, uma vez que, pelo método dos momentos houve uma superestimativa para o valor do coeficiente que impossibilitou sua visualização junto com os demais testes.

Nestas duas figuras, o eixo das abscissas representa os números de referência de cada teste, e o eixo das ordenadas apresenta os valores de D_L encontrados para cada teste. Nestas, é possível perceber que existe uma tendência do método dos momentos para produzir valores de D_L superiores aos obtidos com o método do *routing*. De modo inverso, os resultados encontrados pelo método gráfico de Chatwin, em todos os testes, inferiores aos medidos pelo *routing*. Esse comportamento foi observado também nos trabalhos de Barbosa Jr. (1997).

Figura 95- Comparação gráfica dos valores de D_L obtidos pelos métodos diretos

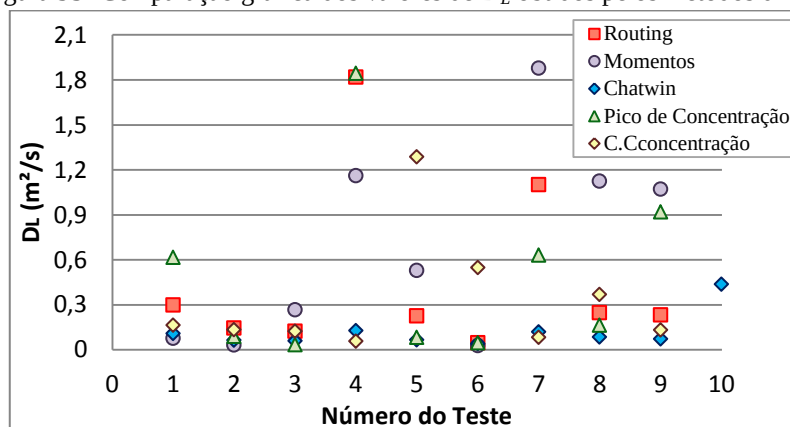
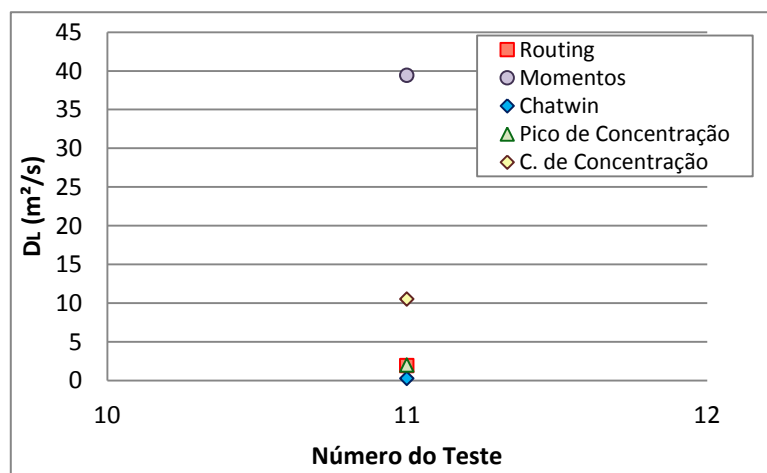


Figura 96- Comparação gráfica dos valores de D_L obtidos pelos métodos diretos no Rio Jordão



A comparação realizada na Figura 95 e 96 permite observar que em cinco dos onze testes realizados o método dos momentos produziu valores de D_L superiores aos demais métodos. O método de Chatwin por sua vez foi o que apresentou os menores valores de D_L em comparação com os demais métodos. Graficamente observa-se que o método de Pico de Concentração foi o que apresentou menor discrepância em relação ao método de *routing* na maior parte dos testes realizados, o que também pode ser confirmado através da análise de discrepância pela Tabela 21.

4.5. Cenários de contaminação

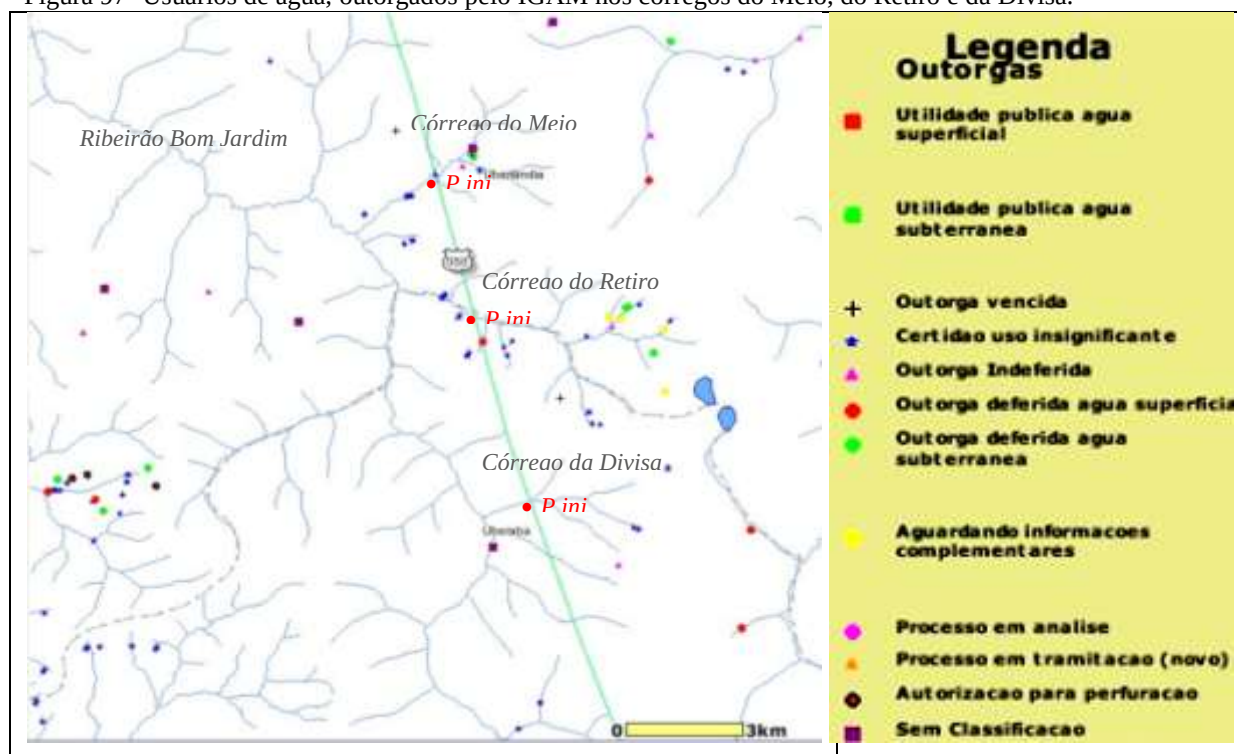
Conforme relatado neste trabalho, é importante destacar a importância dos mananciais estudados na bacia hidrográfica do rio Paranaíba, especialmente os córregos do Meio, da Divisa e do Retiro.

Desta forma, foi levantada junto a SUPRAM TMAP, a localização do primeiro usuário a jusante do ponto de injeção dos traçadores, a fim de verificar um possível cenário de contaminação, na ocorrência de um derramamento acidental de alguma substância contaminante nos cursos de água estudados.

Desta forma, adotando os valores de D_L obtidos neste estudo, foi realizada a simulação de duas curvas de passagem C_{xt} , para um ponto onde está situado o primeiro usuário a jusante. A localização e a distância do primeiro usuário a jusante do ponto de injeção foi obtida pelo Sistema de Informações Ambientais – SIAM, com o apoio da Superintendência de Regional de Regularização Ambiental do Triângulo Mineiro e Alto Paranaíba – SUPRAM TMAP. Nesse sistema estão contidos todos os usuários outorgados no estado de Minas Gerais.

A Figura 94 ilustra como esses dados ficam dispostos no SIAM, em específico para os córregos do Retiro, Divisa e do Meio. De acordo com as informações obtidas, o primeiro usuário a jusante do ponto de injeção do traçador no córrego do Meio está distanciado 863,8 metros. No córrego do Retiro, por sua vez, o primeiro usuário dista cerca de 1023 metros. Como pode ser observado, no córrego da Divisa não há usuário no trecho em estudo até a confluência deste com o ribeirão Bom Jardim.

Figura 97- Usuários de água, outorgados pelo IGAM nos córregos do Meio, do Retiro e da Divisa.



Com base nos resultados do coeficiente de dispersão obtidos através dos métodos diretos, promoveu-se a simulação das curvas de concentração *versus* tempo no ponto onde estão situados os usuários a jusante do ponto de injeção (P_{inj}), a fim de exemplificar os cenários mais discrepantes entre si.

Para o córrego do Meio, os resultados das simulações utilizando a eq. 2.11, considerando o primeiro usuário distanciado 832,8 metros a jusante, demonstram que os métodos diretos apresentam resultados divergentes para os dias estudados. Considerou-se a injeção de 4 kg de uma substância conservativa para realizar a simulação. Os resultados gráficos estão contidos nas Figuras 98, 99 e 100, cuja concentração de pico encontrada é apresentada na Tabela 22.

Tabela 22- Valores da Concentração de Pico encontradas a partir da Eq. 2.11 para o primeiro usuário a jusante do P_{inj} no córrego do Meio.

Método	$D_L(m^2/s)$ Cpico (mg/L)		$D_L(m^2/s)$ Cpico (mg/L)		$D_L(m^2/s)$ Cpico (mg/L)	
	30/09/2012 NaCl		27/10/2012 NaCl		27/10/2012 Fluoresceína	
Routing	0,299	117,39	0,144	158,32	0,124	170,60
Momentos	0,076	231,13	0,032	333,64	0,267	116,29
Chatwin x_1	0,128	178,79	0,086	203,99	0,073	221,38
Chatwin x_2	0,108	195,31	0,064	236,64	0,059	245,36
Pico de Concentração	0,615	81,85	0,089	200,33	0,043	323,67
Coroa de Concentração	0,164	158,09	0,134	164,05	0,123	171,29

Pode-se observar que as concentrações de pico encontradas utilizando os distintos valores do coeficiente de dispersão longitudinal obtidos com os métodos diretos, variaram de 81,85 a 231,13 mg/L para o primeiro teste, o que representa uma variação de 64,5 % e para o segundo teste, uma variação entre 116,29 a 333,64 mg/L, o que representa uma variação de 65,15%.

Figura 98- Curvas de Cxt - Córrego do Meio, 30/09 - NaCl - $x=836,8$ m.

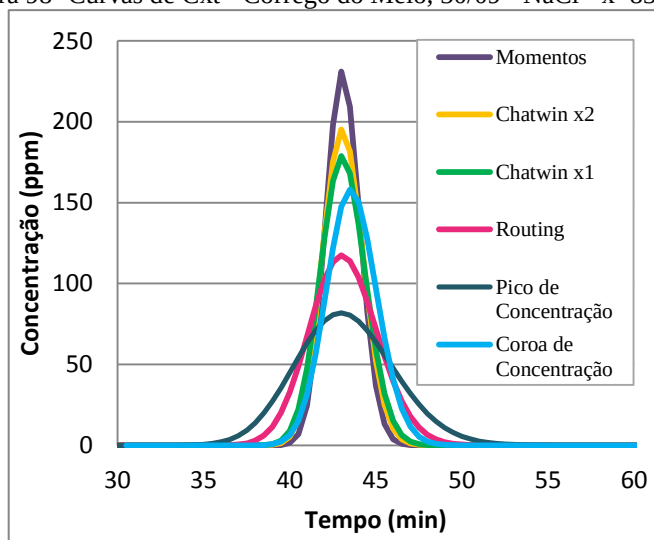


Figura 99- Curvas de Cxt - Córrego do Meio, 27/10 - NaCl - $x=836,8$ m.

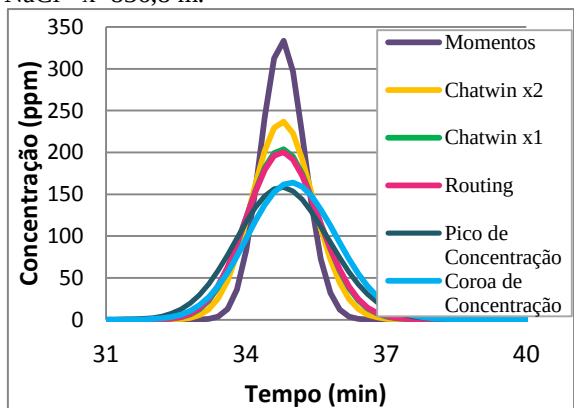
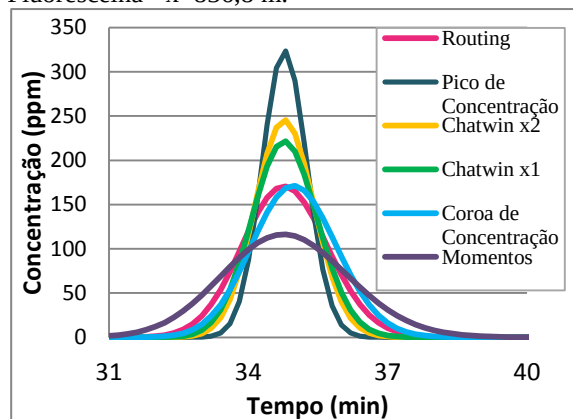


Figura 100- Curvas de Cxt - Córrego do Meio, 30/09 - Fluoresceína - $x=836,8$ m.



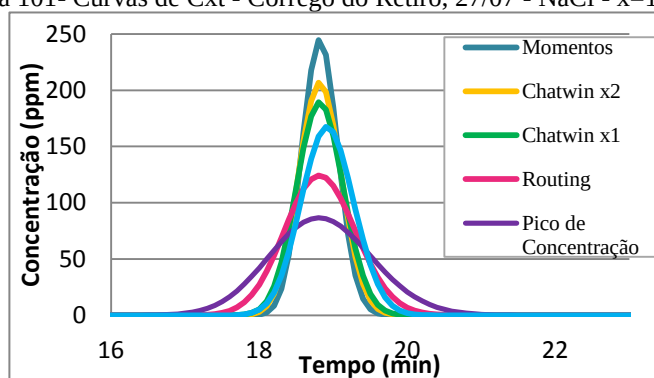
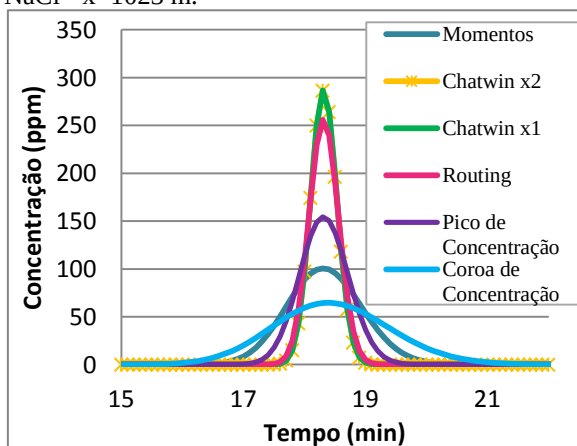
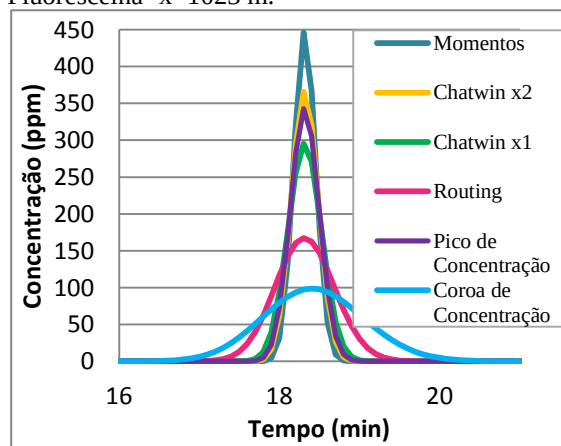
Ainda é possível observar que o método de coroa de concentração promoveu menores variações nos resultados, entre os testes realizados, em comparação com os demais métodos.

Para o córrego do Retiro, a distância entre o ponto de injeção e o primeiro usuário, de acordo com os dados do SIAM, foi de aproximadamente 1023 metros. Utilizando os valores de D_L obtidos pelos métodos diretos, realizou-se a simulação para a injeção de 4 kg de uma substância conservativa. Os resultados das concentrações de pico para cada teste encontram-se na Tabela 23.

Tabela 23 - Valores da Concentração de Pico encontradas a partir da Eq. 2.11 para o primeiro usuário a jusante do P inj no córrego do Retiro.

Método	$D_L(m^2/s)$	C pico (mg/L)	$D_L(m^2/s)$	C pico (mg/L)	$D_L(m^2/s)$	C pico (mg/L)
	30/09/2012 NaCl		27/10/2012 NaCl		27/10/2012 Fluoresceína	
Routing	1,819	124,31	0,225	154,34	0,046	167,49
Momentos	1,161	244,58	0,529	100,68	0,026	446,07
Chatwin x_1	0,137	189,28	0,065	286,73	0,061	295,43
Chatwin x_2	0,127	206,74	0,065	286,51	0,039	365,50
Pico de Concentração	1,843	86,69	0,081	255,86	0,045	342,78
Coroa de Concentração	0,057	167,38	1,286	64,57	0,548	98,88

Pode-se observar que as concentrações de pico encontradas utilizando os distintos valores do coeficiente de dispersão longitudinal obtidos com os métodos diretos variaram de 86,69 a 244,58 mg/L para o primeiro teste, variação que representou 64,55 % e para o segundo teste, ocorreu uma variação das concentrações de pico que ficaram entre 64,57 e 365,50 mg/L, o que representou uma variação de 82,33%. Os resultados das curvas de *Cxt* obtidos para o córrego do Retiro estão ilustrados nas Figuras 101, 102 e 103, para cada teste correspondente.

Figura 101- Curvas de Cxt - Córrego do Retiro, 27/07 - NaCl - $x=1023$ m.Figura 102- Curvas de Cxt - Córrego do Retiro, 01/10- NaCl - $x=1023$ m.Figura 103- Curvas de Cxt - Córrego do Retiro, 01/10- Fluoresceína- $x=1023$ m.

Para o córrego da Divisa, por sua vez, conforme observado na Figura 97, não foi identificado nenhum usuário a jusante do ponto de lançamento. Adotou-se, portanto, a distância de 500 metros. Utilizando os valores de D_L obtidos pelos métodos diretos, realizou-se a simulação com a injeção de 4 kg de uma substância conservativa, cujos resultados das concentrações de pico estão apresentados na Tabela 24.

Tabela 24 - Valores da Concentração de Pico encontradas a partir da Eq. 2.11 para o primeiro usuário a jusante do P inj no córrego do Retiro.

Momentos	$D_L(m^2/s)$	C pico (mg/L)	$D_L(m^2/s)$	C pico (mg/L)	$D_L(m^2/s)$	C pico (mg/L)
	30/09/2012 NaCl		27/10/2012 NaCl		27/10/2012 Fluoresceína	
Routing	1,10	148,32	0,246	404,02	0,2330	415,04
Momentos	1,877	113,74	1,124	189,64	1,070	194,36
Chatwin	0,073	574,81	0,091	659,47	0,095	644,42
Chatwin	0,118	452,04	0,0838	686,53	0,0717	740,64
Pico de Concentração	0,631	195,73	0,1632	494,96	0,3689	209,59
Coroa de Concentração	0,081	543,45	0,3689	330,39	0,1317	550,13

Figura 104- Curvas de Cxt - Córrego da Divisa, 30/09- NaCl - x=500 m.

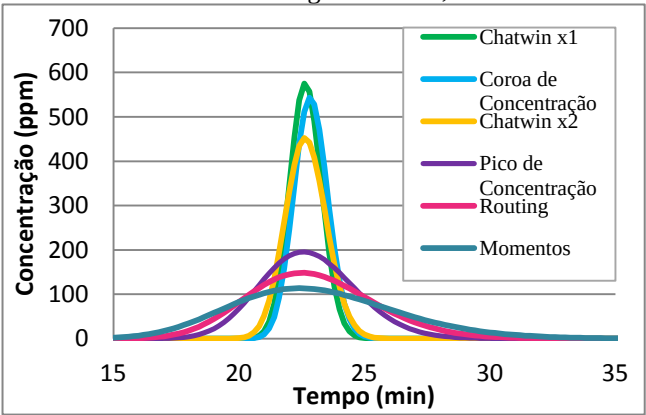


Figura 105- Curvas de Cxt - Córrego da Divisa, 27/10- NaCl - x=500 m.

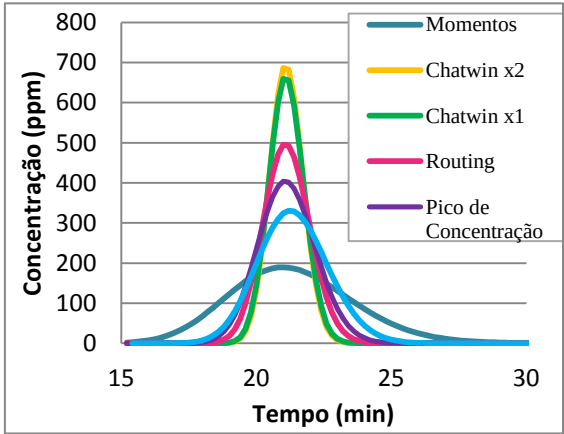
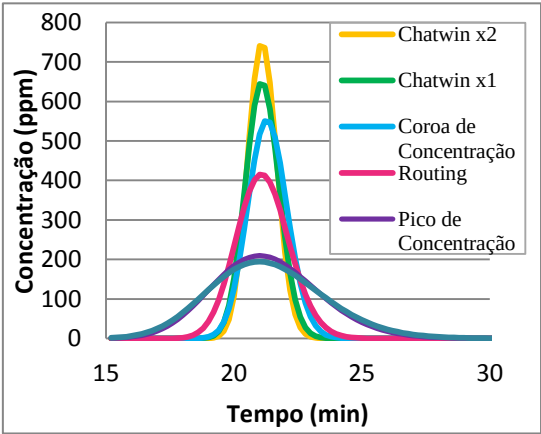


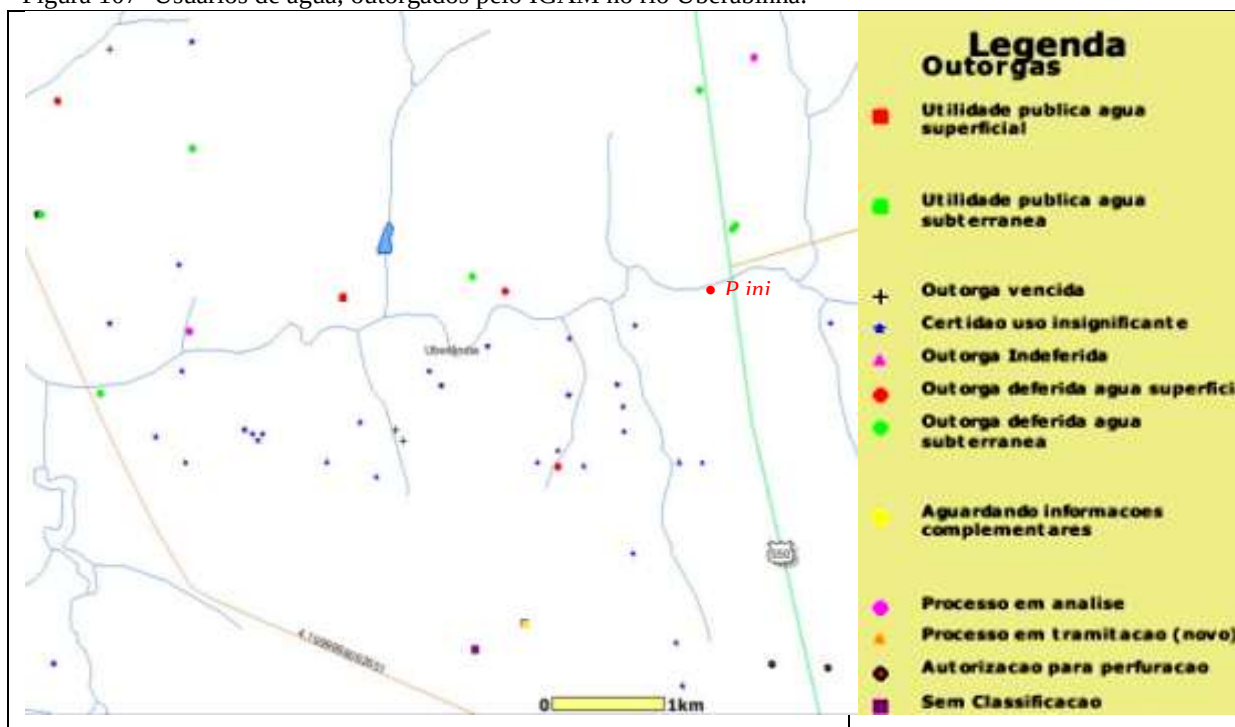
Figura 106- Curvas de Cxt - Córrego da Divisa, 27/10- Fluoresceína- x=500 m.



Observa-se que as concentrações de pico encontradas utilizando os distintos valores do coeficiente de dispersão longitudinal obtidos com os métodos diretos variaram de 113,74 a 574,81 mg/L para o primeiro teste, variação de 80,21 % e para o segundo teste, ocorreu uma variação das concentrações de pico entre 189,64 e 740,64 mg/L, o que representou uma variação de 74,39%. Os resultados das curvas de C_{xt} obtidos para o córrego da Divisa estão ilustrados nas Figuras 104, 105 e 106, para cada teste correspondente.

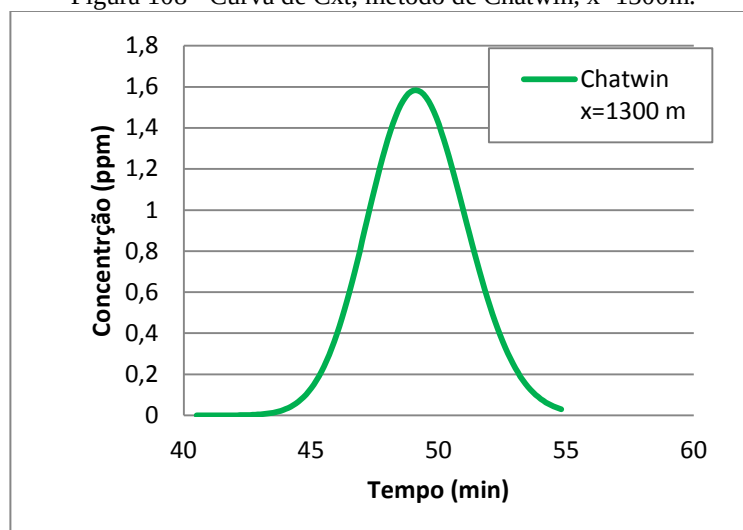
Para o rio Uberabinha, conforme explicado anteriormente, só foi possível a obtenção dos valores do coeficiente de dispersão longitudinal pelo método de Chatwin. Diante disso, realizou-se a simulação utilizando apenas esse coeficiente, considerando o primeiro usuário a jusante do ponto de injeção, distanciado cerca de 1300 metros, conforme ilustrado na Figura 107.

Figura 107- Usuários de água, outorgados pelo IGAM no rio Uberabinha.



A curva de C_{xt} obtida, considerando uma injeção de 4 kg de uma substância conservativa qualquer, pode ser observada na Figura 108.

Figura 108 - Curva de Cxt, método de Chatwin, x=1300m.

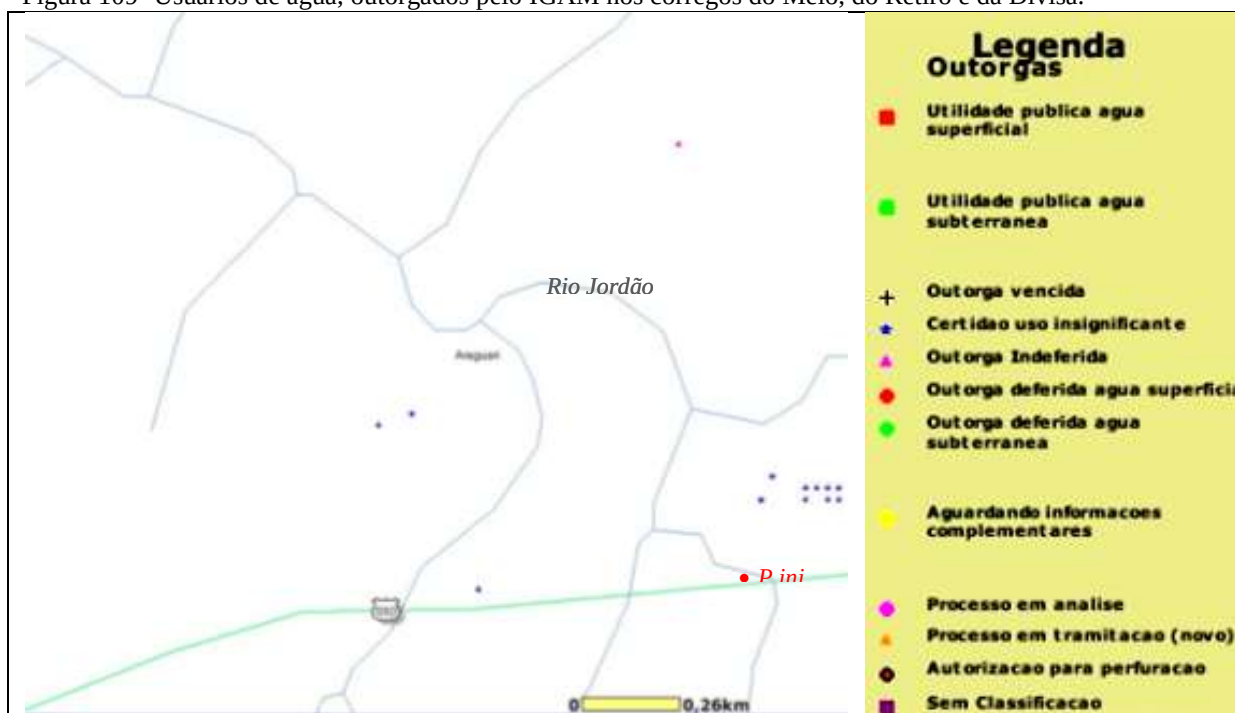


Conforme observado, a concentração de pico nessa seção alcançou um valor de 1,58 mg/L. No entanto, como não foi possível obter os valores de D_L com os outros métodos, esse prognóstico não se torna confiável, sendo necessária a realização futura de novos testes, a fim de obter novas curvas de $C \times t$ para esse curso de água.

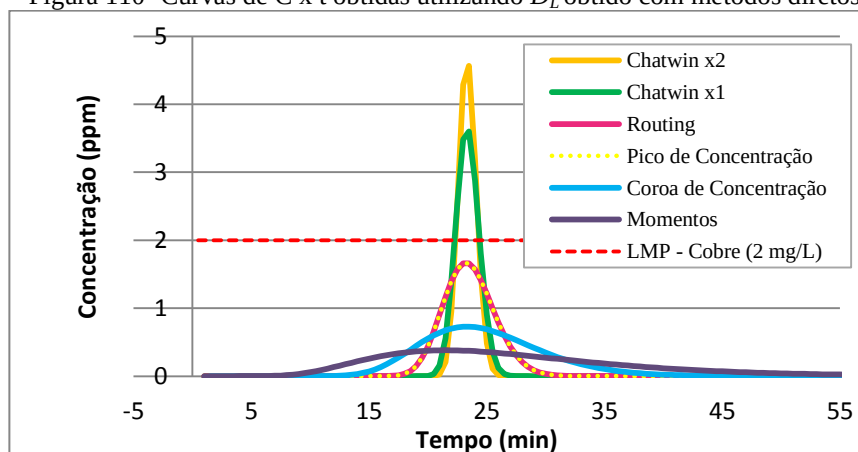
Como forma de ilustrar as diferenças entre as curvas de **Cxt** obtidas utilizando os valores de D_L descritos na Tabela 19, para o rio Jordão a Figura 110 apresenta a localização dos usuários de água no trecho estudado. Conforme se observa, não há para esse curso de água, nenhum usuário a jusante do ponto de injeção, motivo pelo qual se realizou a simulação considerando o ponto x_2 .

Foi adotada a distância de 812 metros e o lançamento de 4 kg de uma substância conservativa. O gráfico da Figura 111 esboça um possível cenário de poluição com constituintes conservativos, resultantes da simulação da equação 2.11. Nesse gráfico fica evidente que o método de pico de concentração (linha pontilhada em amarelo) alcançou os mesmos resultados que o método de *routing* e que, quanto maior o valor de D_L encontrado, maior a dispersão do poluente provocada, o que pode ser visto na curva de **Cxt** obtida pelo método dos momentos.

Figura 109- Usuários de água, outorgados pelo IGAM nos córregos do Meio, do Retiro e da Divisa.



Certamente, em um prognóstico, o método de Chatwin demonstraria a maior concentração de pico provocada pelo lançamento descrito, mas em um curto período de passagem. Já pelo o método de *routing*, apesar de este apresentar menores concentrações, ocorre a permanência do poluente no curso de água durante um período de tempo maior.

Figura 110- Curvas de $C \times t$ obtidas utilizando D_L obtido com métodos diretos

Para este caso em específico ainda, se fosse considerado o padrão de potabilidade da água para o parâmetro cobre, por exemplo, cujo valor máximo permitido pela Portaria 2.914/2011 é 2 mg/L, nessas condições o modelo simulado e ilustrado na Figura 111 deixa claro que, considerando os valores de D_L obtidos pelos métodos dos Momentos, método de Coroa de Concentração e pelo método de Pico de Concentração resultariam no enquadramento deste

parâmetro no ponto distanciado 812 metros da fonte de contaminação. Já pelo método de Chatwin, este parâmetro superestimaria as concentrações de pico.

CONCLUSÃO

Na pesquisa de campo relatada neste trabalho foi implementada uma metodologia visando à quantificação do coeficiente de dispersão longitudinal, a partir do uso de traçadores fluorescentes e salinos, em alguns cursos de água interceptados pela BR MG 050 nos municípios de Uberlândia e Araguari.

Para a obtenção do coeficiente de dispersão longitudinal, buscou-se comparar os valores encontrados com o uso de traçadores salinos e fluorescentes. Por ser um material de menor custo e de fácil aquisição e detecção através de condutivímetros portáteis, a metodologia de injeção de NaCl auxilia na superação de uma das maiores limitações da técnica dos traçadores fluorescentes, que são os custos associados à realização dos trabalhos.

Em contrapartida a metodologia de análise química das amostras do traçador fluorescente, através de espectrofluorímetro contribui para a elevação dos custos com frascos para coleta, com o material e do próprio aparelho analítico, assim como no tempo requerido para as análises das amostras.

De acordo com os resultados encontrados, a técnica de utilização do sal NaCl comparada a dos traçadores fluorescentes mostrou-se prática e eficiente se forem levantadas adequadamente as curvas de C_{xt} . No entanto, é necessário que sejam realizados mais testes, considerando a sazonalidade, e em trechos a jusante dos estudados, a fim de verificar e comparar os resultados obtidos nesta pesquisa, para aferir maior confiabilidade no panorama de dispersão e transporte de poluentes.

Os mesmos parâmetros geométricos e hidrodinâmicos utilizados na previsão de D_L , também permitiram a comparação dos valores obtidos com o uso de 15 diferentes fórmulas empíricas e semiempíricas disponíveis na literatura. Esta comparação mostrou que as melhores fórmulas de previsão foram aquelas que produziram a razão de discrepância (R_d) mais próxima de zero.

De modo geral, observou-se que as fórmulas propostas por Glover (1964), Mcquivey e Keffer (1974), Vargas e Mellado (1994), Seo e Cheong (1998) e Kashfipour e Falconer (2002) foram as que apresentaram todos os parâmetros superestimados, ou seja, $R_d > 0$. Destes, a fórmula de Seo e Cheong (1998) foi a que apresentou os maiores valores absolutos de R_d . De forma

análoga, a fórmula de Elder (1959) foi a que apresentou a maior quantidade de dados subestimados, ou seja, dos dez resultados obtidos, oito possuem $Rd < 0$.

O método de pico de concentração apresentou a maior parte dos valores de Rd próximos de zero, demonstrando que, em comparação com o método de *routing*, este é o método que mais se assimila ao método de *routing*. Cabe ressaltar que as fórmulas empíricas de Devens (2006) e Liu (1977) foram as que apresentaram os menores valores de Rd na maior parte dos resultados para os trechos de rios estudados neste trabalho, sendo, portanto, as mais adequadas dentre as quinze fórmulas, para se obter o coeficiente de dispersão em ocasiões onde não for possível realizar os testes de campo.

Com relação a análise de discrepância dos métodos, pode-se ainda afirmar que o método momentos foi o que apresentou os maiores valores de Rd , seguido pelo método de Coroa de Concentração. Já o método de Chatwin apresentou a maior parte dos resultados de $Rd < 0$, demonstrando que este método é, dentre todos, o que mais subestimaria dos resultados de D_L .

A substância NaCl, utilizada como traçador, não tem comportamento verdadeiramente conservativo, sendo, portanto necessário realizar a análise da perda do traçador, bem como aos erros inerentes à própria utilização dos métodos diretos.

Conforme já relatado por Barbosa Jr. (1997), o procedimento gráfico de Chatwin, por possibilitar a obtenção da curva de concentração *versus* tempo em apenas uma seção do curso de água, constitui-se em uma vantagem do ponto de vista da redução dos custos e dos esforços dispendidos no trabalho de campo. Através dos resultados obtidos, pode-se observar que os valores encontrados para a primeira seção (x_1) estão bem próximos aos encontrados na segunda seção de monitoramento (x_2), exceto para o rio Jordão, onde a diferença entre os resultados obtidos para essas duas seções demonstra que o comprimento advectivo ainda não havia sido alcançado.

Esse fato enfatiza a necessidade da realização do planejamento dos testes sempre considerando uma distância superior à encontrada pela Eq. 2.48. Também se pode concluir com a realização deste trabalho, a importância do uso de um fluorímetro de campo, a fim de auxiliar no início da coleta das amostras do traçador fluorescente.

Os resultados obtidos também permitem concluir que a primeira seção de monitoramento no rio Jordão deveria estar a uma distância relativamente superior a utilizada neste trabalho, de modo a atingir efetivamente a distância de boa mistura. Os resultados discrepantes podem se

justificar devida a forte assimetria das curvas de resposta obtidas para este curso de água em especial.

Para a aplicação do método de Chatwin, por sua vez, verificou-se que as curvas obtidas afastam-se muito de uma curva gaussiana. Por esse fato, recomenda-se que sejam utilizados apenas os dados no entorno do valor de pico para a elaboração das linhas de melhor ajuste, conforme a Eq. 2.39.

Para o uso dos métodos diretos de obtenção de D_L , deve-se satisfazer à condição de um tempo de mistura suficientemente grande para que o processo de transporte atinja a fase dispersiva. Quando isso não ocorre, as curvas de resposta toram-se fortemente assimétricas e a Eq. 2.11 não é capaz de descrever adequadamente o fenômeno. Além disso, o método dos momentos, em particular, produz resultados muito imprecisos, uma vez que os longos tempos referentes às caudas das curvas afetam significativamente os cálculos das variâncias. Em outras palavras, a primeira estação de amostragem deve se situar a uma distância suficientemente grande do ponto de injeção, o que deve ser atentamente observado nos trabalhos seguintes.

O resultado obtido através do uso de fórmulas empíricas demonstra que há uma grande variabilidade dos valores encontrados. Isso deve ao fato de essas fórmulas terem sido obtidas em cursos de água com características geométricas e hidrodinâmicas distintas das encontradas nos cursos de água deste estudo. Esse fato também pode explicar o motivo de a fórmula de Devens (2006) ter sido a que apresentou os menores valores da razão de discrepância, haja vista que a fórmula apresentada pela autora foi obtida em cursos de água da região de Ouro Preto-MG, relativamente mais similares aos deste estudo.

Outro aspecto a ser destacado refere-se à correta marcação dos tempos de passagem das curvas nas distintas seções de monitoramento. A alteração entre cronômetros pode prejudicar substancialmente os resultados.

Além disso, a presença de afluentes entre as seções de monitoramento podem incrementar vazão no curso de água estudado, o que afetaria os resultados. Contudo, destaca-se nesse trabalho que os afluentes existentes nos trechos em estudo tratavam-se apenas de drenagem seca, pois o trabalho foi realizado em período seco e não houve influência de vazão incremental.

Sugere-se, para estudos futuros, que a realização dos testes com traçadores fluorescentes sejam realizados com a utilização dos fluorímetros de campo, para identificar a passagem da pluma do traçador e poder planejar corretamente a coleta das amostras. Os trabalhos observem a necessidade de realizar o levantamento dos dados geométricos e hidrodinâmicos

em várias seções nos trechos de rios estudados, uma vez que a utilização dos dados apenas da seção de injeção torna os valores de D_L representativos apenas pontualmente.

Para aferir maior confiabilidade nos resultados produzidos por este estudo, sugere-se ainda a continuidade dos testes, em períodos de sazonalidade distintas, para levantar um maior número de dados e poder posteriormente propor uma fórmula prática para identificar o coeficiente de dispersão longitudinal D_L com maior facilidade e aplicável aos cursos de água de interesse, e estabelecer a relação entre D_L e Q ou D_L e h .

ANEXO I



GOVERNO DO ESTADO DE MINAS GERAIS
Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável
Conselho Estadual de Política Ambiental - COPAM
Superintendência Regional – Triângulo Mineiro e Alto Paranaíba

OFICIO/SUPRAM-TMAP DAT Nº. 1205/2012

Uberlândia, 20 de julho de 2012

Assunto: Resposta ao pedido de autorização para a realização de pesquisas com uso de traçadores fluorescentes e salinos na Bacia Hidrográfica do Rio Uberabinha e do Rio Jordão, MG

Dispõe o presente ofício sobre a análise do requerimento protocolado junto a SUPRAM TMAP, referente à solicitação de autorização para a realização de pesquisa com o uso de traçadores fluorescentes e salinos na Bacia Hidrográfica do Rio Uberabinha e do Rio Jordão, sob coordenação do Prof. Dr. Márcio Ricardo Salla e Prof. Dr. Carlos Eugênio Pereira, da Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Federal de Uberlândia.

Diante do projeto exposto, a Superintendência Regional de Regularização Ambiental do Triângulo Mineiro e Alto Paranaíba – SUPRAM TMAP informa que autoriza a realização do referido projeto, nas concentrações informadas, desde que em curto período de tempo e somente na quantidade comprovadamente não tóxica ao ecossistema aquático.

O requerente fica advertido que as informações colhidas neste projeto não devem conferir nenhum tipo de poluição ao curso de água, estando o mesmo sujeito às infrações estabelecidas no Decreto 44.844/2008, referente às normas de proteção ao meio ambiente e aos recursos hídricos, bem como à Lei nº. 9.605/1988, que dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas lesivas ao meio ambiente e dá outras providências.


José Roberto Venturi
Diretor Técnico

Superintendência Regional de Regularização Ambiental do Triângulo Mineiro e Alto Paranaíba

Assinatura digital
José Roberto Venturi
Diretor Técnico
MASP: 1.198.018-E
SUPRAM TMAP

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE TRANSPORTES TERRESTRES, ANTT. **Resolução ANTT nº. 420**: Instruções complementares ao regulamento do transporte terrestre de produtos perigosos, de 12 de fevereiro de 2004. Brasília, DF. 2004. Disponível em: <http://www.antt.gov.br/index.php/content/view/355/Legislacao.html> Acesso em: 18 jun. 2012.

ALBERTA. **Environmental Code of Practice for Hydrologic Tracing Analysis Studies**. Alberta, 1996. 9 p.

ANDREOLI, C.V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. **Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos**: tratamento e disposição final. Belo Horizonte, 2001. Vol. 6. 484 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, ABNT. **NBR 10004**: Resíduos Sólidos: Classificação. Rio de Janeiro, 2004.

AZAMATHULLAA, H.; WUB, F. **Support vector machine approach for longitudinal dispersion coefficients in natural streams**. Journal of Hydraulic Engineering, Ed. Elsevier, 2010. 4 p.

BARBOSA JR, A.R.; SILVA, G.Q.; NEVES, B.V.B.; DEVENS, J.A. **Métodos diretos de determinação do coeficiente de dispersão longitudinal em cursos d'água naturais Parte 1** - Fundamentos teóricos. Revista Escola de Minas, v. 58. Ouro Preto, 2005. 27-32 p.

BARBOSA Jr., A. R. **Uso de traçadores na determinação de parâmetros de qualidade em escoamentos naturais de água**. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento)-Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 1997. 430 p.

BEHRENS, H.; BEIMS, U.; DIETER, H.; DIETZE, G.; EIKMANN, T.; GRUMMT, T.; HANISCH, H.; HENSELING, H.; KÄSS, W.; KERNDORFF, H.; LEIBUNDGUT, C.; MÜLLER-WEGENER, U.; RÖNNEFAHRT, L.; SCHARENBERG, B.; SCHLEYER, R.; SCHLOZ, W.; TILKES, F. **Toxicological and ecotoxicological assessment of water tracers**. Hydrogeology Journal, 2001, nº 9. 321- 325 p.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; GONEJO, J.G.; BARROS, M.T.L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à Engenharia Ambiental**: O desafio do desenvolvimento sustentável. 2ª edição. São Paulo, 2005. 313 p.

BRASIL, **Decreto nº 24.643**, de 10 de julho de 1934. Decreta o Código de Águas. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/d24643.htm. Acesso em: 24 out. de 2012.

_____, **Decreto nº. 6.099**, de 26 de abril de 2007. Aprova a Estrutura Regimental e o Quadro Demonstrativo dos Cargos em Comissão do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA, e dá outras providências.

Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2007/Decreto/D6099.htm#art6 Acesso em: 21 set. 2012.

_____, **Lei nº 9.433**, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. MMA/SRH Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=370> Acesso em: 22 jun.2012.

_____, **Resolução nº. 357**, de 18 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=2747> Acesso em: 12 de out.2012.

_____, **Resolução nº. 430**, de 16 de junho de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Disponível em: http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=17214#_ftn1. Acesso em: 03 out. 2012.

_____, **Decreto nº 96.044**, de 18 de maio de 1988. Aprova o Regulamento para o Transporte Rodoviário de Produtos Perigosos e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/antigos/d96044.htm. Acesso em 18 jun. 2012.

BRUSCHWEILER, B. **Markierstoffe im Bereich von Trinkwasserfassungen Gas, Wasser, Abwasser**, 2007, vol. 87, nº 5, 355-359 p.

COSTA, S.; ALONSO, A.M.; TOMIKA, S. **Modernização Negociada: Expansão Viária e riscos ambientais no Brasil**. Editora IBAMA. Brasília, 2001. 240 p.

DEVENS, J. A. **Quantificação do coeficiente de dispersão longitudinal em pequenos cursos d'água naturais com o uso de traçador ambientalmente neutro**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Ouro Preto, UFOP. Ouro Preto, 2006. 121 p.

DEVENS, J.A.; BARBOSA JÚNIOR, A.R.; SILVA, G.Q. **Modelo de quantificação do coeficiente de dispersão longitudinal de pequenos cursos de água naturais**. Revista Engenharia Sanitária Ambiental. Vol.11, nº 3. Brasília, 2006. 269-276 p.

Departamento Nacional de Estradas de Rodagem, DNER. **Corpo Normativo Ambiental para empreendimentos Rodoviários**. Rio de Janeiro,1996. 91p.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE INFRAESTRUTURA DE TRANSPORTES, DNIT. **Projeto de Restauração, Adequação e Duplicação da Rodovia BR-050 - Rodovias BR-050, no subtrecho entre a Divisa GO/MG e o Entroncamento com as Rodovias BR 65/452/455/497, no Estado de Minas Gerais: Estudo de Impacto Ambiental**. Vol. 4. Rio de Janeiro, 2009. 237 p.

_____. **Manual para implementação de planos de ação de emergência para atendimento a sinistros envolvendo o transporte rodoviário de produtos perigosos**. Rio de Janeiro, 2005. 142 p.

_____. **Manual para atividades ambientais rodoviárias**. Rio de Janeiro, 2005. 698 p.

DUARTE, A.A.L.; PINHO, J.L.S.; BOAVENTURA, R.A.R.; VIEIRA, J.M.P. **Modelação da Hidrodinâmica e da Dispersão Longitudinal no Rio Mondego** - Universidade do Minho. Braga, Portugal, 2000. 12 p.

DUARTE, U. **Métodos de determinação de vazão com o emprego de traçadores radioativos**. Dissertação de Mestrado. Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo. São Paulo, 1973. 114 p.

DUARTE, A.S.; PINHO, J.L.; VIEIRA, J.P.; BOAVENTURA, R.A. **Modelação da dispersão longitudinal em sistemas fluviais – Casos de estudo**. Universidade do Minho, Departamento de Engenharia Civil. Revista Engenharia Civil, nº.16. Braga, Portugal, 2003. 63-73 p.

EIGER, S. Qualidade da Água em Rios e Estuários. In: PORTO, R. L. **Hidrologia Ambiental**. Coleção Associação Brasileira de Recursos Hídricos, v.3. São Paulo: USP, 1991.

EMSLEY, J. **Moléculas em exposição: o fantástico mundo das substâncias e dos materiais que fazem parte de nosso dia a dia**. São Paulo, 2001.

FISCHER, H. B.; LIST, E.J.; IMBERGER, J.; KOH, R.C.Y.; BROOKS, N.H. **Mixing in Inland and Coastal Waters**. Academic Press. San Diego, Califórnia, 1979. 483 p.

FLURY, M.; WAI, N.N. **Dyes as tracers for vadose zone hydrology** . Department of Crop and Soil Sciences, Center for Multiphase Environmental Research, Washington State University, Pullman, WA 99164, USA. Reviews of Geophysics, 41, 1 /1002 2003. 321 p.

FRAGOSO JUNIOR, C.R.; FERREIRA, T.F.; MOTTA, M.D.M.L. **Modelagem Ecológica em Ecossistemas Aquáticos**. 1ª ed. São Paulo, 2009. v.1. 304p.

GIORI, J.Z. **Análise dos Efeitos de Despejos Acidentais de Poluentes em Corpos Hídricos usando Traçadores Fluorescentes - Estudo do Caso: Bacia do rio Guandu/RJ**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE. Rio de Janeiro, 2011. 118 p.

GOLDSCHIEDER, N.; MEIMAN, J.; PRONK, M.; SMART, C. **Tracer tests in karst hydrogeology and speleology**. International Journal of Speleology, 37 (1), 27-40. Bologna (Italy). ISSN 0392-6672. 2008. 27-40 p.

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, IBAMA. **Relatório de Acidentes Ambientais 2008**, Brasília, DF, 2009. 36 p.

_____, **Relatório de Acidentes Ambientais 2009**, Brasília, DF, 2010. 32 p.

_____, **Relatório de Acidentes Ambientais 2011**, Brasília, DF, 2012. 28 p.

Instituto Mineiro de Gestão das Águas, IGAM. **Monitoramento da qualidade das águas superficiais em Minas Gerais em 2012** - Resumo Executivo. Belo Horizonte, 2013. 46 p.

JOBSON, H.E. **Prediction of Travel time and Longitudinal Dispersion in Rivers and Streams**, Diane Publishing Co. USA, 1996. 69 p.

JUNIOR, M.L.; DE OLIVEIRA, L.G.; GRANEMANN, S.R. **Marcos regulatórios e inovação no transporte rodoviário de produtos perigosos: o caso das embalagens vazias de agrotóxicos.** TRANSPORTES, v. XVIII, nº. 3. Brasília, 2010. 80-87 p.

LIMA, V.F.; MERÇON, F. **Metais Pesados no Ensino de Química.** Revista Química Nova na Escola. Vol. 33, nº 4. Novembro, 2011. 199-205 p.

MACHADO, M.B. **Modelagem tridimensional da dispersão de poluentes em rios.** Tese de Doutorado. Campinas, SP, 2006. 145 p.

MINAS GERAIS, **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01**, de 05 de maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, em como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=8151>. Acesso em: 14 ago. 2012.

_____, **Deliberação Normativa nº. 74**, de 09 de setembro 2004. Estabelece critérios para classificação, segundo o porte e potencial poluidor, de empreendimentos e atividades modificadoras do meio ambiente passíveis de autorização ambiental de funcionamento ou de licenciamento ambiental no nível estadual, determina normas para indenização dos custos de análise de pedidos de autorização ambiental e de licenciamento ambiental, e dá outras providências. Belo Horizonte/MG.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Secretaria de Qualidade Ambiental. **Plano Nacional de Prevenção, Preparação e Resposta Rápida a Emergências Ambientais com Produtos Químicos Perigosos - P2R2.** Brasília, 2007.

_____, **Conjunto de Normas legais: recursos hídricos.** 7ª edição. Brasília, 2011. 640 p.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Portaria nº. 2.914/2011: Controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.** Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2011.

MOORE, D. **Introduction to Salt Dilution Gauging for Stream flow Measurement:** Part 1. Streamline Watershed Management Bulletin Vol.7/Nº.4 Winter 2003/04 20-23 p.

PAULA, L.M. **Avaliação da qualidade da água e autodepuração do rio Jordão, Araguari (MG).** Dissertação de Mestrado, Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Federal de Uberlândia. Uberlândia, 2011. 177p.

PORTO, M.F.A. et al. Caracterização da Qualidade da Água. In: PORTO, R.L. **Hidrologia Ambiental. Coleção Associação Brasileira de Recursos Hídricos**, v.3. São Paulo: USP, 1991.

PORTO, M.F.A.; PORTO, R.L.L. **Gestão de bacias hidrográficas.** Estudos avançados, v.22, nº. 63. 2008.43-60 p.

RIBEIRO, C.B.M.; SILVA, D.D.; SOARES, J.H.P.; GUEDES, H.A.S. **Desenvolvimento e validação de equação para determinação do coeficiente de dispersão longitudinal em rios de médio porte.** Revista Engenharia Sanitária e Ambiental .v.15 n.4 . out/dez 2010.43 p

- RIBEIRO, C.B.M. **Sistema de Alerta Ambiental Fundamentado em estudo teórico-experimental de transporte e dispersão de poluentes solúveis em cursos d'água**. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 2007. 144 p.
- RIGO, D. **Dispersão Longitudinal em Rios: Desempenho de Métodos de Previsão e de traçadores Fluorescentes**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 1992. 156 p.
- ROSENBERRY, D.O.; LABAUGH, J.W. **Field techniques for estimating water fluxes between surface water and ground water**: U.S. Geological Survey Techniques and Methods. 4-D2, 2008, 128 p.
- ROSSO, T.C.A. **Determinação do Coeficiente de Dispersão em Rios através de traçadores radioativos e fluorescente**. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro COPPE. Rio de Janeiro, 1986. 122 p.
- SALLA, M. R. **Bases hidrodinâmicas para processos de transferência de gases em colunas com difusores**. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2002. 151p.
- Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável, SEMAD. **Relatório referente ao percentual de emergências ambientais atendidas em até 24 horas, nos termos do acordo de resultados - DEAMB 2011**. Belo Horizonte, 2011. 30 p.
- SEO, W.; BAEK, K.O. Estimation of the Longitudinal Dispersion Coefficient Using the Velocity Profile in Natural Streams. **Journal of Hydraulic Engineering**. March 2004, 227-235 p.
- SEO, W.; CHEONG, T.S. **Predicting longitudinal dispersion coefficient in natural streams**. Journal of Hydraulic Engineering. January, 1998. 25-32 p.
- SILVA, L.L.; DONNICI, C.L.; AYALA, J.D. **Traçadores: o uso de agentes químicos para estudos hidrológicos, ambientais, petroquímicos e biológicos**. Revista Química Nova, Vol. 32, nº. 6, 2009. 1576-1585 p.
- SMITH, S.A.; PRETORIUS, W.A. **The conservative behaviour of fluorescein** ISSN 0378-4738. Water SA, Vol. 28, nº 4. October, 2002. 403-405 p.
- SOARES, J.H.P.; RIBEIRO, C.B.M.; PAIVA, L.E. **Avaliação da Capacidade de Transporte e Dispersão do Rio Paraibuna utilizando Traçadores Fluorescentes**. Trecho: Distrito Industrial a UHE Marmelos, Juiz de Fora/MG. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, V. 15, nº. 3. Jul/Set 2010. 45-46 p.
- SOARES, P. A. **Estimativa e aplicação dos coeficientes de dispersão longitudinal e de reaeração em corpos de água naturais**. Dissertação de mestrado, Universidade Regional de Blumenau. Blumenau, 2011. 119 p.
- SOUZA, S. M. T. **Deflúvios superficiais do estado de Minas Gerais: Hidrosistemas-Engenharia de Recursos Hídricos Ltda. Copasa-Companhia de Saneamento de Minas Gerais**. Belo Horizonte, 1993. 264 p

Superintendência Regional de Regularização Ambiental, SUPRAM TMAP. **Relatório de Acidente Ambiental na BR MG 050**. Uberlândia, 2008. 3 pg.

TEIXEIRA, M.S. **Relatório de atendimento a acidentes ambientais no transporte rodoviário de produtos perigosos 1983 a 2004**. São Paulo, 2005. 41 p.

VIEIRA, B.M. **Diagnóstico dos principais problemas existentes no transporte de produtos perigosos**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Uberlândia. Uberlândia, 2006. 175 p.

VON SPERLING, M. **Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos**: Introdução à qualidade das águas e o tratamento de esgotos. 2ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

VON SPERLING, M. **Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos**: Estudos e modelagem da qualidade da água de rios. 1ª Ed. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; UFMG. Belo Horizonte, 2007. 588p.

WAI, N.N.; FLURY, M. **Dyes as Tracers for Vadose Zone Hydrology** , USA, 2003. 37 p.

WERNLI, H.R. **Einführung in die Tracerhydrologie Ausgabe**. Geographisches Institut, 2011. 152 p.

WHITE, W.R.; MILLI, H.; CRABBE, A.D. **Sediment Transport: An appraisal Methods**. Vol.2: Performance of theoretical Methods when Applied to Flume and Field Data. Hydr. Res. Station Rep. no IT 119, Wallingford, U. K., 1973,

WILSON, J.J.F., COBB, E.D.; KILPATRICK, F.A. **Measurement of Time of Travel and Dispersion in Streams by dye Tracing**. Techniques of Water Resources Investigations of the United States Geological Survey, United States Government Printing Office. Washington,1982. 44p.

WILSON, J.J.F.; COBB, E.D.; KILPATRICK, F.A. **Fluorometric Procedures for Dye Tracing**. Techniques of Water Resources Investigations of the United States Geological Survey, United States Government Printing Office. Washington,1986. 34p.

WOLKERSDORFER, C. **Artificial Tracer Test Legislation in Nova Scotia**. Industrial Research Chair in Mine Water Remediation & Management - (V 1.1 2012-06-12) Capre Breton University, 2012. 6 p.