

**IKSR/KHR Expertengruppe**

**Comité Commun d'experts de la CIPR et de la CHR**

**Rheinalarmmodell Version 2.0**

**Kalibrierung und Verifikation**

**A. van Mazijk  
P. Verwoerd  
J. van Mierlo  
M. Bremicker  
H. Wiesner**



**Bericht Nr. II-4 der KHR  
Rapport no. II-4 de la CHR**

Internationale Kommission zum Schutze des Rheins gegen  
Verunreinigung

Commission Internationale pour la Protection du Rhin  
contre la Pollution

Internationale Kommission für die Hydrologie des Rhein-  
gebietes

Commission Internationale de l'Hydrologie du bassin du  
Rhin

**Comité Commun d'experts de la CIPR et de la CHR**

Rheinalarmmodell Version 2.0

Kalibrierung und Verifikation

M. Bremicker – Albert-Ludwigs-Universität Freiburg  
A. van Mazijk – Technische Universität Delft  
J. van Mierlo – Albert-Ludwigs-Universität Freiburg  
P. Verwoerd – Technische Universität Delft  
H. Wiesner – Albert-Ludwigs-Universität Freiburg



IKSR/CIPR  
Sekretariat/Secrétariat  
Postfach 309  
D-5400 Koblenz  
Deutschland/Allemagne

CHR/KHR  
Sekretariat/Secrétariat  
Postbus 17  
NL-8200 AA Lelystad  
Niederlande/Pays-Bas

Bericht Nr. II-4 der KHR  
Rapport no. II-4 de la CHR

Originalsprachen: deutsch und niederländisch  
Langues originales: allemand et néerlandais

© 1991, CHR/KHR  
ISBN 90-70980-12-6

## **Alarmmodel „Rijn” versie 2.0 Kalibratie en Verificatie**

Nederlandstalige gedeelten:  
Conclusies en aanbevelingen: blz. 58  
Samenvatting: blz. 68

## **Alarm model 'Rhine' version 2.0 Calibration and Verification**

English texts:  
Conclusions and recommendations: p. 58  
Summary: p. 68

CIP-GEGEVENS KONINKLIJKE BIBLIOTHEEK, DEN HAAG

Rheinalarmmodell

Rheinalarmmodell Version 2.0 : Kalibrierung und  
Verifikation / A. van Mazijk ... [et al.]. - Lelystad :  
CHR/KHR. - (Bericht Nr. II-4 der KHR = Rapport no. II-4  
de la CHR)  
Met lit. opg. - Met samenvatting in het Frans, Nederlands  
en Engels.  
ISBN 90-70980-12-6  
Trefw.: hydrologie ; Rijn.

## Vorwort

Im Jahre 1988 haben die Minister der Rheinanliegerstaaten die Internationale Kommission zum Schutze des Rheins gegen Verunreinigung und die Internationale Kommission für die Hydrologie des Rheingebietes mit der Entwicklung von Methoden und Modellen für die Vorhersage des Schadstofftransportes im Rhein beauftragt. Unter der Leitung einer Expertengruppe wurden neue Modelle entwickelt resp. bestehende auf den Rhein adaptiert und dieselben den Hauptwarnzentralen im Rheingebiet zur Verfügung gestellt. Die Kalibrierung und Verifikation dieser sogenannten Alarmmodelle erfolgte anhand von Tracerversuchen im Rhein.

Der vorliegende Bericht beschreibt die Kalibrierung und Verifikation der zweiten Generation dieser Alarmmodelle, die als Alarmmodell Version 2.0 bezeichnet wird.

Die Kalibrierung des Alarmmodells Version 2.0 erfolgte aufgrund zweier Markierversuche mit Fluoreszenztracern im schweizerischen Rheinabschnitt von Albbruck bis Basel im September 1988 und im Rheinabschnitt von Rheinau bis Basel im Juli 1989 sowie eines Markierversuches von Village-Neuf bis zu den Niederlanden im April 1989. Eingehende Beschreibungen dieser ersten Kalibrierung anhand der einzelnen Markierversuche erfolgten bereits früher in Teilberichten.

Zur Verifikation wurden drei Markierversuche, durchgeführt in den Jahren 1988 (November 88 »Hünigen - Straßburg«) und 1990 (Mai 90 »Hünigen - Niederlande« und September 90 »Village-Neuf - Niederlande«), verwendet.

Die Kalibrierung und Verifikation des Modells Version 2.0 wurden im Auftrag der Bundesanstalt für Gewässerkunde in Koblenz, des Rijkswaterstaats, Staatliches Amt für integrale Verwaltung der Binnengewässer und Abwasserreinigung RIZA in Lelystad und der Landeshydrologie und -geologie in Bern durchgeführt. Realisiert wurden die Arbeiten durch Mitarbeiter der Albert-Ludwigs-Universität, Institut für Physische Geographie, Lehrstuhl für

## Préface

En 1986, les gouvernements des états riverains du Rhin ont mandaté la Commission Internationale pour la Protection du Rhin contre la Pollution ainsi que la Commission Internationale de l'Hydrologie du bassin du Rhin, pour le développement de méthodes et de modèles devant permettre la prévision du transport de substances nuisibles par le fleuve. Sous la direction d'un groupe d'experts, de nouveaux modèles ont été développés et de modèles anciens ont été adaptés à l'environnement rhénan, les uns et les autres étant mis à disposition des centrales d'alarme principales du bassin du Rhin. Le calibrage, de même que la vérification de ces modèles d'alerte, comme il est convenu de les appeler, a été faite sur la base d'essais de coloration des eaux du Rhin.

Le rapport présenté ici décrit de calibrage et la vérification de la deuxième génération de ces modèles d'alerte, désignés tous ensemble sous la nom de Modèle d'alerte version 2.0.

En ce qui concerne le calibrage de cette version 2.0, deux essais de traçage à la fluorescéine ont été conduits sur le tronçon suisse du Rhin de Albbruck à Bâle, en septembre 1988, et entre Rheinau et Bâle en juillet 1989, ainsi qu'un essai encore de Village-Neuf jusqu'aux Pays-Bas, en avril 1989. Des descriptions détaillées de ces calibrages ont déjà été données à l'occasion de chacune de ces opérations, sous forme de rapports partiels.

A titre de vérification, trois marquages ont encore été effectués, en 1988 (novembre 1988, »Huningue - Strasbourg«) et 1990 (mai 1990, »Huningue - Pays-Bas« et septembre 1990, »Village-Neuf - Pays-Bas«).

Le calibrage et la vérification du Modèle d'alerte version 2.0 ont été effectués sur mandat de la Bundesanstalt für Gewässerkunde à Coblenz, de l'Institut de l'aménagement des eaux intérieures et de l'épuration des eaux usées (RIZA) à Lelystad ainsi que du Service hydrologique et géologique national à Berne. La réalisation des travaux incombait à des collaborateurs attachés à la Chaire d'hydrologie, de l'Institut de géographie physique de l'Univer-

Hydrologie, Freiburg i.Br. und von der Technischen Universität Delft, Fakultät für Zivile Technik, Fachgruppe Gesundheitstechnik & Gewässerbewirtschaftung. Allen Beteiligten sei an dieser Stelle der Dank für die umfangreichen geleisteten Dienste ausgesprochen.

Expertenaußschuß der IKSR und KHR,  
der Vorsitzende

Dr. M. Spreafico

sité Albert-Ludwig à Fribourg-en-Brigau ainsi qu'à l'unité d'enseignement et de recherche des techniques de la santé et de l'aménagement des cours d'eau, de la Faculté de génie civil de l'Université technique de Delft. Nous saisissons ici l'occasion d'exprimer nos remerciements à tous ceux qui ont participé à ces divers travaux, pour les prestations très étendues qu'ils ont fournies.

Groupe d'experts de la CIPR et de la CHR,  
le Président

Dr. M. Spreafico

## INHALTSVERZEICHNIS

	<i>Vorwort</i> (deutsch und französisch) .....	3
<b>1.</b>	<b>Einleitung</b> .....	9
<b>2.</b>	<b>Modellbeschreibung</b> .....	11
2.1	Schematisierung .....	11
2.1.1	Abschnitte .....	11
2.1.2	Teilabschnitte .....	11
2.1.3	Hydrologie .....	11
2.2	Mathematische Beschreibung .....	12
2.2.1	Taylor-Modell (Rheinalarmmodell Version 1.0) .....	12
2.2.2	Einfluß der Stillwasserzonen (Rheinalarmmodell Version 2.0) .....	14
2.3	Vergleich der Modellversionen .....	17
<b>3.</b>	<b>Kalibrierungs- und Verifikationsverfahren</b> .....	19
3.1	Allgemeines .....	19
3.2	Hydrologische Verhältnisse .....	19
3.3	Kalibrierung der Parameter .....	21
<b>4.</b>	<b>Kalibrierung</b> .....	25
4.1	Markierversuch 04/89 (Village-Neuf - Niederlande) .....	25
4.2	Markierversuche 09/88 (Albbruck-Basel) und 07/89 (Rheinau-Basel) ...	34
<b>5.</b>	<b>Verifikation</b> .....	43
<b>6.</b>	<b>Schlußfolgerungen und Empfehlungen (deutsch, französisch, niederländisch und englisch)</b> .....	51
<b>7.</b>	<b>Zusammenfassung (deutsch, französisch, niederländisch und englisch)</b> .	65
	<b>Literaturverzeichnis</b> .....	71
<b>Anlagen</b>		
<b>Anlage I</b>	<b>Schematisierung des Rheins und seiner Nebenflüsse</b> .....	i
I.1	Abschnittseinteilung des Rheins und seiner Nebenflüsse .....	i
I.2	Strukturierungsschema der Flußläufe für das Rheinalarm- modell .....	ii
I.3	Fluß-Teilabschnitte .....	iv
<b>Anlage II</b>	<b>Proportionalitätskonstante <math>\alpha</math> des Dispersionskoeffizienten und Stillwasserzonenparameter <math>\beta</math></b> .....	v
II.1	Kalibrierungsergebnisse .....	v
II.2	$\beta$ -Werte der niederländischen Rheinarme .....	vi
<b>Anlage III</b>	<b>Theorie des Stillwasserzonenmodells</b> .....	vii
III.1	Merkmale eines Konzentrationsverlaufs .....	vii
III.2	Stillwasserzonenmodell .....	xii
III.3	Parameter .....	xiv

<b>Anlage IV</b>	<b>Parameterschätzungsmodell SAMF</b> .....	xv
	IV.1 Modellgrundlage .....	xv
	IV.2 Berechnungsverfahren .....	xv
	IV.3 Konvektions-Dispersions-Transportgleichung .....	xvii
	IV.4 Iteratives nichtlineares »Kleinste-Quadrate-Verfahren« .....	xxi
<b>Anlage V</b>	<b>Vorhersageverbesserungen in Abhängigkeit der Entwicklungsstufen des Rheinalarmmodells</b> .....	xxiii
<b>Verzeichnis der Symbole</b> .....		xxvii
<b>Anhang: Alarmmodell »Rhein« Version 2.0 - Gebrauchsanleitung</b>		

#### **Verzeichnis der Abbildungen und Tabellen**

Abb. 2.2.1	Querschnitt eines Flusses .....	15
Abb. 3.1.1	Gemessene Laufzeiten des Markierversuches 04/89 .....	20
Abb. 3.3.1	Visueller Vergleich der berechneten und gemessenen Konzentrations- verläufe am Beobachtungspunkt Fluß-km. 362, Markierversuch 04/89, nach der Kalibrierung .....	23
Abb. 4.1.1	Dispersionskoeffizienten von Einleitungsstelle bis Beobachtungspunkt ....	25
Abb. 4.1.2	Dispersionskoeffizienten von Beobachtungspunkt zu Beobachtungspunkt ..	26
Abb. 4.1.3	Proportionalitätskonstante $\alpha$ anhand des Markierversuches 04/89 .....	27
Abb. 4.1.4	Vergleich berechneter und gemessener Konzentrationsverlauf bei Eingabe der gemessenen Tracerfracht für die Station Maximiliansau .....	28
Abb. 4.1.5	Vergleich berechneter und gemessener Konzentrationsverlauf bei Eingabe der »kalibrierten« Masse für die Station Maximiliansau .....	29
Abb. 4.1.6	Vergleich berechneter und gemessener Konzentrationsverlauf bei Eingabe der gemessenen Tracerfracht für die Station Bingen .....	29
Abb. 4.1.7	Vergleich berechneter und gemessener Konzentrationsverlauf bei Eingabe der »kalibrierten« Masse für die Station Bingen .....	30
Abb. 4.1.8	Vergleich berechneter und gemessener Konzentrationsverlauf bei Eingabe der gemessenen Tracerfracht für die Station Düsseldorf .....	30
Abb. 4.1.9	Vergleich berechneter und gemessener Konzentrationsverlauf bei Eingabe der »kalibrierten« Masse für die Station Düsseldorf .....	31
Abb. 4.1.10	Vergleich berechneter und gemessener Konzentrationsverlauf bei Eingabe der gemessenen Tracerfracht für die Station Lobith .....	31
Abb. 4.1.11	Vergleich berechneter und gemessener Konzentrationsverlauf bei Eingabe der »kalibrierten« Masse für die Station Lobith .....	32
Abb. 4.1.12	Gemessene und berechnete Laufzeiten des Markierversuches 04/89 nach der Kalibrierung .....	33
Abb. 4.1.13	Laufzeitabweichungen $T_d$ beim Markierversuch 04/89 .....	34
Abb. 4.2.1	Dispersionskoeffizienten von Einleitungsstelle bis Beobachtungspunkt für die Markierversuche 09/88 und 07/89 .....	35
Abb. 4.2.2	Dispersionskoeffizienten von Beobachtungspunkt zu Beobachtungspunkt für die Markierversuche 09/88 und 07/89 .....	36
Abb. 4.2.3	Proportionalitätskonstante $\alpha$ anhand der Markierversuche 09/88 und 07/89 .....	37
Abb. 4.2.4	Gemessene und berechnete Laufzeiten der Markierversuche 09/88 Albbruck-Basel (Alb.) und 07/89 Rheinau-Basel (Rh.) .....	37
Abb. 4.2.5	Laufzeitabweichungen der Markierversuche 09/88 und 07/89 .....	38

Abb. 4.2.6	Vergleich berechneter und gemessener Konzentrationsverlauf bei Eingabe der »kalibrierten« Masse für die Station Eglisau, Markierversuch 07/89 .....	39
Abb. 4.2.7	Vergleich berechneter und gemessener Konzentrationsverlauf bei Eingabe der »kalibrierten« Masse für die Station Rekingen, Markierversuch 07/89 .....	39
Abb. 4.2.8	Vergleich berechneter und gemessener Konzentrationsverlauf bei Eingabe der »kalibrierten« Masse für die Station Albbbruck, Markierversuch 07/89 .....	40
Abb. 4.2.9	Vergleich berechneter und gemessener Konzentrationsverlauf bei Eingabe der »kalibrierten« Masse für die Station Kembs, Markierversuch 07/89 .....	40
Abb. 4.2.10	Vergleich berechneter und gemessener Konzentrationsverlauf bei Eingabe der »kalibrierten« Masse für die Station Riburg, Markierversuch 09/88 .....	41
Abb. 4.2.11	Vergleich berechneter und gemessener Konzentrationsverlauf bei Eingabe der »kalibrierten« Masse für die Station Birsfelden, Markierversuch 09/88 .....	41
Abb. 4.2.12	Vergleich berechneter und gemessener Konzentrationsverlauf bei Eingabe der »kalibrierten« Masse für die Station Kembs, Markierversuch 09/88 .....	42
Abb. 5.1	Gemessene und berechnete Laufzeiten beim Markierversuch 09/90 .....	44
Abb. 5.2	Vergleich zwischen gemessenem und berechnetem Konzentrationsverlauf für den Beobachtungspunkt Maximiliansau .....	45
Abb. 5.3	Vergleich zwischen gemessenem und berechnetem Konzentrationsverlauf für den Beobachtungspunkt Mainz .....	45
Abb. 5.4	Vergleich zwischen gemessenem und berechnetem Konzentrationsverlauf für den Beobachtungspunkt Düsseldorf .....	46
Abb. 5.5	Vergleich zwischen gemessenem und berechnetem Konzentrationsverlauf für den Beobachtungspunkt Bimmen .....	46
Abb. 5.6	Gemessene und berechnete Laufzeiten des Markierversuches 05/90 .....	47
Abb. 5.7	Vergleich zwischen gemessenem und berechnetem Konzentrationsverlauf für den Beobachtungspunkt Maximiliansau .....	48
Abb. 5.8	Vergleich zwischen gemessenem und berechnetem Konzentrationsverlauf für den Beobachtungspunkt Mainz .....	48
Abb. 5.9	Vergleich zwischen gemessenem und berechnetem Konzentrationsverlauf für den Beobachtungspunkt Krefeld .....	49
Abb. 5.10	Vergleich zwischen gemessenem und berechnetem Konzentrationsverlauf für den Beobachtungspunkt Bimmen .....	49
Abb. 6.1	Laufzeitabweichungen $T_d$ der Markierversuche 04/89, 05/90 und 09/90 ...	53
Abb. III.1.1	Stofftransportgeschwindigkeit (vgl. Gl. 2.1.16 [Valentine & Wood, (1977)] ..	ix
Tab. III.1.1	Dispersionskoeffizienten in Flüssen (nach Fischer et al., 1979) .....	xi
Abb. V.1	Modellvergleich Station Kehl, Markierversuch 04/89 .....	xxiv
Abb. V.2	Modellvergleich Station Maximiliansau, Markierversuch 04/89 .....	xxv
Abb. V.3	Modellvergleich Station Mainz, Markierversuch 04/89 .....	xxvi





## 1. EINLEITUNG

Nach dem Brandunfall beim Chemiewerk Sandoz im Jahre 1986, bei dem große Mengen mit Chemikalien verunreinigten Löschwassers in den Rhein flossen, wurde auf der Ministerkonferenz der Rheinanliegerstaaten vom Dezember 1986 das Aktionsprogramm »Rhein« festgelegt. IKSR und KHR wurden aufgefordert, ein Alarmmodell für die Vorhersage der Eintreffzeit und Ausbreitung einer Verunreinigungswelle zu entwickeln. Daraufhin wurde ein gemeinsamer »Expertenausschuß« gegründet. Aufgabe dieser Arbeitsgruppe war die Entwicklung eines auf einem Personal-Computer lauffähigen Alarmmodells.

Der Rijkswaterstaat, Staatliches Amt für integrale Verwaltung der Binnengewässer und Abwasserreinigung RIZA in Lelystad, erstellte auf Basis eines vom Waterloopkundig Laboratorium in Delft entwickelten Fließzeitenmodells ein Alarmmodell Version 1.0. Diese Version wurde Ende 1988 fertiggestellt und an den verschiedenen »Warn- und Alarmstellen« entlang des Rheins installiert. Es handelte sich hierbei um ein noch unkalibriertes Modell. Eine Empfindlichkeitsanalyse der Version 1.0 (Van Mazijk et al., 1989) resultierte in einer Anzahl von Empfehlungen zur Verbesserung der Vorhersagegenauigkeit des Konzentrationsverlaufs. Dazu sollte das Konzentrationsberechnungsverfahren der Version 1.0 erweitert werden. Die entsprechende Erweiterung führte zu einer Version 2.0 des Rheinalarmmodells. Man entschloß sich zur Erstellung einer Version 2.0, da neben der Anpassung des Konzentrationsberechnungsverfahrens auch die Schematisierung des Netzwerks um den schweizerischen Teil des Rheins ab Stein am Rhein erweitert wurde. Zudem ersetzte man den, aufgrund von Fließzeitberechnungen der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz (Adler, 1990), bisher provisorisch erfolgten Einbau der Mosel in das Alarmmodell durch einen neuen, für die deutsche Moselstrecke gültigen, Modellzweig. Desweiteren besteht in Modellversion 2.0 die Möglichkeit der Angabe, ob es sich bei dem eingeleiteten Stoff um einen Schwimmstoff handelt.

Die wichtigste Empfehlung aus der Empfindlichkeitsanalyse galt der Anpassung des Berechnungsverfahrens bezüglich des Einflusses von Stillwasserzonen auf den Konzentrationsverlauf. Als Stillwasserzonen werden Bereiche mit annähernd stehendem Wasser, bzw. Bereiche ohne Nettoströmung bezeichnet, wie sie im Querschnitt natürlicher Wasserläufe auftreten. Diese Stillwasserzonen sind entlang der Sohle und der Ufer eines Flusses beliebig verteilt. Sie können auf natürliche Weise (Mäandrierung des Flusses, Vegetation usw.) oder durch Eingriffe des Menschen (Buhnenfelder o.ä.) entstehen. Infolge des Stoffaustausches zwischen stromführendem und stagnantem Teil des Querschnittes kommt es zur Abflachung und Verzögerung der Verunreinigungswelle, sowie zu einem asymmetrischen Konzentrationsverlauf (Schiefe). Auch aus den Ergebnissen von Feldforschungen geht hervor, daß der Anteil an Stillwasserzonen für den Rhein signifikant sein kann (Reichert & Wanner, 1987).

Beim Ansatz des Rheinalarmmodells geht man von der Konvektions-Dispersions-Gleichung nach Taylor und der Lösung dieser Gleichung für eine momentane Einleitung aus. Aus der Literatur (Van Mazijk, 1989) geht hervor, daß sich bei der Vorhersage eine bessere Annäherung an den in der Natur gemessenen Konzentrationsverlauf erzielen läßt, wenn Modellparameter zur Beschreibung von Stillwasserzoneneinflüssen vorhanden sind. Es war daher gerechtfertigt das Alarmmodell für den Rhein dahingehend zu erweitern.

Bei der Einleitung eines Stoffes in einen Fluß wird der Konzentrationsverlauf in relativ kurzer Entfernung von der Einleitungsstelle von der Einleitungsart und der Lage der Einleitungsstelle innerhalb des Flußquerschnittes (schnell fließender Teil des stromführenden Querschnittes oder Stillwasserteil) mitbestimmt. Diese Aspekte, sowie natürliche und künstliche örtliche Unregelmäßigkeiten verursachen zusätzliche Auswirkungen auf den Konzentrationsverlauf. Diese werden meist als sogenannte »near-field«-Effekte von den »far-field«-Effekten unterschieden. Von »far-field«-Effekten spricht man, wenn sich der Dispersionsprozeß zumindest annähernd gemäß des Dispersionsmodelles

nach Taylor entwickelt hat. Im Alarmmodell wird angenommen, daß diese »far-field«-Bedingung sofort nach der Einleitung gilt.

In diesem Bericht werden die Ergebnisse der Kalibrierung des Rheinalarmmodells, Version 2.0 vorgelegt, welche mit den Daten der folgenden Markierversuche durchgeführt wurde:

- \* 04/89 Village-Neuf - Niederlande
- \* 09/88 Albruck - Basel und
- \* 07/89 Rheinau - Basel.

Die detaillierten Kalibrierungsbeschreibungen anhand der jeweiligen Markierversuchsdaten sind in Teilberichten (Van Mazijk et al., März und April 1991) veröffentlicht.

Die Verifikation des Rheinalarmmodells erfolgte im Mai 1991 anhand der Markierversuche:

- \* 09/90 Village Neuf - Niederlande
- \* 11/88 Basel - Straßburg und
- \* 05/90 Basel - Niederlande

Eine ausführliche Beschreibung der Verifikation ist dem diesbezüglichen Teilbericht (Van Mazijk et al., Juni 1991) zu entnehmen.

Nach der allgemeinen Einleitung enthält Kapitel 2 eine Beschreibung der im Alarmmodell benutzten Schematisierung des Rheins. Es wird auf die mathematische Beschreibung des Modells und die in ihm verarbeiteten hydrologischen Randbedingungen eingegangen. Kapitel 3 enthält die Darstellung des Kalibrierungs- und Verifikationsverfahrens, Kapitel 4 die Ergebnisse der Kalibrierung aufgrund der Daten der oben genannten Markierversuche. In Kapitel 5 werden die wichtigsten Resultate der Verifikation anhand der ebenfalls oben angeführten Tracerexperimente dargestellt. Kapitel 6 enthält die Schlußfolgerungen und Empfehlungen, die sich aus dem gegenwärtigen Stand der Arbeiten ableiten.

Desweiteren wurden diesem Bericht fünf Anlagen angefügt. Anlage I enthält Tabellen und Graphiken zur Strukturierung der Flußläufe. Anlage II gibt einen detaillierten Einblick über die in das Rheinalarmmodell eingegebenen Werte der  $\alpha$ - und  $\beta$ -Parameter. Die Anlagen III und IV erläutern die verwendeten mathematischen Formulierungen und Anlage V stellt die Vorhersageverbesserungen in Abhängigkeit der Entwicklungsstufen des Rheinalarmmodells dar.

Die Gebrauchsanleitung des Rheinalarmmodells wurde als Anhang in diesen Bericht mitaufgenommen.

## 2. MODELLBESCHREIBUNG

### 2.1 Schematisierung

Um Unterschiede in der Morphologie des Rheins berücksichtigen zu können, wurde der Fluß in seiner Längsrichtung in Abschnitte aufgeteilt, welche ihrerseits wiederum in eine Anzahl von Teilabschnitten unterteilt sein können.

#### 2.1.1 Abschnitte

Vom Bodensee (Stein am Rhein) bis zum Wehr in Hagestein sind der Rhein und seine wichtigsten Nebenflüsse (Aare, Neckar, Main, Mosel) und Verzweigungen (Waal und IJssel) zunächst in Abschnitte untergliedert (siehe Anlage I). Ein Abschnitt ist als Teil des Flusses in Längsrichtung definiert, in dem der Abfluß als konstant vorausgesetzt wird. Diese Voraussetzung ergibt sich aus der unmittelbaren Verfügbarkeit von Wasserstandsdaten im diesbezüglichen Abschnitt:

Die Abschnitte wurden so gewählt, daß die pro Abschnitt vorhandene Wasserstandsmeßstelle mit ihrer zugehörigen Wasserstands-Abfluß-Beziehung einen für diesen Abschnitt repräsentativen Abfluß liefert.

Für die niederländischen Abschnitte wird dabei eine Ausnahme gemacht: Das Stauprogramm S285 bestimmt die Abflüsse der Waal, IJssel und des Lek anhand eines festen Prozentsatzes des Abflusses am Pegel Lobith, welcher über den Wasserstand an diesem Pegel ermittelt wird.

#### 2.1.2 Teilabschnitte

Ein Teilabschnitt ist als ein Teil des Abschnittes definiert, in dem in Längsrichtung die Fließgeschwindigkeit als konstant vorausgesetzt wird. Daraus ergibt sich, daß sich der Flußquerschnitt innerhalb dieses Teilabschnittes nicht oder nur geringfügig ändert. Nach dieser hydraulischen Bedingung haben die Landeshydrologie in Bern, die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) in Koblenz und der Rijkswaterstaat, Staatliches Amt für integrale Verwaltung der Binnengewässer und Abwasserreinigung RIZA in Arnheim die jeweilige Anzahl von Teilabschnitten pro Abschnitt festgelegt (siehe Anlage I.3). Die mittlere Fließgeschwindigkeit in einem Teilabschnitt wird als die Beziehung zwischen dem aktuellen Abfluß und dem maßgebenden stromführenden Querschnitt dieses Teilabschnittes bestimmt. Sind die Länge  $L_1$  eines Teilabschnittes und die aktuelle Fließgeschwindigkeit  $u_1$  gegeben, so läßt sich für jeden Wasserstand eine Laufzeit  $T_1$  ( $=L_1/u_1$ ) berechnen. Das Alarmmodell verwendet Wasserstands-Fließzeit-Tabellen, die von der Landeshydrologie, der BfG und dem RIZA erstellt wurden. Für die niederländischen Teilabschnitte korreliert die Laufzeit unmittelbar mit dem Wasserstand am Pegel Lobith.

#### 2.1.3 Hydrologie

Zwischen Village-Neuf/Kembs (Oberrhein, km 173,6) und Plittersdorf (Oberrhein, km 349,2) ist der Rhein zu einem großen Teil mit Parallelkanälen versehen. Das Abflußverhältnis zwischen den Kanälen, welche sich auf französischem Hoheitsgebiet befinden, und dem »Restrhein« wurde mittels eines Abkommens zwischen der Bundesrepublik und Frankreich festgelegt. Dieses Abkommen besagt, daß durch die Kanalstrecken maximal  $1400 \text{ m}^3/\text{s}$  und durch den »Restrhein« minimal  $30 \text{ m}^3/\text{s}$  geleitet werden sollen. Das Abflußverhältnis mit dem das Alarmmodell rechnet, wird durch den Abfluß am Pegel Rheinfelden bestimmt.

Bei der Kalibrierung des Alarmmodells für den Rhein muß damit gerechnet werden, daß das erwähnte Maximum von 1400 m<sup>3</sup>/s in der Praxis des öfteren überschritten wird. Zudem erfolgt die Abflußsteuerung bis ca. 1400 m<sup>3</sup>/s, in Abhängigkeit der Energie-Erzeugung durch die Electricité de France (EDF), in der Regel im sogenannten Schwellbetrieb. Dies bedeutet, daß bis zu einem Abfluß von etwa 1200 m<sup>3</sup>/s das Wasser nachts gestaut und tagsüber, zu Zeiten größeren Energiebedarfs, abgelassen wird. Es handelt sich dann nicht um einen konstanten Abfluß und dementsprechend nicht um eine konstante Laufzeit über diese gestaute Flußstrecke bzw. Kanal.

An allen in Anlage I erwähnten Pegeln, mit Ausnahme der Meßstellen Kehl-Kronenhof und Neuhausen-Flurlingen, ist der Wasserstand über einen Meßwertansager abrufbar. Der aktuelle Abfluß an einem Pegel wird über die für diese Meßstelle bekannte Wasserstands-Abfluß-Beziehung hergeleitet.

Die Wasserstandsermittlung des Pegels Kehl-Kronenhof erfolgt im Alarmmodell über Bezugslinien zum Wasserstand des Pegels Rheinfelden. Für die Meßstelle Neuhausen-Flurlingen ist vorläufig der dortige Abfluß auf den Wasserstand am Pegel Rekingen bezogen. Die Abflüsse der niederländischen Rheinabschnitte Waal, IJssel und Lek werden anhand definierter Beziehungen, auf Grundlage des am Pegel Lobith gemessenen Abflusses, ermittelt.

## 2.2 Mathematische Beschreibung

### 2.2.1 Taylor-Modell (Rheinalarmmodell Version 1.0)

In Version 1.0 des Alarmmodells für den Rhein wird die Konzentrationsberechnung mit Hilfe der analytischen Taylor-Lösung durchgeführt. Für diese Taylor-Lösung wird von einer stationären, uniformen Strömung ausgegangen, wobei der Anteil an Stillwasserzonen gleich 0 ist. Dies bedeutet, daß sich der Konzentrationsverlauf für nicht abbaubare Stoffe wie folgt beschreiben läßt:

$$\frac{\delta\phi_0}{\delta t} + u_s \cdot \frac{\delta\phi_0}{\delta x} - D_0 \cdot \frac{\delta^2\phi_0}{\delta x^2} = 0 \quad (2.2.1)$$

mit: $\phi_0$ = Konzentration	[kg/m <sup>3</sup> ]
t = Zeit	[s]
x = Koordinate stromabwärts	[m]
$u_s$ = mittlere Fließgeschwindigkeit im stromführenden Teil des Flußquerschnittes	[m/s]
$D_0$ = longitudinaler Dispersionskoeffizient	[m <sup>2</sup> /s]

Bei einer stationären, uniformen Strömung (das heißt, daß die Fließgeschwindigkeit  $u_s$ , der Abfluß Q und der stromführende Querschnitt  $A_s$  konstant sind) lautet die analytische Lösung der oben genannten Differentialgleichung für eine momentane Einleitung einer Stoffmenge M (De Vries, 1984):

$$\phi_0(x,t) = \frac{M/A_s}{\sqrt{(4\pi D_0 t)}} \cdot \exp \left[ -\frac{(x - u_s \cdot t)^2}{4D_0 t} \right] \quad (2.2.2)$$

Mit  $Q = A_* \cdot u_*$  und  $x = L$  folgt für Gleichung 2.2.2:

$$\phi_0(L, t) = \frac{M/Q}{\sqrt{(4\pi D_0 t / u_*^2)}} \cdot \exp \left[ -\frac{(t - L/u_*)^2}{4D_0 t / u_*^2} \right] \quad (2.2.3)$$

Für den Dispersionskoeffizienten  $D_0$  in natürlichen Flüssen leitet Fischer et al. (1979) die folgende semi-empirische Formel ab:

$$D_0 = \alpha \cdot \frac{u_*^2 \cdot B^2}{a \cdot u_*} \quad (2.2.4)$$

mit:  $\alpha$  = dimensionslose Proportionalitätskonstante [-]  
 $B$  = Breite des Flusses [m]  
 $a$  = mittlere Wassertiefe des Flusses [m]  
 $u_*$  = Schubspannungsgeschwindigkeit [m/s]

Für die Schubspannungsgeschwindigkeit  $u_*$  gilt:

$$u_* = (u_* \cdot \sqrt{g}) / C \quad (2.2.5)$$

mit:  $g$  = Schwerkraftbeschleunigung [m/s<sup>2</sup>]  
 $C$  = Chézy-Koeffizient [m<sup>1/2</sup>/s]

Der Chézy-Koeffizient  $C$  wird im Alarmmodell mit der folgenden Formel berechnet:

$$C = 25 \cdot (a / k_n)^{1/6} \quad (2.2.6)$$

mit:  $k_n$  = Konstante von Nikuradse (für den Rhein  $k_n = 0,2$  m)

Für die Alarmmodellversion 1.0 wurde nicht die Formulierung des Dispersionskoeffizienten nach Fischer (s. Gleichung 2.2.4), sondern seine Beschreibung als Funktion des Abflusses und der Fließgeschwindigkeit gewählt (Griffioen, 1989):

$$D = \Omega \cdot u \cdot Q \quad (2.2.7)$$

mit:  $\Omega$  = Konstante (= 0,075) [-]  
 $Q$  = Abfluß [m]  
 $u$  = Fließgeschwindigkeit [m/s]

Die Formulierung des Dispersionskoeffizienten nach Fischer ist ab Version 2.0 Bestandteil des Rheinalarmmodells.

Es wäre allerdings eine zu grobe Annäherung, den Rhein und seine Nebenflüsse zu einem Fluß mit konstantem Abfluß und Querschnitt zu schematisieren. Eine analytische Methode um Gleichung 2.2.2, bei einer wie in Abschnitt 2.1 besprochen Schematisierung des Flusses, anwenden zu können,

2.2.2, bei einer wie in Abschnitt 2.1 besprochenen Schematisierung des Flusses, anwenden zu können, geben Gelhar & Collins (1971). Die von ihnen verwendete Methode legt eine Koordinatentransformation zu Grunde, durch welche ein einziger Mittelwert für die Fließgeschwindigkeit  $u_s$  und den Dispersionskoeffizienten  $D_0$  entsteht. Auch bei unterschiedlichen Werten der Fließgeschwindigkeiten und der Dispersionskoeffizienten pro Teilabschnitt gelten diese Werte als repräsentativ für die gesamte betrachtete Strecke. Das Ergebnis der Transformation wird durch zwei Integrale

\* für die Laufzeit  $L/u_s$  und

\* den Dispersionskoeffizienten in der zusammengesetzten Form von  $D_0 \cdot t / u_s^2$  erzielt (s. a. Gleichung 2.2.3).

Die Laufzeit von  $x_0$  bis  $x$  wird definiert durch:

$$T(x, x_0) = \int_{x_0}^x \left[ \frac{1}{u(x)} \right] dx \quad (2.2.8)$$

und der »zusammengesetzte« Dispersionskoeffizient  $D(t, x_0)$  durch:

$$\bar{D}(t, x_0) = \int_{x_0}^{x_c(t)} \left[ \frac{D_0(x)}{u(x)^3} \right] dx \quad (2.2.9)$$

wobei  $x_c(t)$  die Ortskoordinate ist, die dem Mittelwert ( $=\mu_t$ ) des Konzentrationsverlaufs zum Zeitpunkt  $t$  entspricht:

$$x_c(t) = x_0 + \int_0^t u[x_c(\tau)] d\tau \quad (2.2.10)$$

Unter Anwendung der Gleichungen 2.2.8 bis 2.2.10 ergibt sich danach Gleichung 2.2.3 zu:

$$\Phi_0(x, t) = \frac{M/Q}{\sqrt{4\pi\bar{D}(t)}} \cdot \exp \left[ -\frac{(t - T(x))^2}{4\bar{D}(t)} \right] \quad (2.2.11)$$

$T(x)$  und  $\bar{D}(t)$  sind in den Gleichungen 2.2.8 und 2.2.9 als Integrale definiert. Wie in Abschnitt 2.1 beschrieben, werden der Rhein und seine Nebenflüsse in eine Reihe von Teilabschnitten untergliedert. Die Integrale müssen demnach durch eine Summierung über diese Teilabschnitte angenähert werden.  $T(x)$  und  $\bar{D}(t)$  sind beide vom Abfluß abhängig und werden von der Fließgeschwindigkeit und dem Dispersionskoeffizienten bestimmt.

## 2.2.2 Einfluß der Stillwasserzonen (Rheinalarmmodell Version 2.0)

Um die Auswirkung der gegebenen Stillwasserzonen in die Berechnung des Konzentrationsverlaufs an einem bestimmten Punkt  $x=L$  einbeziehen zu können, wird die Annäherung eines Konzentrationsverlaufs, wie von Chatwin (1980) aufgrund der Momente des Verlaufs (siehe Anlage III) vorgeschlagen, angewandt:

$$\phi_E(L,t) \approx \frac{m_t}{\sqrt{(2\pi\sigma_t^2)}} \cdot \exp\left[-\frac{(t - \mu_t)^2}{2\sigma_t^2}\right] \cdot \left[1 + \frac{G_t}{6} \cdot H_3 \cdot \left[\frac{t - \mu_t}{\sigma_t}\right] + \dots\right] \quad (2.2.12)$$

mit:  $H_3[z] = z^3 - 3z = (3. \text{ Hermitisches Polynom})$  [-]  
mit  $z = (t - \mu_t)/\sigma_t$   
 $m_t = 0. \text{ Moment } (=M/Q)$  [kg\*s/m<sup>3</sup>]  
 $\mu_t = \text{Mittelwert (1. Moment)}$  [s]  
 $\sigma_t^2 = \text{Varianz (2. Moment)}$  [s<sup>2</sup>]  
 $G_t = \text{Schiefekoeffizient } (G_t = |g_t| / |\sigma_t^3|)$  [-]  
 $g_t = 3. \text{ Moment}$  [s<sup>3</sup>]

Merkmal dieser Rekonstruktion ist, daß die Momente des tatsächlichen Konzentrationsverlaufs  $\phi(L,t)$  und der Annäherung  $\phi_E(L,t)$  gleich groß sind. Voraussetzung für eine gute Übereinstimmung zwischen  $\phi(L,t)$  und  $\phi_E(L,t)$  ist, daß der absolute Wert des Schiefekoeffizienten  $G_t$  nicht oder nur geringfügig größer als 1 ist.

Anlage III enthält eine detaillierte Ausarbeitung der Momente eines Konzentrationsverlaufs. Sie zeigt, daß sich Gleichung 2.2.12 wie folgt umschreiben läßt:

$$\phi_E(L,t) \approx \frac{M/Q}{\sqrt{(4\pi D_0 t/c^2)}} \cdot \exp\left[-\frac{(t - L/c)^2}{4D_0 t/c^2}\right] \cdot \left[1 + \frac{G_t}{6} \cdot H_3 \cdot \left[\frac{(t - L/c)}{\sqrt{(2D_0 t/c^2)}}\right] + \dots\right] \quad (2.2.13)$$

mit:  $c = \text{Stofftransportgeschwindigkeit}$  [m/s]

Die Stofftransportgeschwindigkeit  $c$  wird definiert durch:

$$c = u_s / (1 + \beta) \quad (2.2.14)$$

mit:  $\beta = \text{relative Fläche der Stillwasserzone}$  [-]  
 $(= A_b/A_s, \text{ siehe auch Abb. 2.2.1})$

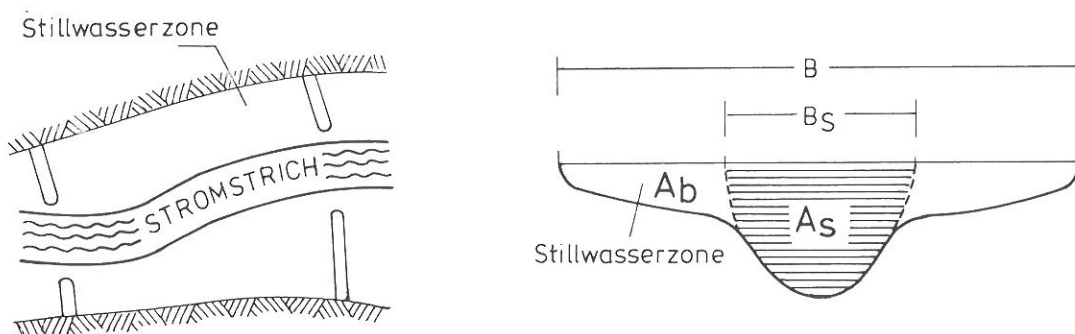


Abb. 2.2.1 Querschnitt eines Flusses



In Gleichung 2.2.13 ist implizit der Einfluß der Stillwasserzone auf die Größe des Dispersionskoeffizienten (nach Gleichung 2.2.15 für den Dispersionskoeffizienten  $D_s$  des Stillwasserzonenmodells) wie folgt enthalten:

$$D_s = (1 + \beta)^2 \cdot D_0 = (1 + \beta)^2 \cdot \alpha \cdot \frac{u_s^2 \cdot B_s^2}{a \cdot u_s} \quad (2.2.15)$$

mit  $B_s$  = Breite des Stromstriches (Abb. 2.2.1)

Ein Vergleich der exakten analytischen Lösung nach Gleichung 2.2.3 und der Annäherung eines Konzentrationsverlaufs nach Gleichung 2.2.13 zeigt, daß letztere gleich der exakten Lösung ist, sofern keine Stillwasserzonen vorhanden sind ( $\beta = 0$ ) und keine Schiefe vorausgesetzt wird ( $G_t = 0$ ).

Unter Berücksichtigung von Gleichung 2.2.13 ändert sich Gleichung 2.2.11 im Falle eines Stillwasserzonenmodells wie folgt:

$$\phi_s(x, t) = \frac{M/Q}{\sqrt{(4\pi D_s(t))}} \cdot \exp \left[ -\frac{(t - T_s(x))^2}{4D_s(t)} \right] \cdot \left[ 1 + \frac{1}{6} \cdot H_3 \cdot \left[ \frac{(t - T_s(x))}{\sqrt{(2D_s(t))}} \right] \right] \quad (2.2.16)$$

mit:  $\phi_s$  = Konzentration nach dem Stillwasserzonenmodell

$T_s$  = Stofflaufzeit

$D_s$  = zusammengesetzter Stillwasserzonen-Dispersionskoeffizient

Bei der Kalibrierung der Version 2.0 erfolgte keine nähere Bestimmung des Schiefefaktors  $G_t$ . Unter der Bedingung einer guten Übereinstimmung zwischen dem tatsächlichen Konzentrationsverlauf  $\phi$  und der Annäherung  $\phi_E$ , behielt man für  $G_t$  in Gleichung 2.2.16 den Wert 1 bei. Sollte sich in einem späteren Stadium zeigen, daß der Schiefekoeffizient  $G_t$  einer genaueren Bestimmung bedarf, wäre eine geeignete Formulierung dieses Koeffizienten zu suchen, da dieser gewiß keinen konstanten Wert innerhalb des Rheineinzugsgebietes einnehmen wird (Van Mazijk & Verwoerd, 1989).

Bei der Ausarbeitung der analytischen Lösung für das Stillwasserzonenmodell nach Gleichung 2.2.16 (wie in Version 1.0 des Alarmmodells), wird das Integral für die Stofflaufzeit definiert als:

$$T_s(x, x_0) = \int_{x_0}^x [1/c(x)] dx \quad (2.2.17)$$

und der Stillwasserzonen-Dispersionskoeffizient als:

$$\bar{D}_s(t, x_0) = \int_{x_0}^{x_c(t)} [D_0(x)/c(x)^3] dx \quad (2.2.18)$$

Für  $T_s(x)$  und  $\bar{D}_s(t)$  gelten dieselben Erläuterungen wie in Abschnitt 2.2.1.

### 2.3 Vergleich der Modellversionen

Das Alarmmodell für den Rhein Version 1.0 ist ein eindimensionales Stoffausbreitungsmodell, daß die Berechnung eines Konzentrationsverlaufes unter Anwendung der analytischen Taylor-Lösung nach Gleichung 2.2.2 vornimmt. Stillwasserzoneneinflüsse werden in dieser Modellversion nicht berücksichtigt (entspricht  $\beta=0$  bei Version 2.0). Die Formulierung des Dispersionskoeffizienten wird als Funktion des Abflusses und der Fließgeschwindigkeit vorgenommen (s. Gleichung 2.2.7).

Ab Version 2.0 des Rheinalarmmodells erfolgt die Formulierung des Dispersionskoeffizienten nach Fischer, mit der Einführung der Proportionalitätskonstanten  $\alpha$ . Desweiteren ist in diese Modellversion der Parameter  $\beta$  aufgenommen, welcher die Berücksichtigung des Einflusses von Stillwasserzonen und die Korrektur der zu berechnenden Laufzeiten erlaubt.

Der Einbau der Parameter  $\alpha$  und  $\beta$  für alle Teilabschnitte des Alarmmodells ermöglicht somit eine Kalibrierung hinsichtlich der Laufzeiten und der Stoffausbreitung.

In der nun endgültigen Version 2.0 des Rheinalarmmodells wird zusätzlich die Schiefe berücksichtigt, wie sie gemessene Tracerdurchgänge infolge des Einflusses von Stillwasserzonen aufweisen. Die Nachmodellierung solcher Kurvenverläufe wird im Alarmmodell durch den Einbau eines Hermit-Polynoms ermöglicht (s. Gleichung 2.2.13).

Anlage V stellt die bezüglich des Transports einer Verunreinigungswelle erzielte Vorhersageverbesserung für die unterschiedlichen Entwicklungsstufen des Alarmmodells anhand von Vergleichen gemessener und berechneter Konzentrationsverläufe dar. Als Eingabedaten wurden hierfür exemplarisch die Ergebnisse dreier Stationen des Markierversuches 04/89 Village Neuf - Niederlande herangezogen.



### 3. KALIBRIERUNGS- UND VERIFIKATIONSVERFAHREN

#### 3.1 Allgemeines

Bei der Kalibrierung des Rheinalarmmodells Version 2.0 sind pro Teilabschnitt zwei Parameter zu bestimmen:

- \* der Stillwasserzonen-Parameter  $\beta$ , definiert nach Gleichung 2.2.14 und
- \* die Proportionalitätskonstante  $\alpha$  im Ausdruck des Dispersionskoeffizienten nach Gleichung 2.2.4 bzw. Gleichung 2.2.15.

Das Rheinalarmmodell eignet sich für Kalibrierungen von Einleitungsstelle bis Beobachtungspunkt. Berechnungen von Beobachtungspunkt zu Beobachtungspunkt können mit dem Alarmmodell besonders auf kurzen Strecken zwischen zwei aufeinanderfolgenden Beobachtungspunkten zu weniger genauen Ergebnissen führen (Verwoerd & Van Mazijk, 1989). Da die oben genannten Parameter pro Teilabschnitt zu bestimmen sind, wurden für eine erste Schätzung anhand der Daten des Markierversuches 04/89 die Ergebnisse des Stoffausbreitungsmodells Fließgewässer »SAMF« (Bremicker, 1989; siehe auch Anlage IV) verwendet. Mit diesem Modell werden Stofftransportgeschwindigkeiten und Dispersionskoeffizienten von Beobachtungspunkt zu Beobachtungspunkt berechnet. Als erste Schätzwerte aus den schweizer Markierversuchen 09/88 und 07/89 wurden die Berechnungsergebnisse der Universität Bern und des Planungsbüros Naturaqua herangezogen (Leibundgut et al., 1988 u. 1989).

Die Kalibrierung kann demnach in zwei Phasen unterteilt werden:

- (1) Eine erste Schätzung der  $\alpha$ - und  $\beta$ -Werte anhand von abschnittsweise berechneten Stofftransportgeschwindigkeiten ( $c$ ) und Dispersionskoeffizienten ( $D_s$ ).
- (2) Eine genauere Ermittlung der  $\alpha$ - und  $\beta$ -Werte durch einen Vergleich der gemessenen Konzentrationsverläufe mit den durch das Alarmmodell Version 2.0 berechneten Verläufen.

Die Verifikation umfaßt den Vergleich gemessener und berechneter Konzentrationsverläufe, unter Anwendung der bei der Kalibrierung ermittelten  $\alpha$ - und  $\beta$ -Werte.

Für die Kalibrierungs- und Verifikationsschritte wurden FORTRAN-Programme geschrieben, die der eindeutigen Verarbeitung der gewonnenen Meßdaten dienen. Die Programme sind in den Kalibrierungs-Teilberichten (siehe u.a. Van Mazijk et al., März 1991) erläutert.

#### 3.2 Hydrologische Verhältnisse

Für Kalibrierung und Verifikation ist es erforderlich, den Abflußverlauf des Rheins während des Markierversuchs gut abzuschätzen. Die Ermittlung derjenigen mittleren Tagesabflüsse, die von den betreffenden Wasserstandsmeßstellen zur Kalibrierung und Verifikation herangezogen werden müssen, erfolgt aufgrund der Stofftransportgeschwindigkeit. Sie bezieht sich auf das Maximum der jeweiligen Tracerdurchgangskurve. Mit Hilfe dieser »gemessenen« Geschwindigkeit läßt sich die Laufzeit von der Einleitungsstelle bis jedem beliebigen Flußkilometer berechnen. Auf diese Weise erhält man den Verlauf der maximalen Konzentrationslagen der Markierstoffwelle im Rhein in Abhängigkeit der Zeit. In Abbildung 3.1.1 ist dieser Verlauf beispielhaft für den Markierversuch 04/89 (Einleitungsstelle Village-Neuf, Fluß-km 174,1) dargestellt. Aus diesem Verlauf ist die Zeitspanne herzuleiten, in welcher der Markierstoff einen bestimmten Abschnitt oder einen Teil des Abschnittes durchflossen hat. Über die Pegeldata der für den diesbezüglichen Abschnitt geltenden Wasserstandsmeßstelle läßt sich der zugehörige Abfluß bestimmen.

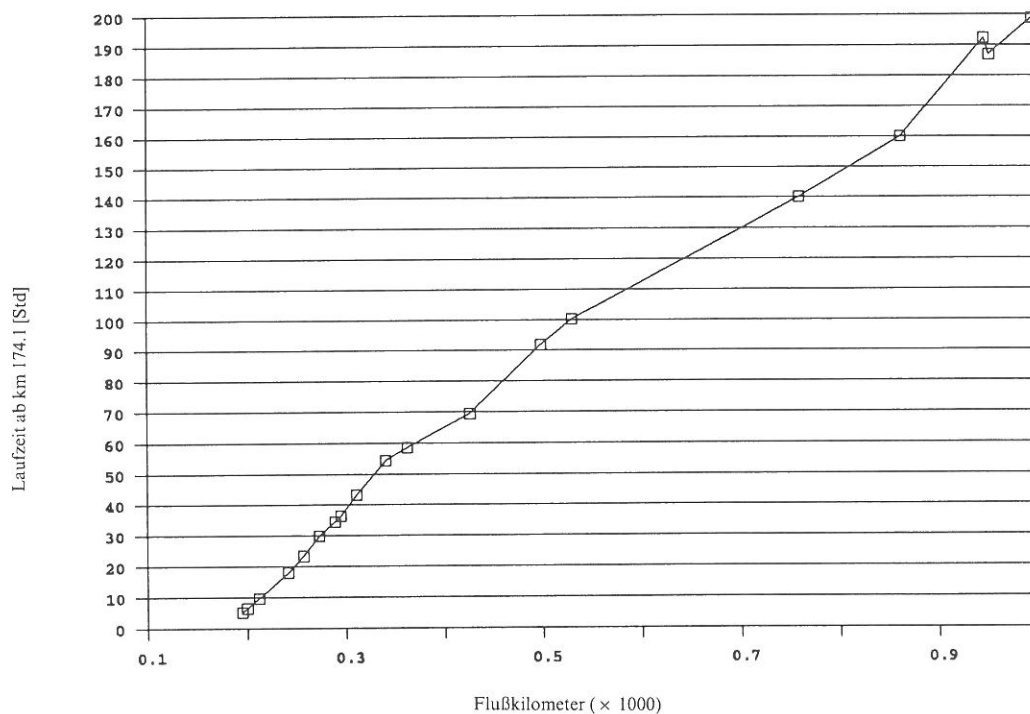


Abb. 3.1.1 Gemessene Laufzeiten des Markierversuches 04/89

Zur Ermittlung des Abflusses wurde von Tageswerten ausgegangen. Ein Tag gilt von 0.00 bis 24.00 Uhr. Eine Ausnahme stellt die Meßstelle Lobith dar. Da die Messung jeweils um 08.00 Uhr erfolgt, gilt für diese Wasserstandsmeßstelle das Zeitintervall von 20.00 Uhr des vorhergehenden Tages bis 20.00 Uhr des betreffenden Tages.

Wenn sich der Markierstoff länger als 24 Stunden in einem Flußabschnitt aufhält, wird ein arithmetischer (laufzeitabhängiger) Mittelwert der Abflüsse der betreffenden Tage bestimmt. Ein laufzeitabhängiges Mittelungsverfahren findet auch Anwendung, wenn beim Durchgang eines Abschnitts die 00- bzw. 24-Uhr-Grenze, bzw. die 20-Uhr-Grenze im Falle der Wasserstandsmeßstelle Lobith, überschritten wird.

Zum korrekten Vergleich eines berechneten und gemessenen Konzentrationsverlaufs muß die integrierte Markierstoffmenge in beiden Fällen gleich groß sein. Bei der Kalibrierung und Verifikation wird daher pro Beobachtungspunkt von einer eingespeisten Markierstoffmenge ausgegangen, die aufgrund der gemessenen Konzentration und des gemessenen Abflusses am betreffenden

Beobachtungspunkt bestimmt wurde. Diese Menge M der Tracerrückgewinnung berechnet sich nach der Formel:

$$M = \sum_{i=1}^n \phi_{mi} \cdot Q \cdot dt_i \quad (3.2.1)$$

mit:  $\phi_{mi}$  = gemessene Konzentration zum Zeitpunkt  $t_i$   
 $dt_i = t_i - t_{i-1}$

Für den Abfluß Q wird ein tagesgemittelter Wert des durchflossenen Abschnittes (bezogen auf das Markierstoffmaximum) verwendet.

### 3.3 Kalibrierung der Parameter

Mit Hilfe der im Rheinalarmmodell verwendeten Laufzeitabellen kann die Fließgeschwindigkeit  $u_s$  bestimmt werden. Bei der Auswertung der Markierversuche wurden die Stofftransportgeschwindigkeiten  $c$  ermittelt. Aufgrund von Gleichung 2.2.14 berechnet man mit diesen Daten den Stillwasserzonen-Parameter  $\beta$  nach:

$$\beta = (u_s/c) - 1 \quad (3.3.1)$$

Ein weiteres Auswertungsergebnis der Markierversuche stellen die Dispersionskoeffizienten  $D_s$  dar. Nach Gleichung 2.2.4 wird der Dispersionskoeffizient  $D_0$  des Alarmmodelles berechnet. Anhand der  $D_s$ -Werte lassen sich über die Gleichungen 2.2.5, 2.2.14 und 2.2.15 die jeweiligen Werte für  $\alpha$  erheben:

$$\alpha = \frac{D_s}{(1 + \beta)^2} \cdot \frac{a \cdot u_s}{u_s^2 \cdot B_s^2} = \frac{D_s}{(1 + \beta)^3} \cdot \frac{a \cdot \sqrt{g}}{c \cdot B_s^2 \cdot C} \quad (3.3.2)$$

Für Strecken zwischen zwei aufeinanderfolgenden Beobachtungspunkten eines Markierversuches erfolgt eine erste Abschätzung der  $\alpha$ - und  $\beta$ -Werte. Nach Eingabe dieser Werte in die Datendateien der betreffenden Teilabschnitte des Rheinalarmmodells ist, für einen Markierversuch mit momentaner Einspeisung, der Konzentrationsverlauf vorherzusagen.

Anschließend wird der jeweils berechnete mit dem gemessenen Konzentrationsverlauf verglichen (2. Kalibrierungsphase). Dieser Vergleich erfolgt einerseits visuell durch die Darstellung der Meßwerte in der graphischen Wiedergabe des Konzentrationsverlaufs (siehe Abb. 3.3.1) und andererseits durch die Quantifizierung

- \* der Differenz gemessener und berechneter Laufzeiten (bezogen auf das Konzentrationsmaximum) hinsichtlich der gemessenen Laufzeit, und
- \* der mittleren Abweichung der gemessenen und berechneten Konzentration hinsichtlich der berechneten Konzentration nach dem »Kleinste-Quadrate-Verfahren«.

Die Differenz gemessener und berechneter Laufzeiten hinsichtlich der gemessenen ergibt sich aus:

$$T_d = \frac{T_{\text{gem}} - T_{\text{ber}}}{T_{\text{gem}}} \cdot 100\% \quad (3.3.3)$$

mit:  $T_{\text{gem}}$  = gemessene Laufzeit von Einspeisung bis Beobachtungspunkt [s]  
 $T_{\text{ber}}$  = berechnete Laufzeit von Einspeisung bis Beobachtungspunkt [s]

Die mittlere Abweichung zwischen gemessener und berechneter Konzentration wird bestimmt nach:

$$\sigma = \left[ \frac{\sum_{i=1}^n \left[ \frac{(\phi_{\text{bi}} - \phi_{\text{mi}})^2}{\phi_{\text{bi}}} \right]}{n} \right]^{1/2} \quad (3.3.4)$$

mit:  $\sigma$  = mittlere Abweichung [-]  
 $\phi_{\text{bi}}$  = berechnete Konzentration zum Zeitpunkt  $t_i$  [kg/m<sup>3</sup>]  
 $\phi_{\text{mi}}$  = gemessene Konzentration zum Zeitpunkt  $t_i$  [kg/m<sup>3</sup>]  
 $n$  = Anzahl der verglichenen Meßdaten [-]

Da bei diesem Vergleich der Verlauf von Front und Spitze der Markierstoffwelle maßgebend sind, wurden zur Bestimmung des  $\sigma$ -Wertes nur Konzentrationswerte  $\phi_{\text{mi}}$  größer als  $0,3 \cdot (\phi_{\text{bi}})_{\text{max}}$  in Betracht gezogen, wobei  $(\phi_{\text{bi}})_{\text{max}}$  der maximale berechnete Konzentrationswert ist. Auf diese Weise wird das »tailing« des gemessenen Tracerdurchgangs außer acht gelassen.

Die Optimierung der Parameter  $\alpha$  und  $\beta$  erfolgte iterativ »per Hand«. Für diese Optimierung wurde, bei Änderung des  $\alpha$ - bzw.  $\beta$ -Wertes, eine minimale Änderung von  $\sigma$  (Obergrenze 0,03) zum Kriterium gemacht. Das heißt, daß eine Minimierung der Ableitung von  $\sigma$  nach  $\alpha$  bzw.  $\beta$  ( $d\sigma/d\alpha$  bzw.  $d\sigma/d\beta$ ) erforderlich ist.

Die Abweichung der berechneten hinsichtlich der gemessenen Laufzeit des Markierstoffes, bezogen auf die maximale Konzentration, wurde zum zweiten Kriterium gemacht. Für die Minimierung dieser Differenz wurde eine Obergrenze von maximal 5% gesetzt.

Beim Optimierungsprozeß beurteilte man die Übereinstimmung des Verlaufs der gemessenen und berechneten Front der Markierstoffwelle visuell.

Zur Optimierung des  $\alpha$ -Wertes müssen die berechnete und die gemessene Markierstoffmenge des Beobachtungspunktes gleich groß sein. Für die Berechnung wird zum Vergleich des gemessenen und berechneten Konzentrationsverlaufs daher von einer eingespeisten Markierstoffmenge ausgegangen, die aufgrund gemessener Konzentrationen nach Gleichung 3.2.1 bestimmt wurde.

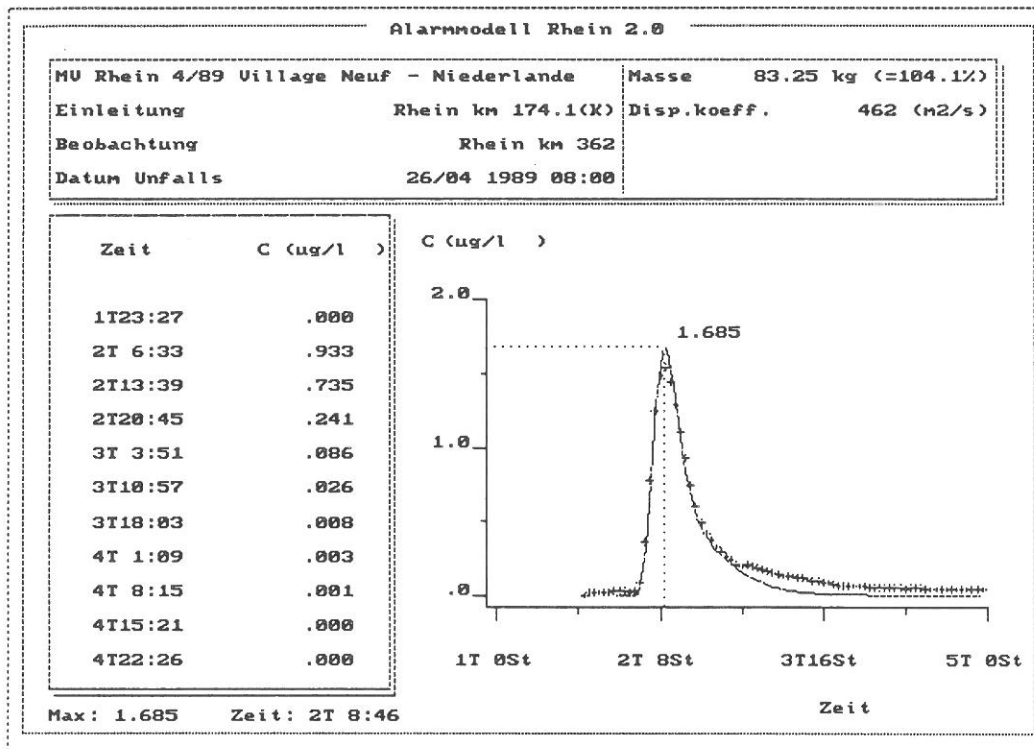


Abb. 3.3.1 Visueller Vergleich der berechneten und gemessenen Konzentrationsverläufe am Beobachtungspunkt Fluß-km. 362, Markerversuch 04/89, nach der Kalibrierung

Besonders die kalibrierten Werte des Stillwasserzonen-Parameters  $\beta$  enthalten implizit die Ungenauigkeiten der im Modell verwendeten Laufzeittabellen und Abflüsse bzw. Wasserstände. So ist es möglich, daß sich aufgrund der ermittelten Stofftransportgeschwindigkeiten ( $c$ ) negative  $\beta$ -Werte ergeben. Das heißt, daß die »gemessene« Stofftransportgeschwindigkeit größer als die mittlere Fließgeschwindigkeit ist. Dies ist physikalisch nur möglich, wenn sich der Markierstoff noch nicht völlig über den Flußquerschnitt ausgebreitet hat und sich hauptsächlich im Stromstrich befindet. Bei vollständiger Durchmischung kann ein negativer  $\beta$ -Wert auf falsche Eingabedaten in Bezug auf Laufzeiten und/oder Abflüsse deuten. In solchen Fällen wurde mangels näherer Informationen für  $\beta$  bei der weiteren Optimierung in der 2. Kalibrierungsphase der Wert null beibehalten.





#### 4. KALIBRIERUNG

Die nachfolgenden Abschnitte stellen die Kalibrierungsergebnisse anhand der über die Markierversuche

\* 04/89 Village-Neuf - Niederlande

\* 09/88 Albrbruck - Basel und

\* 07/89 Rheinau - Basel

gewonnenen Daten dar. Für eine detaillierte Beschreibung der Kalibrierung pro Versuch sei auf die gleichnamigen Teilberichte verwiesen.

##### 4.1 Markierversuch 04/89 (Village-Neuf - Niederlande)

Der Markierversuch vom April 1989 mit seiner Untersuchungsstrecke von Village-Neuf bis in die Niederlande fand bei mittlerer Wasserführung des Rheins statt. Am Tag der Einspeisung belief sich der mittlere Tagesabfluß am Pegel Rheinfelden (Fluß-km 148,26) auf  $1169 \text{ m}^3/\text{s}$ , entsprechend 274 cm (ein Wasserstand von 266 cm wird an der Meßstation Rheinfelden an 210 Tagen unterschritten, der Mittelwert der Beobachtungsperiode 1976/1985 beträgt 262 cm). Nach einem geringfügigen Anstieg des Abflusses am zweiten Versuchstag zeigten die Werte an den Folgetagen eine leicht rückläufige Tendenz. Am Pegel Lobith (Fluß-km 862,2) betrug der mittlere Abfluß zur Zeit der Passage des Tracermaximums  $2979 \text{ m}^3/\text{s}$ .

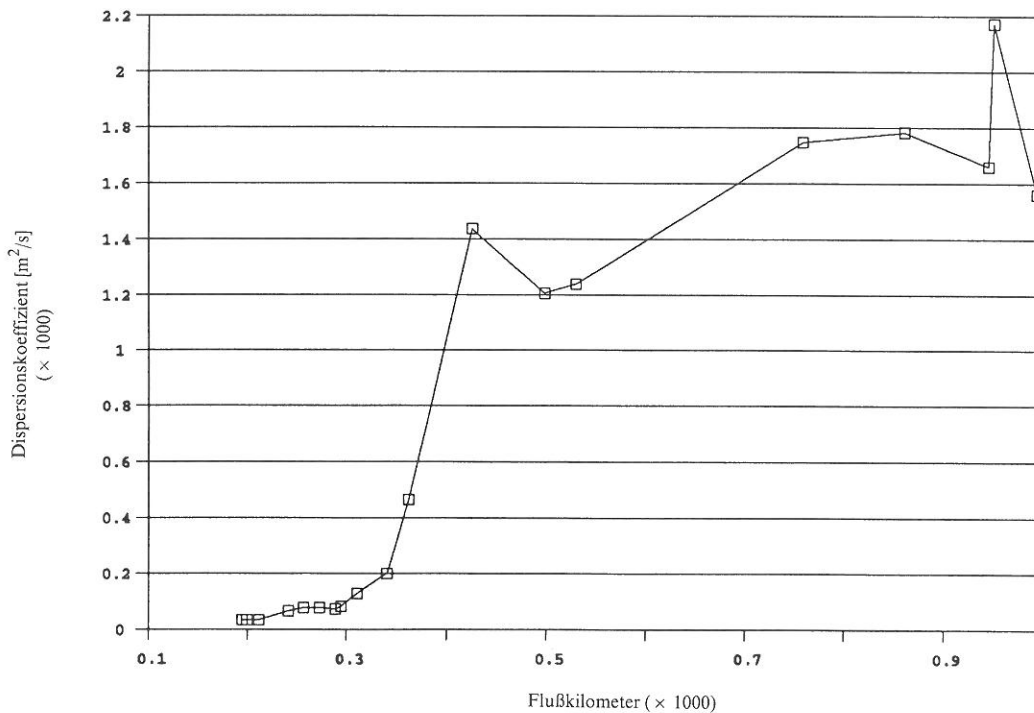


Abb. 4.1.1 Dispersionskoeffizienten von Einleitungsstelle bis Beobachtungspunkt

Die Graphiken der Abbildungen 4.1.1 bis 4.1.5 stellen die wichtigsten Kalibrierungsergebnisse aufgrund der Daten des Markierversuchs 04/89 zusammenfassend dar. Dabei enthält Abbildung 4.1.1 die Dispersionskoeffizienten jeweils von Einleitungsstelle bis Beobachtungspunkt und Abbildung 4.1.2 die von Beobachtungspunkt zu Beobachtungspunkt abschnittsweise berechneten Dispersionskoeffizienten. Die Graphiken belegen die zu erwartenden geringen Werte dieses Parameters im Bereich der kanalisierten Oberrheinstrecke und seinen generellen Anstieg mit zunehmender Lauflänge.

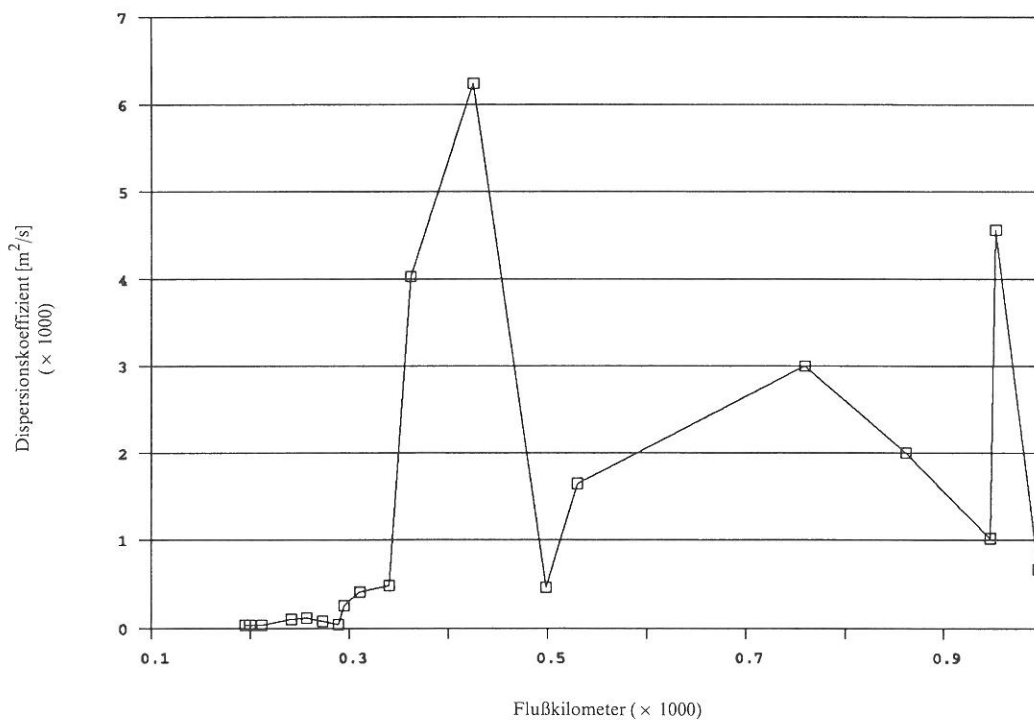


Abb. 4.1.2 Dispersionskoeffizienten von Beobachtungspunkt zu Beobachtungspunkt

In Abbildung 4.1.3 sind die für die einzelnen Teilabschnitte berechneten Werte der Proportionalitätskonstanten  $\alpha$  dargestellt. Für die niederländischen Verzweigungen des Rheins wurden hierfür exemplarisch die Ergebnisse der Waal ausgewählt.

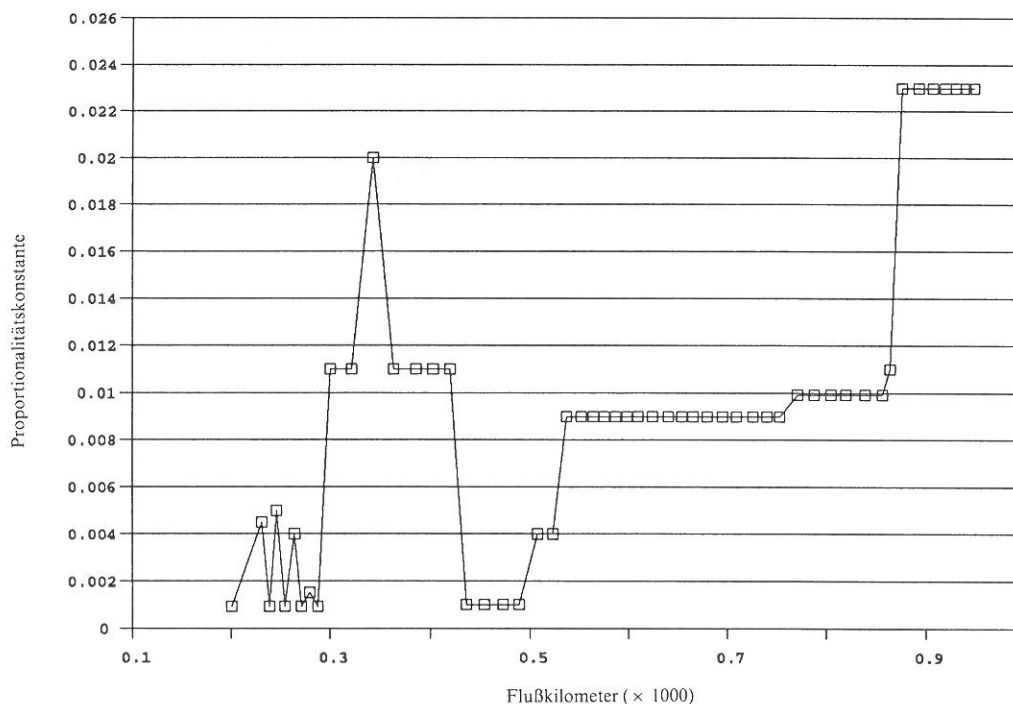


Abb. 4.1.3 Proportionalitätskonstante  $\alpha$  anhand des Markerversuches 04/89

Die  $\alpha$ -Werte variieren von 0,0009 im Rheinseitenkanal bis 0,023 in den niederländischen Rheinseitenkanal (s. a. Anlage II). Daß der  $\alpha$ -Wert für einen Kanal oder einen kanalisierten Fluß um den Faktor zehn kleiner ist als der von Fischer et al. (1979) angegebene Wert von 0,011, stimmt auch mit den von van Craenenbroeck (1984) erzielten Ergebnissen überein. Die für den freifließenden Rhein ermittelten Werte liegen innerhalb des Bereiches, wie er auch in der Literatur zu finden ist (Fischer et al., 1979).

Die für den Stillwasserzonen-Parameter  $\beta$  ermittelten Werte liegen zwischen 0 und 0,39 (s. Anlage II). Die höheren Werte errechnen sich in der Regel in Flußstrecken mit Bühnenfeldern wie z.B. der Waal, dem Pannerdensch Kanal und dem Lek. Für die IJssel, welche auch mit Bühnenfeldern versehen ist, wurde aufgrund der gemessenen Stofftransportgeschwindigkeit rein rechnerisch ein negativer  $\beta$ -Wert ermittelt. Da dies physikalisch nicht möglich ist, gab man an dieser Stelle den Wert null in das Alarmmodell ein. Es empfiehlt sich daher eine detaillierte Analyse der für die Kalibrierung verwendeten hydrologischen Daten der IJssel.

Zum Vergleich enthält Anlage II.2 die  $\beta$ -Werte, welche aus den Querschnittsdimensionen der Bühnenfelder in Bezug auf den stromführenden Flußquerschnitt hergeleitet wurden. Die hierfür verwendeten Daten sind der Schematisierung der Rheinseite stromabwärts von Lobith nach dem Rechenprogramm ZWENDL des Rijkswaterstaats entnommen. Es zeigt sich, daß die kalibrierten und die aufgrund der Querschnittsdimension hergeleiteten Werte in vergleichbaren Größenordnungen liegen.

In den Abbildungen 4.1.4 bis 4.1.10 werden für die Beobachtungspunkte Maximiliansau (Fluß-km. 362,0), Bingen (Fluß-km. 530,15), Düsseldorf (Fluß-km. 759,6) und Lobith (Fluß-km. 862,2) die gemessenen mit den berechneten Konzentrationsverläufen (nach der Kalibrierung, bzw. Optimierung der Parameter  $\alpha$  und  $\beta$ ) verglichen. Je Beobachtungspunkt werden zwei Berechnungsergebnisse wiedergegeben:

- \* eine Berechnung, ausgehend von der nach Gleichung 3.2.1 für jede Station berechneten Tracerfracht, mit welcher die Kalibrierung durchgeführt wurde, und
- \* eine Berechnung, bei der die Markierstoffmenge ohne weitere Anpassung der  $\alpha$ - und  $\beta$ -Werte optimiert (»kalibriert«) wurde.

Die »Kalibrierung« der Markierstoffmengen ist notwendig, da die meisten Tracerdurchgänge aus einer punktförmigen Beprobung des jeweiligen Flußquerschnittes resultieren. Eine solche Beprobungsart ermöglicht nicht immer die Erfassung des für diesen Querschnitt repräsentativen Markierstoffdurchganges und damit der korrekten Tracerfracht. Es kommt daher zu Abweichungen bezüglich der Massen, welche über die oben genannte Optimierung korrigiert werden.

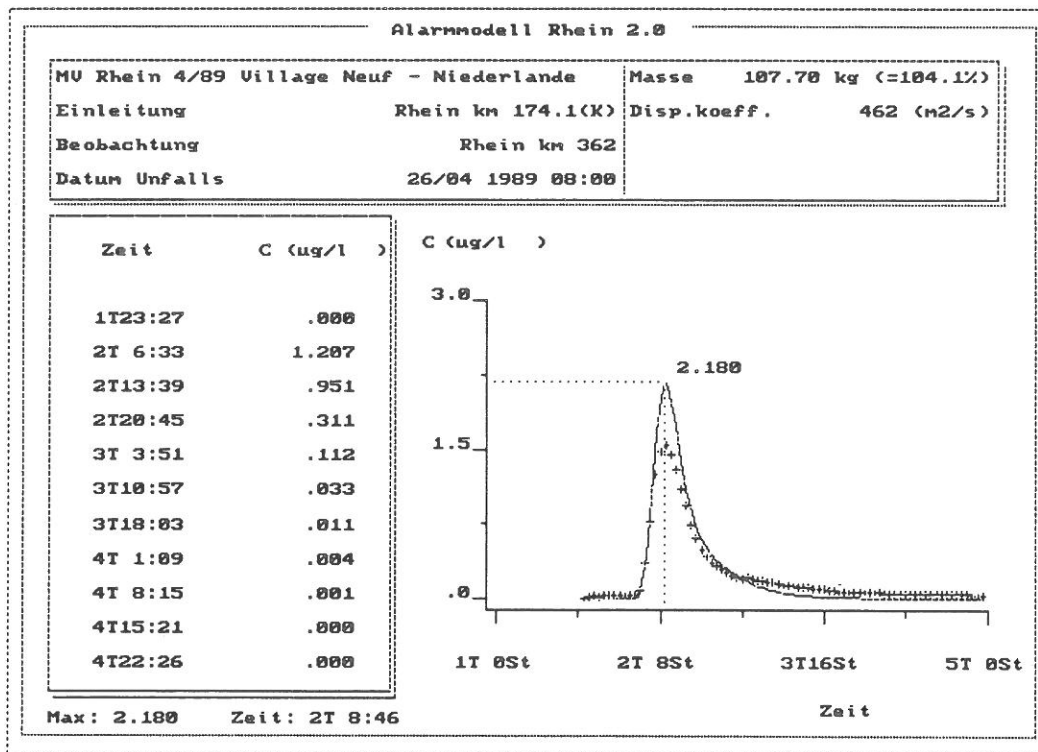


Abb. 4.1.4 Vergleich berechneter und gemessener Konzentrationsverlauf bei Eingabe der gemessenen Tracerfracht für die Station Maximiliansau

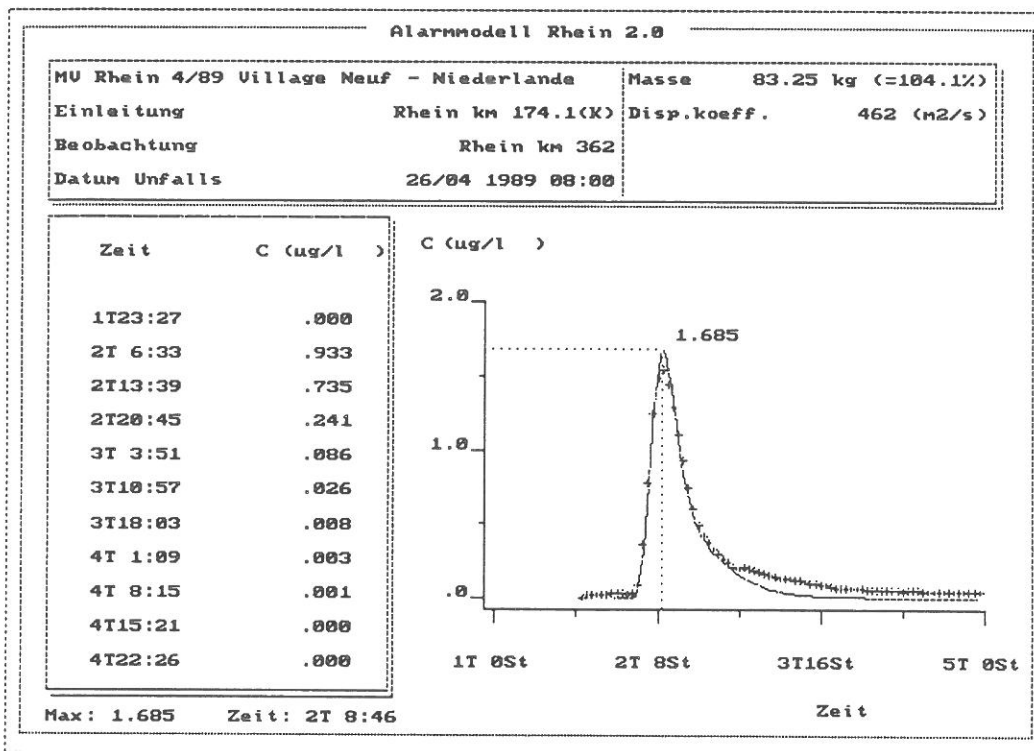


Abb. 4.1.5 Vergleich berechneter und gemessener Konzentrationsverlauf bei Eingabe der »kalibrierten« Masse für die Station Maximiliansau

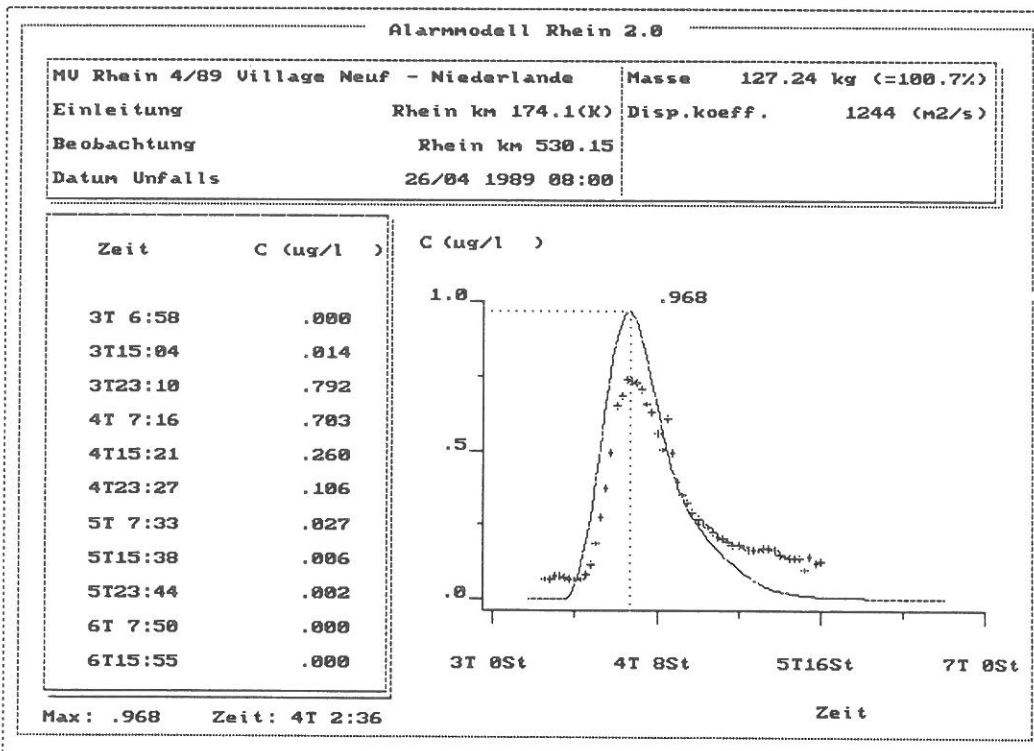


Abb. 4.1.6 Vergleich berechneter und gemessener Konzentrationsverlauf bei Eingabe der gemessenen Tracerfracht für die Station Bingen

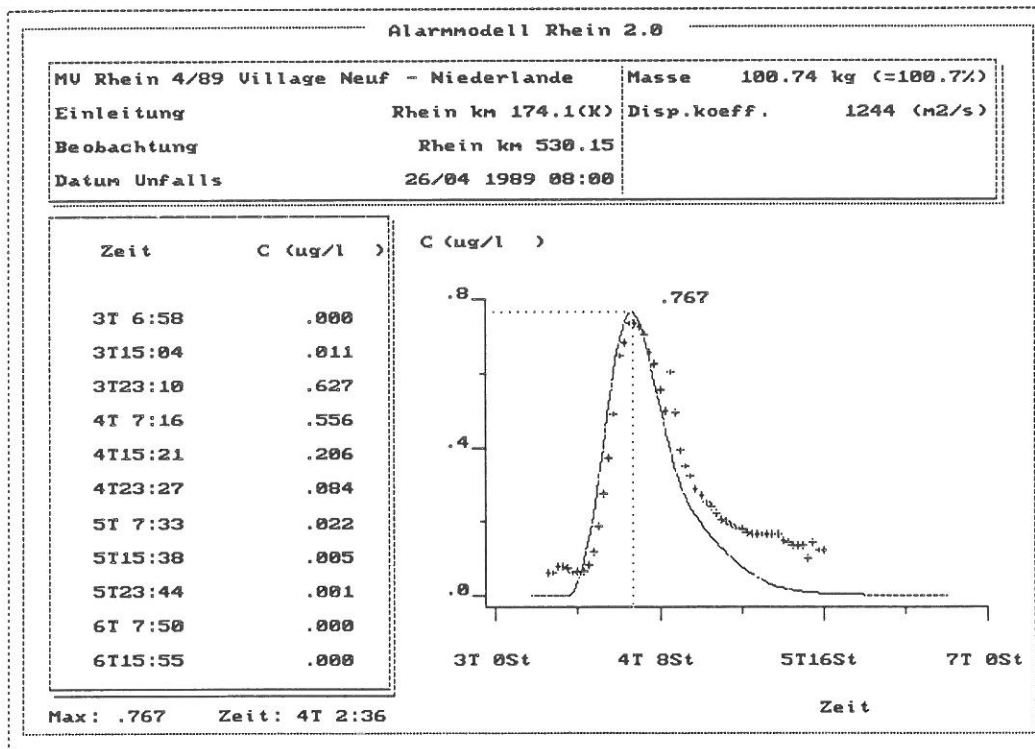


Abb. 4.1.7 Vergleich berechneter und gemessener Konzentrationsverlauf bei Eingabe der »kalibrierten« Masse für die Station Bingen

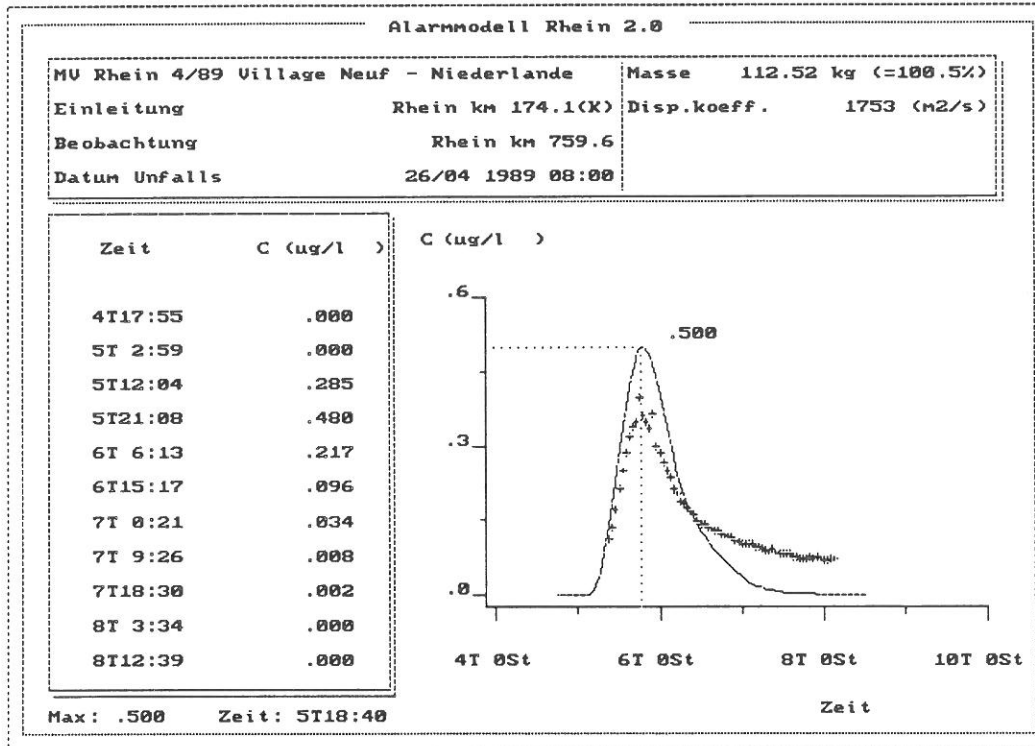


Abb. 4.1.8 Vergleich berechneter und gemessener Konzentrationsverlauf bei Eingabe der gemessenen Tracerfracht für die Station Düsseldorf

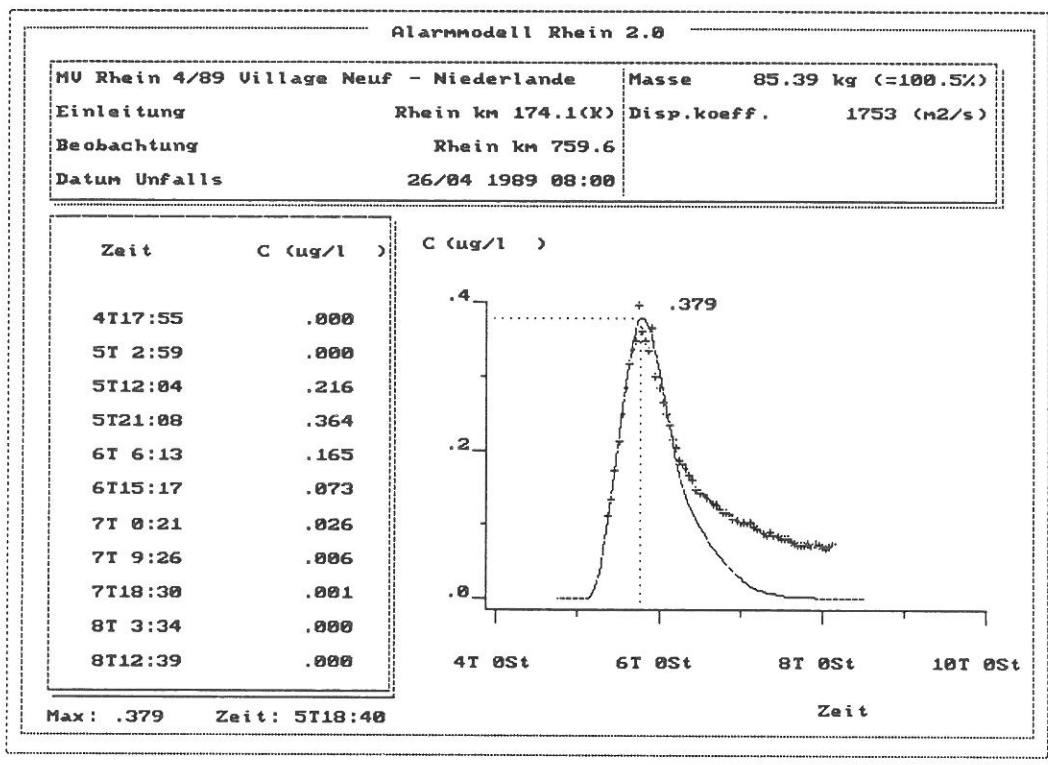


Abb. 4.1.9 Vergleich berechneter und gemessener Konzentrationsverlauf bei Eingabe der »kalibrierten« Masse für die Station Düsseldorf

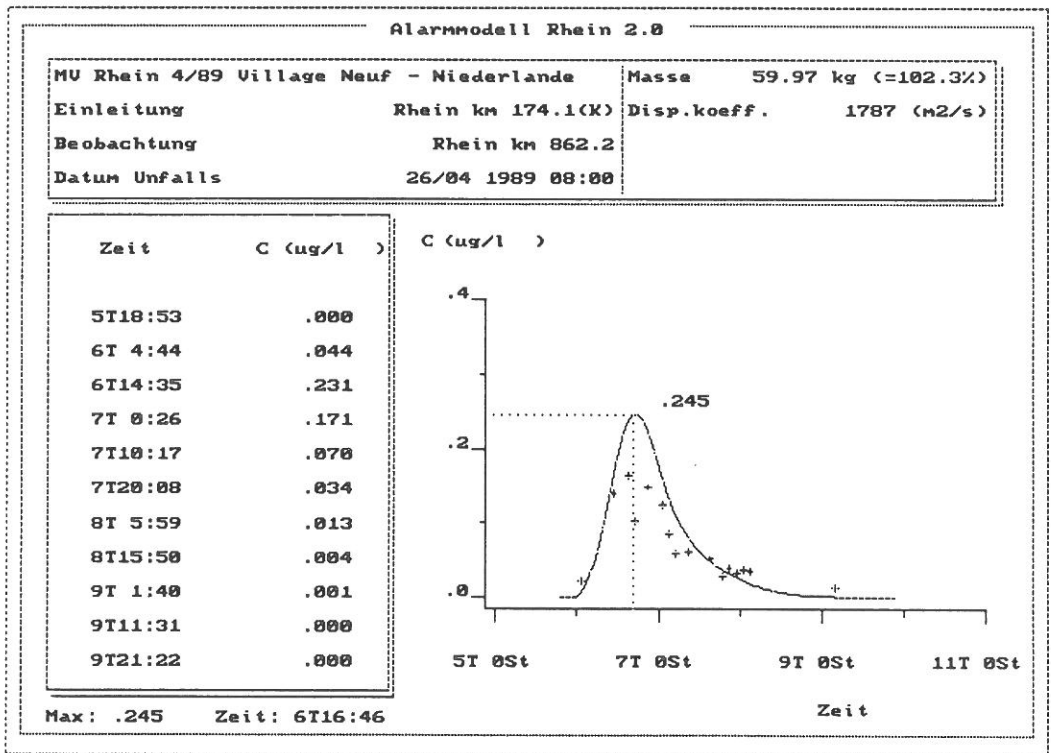


Abb. 4.1.10 Vergleich berechneter und gemessener Konzentrationsverlauf bei Eingabe der gemessenen Tracerfracht für die Station Lobith



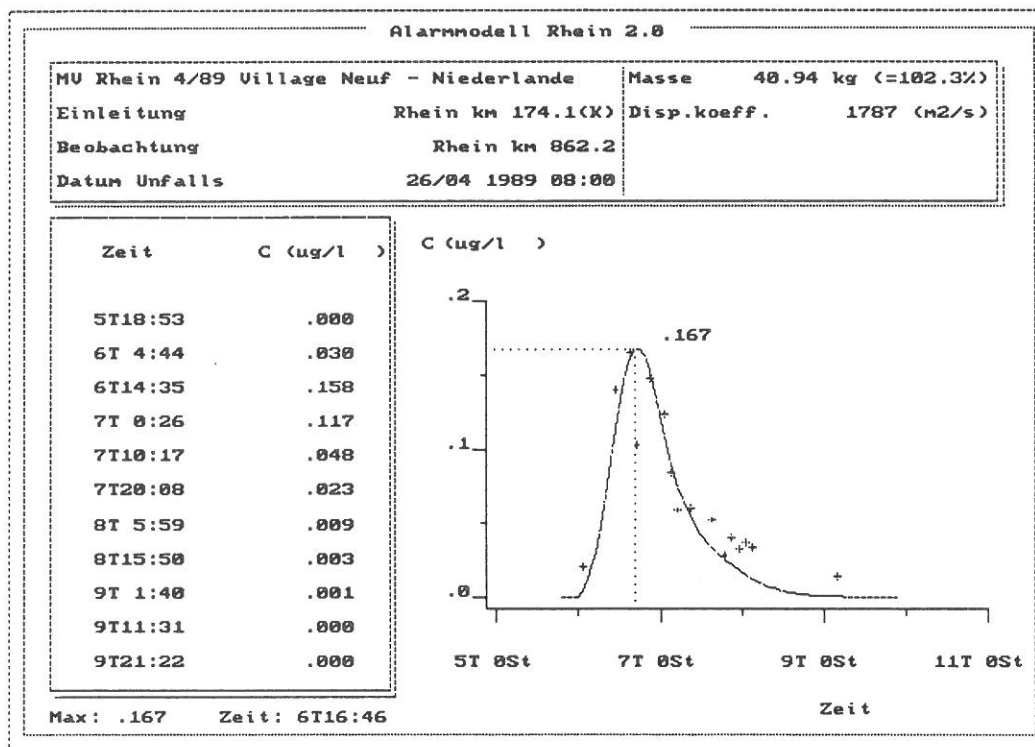


Abb. 4.1.11 Vergleich berechneter und gemessener Konzentrationsverlauf bei Eingabe der »kalibrierten« Masse für die Station Lobith

Aus den exemplarisch dargestellten Vergleichen läßt sich erkennen, daß mit den kalibrierten  $\alpha$ - und  $\beta$ -Werten die Front der Markierstoffwelle an den jeweiligen Beobachtungspunkten gut reproduziert wird. Für eine ausführliche Darstellung der durchgeführten Vergleiche sei hier wieder auf den Teilbericht »Kalibrierung des Alarmmodells für den Rhein anhand des Markierversuches Village-Neuf - Niederlande 04/89« verwiesen.

Abbildung 4.1.12 stellt die gemessenen und die nach der Kalibrierung mit dem Rheinalarmmodell (aufgrund der ermittelten Abflüsse) berechneten Laufzeiten für den Markierversuch 04/89 dar. Beide Laufzeitermittlungen beziehen sich auf das an dem jeweiligen Beobachtungspunkt gemessene bzw. berechnete Konzentrationsmaximum des Markierstoffdurchganges. Erst ab der Niederrheinstrecke werden geringfügige Unterschiede zwischen beiden erkennbar.

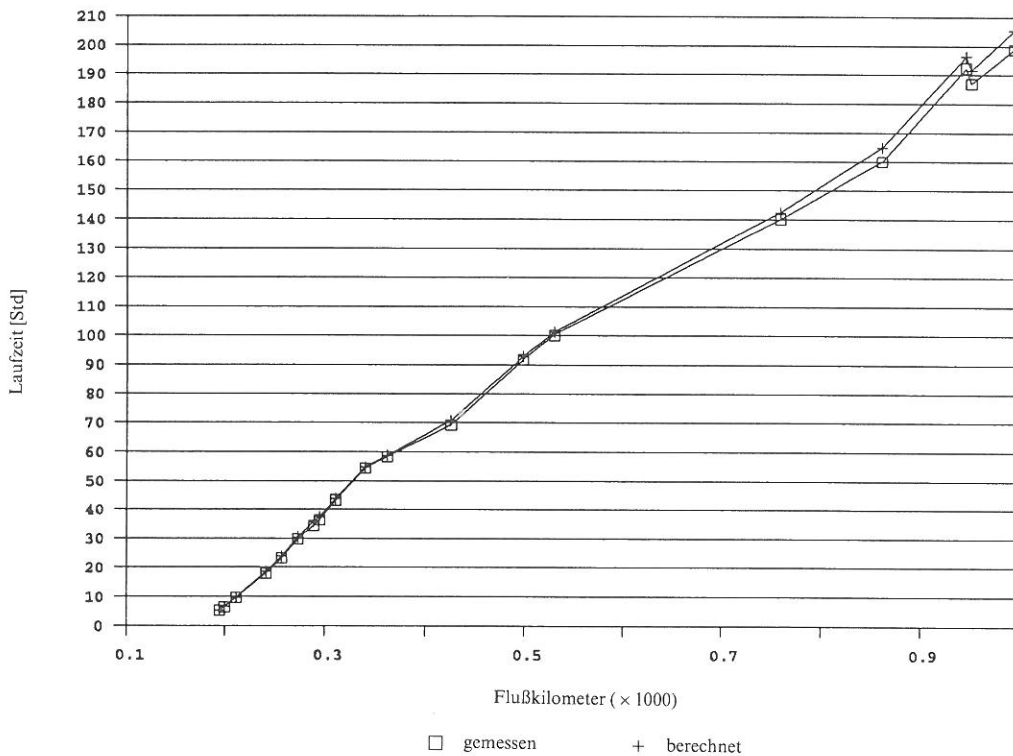


Abb. 4.1.12 Gemessene und berechnete Laufzeiten des Markierversuches 04/89 nach der Kalibrierung

In den Niederlanden verzweigt sich der Rhein ab Flußkilometer 867,2. In den einzelnen Verzweigungen werden die Flußkilometrierungen des Rheins fortgeführt. Infolge der unterschiedlichen Abflüsse und Abflußsteuerungen kommt es zu unterschiedlichen Fließzeiten in den einzelnen Zweigen. Für die Abbildung 4.1.12 wurden die Beobachtungspunkte Hagestein (Fluß-km 946,5), Vuren (Fluß-km 951,8) und Kampen (Fluß-km 994,5) ihrer Flußkilometrierung nach aufgenommen, obwohl sie nicht an einem gemeinsamen Zweig liegen. Dadurch kann es an diesen Stellen zu kleinen Stufen in den Laufzeitkurven kommen.

Wie in Abbildung 4.1.13 zu erkennen, konnten die im Markierversuch 04/89 gemessenen Laufzeiten durch die Kalibrierung der  $\alpha$ - und  $\beta$ -Parameter, bezogen auf die maximale Konzentration an den jeweiligen Beobachtungspunkten, mit einer hohen Genauigkeit von 1 bis 4% reproduziert werden. Nach Gleichung 3.3.3 bedeuten negative Werte an dieser Stelle, daß die berechneten Laufzeiten größer sind als die gemessenen. Das heißt, daß der Markierstoff geringfügig früher als durch das Modell berechnet eintrifft.

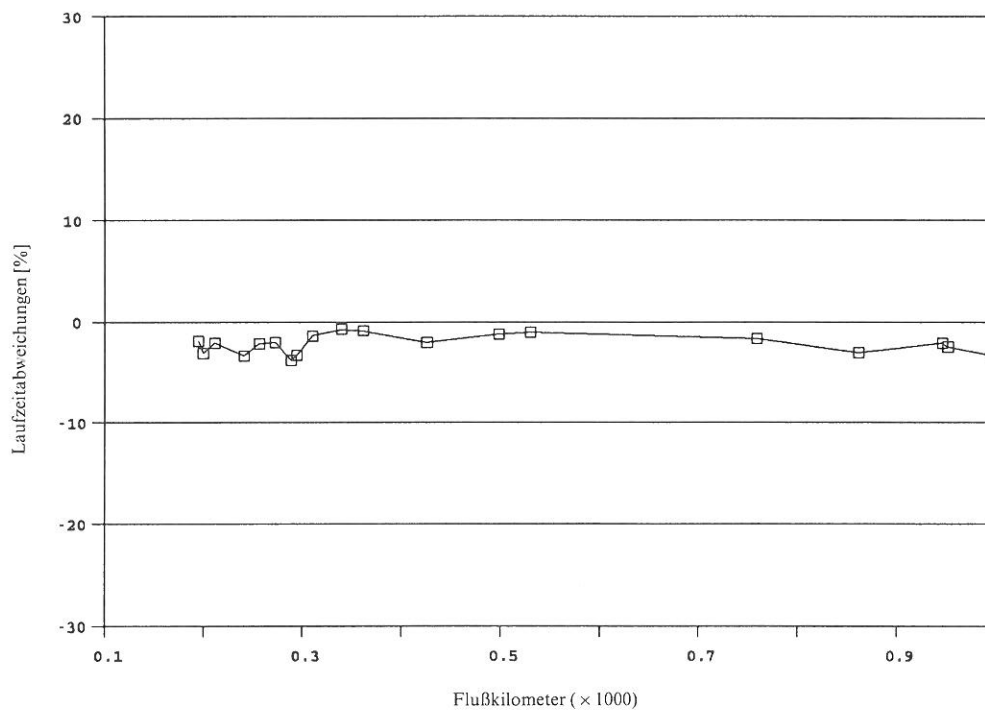


Abb. 4.1.13 Laufzeitabweichungen  $T_d$  beim Markierversuch 04/89

#### 4.2 Markierversuche 09/88 (Albbruck-Basel) und 07/89 (Rheinau-Basel)

Die im Auftrag der schweizer Landeshydrologie und -Geologie durchgeführten Markierversuche fanden im September 1988 auf der Strecke Albbruck (Fluß-km 113,5) bis Basel (Fluß-km 179,8) und im Juli 1989 auf der Strecke Rheinau (Fluß-km 58,8) bis Basel (Fluß-km 179,8) statt. Am Tag der Einspeisung belief sich für den Markierversuch 09/88 der mittlere Tagesabfluß am Pegel Rheinfelden auf  $712 \text{ m}^3/\text{s}$ , für den Markierversuch 07/89 am Pegel Rekingen auf  $554 \text{ m}^3/\text{s}$  und am Pegel Rheinfelden auf  $1068 \text{ m}^3/\text{s}$ . Die Aare trägt für den Abfluß des Rheins stromabwärts der Mündung etwa die Hälfte seines Betrages bei.

Die Graphiken der Abbildungen 4.2.1 bis 4.2.5 stellen die wichtigsten Kalibrierungsergebnisse aufgrund der Daten der Markierversuche vom September 1988 und Juli 1989 zusammenfassend dar. Die Abbildungen 4.2.1 und 4.2.2 enthalten die aus den Markierversuchen 09/88 und 07/89 jeweils von Einleitungsstelle bis Beobachtungspunkt, bzw. die von Beobachtungspunkt zu Beobachtungspunkt abschnittsweise berechneten Dispersionskoeffizienten.

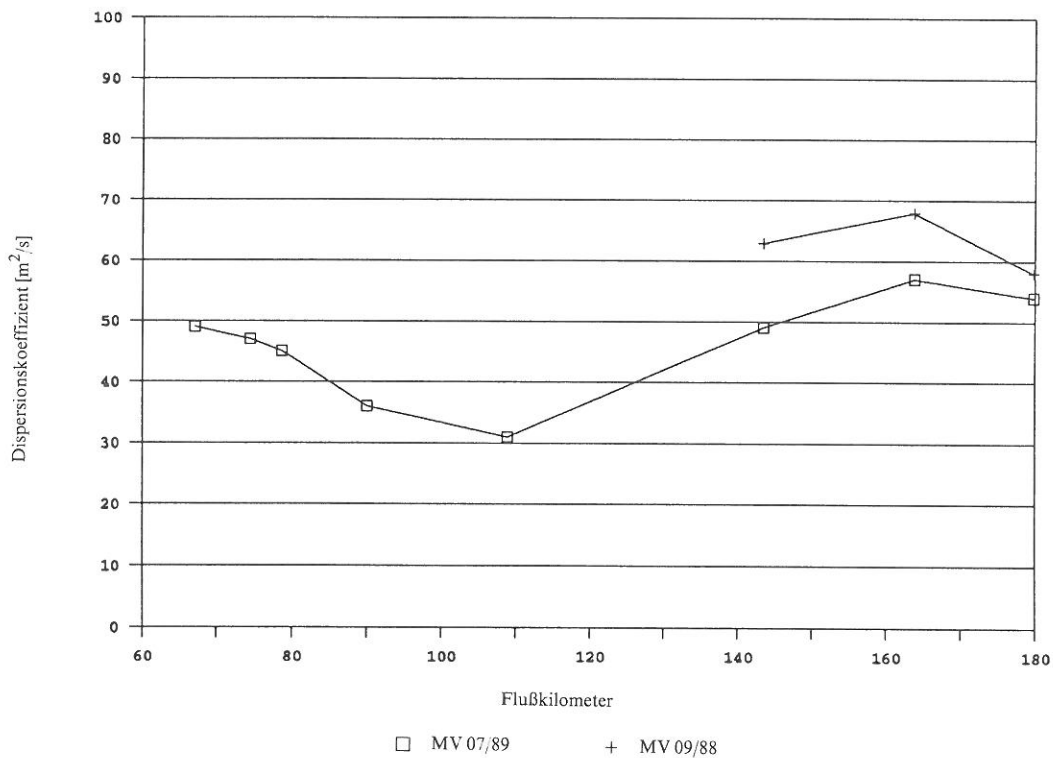


Abb. 4.2.1 Dispersionskoeffizienten von Einleitungsstelle bis Beobachtungspunkt für die Markierversuche 09/88 und 07/89

Vom Markierversuch 09/88 mit seiner Untersuchungsstrecke von Albrück bis Basel wurden die Daten dreier Beobachtungspunkte (Riburg-Schwörstadt, Fluß-km 143,5; Birsfelden, Fluß-km 163,8; Kembs, Fluß-km 179,8) für die Kalibrierung herangezogen. Der Markierversuch 07/89 trug mit den Daten von acht Beobachtungspunkten auf seiner Untersuchungsstrecke von Rheinau bis Basel zur Kalibrierung bei.

Für beide Markierversuche gilt, daß sich die ermittelten Dispersionskoeffizienten in einer Bandbreite von 20 bis 90 m<sup>2</sup>/s bewegen. Die Werte der Proportionalitätskonstanten  $\alpha$  in der Größenordnung von 0,001 entsprechen dabei denen von Kanalverhältnissen.

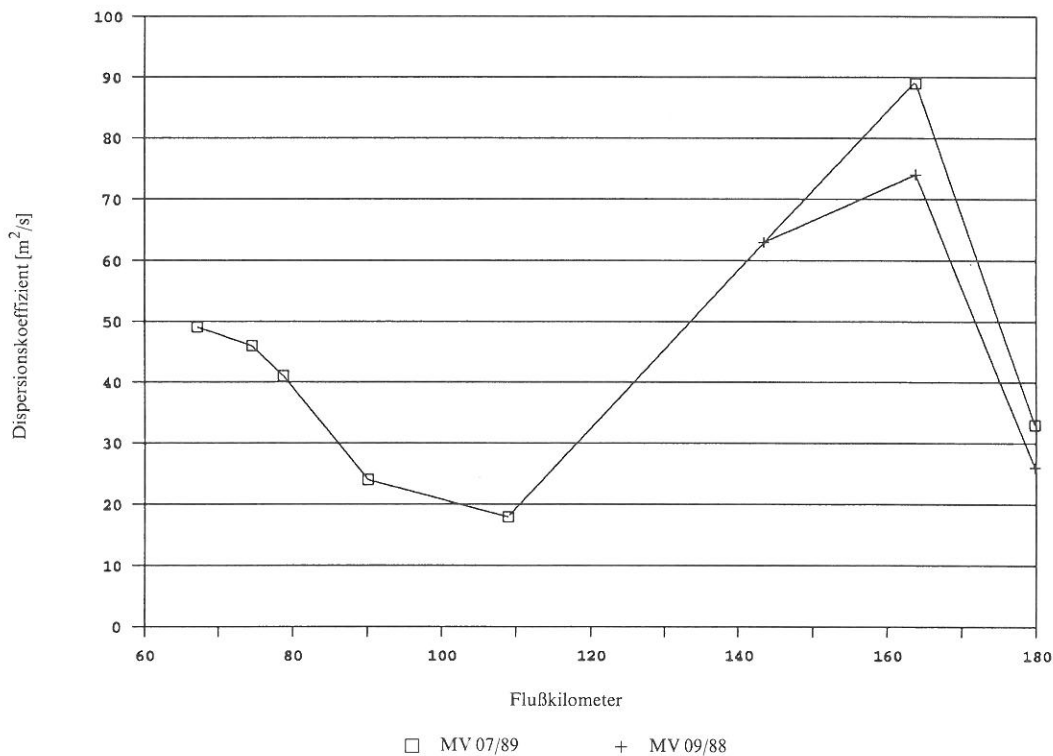


Abb. 4.2.2 Dispersionskoeffizienten von Beobachtungspunkt zu Beobachtungspunkt für die Markierversuche 09/88 und 07/89

Die Laufzeiten konnten für den Markierversuch 09/88 generell mit sehr geringen Abweichungen zwischen 0 und 2% reproduziert werden. Dies gilt bis zur Aaremündung auch für den Markierversuch 07/89 (s. a. Abb. 4.2.4 u. 4.2.5). Gegenüber den Ergebnissen des Markierversuches 09/88 betragen die ermittelten Laufzeitabweichungen  $T_d$  nach dem Zustrom der Aare, vermutlich infolge zweidimensional zu deutender Prozesse, bei dem Markierversuch 07/89 hier bis zu 23%. Mit zunehmender Entfernung von der Aaremündung reduzierten sich diese Abweichungsbeträge bis nach Kembs wieder auf eine Größenordnung von etwa 10%. Dabei ist im Alarmmodell für den Parameter  $\beta$  unterhalb der Aaremündung bis Fluß-km 112,8 gegenwärtig der Wert null eingegeben. Durch die Eingabe negativer Werte für diesen Parameter ließe sich für den Markierversuch 07/89 an dieser Stelle eine Verbesserung der oben genannten recht hohen Laufzeitabweichungen erzielen. Da solche Werte jedoch physikalisch nicht möglich sind, werden für diese Strecke, mit ihren komplizierten Strömungsverhältnissen stromab der Aaremündung, detaillierte Untersuchungen empfohlen (vgl. Van Mazijk et al., April 1991).

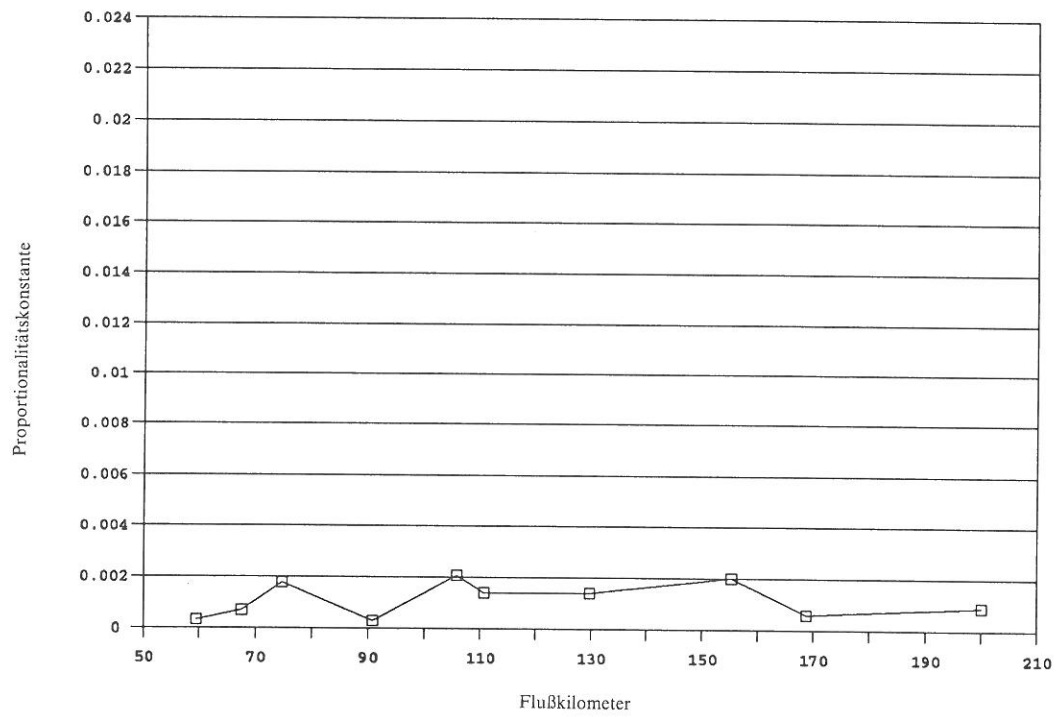


Abb. 4.2.3 Proportionalitätskonstante  $\alpha$  anhand der Markerversuche 09/88 und 07/89

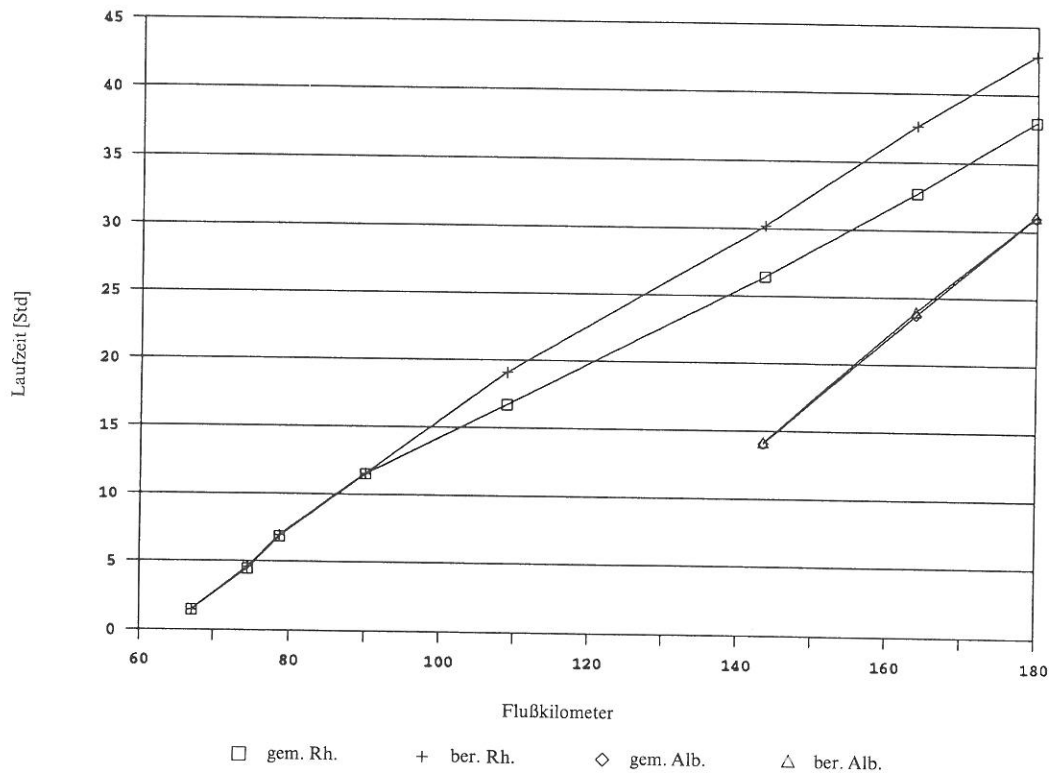


Abb. 4.2.4 Gemessene und berechnete Laufzeiten der Markerversuche 09/88 Albrück-Basel (Alb.) und 07/89 Rheinau-Basel (Rh.)

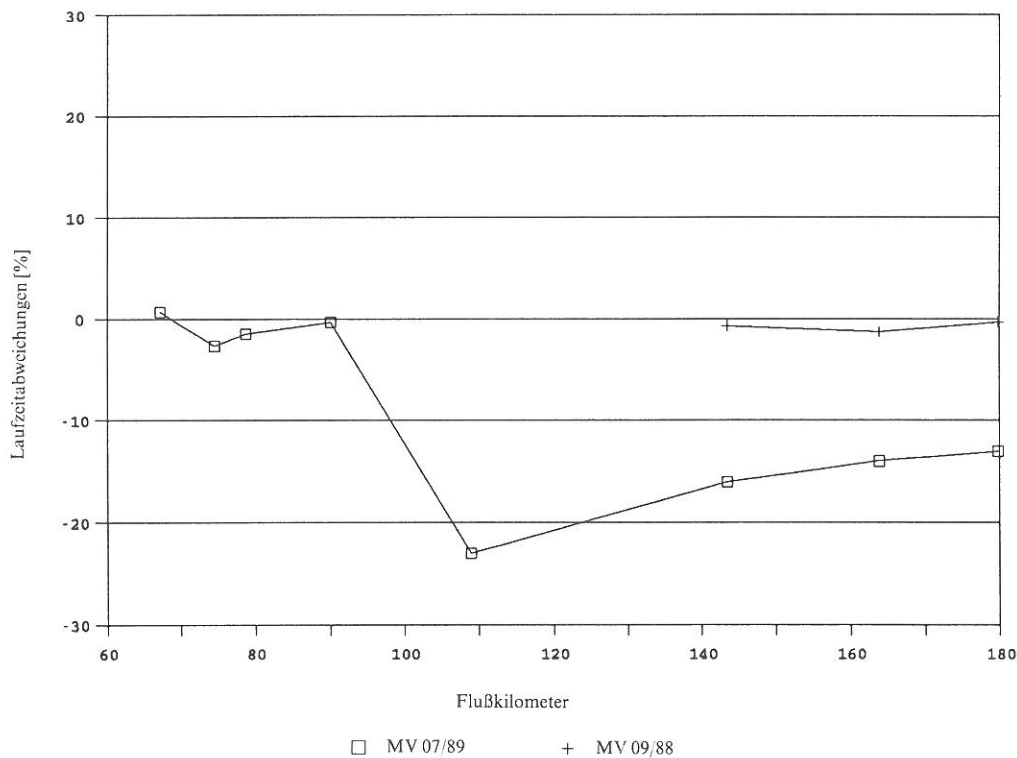


Abb. 4.2.5 Laufzeitabweichungen der Markierversuche 09/88 und 07/89

In den Abbildungen 4.2.6 bis 4.2.9 werden für die Beobachtungspunkte Eglisau (Fluß-km 74,5), Rekingen (Fluß-km 90,1), Albbruck (Fluß-km 108,9) und Kembs (Fluß-km 179,8) des Markierversuches 07/89 Rheinau - Basel exemplarisch die gemessenen mit den berechneten Konzentrationsverläufen verglichen. In den Abbildungen 4.1.10 bis 4.1.12 erfolgt ein Vergleich der gemessenen mit den berechneten Konzentrationsverläufen für die Beobachtungspunkte Riburg (Fluß-km 143,5), Birsfelden (Fluß-km 163,8) und Kembs (Fluß-km 179,8) des Markierversuches 09/88 Albbruck - Basel.

Als Markierstoffmengen für die Berechnungen wurden die optimierten (»kalibrierten«) Massen eingegeben.

In den Abbildungen 4.2.8 und 4.2.9 sind recht deutlich die Unterschiede zwischen gemessenen und berechneten Laufzeiten zu erkennen. Die Ursache dieser Abweichungen dürfte in den schon erwähnten zweidimensionalen Effekten zu suchen sein, die sich im Rhein infolge der Aaremündung einstellen.

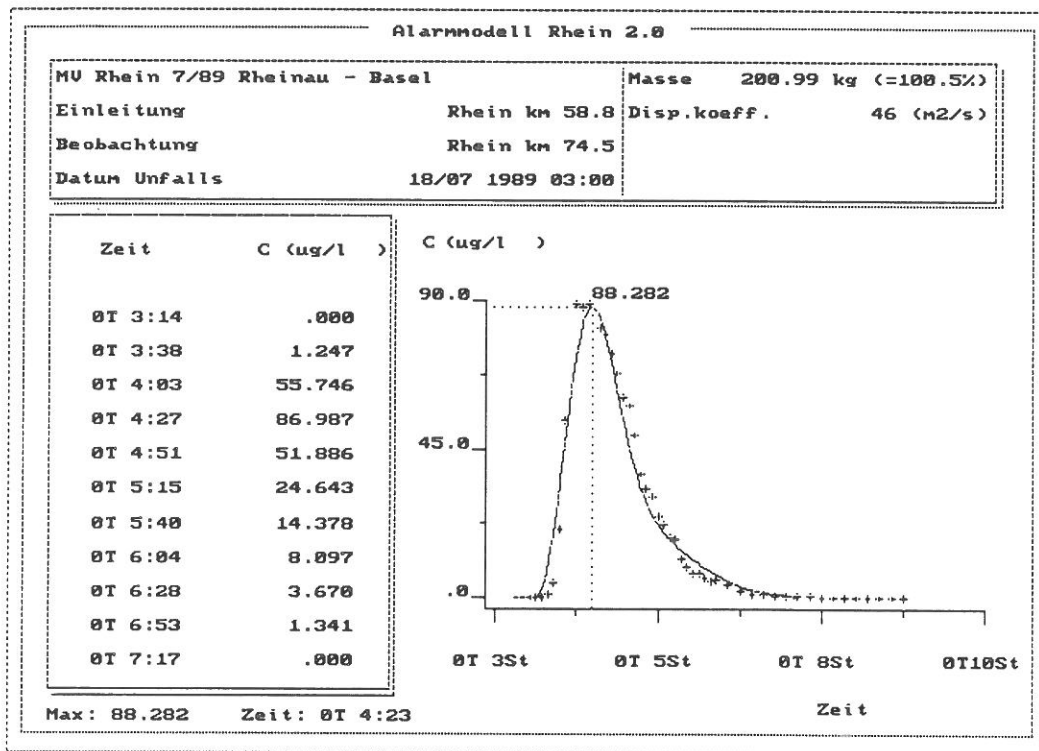


Abb. 4.2.6 Vergleich berechneter und gemessener Konzentrationsverlauf bei Eingabe der »kalibrierten« Masse für die Station Eglisau, Markerversuch 07/89

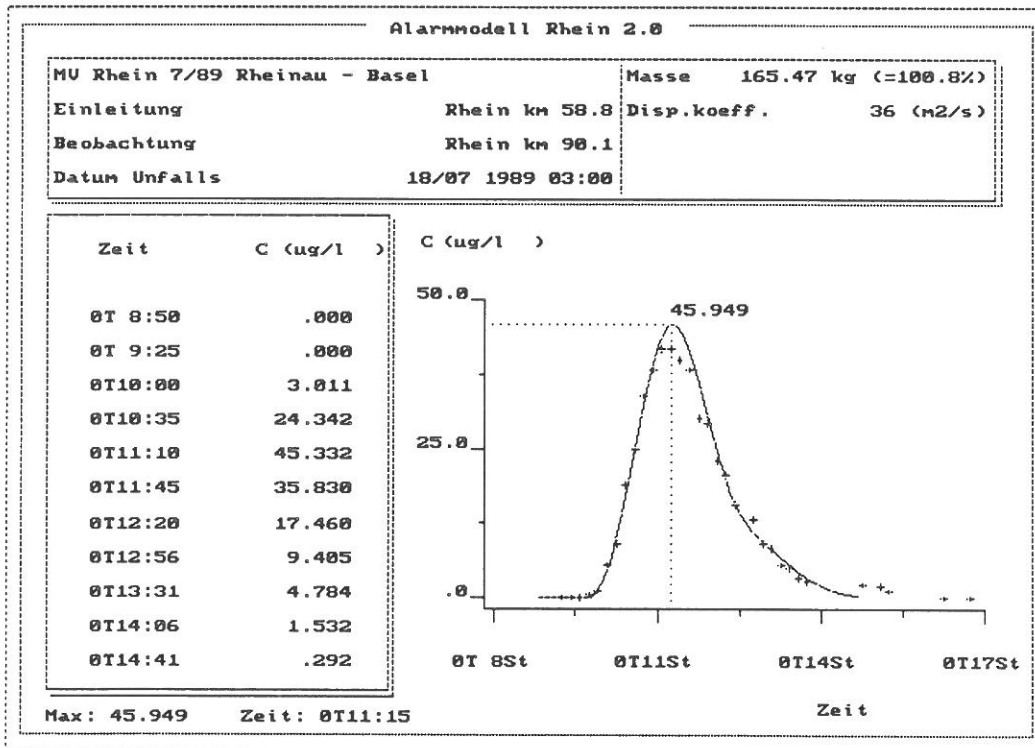


Abb. 4.2.7 Vergleich berechneter und gemessener Konzentrationsverlauf bei Eingabe der »kalibrierten« Masse für die Station Rekingen, Markerversuch 07/89



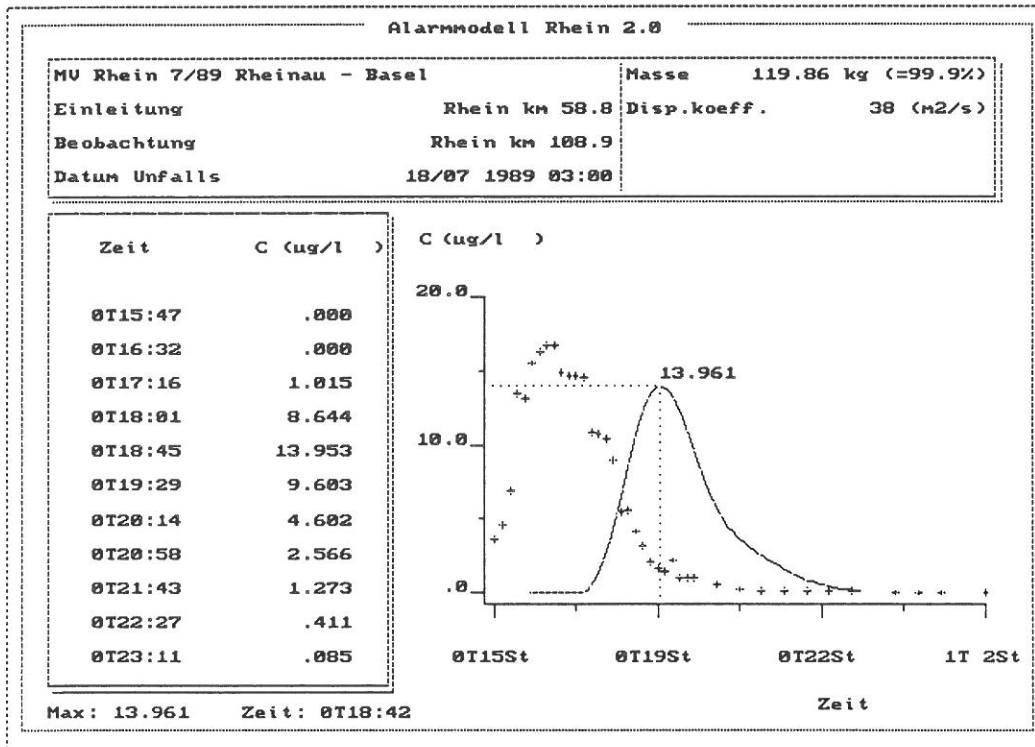


Abb. 4.2.8 Vergleich berechneter und gemessener Konzentrationsverlauf bei Eingabe der »kalibrierten« Masse für die Station Albruck, Markerversuch 07/89

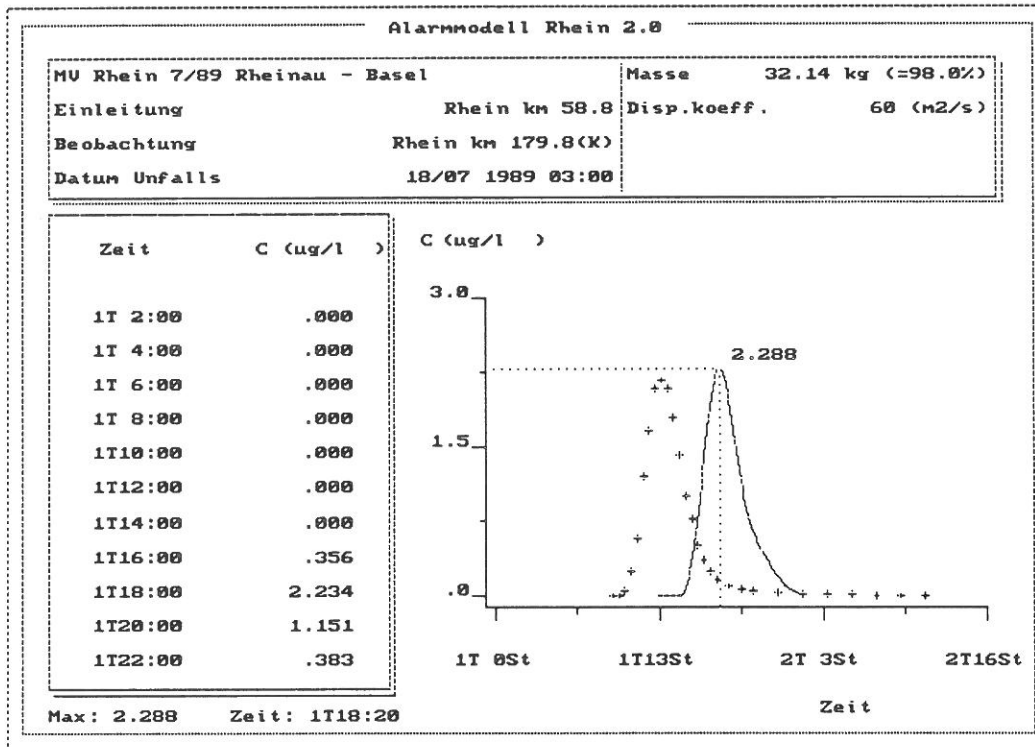


Abb. 4.2.9 Vergleich berechneter und gemessener Konzentrationsverlauf bei Eingabe der »kalibrierten« Masse für die Station Kembs, Markerversuch 07/89

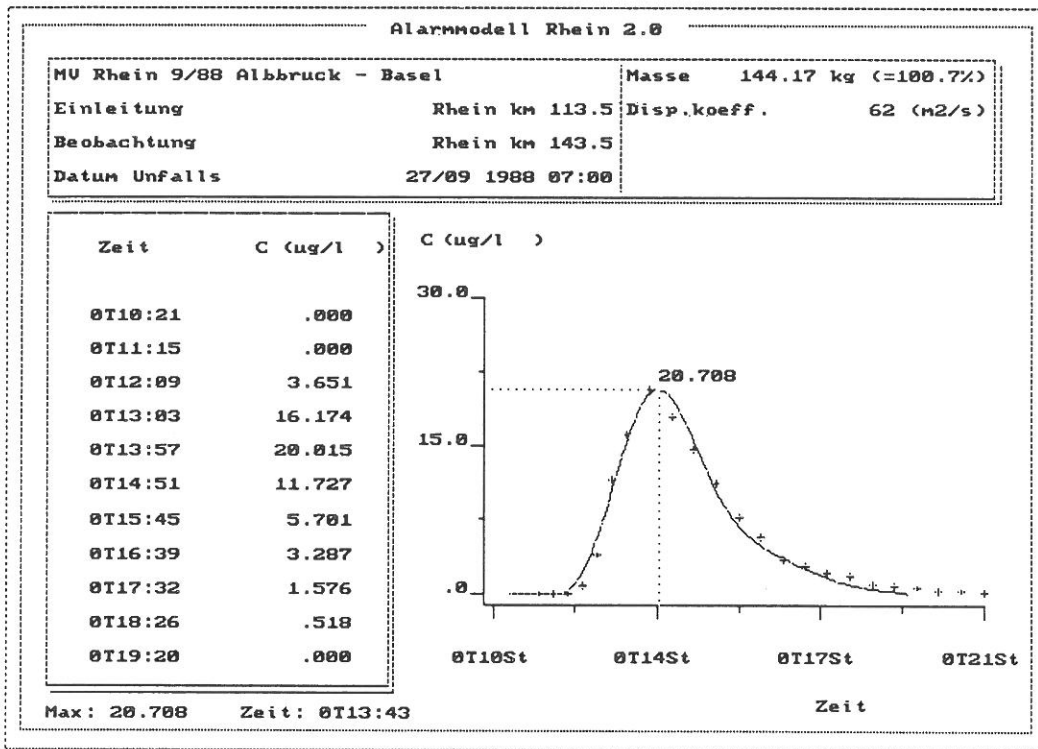


Abb. 4.2.10 Vergleich berechneter und gemessener Konzentrationsverlauf bei Eingabe der »kalibrierten« Masse für die Station Riburg, Markerversuch 09/88

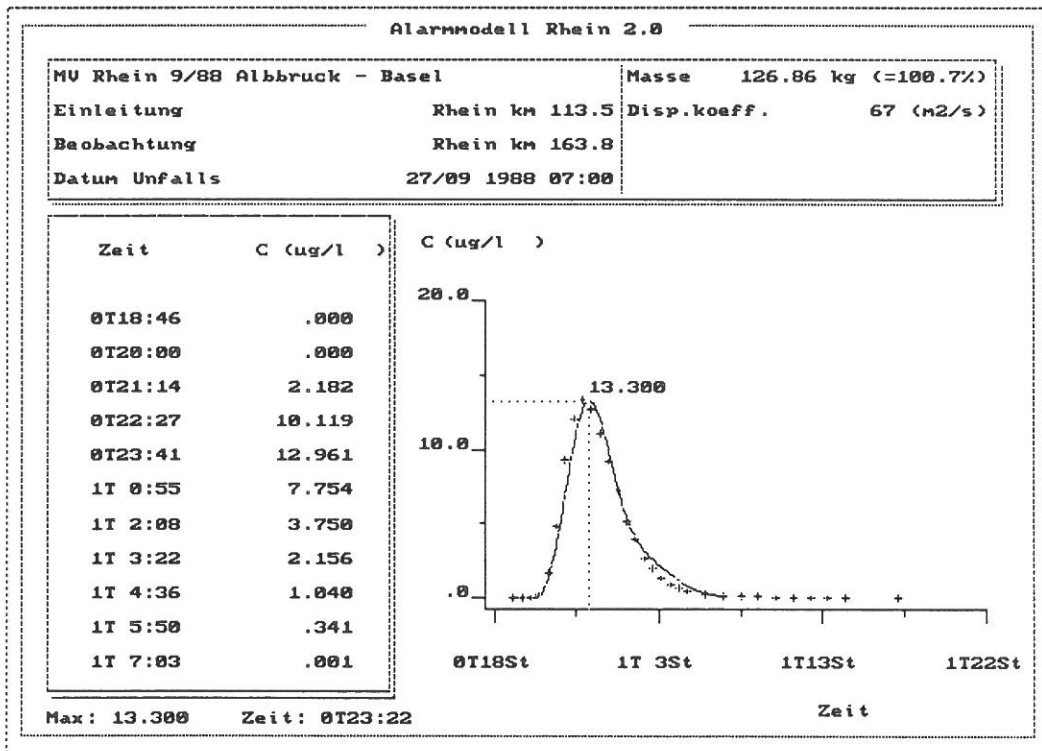


Abb. 4.2.11 Vergleich berechneter und gemessener Konzentrationsverlauf bei Eingabe der »kalibrierten« Masse für die Station Birsfelden, Markerversuch 09/88

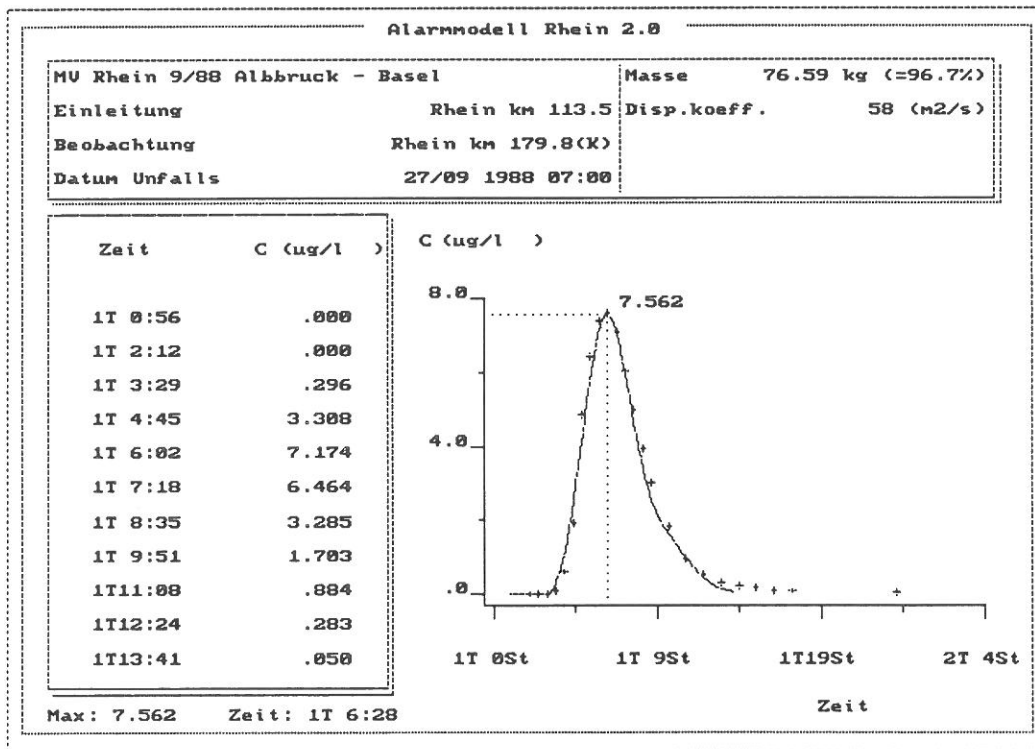


Abb. 4.2.12 Vergleich berechneter und gemessener Konzentrationsverlauf bei Eingabe der »kalibrierten« Masse für die Station Kembs, Markerversuch 09/88

## 5. VERIFIKATION

Der Verifikation des Rheinalarmmodells Version 2.0, die nicht die Rheinstrecke stromaufwärts von Basel umfaßte, standen die Daten dreier Markierversuche zur Verfügung:

- November 1988 von Basel bis Straßburg:

Die untersuchte Oberrheinstrecke reichte von der Einspeisestelle bei Hüningen (Fluß-km 169,1) bis zum Standort der letzten Probenahme bei Gerstheim (Fluß-km 273,60). Laut Versuchsprotokoll des Service de la Navigation de Strasbourg belief sich der Abfluß des Rheins am Tage der Einspeisung auf etwa 550 m<sup>3</sup>/s.

- Mai 1990 von Basel bis in die Niederlande:

Die untersuchte Rheinstrecke erstreckte sich von der Einspeisestelle bei Hüningen (Fluß-km 169,0) bis zum Standort der letzten Probenahme bei Bimmen (Fluß-km 865,0). Der mittlere Tagesabfluß am Pegel Rheinfelden belief sich am Tag der Einspeisung auf 1 008 m<sup>3</sup>/s.

- September 1990 von Village-Neuf bis in die Niederlande:

Die untersuchte Rheinstrecke reichte von der Einspeisestelle bei Village Neuf (Fluß-km 174,1) bis zu den Standorten der letzten Probenahmen in den Niederlanden an Waal (Vuren, Fluß-km 951,8), Nederrijn-Lek (Hagestein, Fluß-km 946,5) und IJssel (Kampen, Fluß-km 994,5). Am 10. September 1990, einen Tag vor der Einspeisung, belief sich der mittlere Tagesabfluß am Pegel Rheinfelden (Fluß-km 148,26) auf 663 m<sup>3</sup>/s. Die mittleren Tagesabflüsse des Rheins waren nach der Einspeisung bis etwa zum 22. September rückläufig und stiegen danach am Mittelrhein bis auf etwa 1 300 m<sup>3</sup>/s an.

Primäres Beurteilungskriterium bei der Verifikation des Rheinalarmmodelles war der Parameter der Laufzeit, bzw. die Abweichungen zwischen gemessenen und berechneten Laufzeiten. Daneben erfolgte für die Versuche vom Mai und September 1990 eine Anpassung (»Kalibrierung«) der für jeden Beobachtungspunkt nach Gleichung 3.2.1 ermittelten Tracerfrachten, um die gemessenen Kurvenverläufe möglichst genau reproduzieren zu können. Dabei geht man davon aus, daß das eindimensionale Alarmmodell die Massen jeder Station korrekt berechnet und die Differenzen zu den gemessenen Tracerfrachten dadurch auftreten, daß bei den meisten Beobachtungspunkten nur an einem Punkt des Flußquerschnittes, also nicht zwingend repräsentativ für den jeweiligen Querschnitt, beprobt wird. Differenzen zwischen gemessenen und berechneten Markierstoffmengen können zudem dadurch auftreten, und eine Anpassung notwendig machen, daß jeweils für ganze Teilabschnitte ein gemittelter Abflußwert benutzt wird.

Aufgrund der detailliertesten Datenlage und der Tatsache, daß bei dem Versuch vom September 1990 die Markierstoffeinleitung in die Mitte des Rheinseitenkanals und nicht wie bei den Versuchen 11/88 und 05/90 vom Ufer aus vorgenommen wurde, galt ihm das größte Augenmerk bei dieser Verifikation.

Das Verifikationsergebnis anhand dieses Markierversuches zeigte eine Übereinstimmung der Vorhersage bezüglich der Eintreffzeit des Tracermaximums von durchschnittlich 5%. Abbildung 5.1 stellt die diesbezüglichen gemessenen und berechneten Laufzeiten dar. Dabei sind die Abweichungen durchgehend positiv, d.h. die durch das Alarmmodell berechneten Laufzeiten sind systematisch kürzer als die gemessenen Laufzeiten.

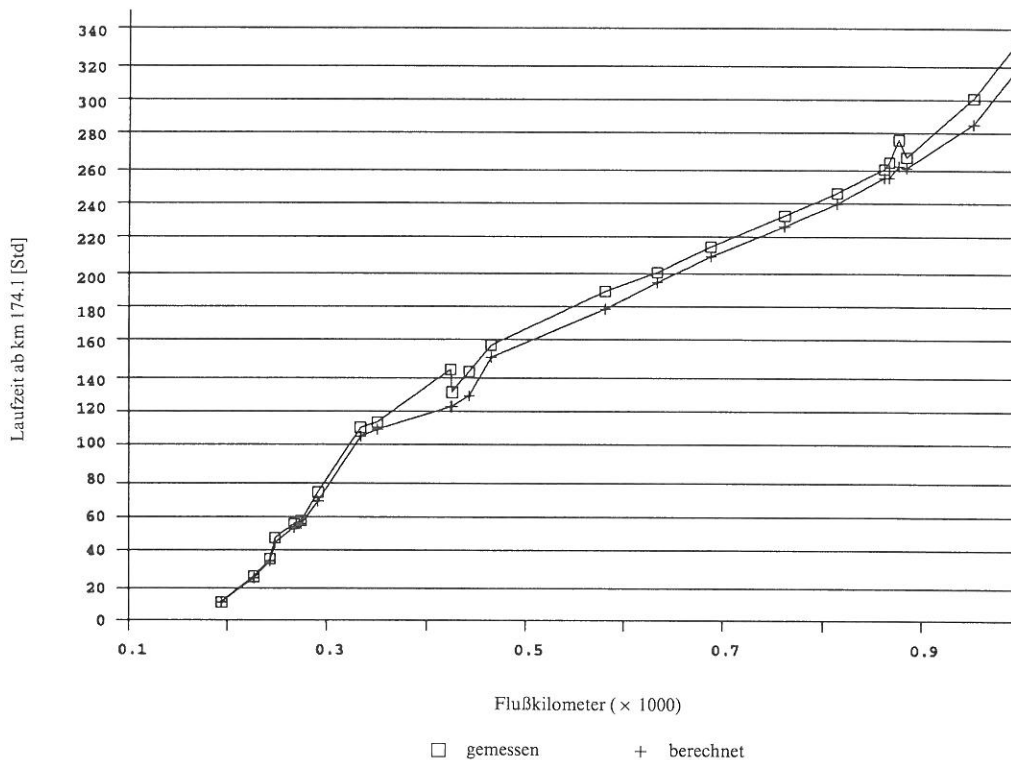


Abb. 5.1 Gemessene und berechnete Laufzeiten beim Markerversuch 09/90

Die Abweichungen bei Fluß-km 424,7 (Mannheim) lassen sich dadurch erklären, daß das Meßprotokoll dieser Station den Konzentrationsverlauf etwa zehn Stunden später angibt als bei der stromabwärts gelegenen Station Ludwigshafen (Fluß-km 426,2). In Anbetracht der Tracerdurchgänge benachbarter Stationen und der hier ermittelten Fließgeschwindigkeiten, sind die Konzentrationswerte der Station Mannheim, bzw. deren Meßzeiten, nicht plausibel.

Ab Flußkilometer 867,2 verzweigt sich der Rhein. In den einzelnen Verzweigungen werden die Flußkilometrierungen des Rheins fortgeführt. Infolge der unterschiedlichen Abflüsse und Abflußsteuerungen kommt es zu unterschiedlichen Fließzeiten in den einzelnen Zweigen. Für die Abbildung 5.1 wurden die Beobachtungspunkte Arnheim (Fluß-km 876,9), Nimwegen (Fluß-km 884,73), Vuren (Fluß-km 951,8) und Kampen (Fluß-km 994,5) ihrer Flußkilometrierung nach aufgenommen, obwohl sie sich nicht im selben Zweig befinden. Dadurch kann es an diesen Stellen zu kleinen Stufen in der Laufzeitkurve kommen.

In den Abbildungen 5.2 bis 5.5 werden für einige Beobachtungspunkte die gemessenen und berechneten Konzentrationsverläufe dargestellt. Für die berechneten Durchgangskurven legte man die »kalibrierten« Massen eines jeden Beobachtungspunktes zugrunde. Diese Vergleiche gemessener und berechneter Konzentrationsverläufe belegen, daß die gemessenen Kurvenverläufe auch ihrer Form nach gut reproduziert werden.

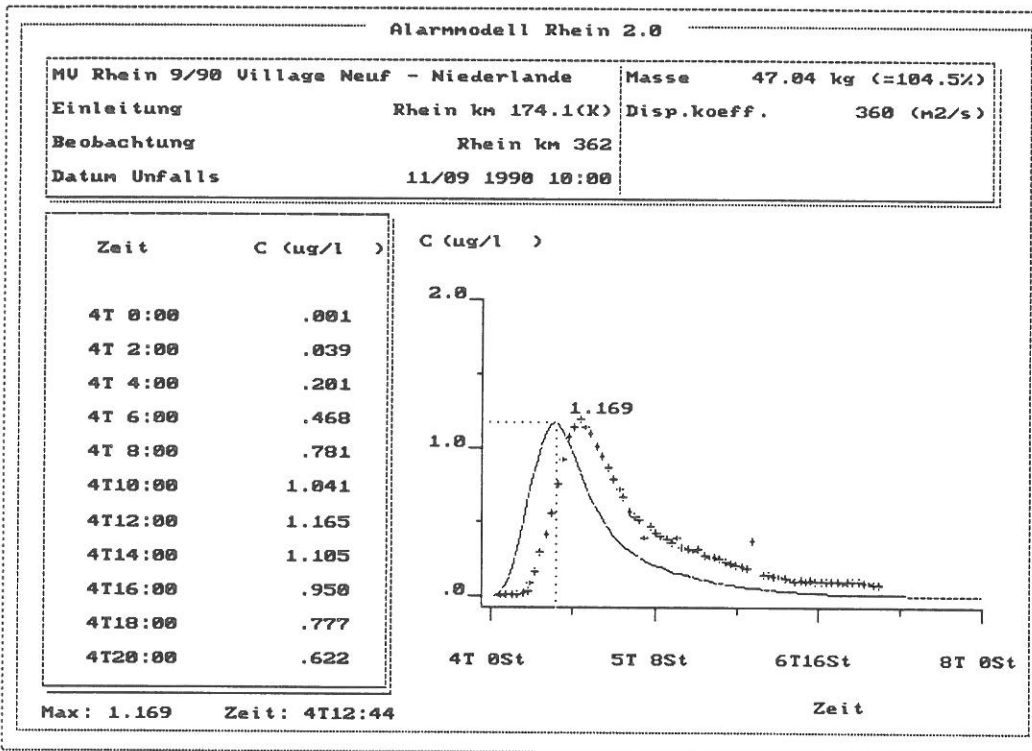


Abb. 5.2 Vergleich zwischen gemessenem und berechnetem Konzentrationsverlauf für den Beobachtungspunkt Maximiliansau

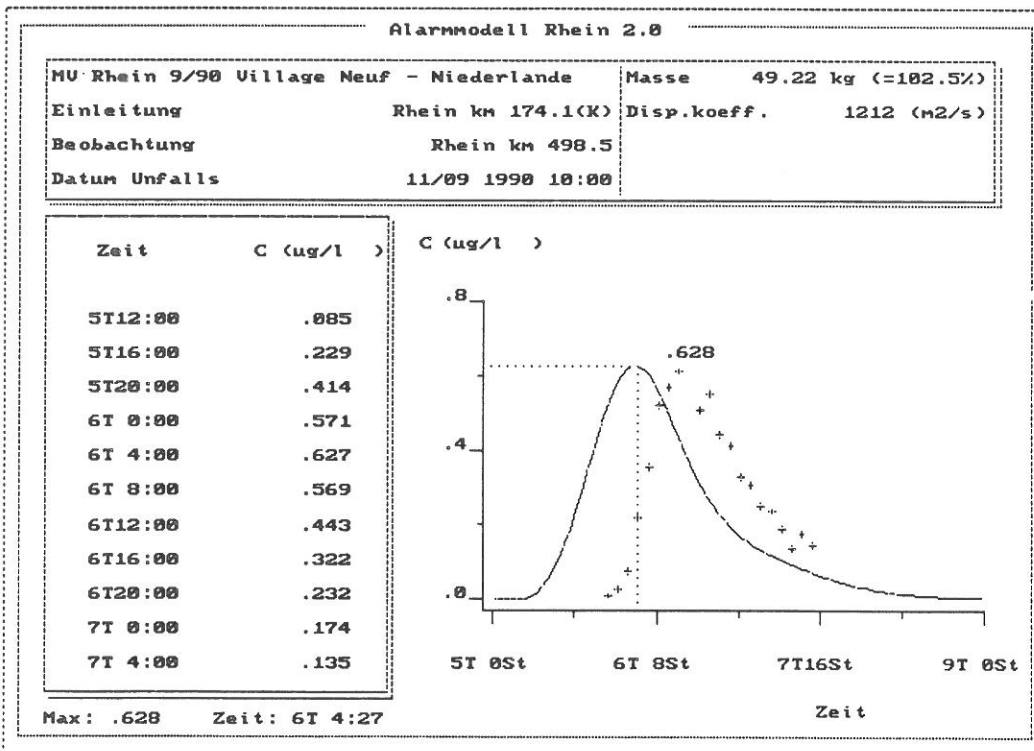


Abb. 5.3 Vergleich zwischen gemessenem und berechnetem Konzentrationsverlauf für den Beobachtungspunkt Mainz

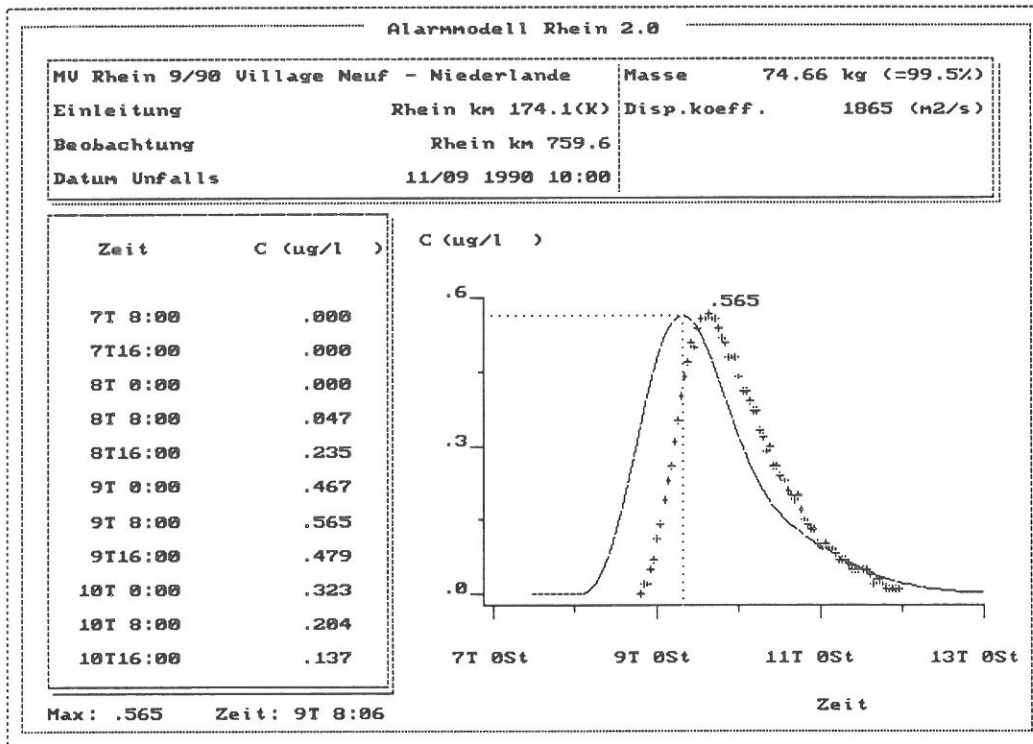


Abb. 5.4 Vergleich zwischen gemessenem und berechnetem Konzentrationsverlauf für den Beobachtungspunkt Düsseldorf

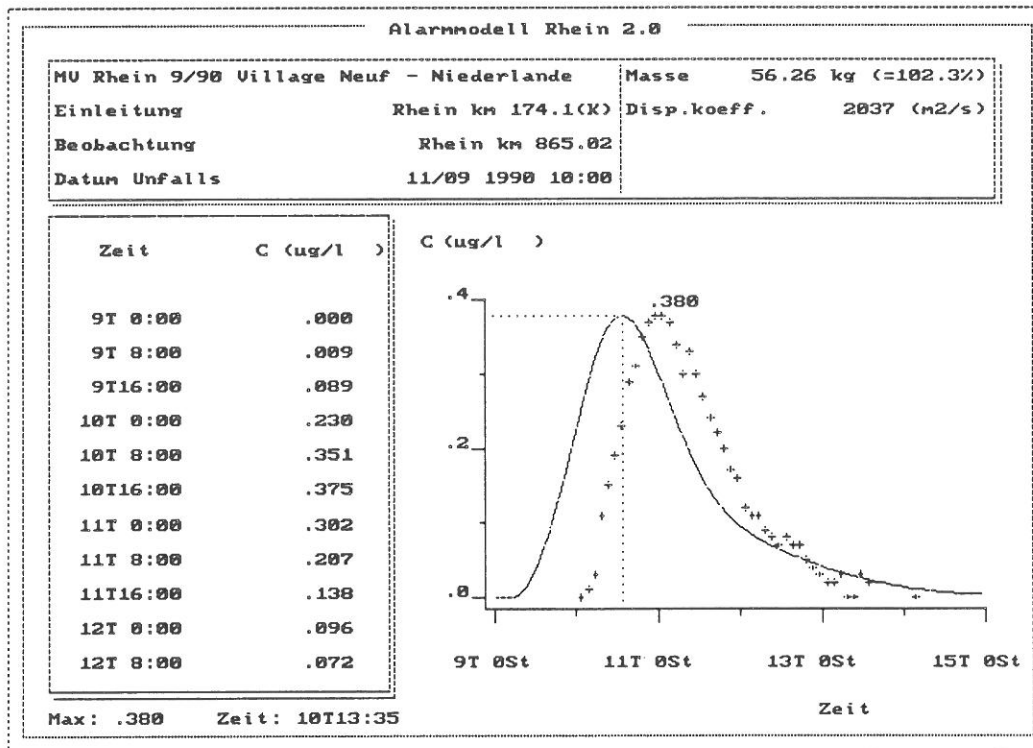


Abb. 5.5 Vergleich zwischen gemessenem und berechnetem Konzentrationsverlauf für den Beobachtungspunkt Bimmen

Abbildung 5.6 stellt graphisch die gemessenen und berechneten Laufzeiten des Markierversuches vom Mai 1990 dar. Es zeigte sich, daß der Tracer infolge der Ufereinleitung bis etwa 70 Kilometer nach der Einspeisung noch nicht vollständig über den Querschnitt durchmischt war. Dies bedeutet, daß die erzielten Ergebnisse für die Untersuchungsstrecke bis Gerstheim nur eingeschränkt verwertbar sind. Die Laufzeitabweichungen betragen 10 Kilometer nach der Einspeisung etwa 35% und reduzieren sich nach einer Lauflänge von etwa 60 Kilometern auf eine Größenordnung von ca. 10%. Für die Strecke von Gerstheim (Fluß-km 268,5) bis Bimmen (Fluß-km 865,0) belaufen sich die Abweichungen zwischen gemessenen und berechneten Laufzeiten auf durchschnittlich weniger als drei Prozent.

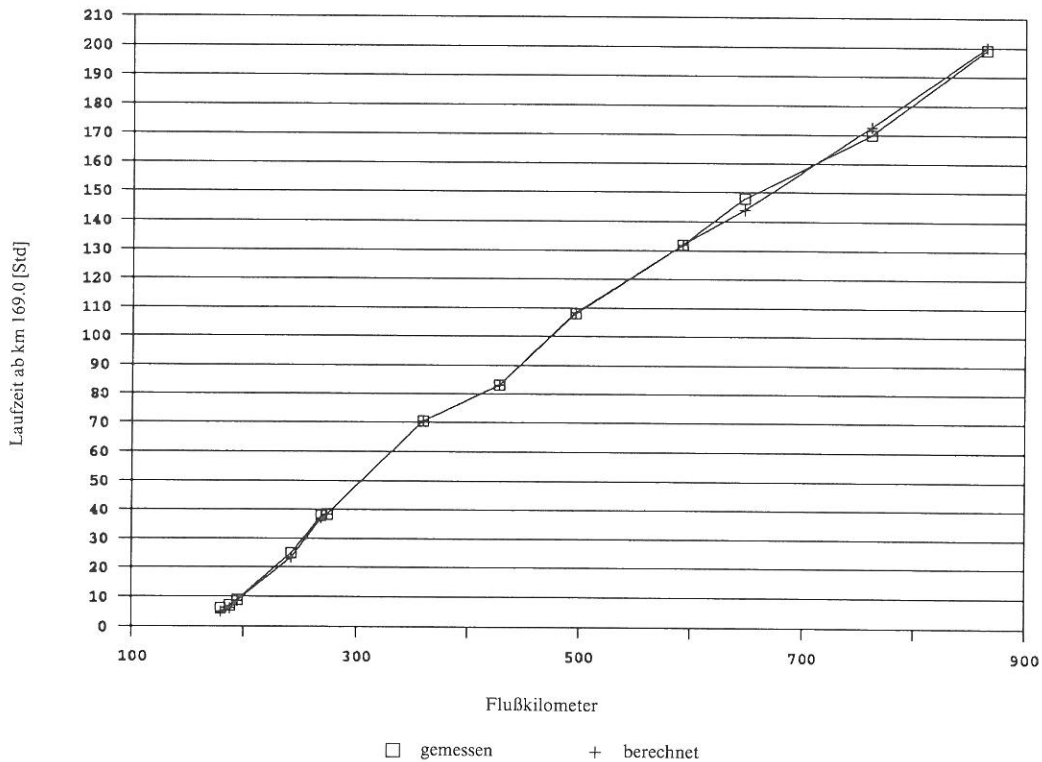


Abb. 5.6 Gemessene und berechnete Laufzeiten des Markierversuches 05/90

In den Abbildungen 5.7 bis 5.10 werden für einige ausgewählte Beobachtungspunkte die gemessenen und berechneten Konzentrationsverläufe dargestellt. Auch hier legte man für die zu berechnenden Durchgangskurven die »kalibrierten« Massen eines jeden Beobachtungspunktes zugrunde.

Die Verifikationsergebnisse anhand der Daten des Markierversuches vom November 1988 zeigen auf der untersuchten Strecke bis Gerstheim relativ hohe Abweichungen  $T_d$  zwischen gemessenen und berechneten Laufzeiten. Analog den Ergebnissen des Markierversuches 05/90 ergeben sich in kurzer Entfernung (etwa 10 Kilometer) nach der Einspeisung sehr hohe Abweichungen von etwa 30%, welche sich bis Gerstheim nach einer Lauflänge von etwa 90 Kilometern auf ca. -10% reduzieren. Diese Unterschiede bezüglich der Laufzeiten lassen sich auch an dieser Stelle wieder aus der unvollständigen Durchmischung des Tracers über den Querschnitt infolge der Ufereinleitung erklären. Infolge der relativ



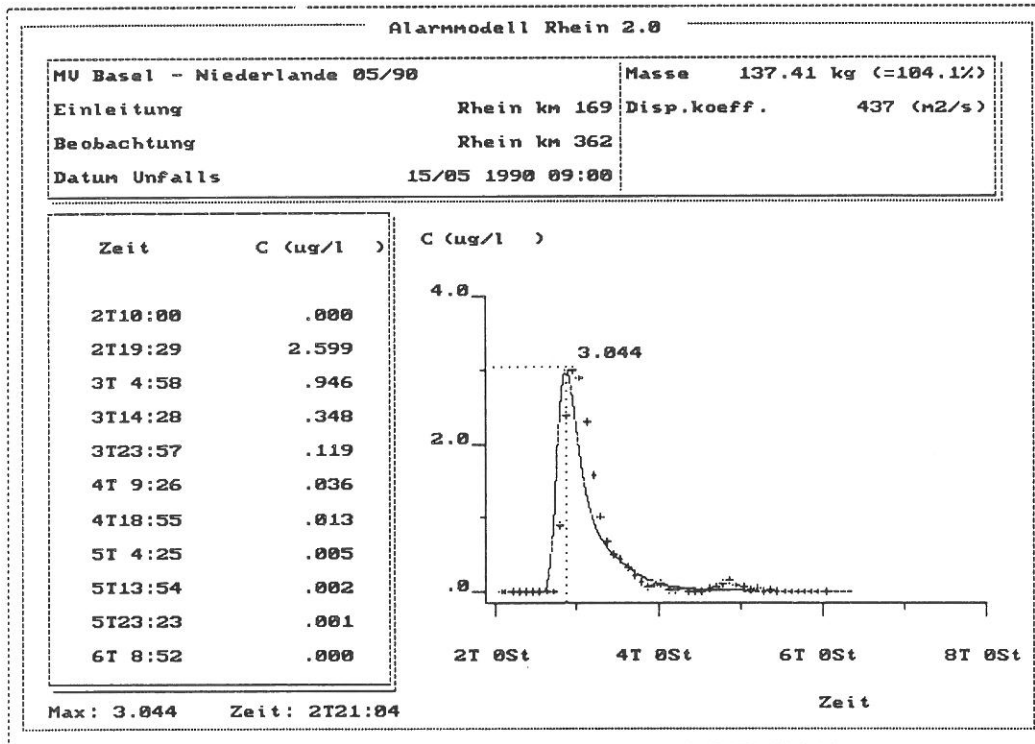


Abb. 5.7 Vergleich zwischen gemessenem und berechnetem Konzentrationsverlauf für den Beobachtungspunkt Maximiliansau

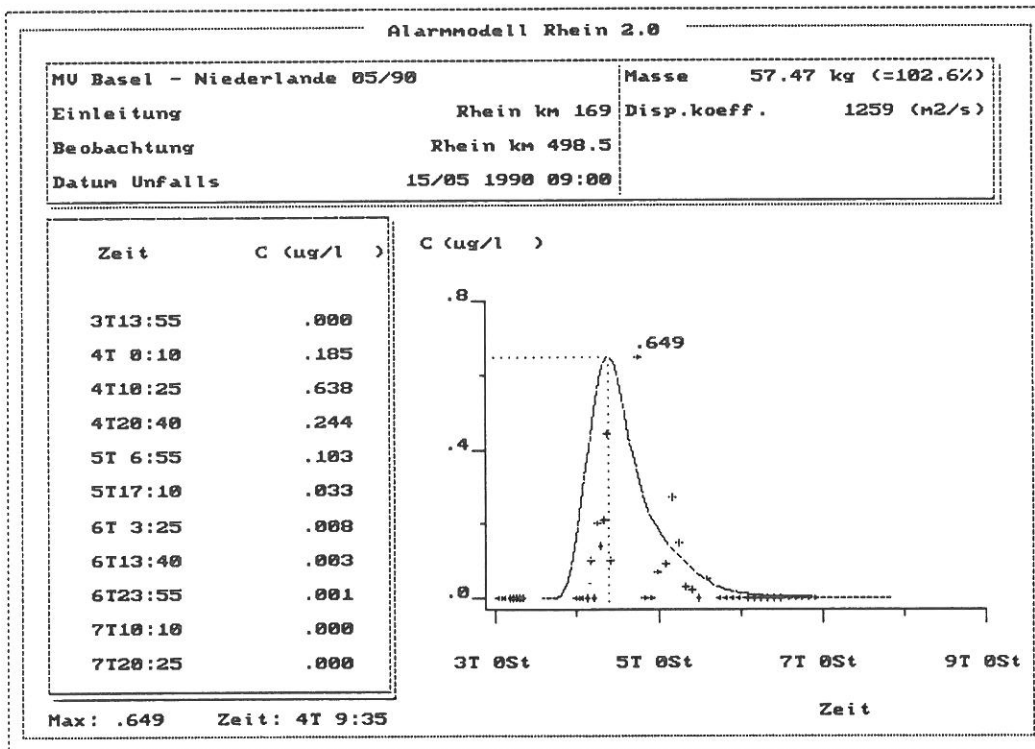


Abb. 5.8 Vergleich zwischen gemessenem und berechnetem Konzentrationsverlauf für den Beobachtungspunkt Mainz

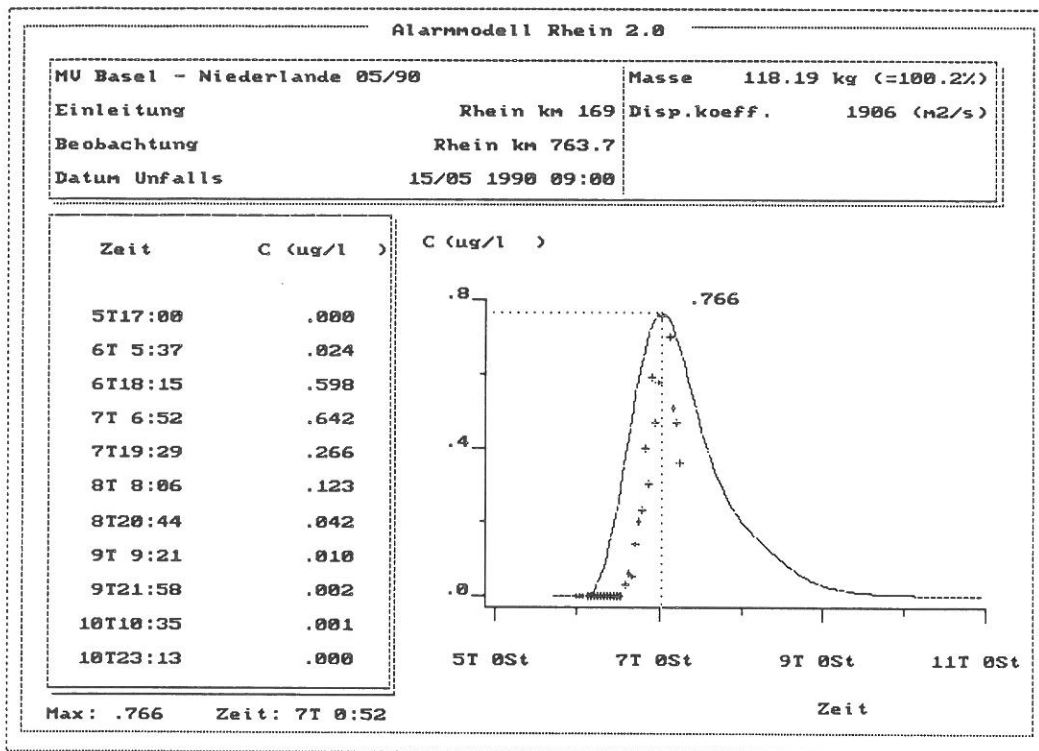


Abb. 5.9 Vergleich zwischen gemessenem und berechnetem Konzentrationsverlauf für den Beobachtungspunkt Krefeld

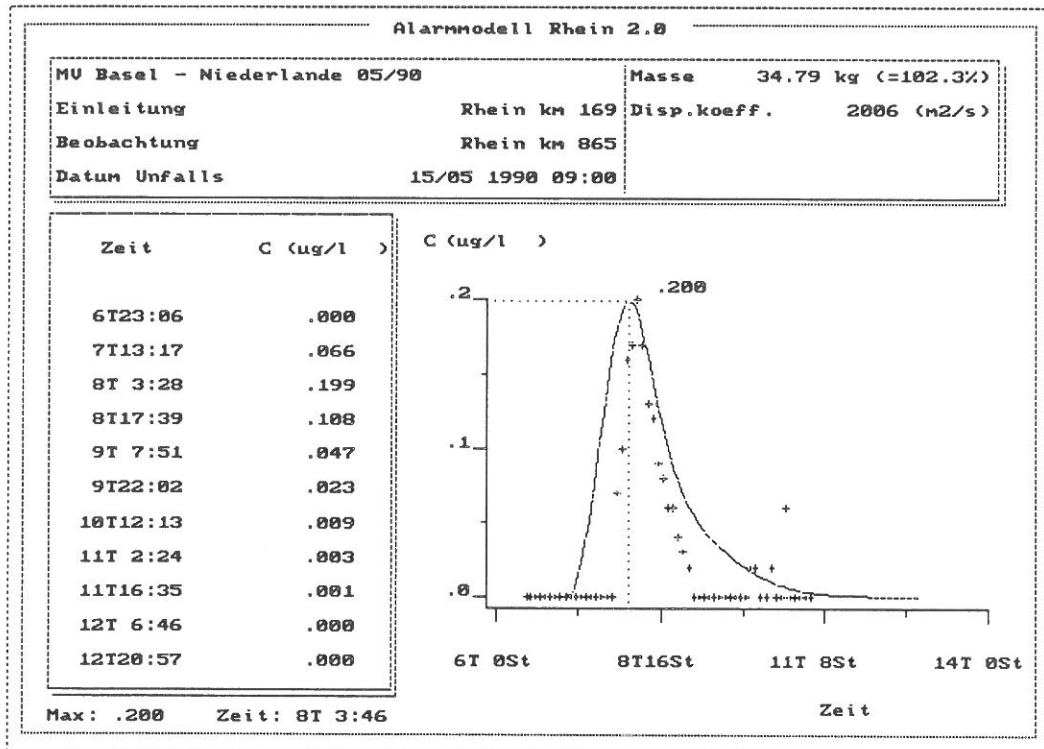


Abb. 5.10 Vergleich zwischen gemessenem und berechnetem Konzentrationsverlauf für den Beobachtungspunkt Bimmen

kurzen Untersuchungsstrecke bis Straßburg, kann für die stromabwärts gelegene Rheinstrecke nicht nachvollzogen werden, ob sich dort ähnlich wie beim Markierversuch 05/90 die Laufzeitabweichungen mit zunehmender Lauflänge wieder verringern würden. Aufgrund der zur Zeit nicht abschließend zu klärenden Unterschiede bezüglich der Abweichungen werden für diesen Markierversuch keine Darstellungen der Konzentrationsverläufe vorgenommen.

## 6. SCHLUSSFOLGERUNGEN UND EMPFEHLUNGEN

Das Rheinalarmmodell Version 2.0 wurde anhand der Resultate des Markierversuches vom April 1989 für die Rheinstrecke von Basel bis in die Niederlande kalibriert. Mit einem durchschnittlichen Abfluß von etwa 1200 m<sup>3</sup>/s am Pegel Rheinfelden herrschten zum Versuchszeitraum Mittelwasserverhältnisse des Rheins. Die auf Basis dieses Versuches durch die Kalibrierung erhaltenen Werte des Stillwasserzonenparameters  $\beta$  liegen in der Größenordnung von 5 bis 10%. In Strecken mit Bühnenfeldern, wie z.B. der Waal, können diese Werte bis auf 40% ansteigen. Die anhand der Flußquerschnittsdaten für Bühnenfeldstrecken berechneten Werte ergaben vergleichbare Größen dieses Parameters.

Die Werte der Proportionalitätskonstanten  $\alpha$  des Dispersionskoeffizienten liegen für freifließenden Rheinstrecken in der Größenordnung von 0,01. Für die niederländischen Rheinarme wurden Werte des Parameters  $\alpha$  in der Größenordnung von 0,02 bestimmt. Damit sind sie mit den von Fischer et al. (1979) erhobenen Ergebnissen vergleichbar. Für Kanalstrecken, bzw. kanalähnliche Flußabschnitte konnten  $\alpha$ -Werte in der Größenordnung von 0,002 ermittelt werden, die damit um den Faktor zehn kleiner sind als die für die freifließenden Strecken berechneten. Van Craenenbroeck (1984) erzielte in den Kempischen Kanälen in Belgien vergleichbare Ergebnisse.

Die anhand der Daten der Markierversuche 09/88 und 07/89 auf der Strecke Rheinau bis Basel ermittelten Werte der Parameter  $\alpha$  und  $\beta$  sind mit den oben genannten Ergebnissen vergleichbar.

Mit den Resultaten der drei zur Kalibrierung herangezogenen Tracerexperimente können die in diesen Versuchen gemessenen Laufzeiten, bezogen auf das Markierstoffmaximum an den jeweiligen Beobachtungspunkten, mit einer Genauigkeit von 1 bis 4% reproduziert werden. So weichen die berechneten Eintreffzeiten in Kampen, Hagestein und Vuren, bei einer Laufzeit ab Basel von etwa 200 Stunden, nur durchschnittlich fünf Stunden von den gemessenen

## 6. CONSEQUENCES ET RECOMMANDATIONS

La version 2.0 du modèle d'alerte pour le Rhin a été calibrée au moyen des résultats de l'essai de traçage, effectué en avril 1989, pour le tronçon du Rhin de Bâle jusqu'aux Pays-Bas. Avec un débit moyen d'environ 1200 m<sup>3</sup>/s à l'échelle de Rheinfelden, les conditions dans la période d'essai étaient celles de débits moyens du Rhin. Les valeurs du paramètre  $\beta$  des zones d'eau stagnante, obtenues à la base de cet essai par calibrage, se situent dans l'ordre de grandeur de 5 à 10%. Sur des trajets aux épis, comme par exemple le Waal, ces valeurs peuvent s'élever à 40%. Les valeurs calculées à l'aide des données du profil en travers du fleuve pour les tronçons à épis, ont donné des grandeurs comparables pour ce paramètre.

Les valeurs de la constante de proportionnalité  $\alpha$  des coefficients de dispersion se situent pour les parties du Rhin sans retenues dans l'ordre de grandeur de 0,01. Pour les bras du Rhin néerlandais, on a constaté des valeurs du paramètre  $\alpha$  dans l'ordre de grandeur de 0,02. De ce fait, elles sont comparables aux résultats obtenus par Fischer et al. (1979). Pour les trajets des canaux respectivement des trajets de fleuves similaires aux canaux, des valeurs  $\alpha$  dans l'ordre de grandeur de 0,002 ont pu être mesurées, qui de ce fait sont inférieurs d'un facteur à celles calculées pour les tronçons sans retenues. Van Craenenbroeck (1984) a obtenu des résultats comparables dans les canaux de la Campine en Belgique.

Les valeurs des paramètres  $\alpha$  et  $\beta$  déterminées à l'aide des données des essais de traçage 09/88 et 07/89 sur le trajet de Rheinau à Bâle sont comparables aux résultats susmentionnés.

Avec les résultats des trois essais de traçage en vue du calibrage, les temps d'écoulement en fonction du maximum de la substance de traçage aux points d'observation respectifs, peuvent être reproduits avec une précision de 1 à 4%. Ainsi, pour un temps d'écoulement à partir de Bâle de 200 heures environ, l'écart des temps d'arrivée calculés à Kampen, Hagestein et Vuren par rapport aux valeurs mesurées, est en moyenne de cinq heures. Le temps d'arrivée du

Werten ab. Die Eintreffzeit der Front des Markierstoffes wird mit annähernd gleicher Genauigkeit reproduziert.

Von diesen guten Kalibrierungsergebnissen bleibt die Strecke von der Aaremündung bis nach Basel, bezogen auf die Daten des Markierversuches 07/89, ausgenommen. Infolge vermutlich zweidimensional zu betrachtender Effekte (»Parallelverlauf« von unmarkiertem Aare- und markiertem Rheinwasser) können hier die gemessenen Kurvenverläufe mit dem Modell nicht in gewohntem Maße nachvollzogen werden. Abweichungen bezüglich der Laufzeiten bis zu 23% sind auf dieser Strecke die Folge, welche sich im weiteren Flußverlauf bis nach Basel wieder auf eine Größenordnung von 10% reduzieren.

Die Genauigkeit für die Reproduktion der jeweils gemessenen Maximalkonzentration läßt sich nicht angeben, da die passierende Markierstoffmasse an den Beobachtungspunkten nur ungenügend genau bestimmt werden konnte. Primäre Ursache dafür ist der Mangel an genauen Abflußdaten an den Beobachtungspunkte während des Durchganges des Markierstoffes. (Bei der Kalibrierung wurde mit einem tagesgemittelten Wert der für den Beobachtungspunkt geltenden Wasserstandsmeßstelle gearbeitet). Daneben spielt besonders stromabwärts von Nebenflüssen der Aspekt einer unvollständigen Mischung über den Flußquerschnitt eine wichtige Rolle. In einer solchen Lage ist für die genaue Frachtbestimmung die gleichzeitige Probenahme an mehreren Punkten des Querschnittes erforderlich.

Der für die Verifikation vorrangig betrachtete Markierversuch vom September 1990 mit seiner Untersuchungsstrecke von Village-Neuf bis in die Niederlande fand bei Niedrigwasser- verhältnissen des Rheins statt. Die Übereinstimmung der Vorhersage des Rheinalarmmodells bezüglich der Eintreffzeit des Tracermaximums, aber auch des gesamten Kurvenverlaufs, liegt bei durchschnittlich fünf Prozent (s. Abbildung 6.1, Markierversuch 09/90). Dabei sind die Abweichungen  $T_d$  durchgehend positiv, d.h. die durch das Alarmmodell berechneten Laufzeiten sind systematisch kürzer als die gemessenen Laufzeiten (s. a. Gleichung 3.3.3). Die Daten des für die Kalibrierung herangezogenen Markier-

front de la substance de traçage est reproduit avec une précision presque égale.

Le trajet de l'embouchure de l'Aar jusqu'à Bâle est exclu de ces bons résultats de calibrage, en fonction des données de l'essai de traçage 07/89. A cause des effets à deux dimensions qui doivent probablement être pris en compte («écoulement parallèle» de l'eau de l'Aar sans traçage et de l'eau du Rhin avec traçage) les aspects des courbes mesurées ne peuvent être reproduits à l'aide du modèle de la façon habituelle. Sur ce trajet, des écarts en ce qui concerne les temps d'écoulement jusqu'à 23% en sont le résultat, qui se réduisent de nouveau à un ordre de grandeur de 10% sur la suite du trajet jusqu'à Bâle.

La précision pour la reproduction de la concentration maximale mesurée chaque fois ne peut pas être indiquée, car la masse des substances de traçage qui passe n'a pas pu être mesurée aux points d'observation avec suffisamment de précision. La cause primaire en est le manque de données de débits précises aux points d'observation lors du passage de la substance de traçage. (Lors du calibrage on est parti d'une valeur moyenne journalière valable pour la station de mesure utilisée comme point d'observation). A côté de cela, surtout en aval des affluents, l'aspect d'un mélange incomplet sur le profil en travers du fleuve joue un rôle important. Dans une telle situation, un échantillonnage simultané à plusieurs points du profil en travers est nécessaire pour l'estimation exacte de la charge.

L'essai de traçage de septembre 1990, considéré comme prioritaire pour la vérification, avec le trajet d'essai de Village-Neuf jusqu'aux Pays-Bas, a eu lieu aux conditions de débits d'étiage du Rhin. La concordance de la prévision au moyen du modèle d'alerte du Rhin en ce qui concerne le temps d'arrivée du maximum de la substance de traçage, mais aussi l'aspect total de la courbe, est située en moyenne à 5% (cf. fig. 6.1, essai de traçage 09/90). Les écarts  $T_d$  sont généralement positifs, c.à.d. que les temps d'écoulement calculés à l'aide du modèle d'alerte sont systématiquement plus courts que les temps d'écoulement mesurés (cf. équation 3.3.3). Les

versuches vom April 1989, wurden auf gleicher Strecke bei mittleren Abflußverhältnissen des Rheins erhoben. Hierbei ergaben sich nach der Kalibrierung, bzw. Optimierung der Parameter  $\alpha$  und  $\beta$  durchgehend negative Abweichungen von durchschnittlich zwei Prozent (s. Abbildung 6.1), d.h. die berechneten Laufzeiten waren systematisch größer als die gemessenen.

données des essais de traçage effectués en vue du calibrage, ont été déterminées sur le même trajet aux conditions de débits moyens sur le Rhin. Après le calibrage respectivement l'optimisation des paramètres  $\alpha$  et  $\beta$ , on a obtenu des écarts généralement négatifs de 2% en moyenne (cf. fig. 6.1), c.à.d. que les temps d'écoulement calculés étaient systématiquement supérieurs aux temps d'écoulement mesurés.

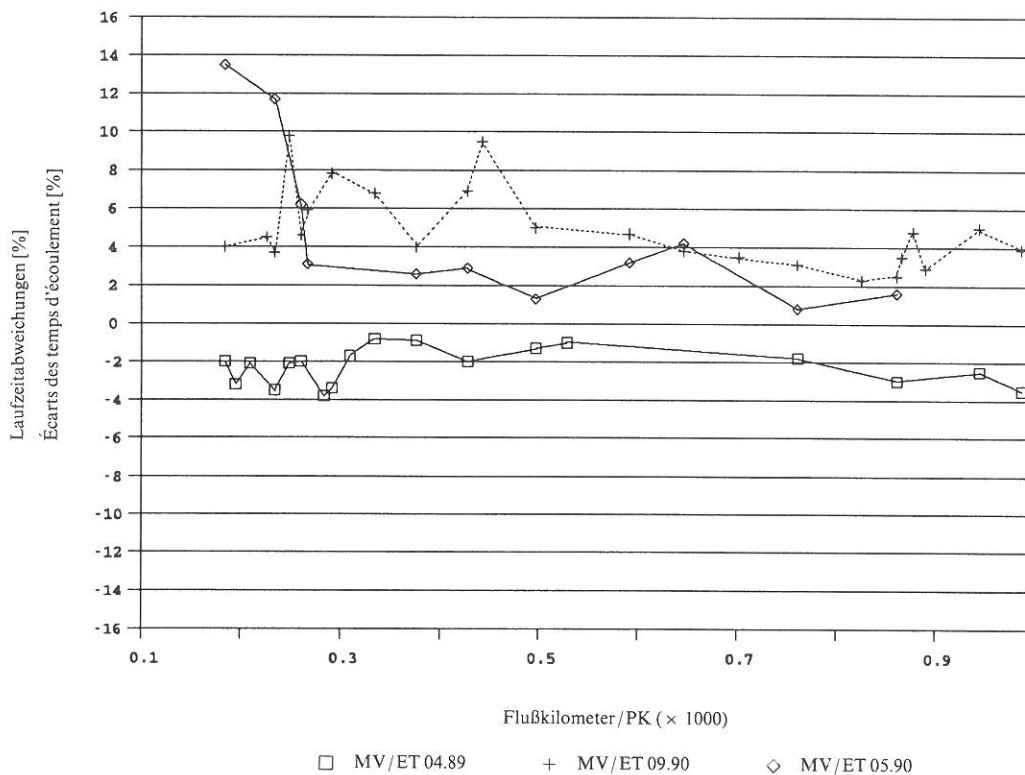


Abb. 6.1 Laufzeitabweichungen  $T_d$  der Markierversuche 04/89, 05/90 und 09/90

Fig. 6.1 Ecart des temps d'écoulement  $T_d$  des essais de traçage 04/89, 05/90 et 09/90

Die oben erwähnten Unterschiede zwischen gemessenen und berechneten Laufzeiten werden u.a. durch die Stillwasserzonen verursacht. Der Einfluß von Stillwasserzonen auf den Stofftransport macht sich durch Vergrößerung der Transportlaufzeiten bemerkbar, daß heißt, temporäre Speicherung des Stoffes in den Stillwasserzonen verzögert den Prozeß des Stofftransportes. Da dem Einfluß von Stillwasserzonen im Modell durch den Parameter  $\beta$  Rechnung getragen wird,

Les différences susmentionnées entre les temps d'écoulement mesurés et les temps d'écoulement calculés sont provoquées, entre autres, par les zones d'eau stagnante. L'influence de ces zones sur le transport de substances peut être observée par l'augmentation des temps d'écoulement de transport des substances, c.à.d. le stockage temporaire de la substance dans les zones d'eau stagnante retarde le processus de transport des substances. L'influence de ces zones étant prise en compte dans le modèle par

bedeutet die Eingabe eines größeren  $\beta$ -Wertes die Erhöhung der berechneten Transportlaufzeit.

Die bei dem Markierversuch vom September 1990 ermittelten positiven Abweichungen zwischen gemessenen und berechneten Laufzeiten könnten daher ein Hinweis dafür sein, daß der Parameter  $\beta$  bei Niedrigwasser höher anzusetzen ist als bei mittlerer Wasserführung des Rheins, für welche das Alarmmodell kalibriert wurde. Dies würde auch mit den Ergebnissen der Untersuchungen von Reichert und Wanner (1989) übereinstimmen, die für die Bedingungen zur Zeit der Sandoz-Katastrophe vom November 1986, mit einem mittleren Abfluß am Pegel Rheinfelden von  $750 \text{ m}^3/\text{s}$ , einen  $\beta$ -Wert von 13 Prozent angeben (die für das Rheinalarmmodell kalibrierten  $\beta$ -Werte des Oberrheinbereiches betragen durchschnittlich fünf bis zehn Prozent).

Da die Laufzeitabweichungen bei den Abflußsituationen der für die Verifikation herangezogenen Markierversuche vom Mai und September 1990 durchschnittlich weniger als  $\pm$  fünf Prozent betragen (s. Abbildung 6.1), ergibt sich zur Zeit keine Notwendigkeit für eine Neukalibrierung und Anpassung der Parameter. Dies würde der Fall sein, wenn z.B. die Auswertung eines Markierversuches bei Hochwasser des Rheins Abweichungen ergäbe, die, sofern sich der oben genannte Trend fortsetzt, negativ und dem Betrag nach größer als fünf Prozent sein dürften.

Die Verifikation zeigte, daß die gemessenen Kurvenverläufe auch der Form nach gut reproduziert werden können. Dies läßt darauf schließen, daß die zur Zeit in das Rheinalarmmodell eingegebenen Werte der Proportionalitätskonstanten  $\alpha$  des Dispersionskoeffizienten gegenwärtig ebenfalls keiner Nachstellung bedürfen.

Bei der Verifikation anhand der Ergebnisse der Markierversuche von November 1988 und Mai 1990 sind hohe Abweichungen zwischen gemessenen und berechneten Laufzeiten bis zum Beobachtungspunkt bei Fluß-km 194,5 aufgetreten. Diese Abweichungen lassen sich wahrscheinlich aus der unvollständigen Querdurchmischung der Markiersubstanz infolge der

le paramètre  $\beta$ , l'introduction d'une valeur plus élevée de  $\beta$  implique l'augmentation du temps d'écoulement de transport calculé.

Les écarts positifs entre les temps d'écoulement mesurés et les temps d'écoulement calculés, obtenus lors de l'essai de traçage de septembre 1990, pourraient indiquer que le paramètre  $\beta$  doit avoir une valeur plus grande aux conditions de débits d'étiage qu'aux conditions de débits moyens du Rhin, pour lesquelles le modèle a été calibré. Ceci correspondrait également aux résultats des études de Reichert et Wanner (1989), qui ont indiqué une valeur  $\beta$  de 13% pour les conditions au temps de l'incendie catastrophique de Sandoz en novembre 1986 avec un débit moyen à l'échelle Rheinfelden de  $750 \text{ m}^3/\text{s}$  (les valeurs  $\beta$ , calibrées pour le modèle d'alerte du Rhin, de la partie du Rhin supérieur s'élèvent en moyenne de cinq à dix pour cent).

Comme les écarts des temps d'écoulement aux conditions des débits des essais de traçage de mai et septembre, effectués pour la vérification, sont en moyenne inférieurs à  $\pm$  cinq pour cent (cf. fig. 6.1), en ce moment, un nouveau calibrage ainsi qu'une adaptation des paramètres n'est pas nécessaire. Ceci serait le cas, si par exemple l'évaluation d'un essai de traçage lors d'une crue du Rhin donnait des écarts qui, dans la mesure où la tendance susmentionnée se poursuit, seraient négatifs, et en ce qui concerne la valeur, seraient supérieurs à cinq pour cent.

La vérification a montré que l'évolution de la courbe mesurée pourrait être bien reproduite également en ce qui concerne la forme. On peut en conclure que les valeurs de la constante de proportionnalité  $\alpha$  des coefficients de dispersion, introduites dans le modèle d'alerte du Rhin, ne nécessiteraient pas d'adaptation en ce moment.

Lors de la vérification au moyen des résultats des essais de traçage de novembre 1988 et de mai 1990, de grands écarts entre les temps d'écoulement mesurés et les temps d'écoulement calculés jusqu'au point d'observation au PK 194,5 se sont produits. Ces écarts peuvent être expliqués probablement du fait d'un mélange incomplet sur le profil en travers de la

Ufereinspeisungen erklären. Ein weiterer Grund für Abweichungen der Laufzeiten dürfte in den durch den Schwellbetrieb verursachten Abflussschwankungen liegen, da in den Zeiten des relativen Aufstaus eine »normale« Querdurchmischung verhindert wird.

Im Rheinalarmmodell wird davon ausgegangen, daß das bei Mittel- und Niedrigwasserführung des Rheins in den Restrhein und nicht in den Rheinseitenkanal bzw. in die Kraftwerksschlingen abgeführte Abflussvolumen  $30 \text{ m}^3/\text{s}$  beträgt. Wäre diese Pflichtwassermenge des Restrheins, z.B. bei dem Niedrigwassermarkierungsversuch vom November 1988, zugunsten des Rheinseitenkanals und der Kraftwerksschlingen zeitweise verringert worden, so könnte dieser erhöhte Durchflußbetrag, im Vergleich zur Annahme im Modell, ebenfalls zu kürzeren gemessenen als berechneten Laufzeiten beigetragen haben.

Für Markierungsversuche bei denen schon in relativ kurzen Entfernungen von der Einspeisestelle Konzentrationsmessungen vorgesehen sind, sollten die Einleitungen der Tracersubstanz in Fluß- bzw. Kanalmitte oder über den gesamten Querschnitt vorgenommen werden. Dies belegen besonders die Laufzeitabweichungen des Markierungsversuches vom Mai 1990, die auf den ersten sieben Kilometern nach der Einspeisung zwischen 7 und 31% liegen und sich auf der folgenden Strecke bis zur niederländischen Grenze auf Werte zwischen 2 und 4% einpendeln. In Abbildung 6.1 sind die Laufzeitabweichungen für diesen Markierungsversuch erst ab Flußkilometer 194,5 mit 13,5% Abweichung eingetragen.

Für die Kalibrierung und Verifikation des Alarmmodells wäre es wünschenswert, die Beobachtungspunkte bei Markierungsversuchen so zu situieren, daß sie an den Abschnitts- oder Teilabschnittsgrenzen des Modells liegen. In der Praxis wird es jedoch weiterhin notwendig sein, Beobachtungspunkte zum Teil auch nach ganz pragmatischen Gesichtspunkten, wie z. B. der Zugänglichkeit der Meßstellen, auszuwählen.

substance de traçage à la suite des rejets à partir des rives. Une deuxième cause pour les écarts dans les temps d'écoulement pourrait résider dans les variations de débits causés par les crues, car dans les temps de retenue relative, un «mélange normal» sur le profil en travers est empêché.

Dans le modèle d'alerte du Rhin on part de l'hypothèse que lors des débits moyens et des débits d'étiage du Rhin, le volume des débits qui se rejettent dans le Rhin libre et non pas dans le Grand Canal d'Alsace du Rhin respectivement dans les «festons» où ont été construites les usines hydro-électriques. s'élève à  $30 \text{ m}^3/\text{s}$ . Si, par exemple lors de l'essai de traçage aux conditions de débits d'étiage, cette quantité de l'eau du Rhin libre était diminuée temporairement en faveur du Grand Canal d'Alsace du Rhin et des «festons» où se trouvent les usines hydro-électriques, la valeur du débit de passage augmentée, comparée à l'hypothèse du modèle pourrait également contribuer à des temps d'écoulement mesurés plus courts que les temps d'écoulement calculés.

En ce qui concerne les essais de traçage, pour lesquels des mesures de concentrations sont prévues à des distances relativement petites du point d'introduction, les introductions de la substance de traçage doivent être faites au milieu du fleuve respectivement au milieu du canal ou sur le profil en travers dans sa totalité. Ceci est prouvé particulièrement par les écarts des temps d'écoulement de l'essai de traçage de mai 1990, qui varient sur les premiers 70 km après l'introduction entre 7 et 31%, et qui varient sur le trajet qui suit jusqu'à la frontière néerlandaise entre des valeurs de 2 et 4%. Dans la figure 6.1 les écarts entre les temps d'écoulement pour cet essai de traçage ne sont représentés qu'à partir du PK 194,5 avec un écart de 13,5%.

Pour le calibrage et la vérification du modèle d'alerte il serait souhaitable de situer les points d'observation lors des essais de traçage de façon à ce qu'ils soient situés aux frontières des trajets ou des parties de trajets. Cependant, en pratique, il restera nécessaire de sélectionner les points d'observation en partie suivant des points de vue pragmatiques, comme par exemple l'accessibilité des stations de mesure.



Da die Parameterbestimmung bei der Kalibrierung von Beobachtungspunkt zu Beobachtungspunkt erfolgt, kann es zur Ermittlung von Werten kommen, die sich auf verschiedene Abschnitte/Teilabschnitte, mit unter Umständen voneinander abweichenden Geometrien, beziehen. Neben der Bestimmung der Parameter pro Abschnitt/Teilabschnitt anhand der Markierversuchsmeßergebnisse, fanden daher auch Werte aus der Literatur Verwendung. Der Einbezug spezifischer örtlicher Gegebenheiten entlang des Rheins konnte in diesem Stadium der Untersuchungen nur in beschränktem Maße gewährleistet werden.

Umfassen zwei aufeinanderfolgende Beobachtungspunkte eine Flußstrecke mit Abschnitten, die sich in ihrer Geometrie deutlich voneinander unterscheiden, so wurden die mittleren Laufzeiten in den einzelnen Abschnitten bei der Berechnung der Parameter berücksichtigt.

Bei der Analyse der ermittelten Werte des Stillwasserzonen-Parameters  $\beta$  zeigte sich, daß für eine gute Abschätzung dieses Parameters die detaillierte Kenntnis über die Abflüsse in den betreffenden Abschnitten von vorrangiger Bedeutung ist. Besonders für die staugeregelte Oberrheinstrecke zwischen Basel und Plittersdorf ist dies nicht in hinreichendem Maß gegeben. Dabei unterliegt das Alarmmodell für den Rhein der Beschränkung, daß die Abflüsse über diese Strecke auf den Abfluß am Pegel Rheinfelden bezogen sind. Über diese definierte Beziehung liegen auch die Laufzeiten fest. Es wäre eine wesentliche Verbesserung für das Alarmmodell, wenn die Abflüsse auf dieser Teilstrecke (z.B. die des Pegels Kehl-Kronenhof) direkt eingegeben werden könnten.

Für die niederländischen Rheinarme wird von einer festen Abflußverteilung über die Waal, die IJssel und den Lek, bezogen auf den Abfluß am Pegel Lobith, ausgegangen. Auch für diese Teilstrecke empfiehlt es sich, von Wasserstandsmeßstellen in den betreffenden Flußabschnitten auszugehen. Dabei sollten die Laufzeitabellen ebenfalls nicht mehr auf den Wasserstand am Pegel Lobith, sondern auf den Wasserstand der betreffenden Wasserstandsmeßstelle bezogen werden. Für die Waal könnte die Meßstelle Tiel gewählt werden, für die IJssel die Meßstelle

Comme la détermination de paramètres lors du calibrage est effectuée de point d'observation au point d'observation, il se peut que l'on détermine des valeurs qui se rapportent sur des trajets/tronçons différents, avec des géométries qui diffèrent suivant les circonstances. A côté de la détermination des paramètres par trajet/tronçon au moyen des résultats des essais de traçage, on a également appliqué les valeurs de la littérature. La prise en compte de faits spécifiquement locaux le long du Rhin ne pouvait être assurée dans cette phase des études, que dans une mesure limitée.

Si deux points d'observations consécutifs comprennent un trajet de fleuve avec des tronçons, qui du point de vue géométrique se distinguent clairement les uns des autres, les temps d'écoulement moyens étaient pris en compte lors du calcul des paramètres.

Lors de l'analyse des valeurs calculées des paramètres  $\beta$  des zones d'eau stagnante, il s'avérait que pour une bonne estimation de ce paramètre, une connaissance en détail des débits dans les tronçons en question est d'importance primordiale. Particulièrement pour le tronçon du Rhin supérieur, réglé par des retenues entre Bâle et Plittersdorf, ceci n'est pas le cas de façon suffisante. En plus, le modèle d'alerte du Rhin montre la restriction que les débits sur ce trajet se rapportent au débit à l'échelle Rheinfelden. Sur ce rapport défini, les temps d'écoulement sont également fixés. Le modèle d'alerte serait amélioré de façon essentielle, si les débits sur ce trajet (par exemple ceux de l'échelle Kehl-Kronenhof) pouvaient être introduits directement.

Pour les bras du Rhin néerlandais on part d'une répartition fixe sur le Waal, l'IJssel et le Lek, en fonction du débit à l'échelle Lobith. Pour ce trajet il est recommandé également de partir des échelles limnimétriques dans les tronçons de fleuves en question. Les tableaux de temps d'écoulement ne devraient pas se rapporter au niveau d'eau à l'échelle Lobith, mais au niveau d'eau de l'échelle limnimétrique en question. Pour le Waal, la station de mesure de Tiel pourrait être sélectionnée, pour l'IJssel

Deventer und/oder Kampen und für den Lek  
die Meßstelle Hagestein.

la station Deventer et/ou Kampen et pour le Lek  
la station de mesure Hagestein.

## 6. CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

Het alarmmodel voor de Rijn versie 2.0 werd aan de hand van de resultaten van de tracerproef van april 1989 voor het Rijntraject van Bazel tot Nederland gekalibreerd. Bij een gemiddelde afvoer van ongeveer 1200 m<sup>3</sup>/s ter hoogte van Rheinfelden waren er in de onderzoeksperiode overwegend gemiddelde waterstanden in de Rijn. Op basis van deze proef werden voor de parameter  $\beta$  voor stagnante zones door kalibratie waarden verkregen die in de orde van grootte van 5 tot 10% liggen. In trajecten met kribben zoals bijvoorbeeld bij de Waal, kunnen deze waarden oplopen tot 40%. Berekeningen aan de hand van gegevens van dwarsdoorsneden in riviertrajecten met kribben leverden vergelijkbare waarden op.

De waarden van de proportionaliteitsconstante  $\alpha$  van de dispersiecoëfficiënt liggen voor vrijstromende Rijntrajecten bij 0,01. Voor de Nederlandse Rijntakken werden voor de parameter  $\alpha$  waarden van 0,02 gevonden. Deze waarden zijn vergelijkbaar met de door Fischer et al. (1979) verkregen resultaten. Voor kanaaltrajecten of kanaalachtige gedeelten van de rivier konden  $\alpha$ -waarden van 0,002 worden vastgesteld die daarmee een factor 10 lager liggen dan de waarden die voor de vrijstromende trajecten werden gevonden. Van Craenenbroeck (1984) kwam in de Kempense kanalen in België tot vergelijkbare resultaten.

De voor de parameters  $\alpha$  en  $\beta$  gekalibreerde waarden op basis van de gegevens van de tracerproeven 09/88 en 07/89 op het traject Rheinau tot Basel zijn vergelijkbaar met de hierboven genoemde resultaten.

Met het gekalibreerde model kunnen de gemeten transporttijden van de drie voor de kalibratie gebruikte tracerexperimenten met een nauwkeurigheid van 1 tot 4% worden gereproduceerd. Bij een totale transporttijd vanaf Bazel van ongeveer 200 uren wijken de berekende aankomsttijden in Kampen, Hagestein en Vuren gemiddeld slechts 5 uur van de gemeten waarden af. De aankomsttijd van het front van de markerstof wordt met vrijwel eenzelfde precisie gereproduceerd.

## 6. CONCLUSIONS AND RECOMMENDATIONS

Version 2.0 of the Rhine alarm model was calibrated on the basis of the results of the April 1989 tracer experiment for the section of the River Rhine from Basel to the Netherlands. With an average discharge of approximately 1200 m<sup>3</sup>/s at the Rheinfelden level, during the experiment the Rhine was at mean water-level. The values of the dead zone parameter  $\beta$ , obtained by calibration on the basis of this experiment, were found to be 5 to 10%. In sections with groynes, such as the Waal, such values may increase to 40%. Values calculated for sections with groynes on the basis of the river cross section data resulted in similar sizes for this parameter.

The values for the proportionality constant,  $\alpha$ , of the dispersion coefficient for free-flowing sections of the River Rhine are 0.01. For the Dutch arms of the River Rhine, the  $\alpha$  parameter values were found to be 0.02. Consequently, they are comparable to the results obtained by Fischer et al. (1979). For canal sections or canal-like sections of the river,  $\alpha$  values of 0.002 were determined, a factor of ten smaller than those determined for the free-flowing sections. Van Craenenbroeck (1984) obtained comparable results in the canals of the Kempen region in (north-east) Belgium.

The values of the  $\alpha$  and  $\beta$  parameters determined on the basis of the data of the 09/88 and 07/89 marker experiments conducted on the Rheinau to Basel section are comparable to the above mentioned results.

Using the results of the three tracer experiments used for the purposes of calibration, the travel times measured in these experiments were, when considering the maximum concentration of the marker substance, reproducible to a precision of 1 to 4%. Consequently, the calculated arrival times in Kampen, Hagestein and Vuren deviate on average from the measured values by only five hours, for a total travel time from Basel of approximately 200 hours. The time of arrival of the front of the marker material was reproduced with approximately the same precision.

Een uitzondering op deze goede kalibratie-resultaten vormt het traject vanaf de monding van de Aare tot Bazel, voor zover betrekking hebbend op de gegevens van tracerproef 07/89. Vermoedelijk als gevolg van tweedimensionale effecten („parallel lopen” van niet gemarkeerd Aare- en gemarkeerd Rijnwater) kunnen de gemeten concentratieverlopen niet met de gebruikelijke nauwkeurigheid met het model worden voorspeld. Als gevolg hiervan treden op dit traject afwijkingen in de transporttijden van max. 23% op. Deze afwijkingen nemen verder stroomafwaarts tot Bazel weer af tot 10%.

Het is niet mogelijk aan te geven hoe groot de precisie is van de reproductie van de gemeten maximum concentratie op een bepaalde plaats, aangezien de passerende hoeveelheid markerstof op de waarnemingspunten niet nauwkeurig genoeg kon worden bepaald. De belangrijkste oorzaak daarvan is het gebrek aan exacte afvoergegevens op de waarnemingspunten tijdens het passeren van de markerstof. (Bij de kalibratie werd uitgegaan van een daggemiddelde van het voor het desbetreffende waarnemingspunt geldende waterstandsmeeetstation). Daarnaast speelt vooral stroomafwaarts van zijrivieren het aspect van onvoldoende menging over de dwarsdoorsnede van de rivier een belangrijke rol. In een dergelijke situatie is het voor de precieze bepaling van de aanwezige hoeveelheid markerstof noodzakelijk dat gelijktijdig op verschillende plaatsen van het dwarsprofiel monsters worden genomen.

De tracerproef van september 1990 die als belangrijkste voor verificatiedoeleinden werd gebruikt, omvatte het onderzoekstraject van Village-Neuf tot Nederland en werd uitgevoerd bij lage afvoeromstandigheden in de Rijn. De overeenstemming van de voorspelling aan de hand van het alarmmodel voor de Rijn met betrekking tot de aankomsttijd van de maximum concentratie van de tracerstof, maar ook met betrekking tot het totale concentratieverloop, ligt gemiddeld om en nabij de 5% (zie fig. 6.1, tracerproef 09/90). Daarbij zijn de afwijkingen  $T_d$  in grote lijnen positief, dat wil zeggen dat de door het alarmmodel berekende transporttijden systematisch korter zijn dan de gemeten transporttijden (zie ook vergelijking 3.3.3). De gegevens uit de tracerproef van april 1989 die ten behoeve van de kalibratie werd gebruikt, werden

The section from the mouth of the River Aare up to Basel, in relation to the data of the 07/89 marker experiment, were omitted from these favourable calibration results. Probably as a result of two dimensional effects ('parallel flow' of unmarked water from the River Aare and marked water from the River Rhine), it is not possible to reproduce the measured concentration distributions sufficiently. Deviations in respect of the travel times of up to 23% are the consequence in this section, but are reduced to 10% during the remaining flow of the river up to Basel.

The precision for reproducing the measured maximum concentration cannot be indicated since it was impossible to determine the passing mass of marker material at the observation points to a sufficient degree of accuracy. The main reason for this is the lack of precise discharge data at the observation points during the passage of the marker material. (The calibration used a daily average value of the gauging station valid for the observation point.) In addition, the aspect of an incomplete mixture over the width of the river is also important, particularly downstream of tributaries. In such a situation, samples must be taken simultaneously at several points in the cross sectional area of the river to determine the charge of material precisely.

The September 1990 tracer experiment with the explicit purpose of verification, was held along a section of the river stretching from Village-Neuf up to the Netherlands and conducted with the River Rhine at low water. The concordance of the predictions by the Rhine alarm model in respect of the arrival time of the tracer maximum, but also of the entire concentration distribution, is an average of five per cent (see Figure 6.1, 09/90 tracer experiment). Here the deviations,  $T_d$ , are generally positive, i.e. the travel times calculated by the alarm model are systematically shorter than the measured travel times (see also Equation 3.3.3). The data for the April 1989 tracer experiment conducted for the purpose of calibration were obtained from the same section when the River Rhine was at mean water-level. After calibration and optimization

op hetzelfde traject bij gemiddelde afvoeromstandigheden van de Rijn verkregen. Na de kalibratie resp. optimalisering van de parameters  $\alpha$  en  $\beta$  werden in grote lijnen negatieve afwijkingen geconstateerd van gemiddeld 2% (zie fig. 6.1), dat wil zeggen dat de berekende transporttijden systematisch groter waren dan de gemeten tijden.

of the parameters  $\alpha$  and  $\beta$ , negative deviations of an average two per cent were generally obtained (see Figure 6.1), i.e. the calculated travel times were systematically larger than the measured travel times.

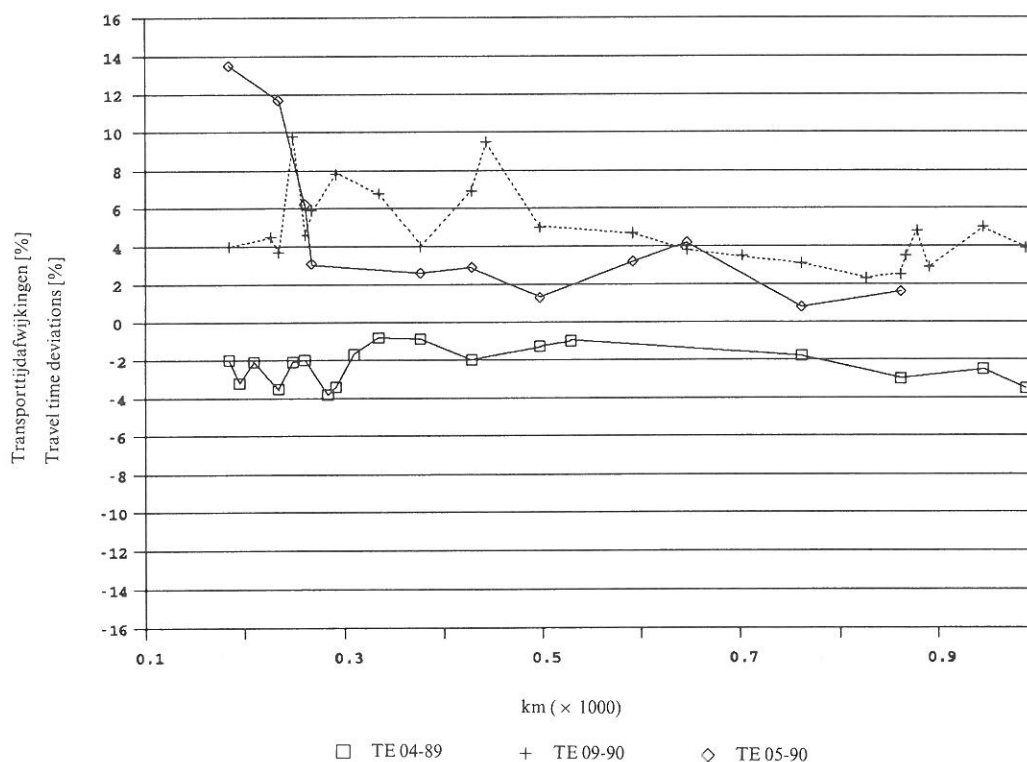


Fig. 6.1 Transporttijdafwijkingen  $T_d$  van de tracerproeven 04/89, 05/90 en 09/90

Fig. 6.1 Travel time deviations  $T_d$  of the 04/89, 05/90 and 09/90 tracer experiments

De bovenvermelde verschillen tussen gemeten en berekende transporttijden worden onder andere veroorzaakt door de stagnante zones. De invloed van stagnante zones op het transport van stoffen blijkt uit vergroting van de transporttijden als gevolg van een tijdelijke opslag in de stagnante zones, waardoor het transportproces vertraging ondervindt. Aangezien in het model de invloed van stagnante zones in rekening is gebracht door de parameter  $\beta$ , betekent een grotere waarde van  $\beta$  een verlenging van de berekende transporttijd.

The above mentioned differences between measured and calculated travel times were caused partly by the dead zones. The influence of dead zones on the transport of material becomes clear due to the increased travel times, caused by the temporary storage of material in the dead zones which retards the material transport process. Since the  $\beta$  parameter accounts for the influence of dead zones in the model, a larger value of  $\beta$  means the increase of the calculated travel time.

De positieve afwijkingen die bij de tracerproef van september 1990 tussen gemeten en berekende transporttijden werden vastgesteld,

The positive deviations between measured and calculated travel times found for the September 1990 tracer experiment could therefore

zouden erop kunnen duiden dat de parameter  $\beta$  bij laagwater groeter moet zijn dan bij een gemiddelde afvoer in de Rijn, waarvoor het alarmmodel werd gekalibreerd. Dit zou ook overeenstemmen met de resultaten van de onderzoeken van Reichert en Wanner (1989) die, voor de omstandigheden op het moment van de Sandoz-ramp in november 1986 met een gemiddelde afvoer van  $750 \text{ m}^3/\text{s}$  ter hoogte van Rheinfelden, een  $\beta$ -waarde van 13% aangeven (de  $\beta$ -waarden die voor het alarmmodel voor de Rijn werden gekalibreerd in het gebied van de Boven-Rijn bedragen gemiddeld vijf tot tien procent).

Aangezien de afwijkingen in de transporttijd bij de voor verificatiedoeleinden gebruikte tracerproeven van mei en september 1990, bij de afvoersituatie die op dat moment gold, gemiddeld minder dan  $\pm$  vijf procent bedragen (zie fig. 6.1), bestaat er momenteel geen noodzaak tot hernieuwde kalibratie of aanpassing van de parameters. Dit zou het geval zijn indien bijvoorbeeld uit de evaluatie van een tracerproef bij hoogwater op de Rijn afwijkingen zouden blijken die, voor zover de bovengenoemde tendens zich voortzet, negatief zouden zijn en groter zouden zijn dan vijf procent.

De verificatie toonde aan, dat de gemeten concentratieverlopen ook qua vorm goed gereproduceerd kunnen worden. Hieruit kan worden geconcludeerd dat de waarden voor de proportionaliteitsconstante  $\alpha$  van de dispersiecoëfficiënt die in het alarmmodel voor de Rijn zijn ingevoerd, momenteel eveneens geen correctie behoeven.

Bij de verificatie aan de hand van de resultaten van de tracerproeven van november 1988 en mei 1990 werden grote afwijkingen geconstateerd tussen de gemeten en berekende transporttijden tot aan het waarnemingspunt bij km. 194,5. Deze afwijkingen kunnen waarschijnlijk worden verklaard uit de nog niet volledige menging van de markeerstof over de dwarsdoorsnede als gevolg van het feit, dat vanaf de oever is geloosd. Een andere reden voor afwijkingen in de transporttijden zou kunnen liggen in de door tijdelijke opstuwung t.b.v. elektriciteitscentrales veroorzaakte afvoerfluctuaties, aangezien in perioden van relatieve opstuwung een „normale" menging over de dwarsdoorsnede wordt verhinderd.

be an indication that, at lowwater, the  $\beta$  parameter should be taken to be larger than when the River Rhine is at mean discharge, for which the alarm model was calibrated. This was also found to correspond to the results of investigations by Reichert and Wanner (1989), who indicate a value for  $\beta$  of 13 per cent for the conditions at the time of the Sandoz disaster in November 1986, with a mean discharge at Rheinfelden of  $750 \text{ m}^3/\text{s}$  (the values for  $\beta$  of the Rhine alarm model in the region of the Upper Rhine are an average of five to ten per cent).

Since travel time deviations for the discharge conditions of the May and September 1990 tracer experiments conducted for the purpose of verification were on average less than approx. five per cent (see Figure 6.1), there is currently no necessity to recalibrate or modify the parameters. This would be the case if, for example, the analysis of a tracer experiment indicated deviations at high water in the river, which if the above trend persists, would be negative and the amount larger than five per cent.

The verification demonstrated that the shape of the measured concentration distributions can also be reproduced quite accurately. This leads to the conclusion that the values of the proportionality constant  $\alpha$  of the dispersion coefficient currently entered into the Rhine alarm model require no modification also.

When carrying out the verification on the basis of the results of the November 1988 and May 1990 tracer experiments, large deviations were found between the measured and calculated travel times up to the observation point at km N<sup>o</sup> 194.5. These deviations can probably be explained by the incomplete mixing of the marker substance across the width of the river as a result of the release from the river bank. Another reason for deviations in travel times might be found in the variation in discharge caused by backwater used for hydroelectric power stations, since a 'normal' mixing across the cross section of the river is hindered in times of the relative high collection of water.

In het alarmmodel voor de Rijn wordt ervan uitgegaan dat bij een gemiddelde en lage afvoer van de Rijn het watervolume dat door de „Restrijn“ wordt afgevoerd en niet via het Rheinseitenkanal of de omleidingen voor elektriciteitscentrales,  $30 \text{ m}^3/\text{s}$  bedraagt. Indien deze obligatoire hoeveelheid water in de „Restrijn“, bijvoorbeeld bij de tracerproeftijdens laagwater van november 1988, tijdelijk ten gunste van het Rheinseitenkanalen de omleidingskanalen voor elektriciteitscentrales zou zijn verminderd, dan zou dit verhoogde doorstromingskwantum in vergelijking met de aanname in het model eveneens bijgedragen kunnen hebben tot kortere gemeten dan berekende transporttijden.

Bij tracerproeven waarbij reeds op relatief korte afstanden van de lozingsplaats concentratiemetingen worden verricht, zou de lozing van de tracerstof moeten worden uitgevoerd in het midden van de rivier of het kanaal, of over het totale dwarsprofiel. Dit blijkt in het bijzonder uit de tracerproef van mei 1990, waarbij de afwijkingen in de transporttijd de eerste 70 kilometer vanaf het lozingspunt tussen de 7 en 31% liggen en in het volgende traject tot de Nederlandse grens teruglopen tot waarden die schommelen tussen de 2 en 4%. In figuur 6.1 zijn de afwijkingen in transporttijd voor deze tracerproef pas opgenomen vanaf kilometerraai 194,5, met een afwijking van 13,5%.

Voor de kalibratie en verificatie van het alarmmodel zou het wenselijk zijn de waarnemingspunten bij tracerproeven zo te situeren, dat ze op de grenzen van trajecten of deeltrajecten van het model liggen. In de praktijk zal het echter eveneens noodzakelijk zijn waarnemingspunten deels ook op grond van zuiver pragmatische gezichtspunten te kiezen, zoals bijvoorbeeld de toegankelijkheid van de waarnemingspunten.

Aangezien de bepaling van de parameters bij de kalibratie plaatsvindt van waarnemingspunt tot waarnemingspunt, kunnen waarden gevonden worden die betrekking hebben op verschillende (deel)trajecten die onderling verschillend van geometrie kunnen zijn. Behalve dat de parameters per (deel)traject werden bepaald aan de hand van de meetresultaten van de tracerproeven, is daarom eveneens gebruik gemaakt van waarden uit de literatuur. In dit stadium van het onderzoek kon slechts in beperkte mate

The Rhine alarm model assumes that, when the River Rhine is at half or low-water, the volume of discharge in the Rhine proper, and not in the Rhine-side canal or in branches used for hydroelectric power stations, will be  $30 \text{ m}^3/\text{s}$ . If this obligatory amount of water of the Rhine proper, e.g. at the November 1988 low-water tracer experiment, were temporarily decreased in favour of the Rhine-side canal and the branches for the power stations, this increased flow may have contributed to shorter measured than calculated travel times.

For tracer experiments in which concentration measurements have been scheduled at relatively short distances from the points of release, the tracer substance should be released in the centre of the river or canal, or over the entire cross section. This became particularly clear in the travel time deviations of the May 1990 tracer experiment, which were found to range from 7 to 31% in the first seventy kilometres after the point of release, evening out in the following section up to the Dutch border to values of between 2 and 4%. Figure 6.1 shows the travel time deviations for this tracer experiment as from kilometre N<sup>o</sup> 194.5 with a deviation of 13.5%.

For the calibration and verification of the alarm model, it would be desirable to situate the observation points in tracer experiments to correspond with the model's section or subsection limits. However, in practice, it will also be necessary to select the observation points according to wholly rudimentary factors, such as accessibility of observation points.

Since the parameters are determined from one observation point to the next during calibration, some values calculated may relate to different sections/subsections with geometries that differ from one another in certain circumstances. Besides the determination of parameters for each section/subsection based on the measurements of the tracer experiment, certain values from the literature were also used. At this stage in the investigation it was only possible to guar-

worden gegarandeerd dat rekening kon worden gehouden met de specifieke plaatselijke situatie langs de Rijn.

Indien twee op elkaar volgende waarschuwingspunten een riviertraject met (deel)trajecten omvatten die qua geometrie duidelijk van elkaar verschillen, dan werd bij de nadere bepaling van de parameters per (deel)traject rekening gehouden met de gemiddelde transporttijden in de afzonderlijke (deel)trajecten.

Bij de analyse van de verkregen waarden van parameter  $\beta$  voor stagnante zones werd duidelijk dat voor een correcte taxatie van deze parameter gedetailleerde kennis met betrekking tot de afvoer in de desbetreffende trajecten van primair belang is. In het bijzonder voor het met stuwen geregelde traject van de Bovenrijn tussen Bazel en Plittersdorf is deze kennis niet in voldoende mate aanwezig. Bovendien heeft het alarmmodel voor de Rijn de beperking dat de afvoergegevens over dit traject afgeleid worden van de afvoer te Rheinfelden. Door deze vastgestelde relatie liggen ook de transporttijden vast. Voor het alarmmodel zou het een wezenlijke verbetering betekenen indien de afvoergegevens over dit deeltraject (bijvoorbeeld het deeltraject van het meetstation Kehl-Kronenhof) direct in het model zouden kunnen worden ingevoerd.

Voor de Nederlandse Rijntakken wordt uitgegaan van een vaste afvoerverdeling over de Waal, de IJssel en de Lek, in relatie tot de afvoer te Lobith. Ook voor deze deeltrajecten verdient het aanbeveling uit te gaan van de waterstandsmeetstations in de desbetreffende riviertrajecten. Daardoor zouden de tabellen van de transporttijd ook niet meer op de waterstand te Lobith, maar op de waterstand bij het desbetreffende waterstandsmeetstation moeten worden betrokken. Voor de Waal zou gekozen kunnen worden voor Tiel als meetstation, voor de IJssel Deventer en/of Kampen en voor de Lek Hagestein.

ante the inclusion of limited specific local data along the River Rhine.

If two consecutive observation points contain a river section with (sub)sections with completely differing geometries, the mean travel times in the individual (sub)sections are taken into account for calculating the parameters.

When analyzing the values found for the dead zone parameter  $\beta$ , it was found that detailed knowledge of the discharge conditions in the sections concerned is especially important to estimate this parameter with any accuracy. Particularly for the section of the Upper Rhine between Basel and Plittersdorf, in which the water-level is regulated with weirs, this has not been indicated to a sufficient degree. This imposes a limitation on the alarm model for the Rhine, since the discharge values for this section were calculated on the basis of discharge at the Rheinfelden gauging station. The travel times have also been fixed for this defined relation. Significant improvements to the alarm model would be achieved if the discharge values for this subsection (e.g. for the Kehl-Kronenhof gauging station) could be entered directly.

For the Dutch branches of the River Rhine, a fixed discharge distribution is assumed over the Waal, the IJssel and the Lek, calculated from discharge at the Lobith gauging station. For this subsection, it is also recommended that the points for measuring the water level be located in the appropriate sections of the river. This would mean that the travel time tables will no longer relate to the water level at Lobith, but to that of the water level gauging station in question. For example, Tiel could be selected as the gauging station for the Waal, Deventer and/or Kampen for the IJssel and Hagestein as the gauging station for the Lek.





## 7. ZUSAMMENFASSUNG

Nach dem Brandunfall des Chemiewerkes Sandoz AG im Jahre 1986, bei dem große Mengen mit Chemikalien verunreinigten Löschwassers in den Rhein gelangten, wurde auf der Ministerkonferenz der Rheinanliegerstaaten vom Dezember 1986 das Aktionsprogramm »Rhein« festgelegt. IKSr und KHR wurden in diesem Zusammenhang aufgefordert, ein Alarmmodell für die Vorhersage der Eintreffzeit und Ausbreitung einer Verunreinigungswelle zu entwickeln. Daraufhin erfolgte die Gründung einer gemeinsamen Arbeitsgruppe H (»Expertenausschuß«). Aufgabe dieser Arbeitsgruppe war die Entwicklung eines wie oben beschriebenen Alarmmodells, das auf einem Personal Computer lauffähig ist.

Eine erste Fassung des Modells (Version 1.0) wurde 1989 fertiggestellt. Die Entwicklung der erweiterten Modellversion 2.0 konnte im Februar 1991 abgeschlossen werden.

Um abschätzen zu können in welchem Umfang sich eine eingeleitete Menge gelöster Stoffe im Fluß ausbreitet, wurden in den Jahren 1988, 1989 und 1990 eine Anzahl von Markierversuchen im Rhein durchgeführt. Die Kalibrierung der Version 2.0 des Alarmmodells für den Rhein basiert auf den Ergebnissen dreier Markierversuche der Jahre 1988 und 1989:

- \* Markierversuch 04/89, mit der Einleitungsstelle des Markierstoffes im Rheinseitenkanal bei Village-Neuf (Oberwasser der Staustufe Kembs), Fluß-km. 174,1;
- \* Markierversuch 07/89, mit der Einleitungsstelle Rheinau; wegen des verhältnismäßig schnellen Abbaus des verwendeten Markierstoffes Uranin wurde nur die Strecke bis Basel bemessen;
- \* Markierversuch 09/88, bei dem die Strecke von Albbruck (Aaremündung) bis nach Basel untersucht wurde.

Die Auswertung dieser Markierversuche umfaßte zunächst die Ermittlung der Stofftransportgeschwindigkeiten und Dispersionskoeffizienten für die betreffenden Rheinabschnitte zwischen aufeinanderfolgenden Beobachtungspunkten.

## 7. RESUME

Lors de la conférence des ministres responsables des Etats riverains du Rhin, tenue en décembre 1986 à la suite de l'incendie chez l'usine chimique Sandoz AG en 1986, lors duquel l'eau usée pour l'extinction a apporté au Rhin des grandes quantités de produits chimiques, le Programme d'action »Rhin« a été établi. Dans ce cadre, la CIPR et la CHR ont été priées de développer un modèle pour la prévision du temps d'arrivée ainsi que de la propagation de la vague de pollution. Ensuite, la CIPR et la CHR ont constitué un groupe de travail commun H («comité d'experts»). La mission de ce groupe de travail a été de développer un modèle d'alerte comme décrit ci-dessus, pouvant être appliqué sur un ordinateur individuel.

Une première version de ce modèle (version 1.0) a été achevée en 1989. Le développement de la version améliorée 2.0 a pu être achevée en février 1991.

Afin de pouvoir estimer la mesure dans laquelle une quantité de substances dissoutes, provenant de rejets, se disperse dans le fleuve, plusieurs essais de traçage ont été effectués dans le Rhin dans les années 1988, 1989 et 1990. Le calibrage de la version 2.0 du modèle d'alerte pour le Rhin est basé sur les résultats de 3 essais de traçage des années 1988 et 1989:

- \* Essai de traçage 04/89, avec le lieu d'introduction de la substance de traçage dans le canal latéral à Village-Neuf (eau du cours supérieur du barrage de Kembs), PK 174,1;
- \* Essai de traçage 07/89, avec le lieu d'introduction Rheinau; à cause de la décomposition relativement rapide de la substance de traçage Uranine seul le trajet jusqu'à Bâle à été mesuré;
- \* Essai 09/88, lors duquel le trajet de Albbruck (embouchure de l'Aar) jusqu'à Bâle a été étudié.

L'évaluation de ces essais de traçage comprenait d'abord la mesure des vitesses de transport des substances et des coefficients de dispersion pour les tronçons du Rhin en question entre les points d'observation consécutifs.

Die nachfolgende Kalibrierung bezieht sich auf zwei Parameter:

- \* den Stillwasserzonen-Parameter  $\beta$ , der primär den Einfluß von Stillwasserzonen auf die Stofftransportgeschwindigkeit bzw. die Laufzeit einer Verunreinigungswelle ausdrückt und damit bestimmend für die Eintreffzeit dieser Verunreinigung ist, und
- \* die Proportionalitätskonstante  $\alpha$  aus dem im Modell angewandten Ausdruck des longitudinalen Dispersionskoeffizienten.

Aufgrund der Auswertungsergebnisse (Stofftransportgeschwindigkeiten und Dispersionskoeffizienten) der oben genannten Markierversuche erfolgte eine erste Abschätzung der Parameter  $\alpha$  und  $\beta$  für die Teilabschnitte, in welche der Rhein im Alarmmodell unterteilt wurde. Anschließend konnten die Parameter durch den Vergleich der berechneten und gemessenen Konzentrationsverläufe mit Hilfe des »Kleinste-Quadrate-Verfahrens« weiter optimiert werden.

Die Kalibrierung aufgrund des Markierversuchs 04/89 führte zu folgenden Parametergrößen:

- \*  $\alpha$ -Werte von 0,0009 im Rheinseitenkanal bis 0,023 in den niederländischen Rheinzweigen;
- \*  $\beta$ -Werte von 0 bis 0,39, wobei sich die hohen Werte vorwiegend auf Rheinabschnitten mit Bühnenfeldern ergaben.

Bezogen auf das Konzentrationsmaximum wurden dabei zwischen gemessenen und berechneten Laufzeiten Abweichungen von weniger als 4% erzielt. Für die Meßstellen Kampen, Vuren und Hagestein bedeutet dies im Falle einer Einleitung in der Nähe von Basel eine Abweichung von etwa 5 Stunden. Auch zeigte sich, daß sich die Fronten der gemessenen und berechneten Verläufe der jeweiligen Durchgangskurven gut entsprechen.

Die Kalibrierung der Rheinstrecke stromaufwärts von Basel ergab vergleichbare Ergebnisse. Für den Markierversuch 07/89 bleibt die Strecke von der Aaremündung bis nach Basel davon ausgenommen. Infolge vermutlich zweidimensional zu betrachtender Effekte konnten die

Le calibrage suivant se rapporte à deux paramètres:

- \* Le paramètre  $\beta$  des zones d'eau stagnante, qui exprime en premier lieu l'influence de ces zones sur la vitesse du transport des substances respectivement sur le temps d'écoulement de la vague de pollution et qui de ce fait est déterminant pour le temps d'arrivée de cette pollution et
- \* la constante de proportionnalité  $\alpha$  de l'expression pour le coefficient de dispersion longitudinale, utilisée dans le modèle.

Sur la base des résultats de l'évaluation (vitesses de transport de substances et coefficients de dispersion) des essais de traçage susmentionnés, une première estimation des paramètres  $\alpha$  et  $\beta$  a été faite pour les tronçons, dans lesquels le Rhin fut subdivisé dans le modèle. Ensuite, les paramètres ont pu être optimisés à l'aide de la méthode des «moindres carrés» par la comparaison entre les concentrations calculées et les concentrations mesurées.

Le calibrage au moyen de l'essai de traçage 04/89 a mené aux grandeurs paramétriques suivantes:

- \* Valeurs- $\alpha$  de 0,0009 dans le Grand Canal d'Alsace jusqu'à 0,023 dans les bras du Rhin néerlandais;
- \* Valeurs- $\beta$  de 0 à 0,39, dont les valeurs élevées se sont produites surtout sur les tronçons du Rhin aux épis.

Par rapport au maximum de concentration, les écarts entre les temps de parcours mesurés et les temps de parcours calculés étaient inférieurs à 4%. Dans le cas d'une introduction aux environs de Bâle, ceci revient à un écart de 5 heures pour les points de mesure Kampen, Vuren et Hagestein. De même, il a apparu que les fronts des évolutions mesurées et des évolutions calculées des courbes de passage respectives correspondent bien les uns aux autres.

Le calibrage du tronçon du Rhin en amont de Bâle a donné des résultats comparables. Pour l'essai de traçage 07/89, le trajet de l'embouchure de l'Aar jusqu'à Bâle y reste exclu. A cause des effets à deux dimensions qui sont probablement à considérer, l'évolution de la

gemessenen Kurvenverläufe mit dem Modell nicht hinreichend reproduziert werden. Abweichungen bezüglich der Laufzeiten bis zu 23% waren auf dieser Strecke die Folge, welche sich mit weiterem Flußverlauf wieder auf eine Größenordnung von 10% reduzieren.

Zur Verifikation des kalibrierten Modells stromabwärts von Basel wurden die Ergebnisse dreier Markierversuche herangezogen:

- \* Markierversuch 11/88 »Basel - Straßburg« mit der Einspeisestelle bei Hüningen, Fluß-km 169,1;
- \* Markierversuch 05/90 »Basel-Niederlande« ebenfalls mit der Einspeisung bei Hüningen, Fluß-km 169,0 und
- \* Markierversuch 09/90 »Village-Neuf - Niederlande« mit der Markierstoffeinleitung zu Beginn des Rheinseitenkanals, Fluß-km 174,1.

Die Verifikationsergebnisse anhand des Markierversuches 09/90 zeigten Laufzeitabweichungen in einer Größenordnung von durchschnittlich 5%. Die Resultate der Markierversuche 11/88 und 05/90 waren bis etwa zum Beobachtungspunkt Straßburg, aufgrund der bis dorthin unvollständigen Durchmischung infolge von Uferreinleitungen, nur mit Einschränkungen verwertbar. Stromabwärts von Straßburg ergaben die Ergebnisse des Markierversuches 05/90 Laufzeitabweichungen in der Größenordnung von durchschnittlich 2 bis 3%.

Diese Verifikationsergebnisse belegten, daß es einer Nachstellung der kalibrierten Parameter  $\alpha$  und  $\beta$  gegenwärtig nicht bedarf.

Die für die Kalibrierung und Verifikation durchgeführten Markierversuche fanden im Bereich von Niedrig- und Mittelwasser des Rheins statt. Für eine abschließende Beurteilung der Vorhersagegüte des Modells wird daher ein Markierversuch bei stationär hohen Abflußverhältnissen empfohlen.

courbe mesurée n'a pu être reproduite suffisamment. Il en résultait des écarts quant aux temps de parcours jusqu'à 23% sur ce trajet, qui se réduisaient sur la suite du parcours du fleuve à un ordre de grandeur de 10%.

Dans le but de la vérification du modèle calibré en aval de Bâle, les résultats de trois essais de traçage furent pris en compte.

- \* Essai de traçage 11/88 «Bâle - Strasbourg» avec la station d'introduction à Huningue, PK 169,1;
- \* Essai de traçage 05/90 «Bâle - Pays-Bas» également avec la station d'introduction à Huningue, PK 169,0 et
- \* Essai de traçage 09/90 «Village-Neuf - Pays-Bas» avec la station d'introduction la substance de traçage à début du Grand Canal d'Alsace, PK 174,1.

Les résultats de la vérification au moyen de l'essai de traçage 09/90 ont eu des écarts quant aux temps d'écoulement de 5% en moyenne. Les résultats des essais de traçage 11/88 et 05/90 n'étaient applicables qu'avec des restrictions jusqu'au point d'observation Strasbourg, cela en raison du mélange incomplet jusqu'à ce point à la suite des rejets à partir des rives. En aval de Strasbourg les résultats des essais de traçage 05/90 ont montré des écarts dans les temps d'écoulement dans l'ordre de grandeur de 2 à 3% en moyenne.

Il résulte de la vérification, qu'une adaptation des paramètres calibrés  $\alpha$  en  $\beta$  ne s'impose pas en ce moment.

Les essais de traçage effectués en vue du calibrage et de la vérification ont eu lieu aux conditions de débits d'étiage et de débits moyens du Rhin. Pour une appréciation finale de la qualité de la prévision du modèle, un essai de traçage aux conditions stationnaires de débits de crues est recommandé.

## 7. SAMENVATTING

Na de brand bij de chemische fabriek Sandoz AG in 1986 waarbij grote hoeveelheden met chemicaliën verontreinigd bluswater in de Rijn terecht kwamen, werd tijdens de ministersconferentie van de Rijnoverstaten in december 1986 het Rijnactieprogramma vastgesteld. In dit verband werd de IRC en CHR opgedragen een alarmmodel te ontwikkelen om de aankomsttijd en verspreiding van een verontreinigingsgolf te kunnen voorspellen. Hiervoor werd een gemeenschappelijke werkgroep, H („Commissie van deskundigen“), opgericht. Deze werkgroep kreeg de opdracht een alarmmodel te ontwikkelen zoals hierboven beschreven, voor gebruik op een personal computer.

De eerste versie van dit model (Versie 1.0) werd in 1989 voltooid. De ontwikkeling van de uitgebreide versie 2.0 van het model werd in februari 1991 afgerond.

Om te kunnen taxeren in welke mate een geloosde hoeveelheid opgeloste stoffen zich in de rivier verspreidt, werd in 1988, 1989 en 1990 een aantal tracerproeven in de Rijn uitgevoerd. De kalibratie van versie 2.0 van het alarmmodel voor de Rijn is gebaseerd op de resultaten van 3 tracerproeven in 1988 en 1989:

- \* Tracerproef 04/89, met als lozingsplaats voor de markerstof het Rheinseitenkanal bij Village-Neuf (bovenstreams van het stuwcomplex Kembs), km. 174,1;
- \* Tracerproef 07/89 met als lozingsplaats Rheinau; vanwege het relatief snel afbreken van uranine, de gebruikte markerstof, werden alleen metingen verricht over het traject tot Bazel;
- \* Tracerproef 09/88, waarbij het traject van Albbbruck (monding van de Aare) tot Bazel werd onderzocht.

Bij de evaluatie van deze tracerproeven werden in eerste instantie de transportsnelheid van de markerstof en de dispersiecoëfficiënten berekend voor de desbetreffende trajecten van de Rijn tussen opeenvolgende waarnemingspunten.

## 7. SUMMARY

After the blaze at the Sandoz AG chemical factory in 1986 resulting in large amounts of chemically polluted water that had been used to put out the fire pouring into the River Rhine, the December 1986 Conference of Ministers from the Rhine riparian states established the 'Rhine' plan of action. IRC and CHR were commissioned to develop an alarm model to predict times of arrival and the expansion of surges of pollution. A joint working party, H ('panel of experts'), was convened whose task was to develop the above mentioned alarm model to run on a Personal Computer.

The first draft of the model (Version 1.0) was completed in 1989. Development of the extended version of the model (Version 2.0) was released in February 1991.

Several tracer experiments were conducted in the River Rhine in 1988, 1989 and 1990 to evaluate the way in which an amount of dissolved material that has been fed into the river actually expands. The calibration of Version 2.0 of the alarm model for the River Rhine was based on the results of three tracer experiments carried out in 1988 and 1989:

- \* Tracer experiment 04/89, in which the marker material was released into the Rhine-side canal at Village-Neuf (upper water of the Kembs barrage), km N<sup>o</sup> 174.1;
- \* Tracer experiment 07/89, in which the material was released at Rheinau; due to the relatively rapid decomposition of Uranin, the marker material, only the section up to Basel was measured;
- \* Tracer experiment 09/88, in which the section from Albbbruck (mouth of the river Aare) to Basel was investigated.

The analysis of these tracer experiments first included the calculation of the material transport rates and the dispersion coefficients for the sections of the River Rhine between consecutive observation points.

De hiernavolgende kalibratie heeft betrekking op twee parameters:

- \* de parameter  $\beta$  voor stagnante zones waarmee primair de invloed van stagnante zones op de transportsnelheid van stoffen of de transporttijd van een verontreinigingsgolf wordt weergegeven en die daardoor bepalend is voor de aankomsttijd van de verontreiniging, en
- \* de proportionaliteitsconstante  $\alpha$  uit de in het model toegepaste formule voor de longitudinale dispersiecoëfficiënt.

Op grond van de resultaten (transportsnelheden van stoffen en dispersiecoëfficiënt) van de bovengenoemde tracerproeven kwam een eerste taxatie tot stand van de parameters  $\alpha$  en  $\beta$  voor de deeltrajecten waarin de Rijn in het alarmmodel is onderverdeeld. Vervolgens konden deze parameters door vergelijking van de berekende en gemeten concentratieverlopen verder worden geoptimaliseerd met de „kleinste kwadratenmethode”.

De kalibratie op grond van tracerproef 04/89 resulteerde in de volgende parameterwaarden:

- \*  $\alpha$ -waarden van 0,0009 in het Rheinseitenkanal tot 0,023 in de Nederlandse Rijntakken;
- \*  $\beta$ -waarden van 0 tot 0,39, waarbij de hoge waarden vooral optraden bij Rijn-trajecten met kribben.

Gerelateerd aan de maximum concentratie werden daarbij afwijkingen van minder dan 4% vastgesteld tussen gemeten en berekende transporttijden. Voor de meetstations Kampen, Vuren en Hagestein betekent dit, in geval van een lozing in de buurt van Basel, een afwijking van ongeveer 5 uren. Ook bleek dat de fronten van de desbetreffende gemeten en berekende concentratieverlopen goed met elkaar overeenkomen.

De kalibratie van het Rijntraject stroomopwaarts van Basel leverde vergelijkbare resultaten op, behalve op het traject van de monding van de Aare tot Basel bij tracerproef 07/89. Vermoedelijk als gevolg van tweedimensionale effecten, konden de gemeten concentratieverlopen niet bevredigend met het model worden gereproduceerd. Op genoemd traject traden afwijkingen op in de transporttijden van max.

The subsequent calibration focused on two parameters:

- \* the dead zone parameter  $\beta$ , used primarily to express the influence of dead zones on the material transport rate or the travel time of a spill that is consequently determinative for the time of arrival of the spill, and
- \* the proportionality constant  $\alpha$  from the expression of the longitudinal dispersion coefficient used in the model.

Based on the results (material transport rates and dispersion coefficients) of the above tracer experiments, an initial assessment of the parameters  $\alpha$  and  $\beta$  was made for the subsections, into which the River Rhine had been divided for the purposes of the alarm model. It was then possible to optimize further these parameters by comparing the calculated and measured concentration distributions using the method of least squares.

Calibration based on the 04/89 tracer experiment resulted in the following values for the parameters:

- \* Values for  $\alpha$  of 0.0009 in the Rhine-side canal to 0.023 in the Dutch branches of the Rhine;
- \* Values for  $\beta$  of 0 to 0.39, in which the higher values were found mainly for sections of the river with groynes.

Related to the maximum concentration, deviations of less than 4% were found between the measured and calculated travel times. For the Kampen, Vuren and Hagestein measuring stations, this would imply a deviation of approximately 5 hours if the material is released near Basel. It was also demonstrated that the fronts of the measured and calculated developments of the respective concentration distributions corresponded well with each other.

The calibration sections of the River Rhine upstream of Basel produced similar results. One exception is the 07/89 tracer experiment concerning the section from the mouth of the River Aare up to Basel. As a consequence of probably two-dimensional effects, it was impossible to reproduce the measured concentration distributions satisfactorily. This resulted in deviations in respect of the travel times of up to 23% for

23%. Deze afwijkingen namen verder stroomafwaarts echter weer af tot 10%.

Voor de verificatie van het gekalibreerde model stroomafwaarts van Bazel werd gebruik gemaakt van de resultaten van drie tracerproeven:

- \* Tracerproef 11/88 „Bazel - Straatsburg” met Hüningen als lozingsplaats, km. 169,1;
- \* Tracerproef 05/90 „Bazel - Nederland” eveneens met Hüningen als lozingsplaats, km. 169,0 en
- \* Tracerproef 09/90 „Village-Neuf - Nederland” met het begin van het Rheinseitenkanal als lozingsplaats voor de markeerstof, km. 174,1.

De verificatieresultaten aan de hand van tracerproef 09/90 vertoonden afwijkingen in de transporttijd van gemiddeld 5%. De resultaten van de tracerproeven 11/88 en 05/90 konden tot in de buurt van het waarnemingspunt Straatsburg slechts in beperkte mate worden gebruikt, omdat de markeerstof zich vanwege de lozing vanaf de oever nog niet volledig over de dwarsdoorsnede had gemengd. Stroomafwaarts van Straatsburg vertoonden de resultaten van tracerproef 05/90 afwijkingen in de transporttijd van gemiddeld 2 tot 3%.

Uit deze verificatieresultaten blijkt dat bijstelling van de gekalibreerde parameters  $\alpha$  en  $\beta$  momenteel niet noodzakelijk is.

De tracerproeven voor de kalibratie en verificatie vonden plaats bij een lage en gemiddelde afvoer in de Rijn. Voor een definitieve beoordeling van de voorspellende waarde van het model wordt daarom een tracerproef aanbevolen onder omstandigheden waarbij de afvoer constant hoog ligt.

this section of the river, decreasing to 10% downstreams.

The results of three tracer experiments were used to verify the calibrated model downstream from Basel:

- \* Tracer experiment 11/88 'Basel - Strasbourg' with the point of release at Hüningen, km N<sup>o</sup> 169.1;
- \* Tracer experiment 05/90 'Basel- the Netherlands' also with the release at Hüningen, km N<sup>o</sup> 169.0 and
- \* Tracer experiment 09/90 'Village-Neuf - the Netherlands' with the release of the marker material at the start of the Rhine-side canal, km N<sup>o</sup> 174.1.

The verification results based on the 09/90 tracer experiment indicated travel time deviations of, on average, 5%. The results of the 11/88 and 05/90 tracer experiments could only be evaluated with limitations up to about the Strasbourg observation point, due to the hitherto incomplete mixing since the material was released from the river bank. Downstream of Strasbourg, the results of the 05/90 tracer experiment gave travel time deviations of, on average, 2 to 3%.

These verification results confirm that no adjustment of the calibrated parameters  $\alpha$  and  $\beta$  is currently necessary.

The tracer experiments conducted for the purposes of calibration and verification took place when the River Rhine was at low and mean water. For a conclusive evaluation of the quality of predictions to be made by the model, it is recommended that a subsequent tracer experiment be conducted at stationary high discharge conditions.

## LITERATURVERZEICHNIS

- Abramowitz, M. und I.A. Stegun (1965): Handbook of mathematical functions, Dover Public. Inc., New York
- Adler, M (1990): Fließzeiten in der Mosel aus Wasserspiegellagenberechnungen, BfG - 0532, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz
- Becker, A. und P. Sosnowski (1969): Eine Impulsantwort für Flußabschnitte zur Durchflußvorherbestimmung, Wasserwirtschaft - Wassertechnik, 19. Jg., Heft 12, S. 410 - 418
- Bremicker, M. (1989): Verfahren zur Analyse und Simulation der Stoffausbreitung in Fließgewässern, Diplomarbeit am Institut für Physische Geographie, Lehrstuhl für Hydrologie, Universität Freiburg
- Craenenbroeck, W. van, J. Marivoet und P. Stas (1985): Wasserverwaltung und Dispersion im Albertkanal und in den Kempischen Kanälen (in niederländischer Sprache), Freie Universität von Brüssel, Dienst Hydrologie
- Chatwin, P.C. (1980): Presentation of longitudinal dispersion data, Proc. ASCE J.Hydr. Div 106 HY1 S. 71-83
- DVWK (Hrsg.) (1987): Eignung und Anwendung von Vorhersagemodellen für einen »Warn- und Alarmplan Rhein«, Bericht des DVWK Arbeitskreises »Warn- und Alarmplan Rhein«, Koblenz
- Fischer, H.B., E.J. List, R.C.Y. Koh, J. Imberger und N.H. Brooks (1979): Mixing in inland and coastal waters, Academic press, New York
- Gelhar, L.W. und M.A. Collins (1971): General analysis of longitudinal dispersion in nonuniform flow, Water Resources Research, Vol. 7, Nr. 6
- Griffioen, P.S. (1988): Alarmmodell für den Rhein / Modèle d'alerte pour le Rhin, IKSR/KHR-Expertengruppe Bericht Nr. II-2
- Hartley, H.O. (1961): Modified Gauss-Newton method for fitting on non-linear regression functions, Technometrics, Nr. 3, S. 269 - 280
- Jennrich, R.I. und P.F. Sampson (1968): Application of stepwise regression to non-linear least squares estimation, Technometrics, Nr. 10, S. 63 - 72
- Leibundgut, Ch., M. Bremicker und H. Wiesner (1990): Markierversuch Rhein 04/89, Abschlußbericht, Institut für Physische Geographie, Lehrstuhl für Hydrologie, Universität Freiburg
- Leibundgut, Ch. und H. Wiesner (1990): Markierversuch Rhein 09/90, Zwischenbericht der ersten Meßergebnisse, Institut für Physische Geographie, Lehrstuhl für Hydrologie, Universität Freiburg
- Mazijk, A. van (1985): Richtlinien für die Untersuchung der Wasserqualität von Fließgewässern unter Berücksichtigung von hydromechanischen Gesichtspunkten, GWF-Wasser/Abwasser 126 Kap. 10, S. 538-544



- Mazijk, A. van, R.M. Noppeney, T. van Ellen und P. Verwoerd (1989): Empfindlichkeitsanalyse des Alarmmodells für den Rheins (niederländische Version), Mitteilung 27 der Fachgruppe Gesundheitstechnik & Gewässerbewirtschaftung, TU Delft, Fakultät für Zivile Technik, Fachgruppe Gesundheitstechnik & Gewässerbewirtschaftung und Rijkswaterstaat, Dienst für Binnengewässer/RIZA, Mai 1989
- Mazijk, A. van (1989): Empfindlichkeitsanalyse des Alarmmodells für den Rhein, TU Delft, Fakultät für Zivile Technik, Fachgruppe Gesundheitstechnik & Gewässerbewirtschaftung und Rijkswaterstaat, Dienst für Binnengewässer/RIZA, Mai 1989
- Mazijk, A. van und P. Verwoerd (1989): Eichung eines stationären Stillwasserzonenmodells anhand des Markierversuches »Albbruck-Basel«, TU Delft, Fakultät für Zivile Technik, Fachgruppe Gesundheitstechnik & Gewässerbewirtschaftung und Rijkswaterstaat, Dienst für Binnengewässer/RIZA, Oktober 1989
- Mazijk, A. van, P. Verwoerd und J. van Mierlo (1991): Kalibrierung des Alarmmodells für den Rhein anhand des Markierversuches 04/89 Village Neuf - Niederlande, TU Delft, Fakultät für Zivile Technik, Fachgruppe Gesundheitstechnik & Gewässerbewirtschaftung und Rijkswaterstaat, Dienst für Binnengewässer/RIZA, März 1991
- Mazijk, A. van und J. van Mierlo (1991): Kalibrierung des Alarmmodells für den Rhein anhand des Markierversuches 09/88 Albbruck - Basel, TU Delft, Fakultät für Zivile Technik, Fachgruppe Gesundheitstechnik & Gewässerbewirtschaftung und Rijkswaterstaat, Dienst für Binnengewässer/RIZA, März 1991
- Mazijk, A. van und J. van Mierlo (1991): Kalibrierung des Alarmmodells für den Rhein anhand des Markierversuches 07/89 Rheinau - Basel, TU Delft, Fakultät für Zivile Technik, Fachgruppe Gesundheitstechnik & Gewässerbewirtschaftung und Rijkswaterstaat, Dienst für Binnengewässer/RIZA, April 1991
- Mazijk, A. van, J. van Mierlo und H. Wiesner (1991): Verifikation des Alarmmodells für den Rhein version 2.0, TU Delft, Fakultät für Zivile Technik, Fachgruppe Gesundheitstechnik & Gewässerbewirtschaftung und Rijkswaterstaat, Dienst für Binnengewässer/RIZA, Juni 1991
- Noppeney, R.M. (1988): Der Einfluß von Stillwasserzonen auf die Dispersion (in niederländischer Sprache), Mitteilung 19 der Fachgruppe Gesundheitstechnik & Gewässerbewirtschaftung, TU Delft, Fakultät für Zivile Technik, Fachgruppe Gesundheitstechnik & Gewässerbewirtschaftung und Rijkswaterstaat, Dienst für Binnengewässer/RIZA
- Nordin C.F. und B.M. Troutman (1980): Longitudinal Dispersion in rivers: the persistence of skewness in observed data, Wat. Resour. Res. Vol. 16, Nr.1, S. 123-128
- Plate, E. (1984): Ablauf von Hochwasserwellen in Gerinnen, Hydrologische Planungsgrundlage, Skript des Instituts für Hydrologie und Wasserwirtschaft, Universität Karlsruhe
- Reichert, P. und O. Wanner (1987): Simulation of a severe case of pollution of the Rhine river, Paper presented at IAHR-Congres, Lausanne
- Service de la Navigation de Strasbourg (1988): Essai de traçage du 18 Novembre 1988, Protokoll der Meßdaten, Straßburg
- Service de la Navigation de Strasbourg (1990): 15 Mai 1990, Traçage sur le Rhin, Rapport: Octobre 1990, Straßburg

- Taylor, G.I. (1954): The dispersion of matter in turbulent flow through a pipe, Proc. R. Society London Ser, A 223
- Valentine, E.M. und I.R. Wood (1977): Experiments in Longitudinal Dispersion with Dead Zones, Proc. ASCE J. Hydr. Engrg. Vol. 105 HY8, S. 999-1016
- Verwoerd, P, und A. van Mazijk (1989): Die eindimensionale Dispersionsgleichung von Taylor bei einer Schematisierung eines Flusses in Abschnitte (in niederländischer Sprache), Mitteilung 26 der Fachgruppe Gesundheitstechnik & Gewässerbewirtschaftung, TU Delft, Fakultät für Zivile Technik, Fachgruppe Gesundheitstechnik & Gewässerbewirtschaftung und Rijkswaterstaat, Dienst für Binnengewässer/RIZA, März 1989
- Vries, M. de (1984): Strömungslehre (in niederländischer Sprache), Anleitung bei der Vorlesung b71N, TU Delft, Fakultät für Zivile Technik
- Wittenberg, H. (1974): Optimale Parameterschätzung für Abflußmodelle, 6. Fortbildungslehrgang Hydrologie, DVWK, Bad Herrenalb



# ANLAGEN



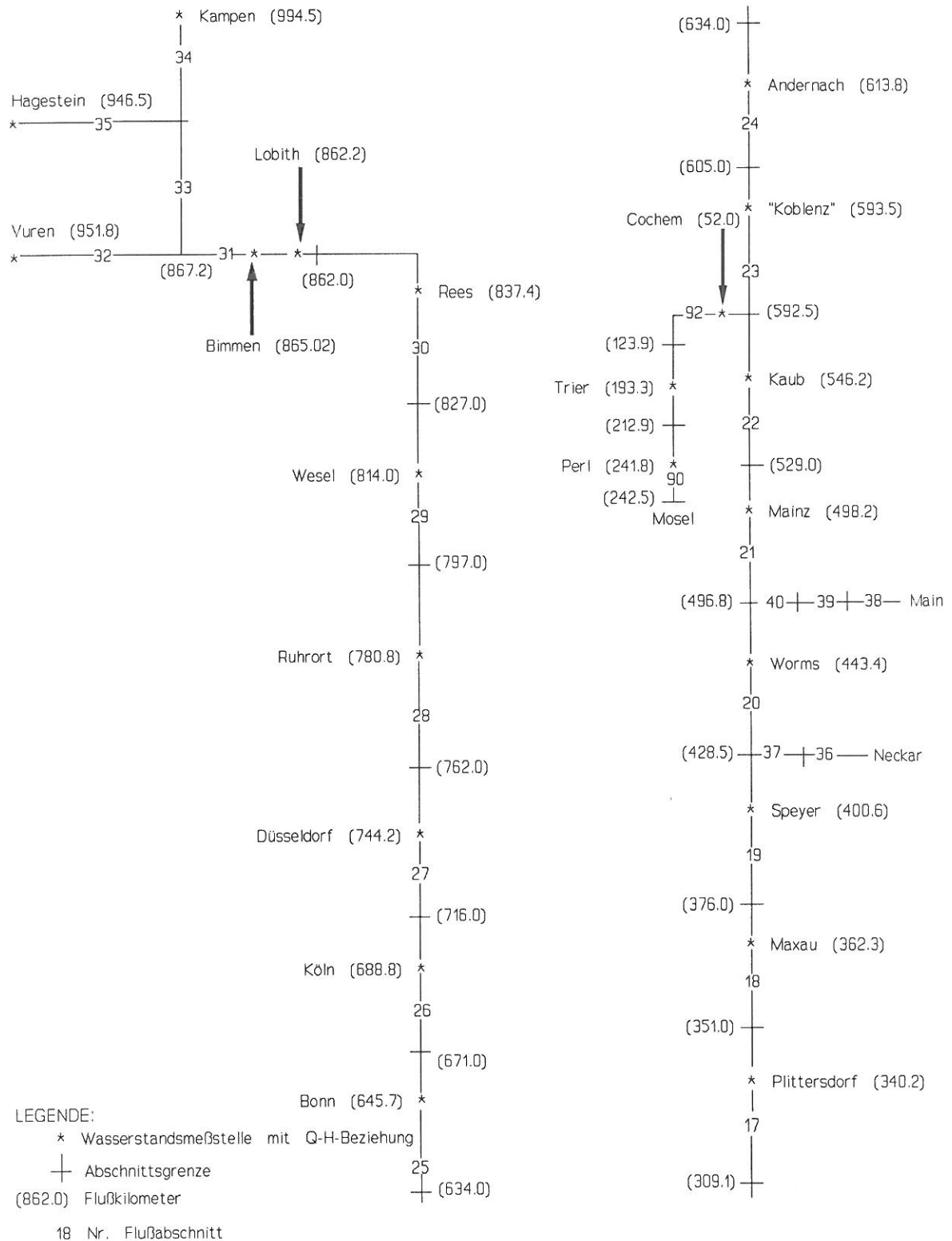
# ANLAGE I SCHEMATISIERUNG DES RHEINS UND SEINER NEBENFLÜSSE

## I.1 Abschnittseinteilung des Rheins und seiner Nebenflüsse

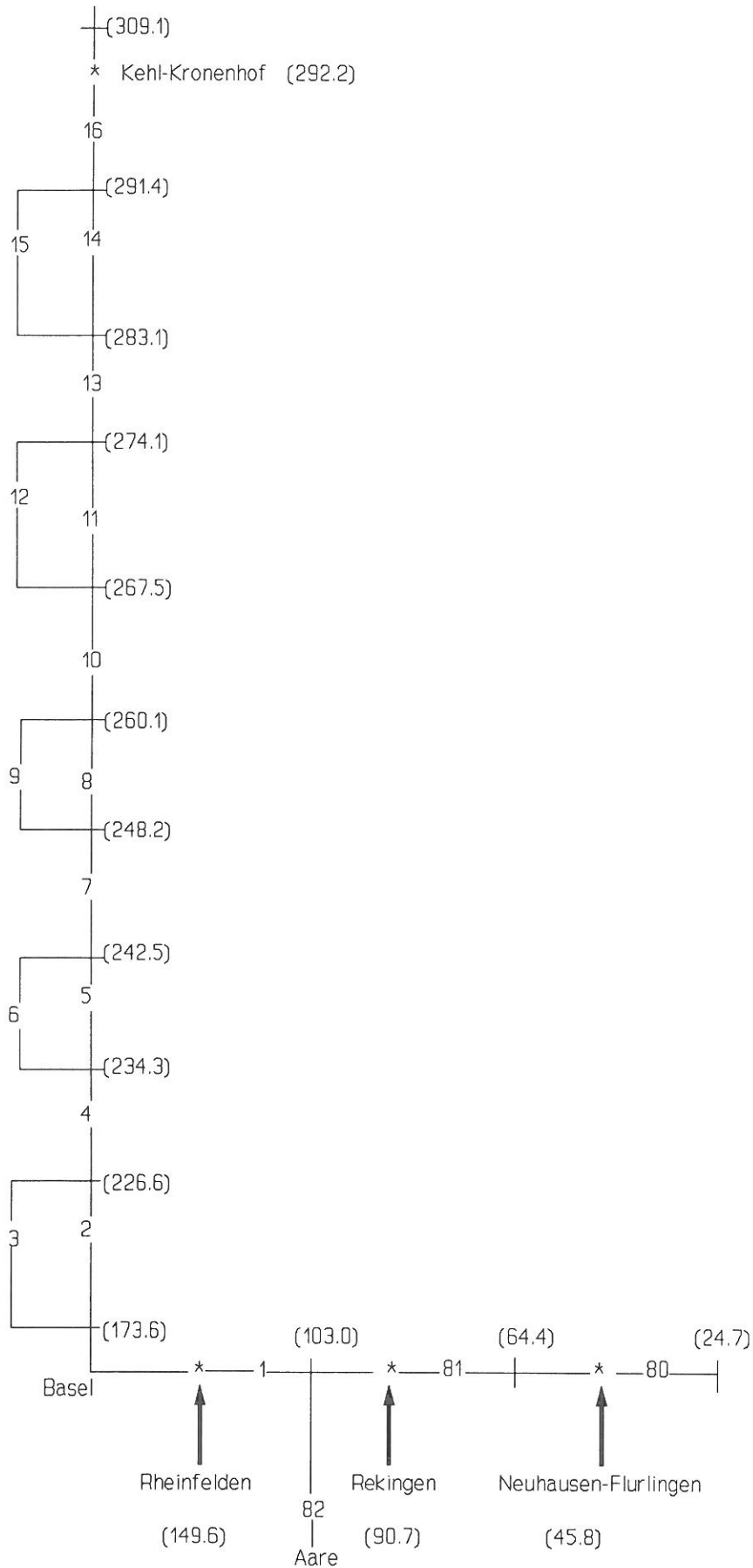
Flußab-schnitts-nr.	von Knoten	nach Knoten	von Fluß-kilometer	bis Fluß-kilometer	Wasserstandsmeßstelle	Fluß-km.	Länge des Abschnittes [km]	Fluß-km. Mündung/Teilung
<u>RHEIN:</u>								
80	130	131	24,7	64,4	Neuhausen-Flurlingen	45,8	39,7	
81	131	1	64,4	103,0	Rekingen	90,7	38,6	
1-6	1	5	103,0	242,5	Rheinfelden	149,6	139,5	
7-16	5	12	242,5	309,1	Kehl-Kronenhof	292,2	66,6	
17	12	13	309,1	351,0	Plittersdorf	340,2	41,9	
18	13	14	351,0	376,0	Maxau	362,3	25,0	
19	14	15	376,0	428,5	Speyer	400,6	52,5	
20	15	16	428,5	496,8	Worms	443,4	68,3	
21	16	17	496,8	529,0	Mainz	498,3	32,2	
22	17	18	529,0	592,5	Kaub	546,2	63,5	
23	18	19	592,5	605,0	Koblenz	593,5	12,5	
24	19	20	605,0	634,0	Andernach	613,8	29,0	
25	20	21	634,0	671,0	Bonn	654,7	37,0	
26	21	22	671,0	716,0	Köln	688,8	45,0	
27	22	23	716,0	762,0	Düsseldorf	744,2	46,0	
28	23	24	762,0	797,0	Ruhrort	780,8	35,0	
29	24	25	797,0	827,0	Wesel	814,0	30,0	
30	25	26	827,0	862,0	Rees	837,4	35,0	
31	26	27	862,0	867,2	Lobith	862,2	5,2	
<u>WAAL:</u>								
32	27	105	867,2	951,8	Tiel	913,0	84,6	867,2
<u>PANNERDENSCH KANAAL:</u>								
33	27	28	867,2	878,5	Pannerden	872,0	11,3	867,2
<u>IJSSEL:</u>								
34	28	29	878,5	994,5	Deventer	945,0	107,1	878,5
<u>LEK:</u>								
35	28	101	878,5	946,5	Hagestein	946,5	66,6	878,5
<u>AARE:</u>								
82	132	1	P.M.	0,0	Aare	P.M.	P.M.	103,0
<u>NECKAR:</u>								
36	30	31	180,0	100,0	Gundelsheim (Neckar)	100,1	80,0	428,5
37	31	15	100,0	0,0	Heidelberg	26,0	100,0	
<u>MAIN:</u>								
38	31	33	400,0	200,0	Schweinfurt (Main)	330,0	200,0	496,8
39	33	34	200,0	100,0	Main II	P.M.	100,0	
40	34	16	100,0	0,0	Frankfurt am Main	37,0	100,0	
<u>MOSEL:</u>								
90	140	141	242,5	212,9	Palzem	229,9	29,6	592,5
91	141	142	212,9	123,9	Trier	195,3	89,0	
92	142	18	123,9	0,0	Cochern	52,0	123,9	

<sup>1</sup>Der Pegel Koblenz wurde aus programmatischen Gründen fiktiv von Fluß-km. 591,5 nach Fluß-km. 593,5 versetzt, da er als repräsentativ für den Abschnitt 23 betrachtet wird. In seinen Daten wird dem Abfluß der Mosel Rechnung getragen.

## I.2 Strukturierungsschema der Flußläufe für das Rheinalarmmodell



**Strukturierungsschema der Flußläufe für das Rheinalarmmodell (Forts.)**





### I.3 Fluß-Teilabschnitte

Fluß	Teilab- schnitts- nr.	Anfangs- Flußkm.	Länge [km]	Breite [m]	Fluß	Teilab- schnitts- nr.	Anfangs- flußkm.	Länge [km]	Breite [m]
RHEIN	8001	24,7	22,9	100	RHEIN	2801	762,0	18,8	300
	8002	47,6	6,9	100		2802	780,8	16,2	300
	8003	54,5	9,9	100		2901	797,0	17,0	300
	8101	64,4	6,3	150		2902	814,0	13,0	300
	8102	70,7	7,9	150		3001	827,0	24,9	300
	8103	78,6	24,4	150		3002	851,9	10,3	300
	101	103,0	5,8	180		3101	862,0	5,2	340
	102	108,8	4,0	180	WAAL	3201	867,2	17,670	260
	103	112,8	34,0	180		3202	884,870	16,505	260
	104	146,8	17,0	180		3203	901,375	11,875	260
	105	163,8	19,8	180		3204	913,250	12,870	260
	201	173,6	53,0	170		3205	926,120	8,660	273
	301	173,6	53,0	136		3206	934,780	10,545	305
	401	226,6	7,7	170		3207	945,325	6,475	337
	501	234,3	8,2	170	PANNERDENSCH KANAAL	3301	867,2	4,485	135
	601	234,3	8,2	136		3302	871,685	6,815	140
	701	242,5	5,7	170	IJSSEL	3401	878,500	12,160	78
	801	248,2	11,9	170		3402	890,660	* 8,065	81
	901	248,2	11,9	136		3403	902,785	* 4,005	81
	1001	260,1	7,4	170		3404	907,060	* 17,700	82
	1101	267,5	6,6	170		3405	929,340	15,730	93
	1201	267,5	6,6	136		3406	951,890	12,095	97
	1301	274,1	9,0	170		3407	963,985	7,925	102
	1401	283,1	8,3	170		3408	971,910	15,700	122
	1501	283,1	8,3	136		3409	987,610	13,750	148
	1602	291,4	17,7	170	LEK	3501	878,500	* 4,000	100
	1701	309,1	24,9	170		3502	882,800	8,370	100
	1702	334,0	17,0	170		3503	891,170	8,970	115
	1801	351,0	25,0	315		3504	900,140	7,860	120
	1901	376,0	19,0	315		3505	908,000	4,700	130
	1902	395,0	16,0	315		3506	912,700	5,900	130
	1903	411,0	17,5	315		3507	918,600	3,420	130
	2001	428,5	15,0	315		3508	922,020	* 5,480	132
	2002	443,5	21,5	315		3509	928,900	10,905	145
	2003	465,0	15,5	315		3510	939,805	6,975	149
	2004	480,5	16,3	315	AARE	8201	0,0	P.M.	P.M.
	2101	496,8	21,1	360		8202	P.M.	P.M.	P.M.
	2102	517,9	11,1	360		8203	P.M.	P.M.	P.M.
	2201	529,0	17,2	300	NECKAR	3601	0,0	80,0	80
	2202	546,2	11,8	300		3701	80,0	100,0	100
	2203	558,0	12,5	300	MAIN	3801	0,0	200,0	70
	2204	570,5	10,5	300		3901	200,0	100,0	100
	2205	581,0	11,5	300		4001	300,0	100,0	150
	2301	592,5	12,5	300	MOSEL	9206	0,0	20,8	110
	2401	605,0	9,0	300		9205	20,8	16,3	110
	2402	614,0	20,0	300		9204	37,1	22,3	110
	2501	634,0	13,5	300		9203	59,4	18,9	110
	2502	647,5	12,5	300		9202	78,3	24,7	110
	2503	660,0	11,0	300		9201	103,0	20,9	110
	2601	671,0	17,0	300		9104	123,7	17,8	120
	2602	688,0	14,5	300		9103	141,5	25,4	120
	2603	702,5	13,5	300		9102	166,9	29,0	120
	2701	716,0	20,0	300		9101	195,9	17,0	120
	2702	736,0	8,2	300		9002	212,9	17,0	115
	2703	744,2	17,8	300		9001	229,9	12,6	115

\* In diesen Teilabschnitten erfolgten Flußbegradigungen!

ANLAGE II PROPORTIONALITÄTSKONSTANTE  $\alpha$  DES DISPERSIONSKOEFFIZIENTEN UND STILLWASSER-  
ZONENPARAMETER  $\beta$

II.1 Kalibrierungsergebnisse

Fluß	Teilab- schnitts- nr.	$\alpha$ -Wert	$\beta$ -Wert	Fluß	Teilab- schnitts- nr.	$\alpha$ -Wert	$\beta$ -Wert
RHEIN	8003	0,00032	0,050	RHEIN	2501	0,00900	0,000
	8101	0,00069	0,000		2502	0,00900	0,000
	8102	0,00178	0,050		2503	0,00900	0,000
	8103	0,00030	0,450		2601	0,00900	0,000
	101	0,00208	0,000		2602	0,00900	0,000
	102	0,00140	0,000		2603	0,00900	0,000
	103	0,00140	0,055		2701	0,00900	0,000
	104	0,00200	0,000		2702	0,00900	0,000
	105	0,00060	0,050		2703	0,00900	0,000
	201	0,00330	0,100		2801	0,00990	0,000
	301	0,00090	0,055		2802	0,00990	0,000
	401	0,00450	0,000		2901	0,00990	0,000
	501	0,00330	0,100		2902	0,00990	0,000
	601	0,00090	0,055		3001	0,00990	0,000
	701	0,00500	0,080		3002	0,00990	0,000
	801	0,00330	0,100		3101	0,01100	0,180
	901	0,00090	0,055	WAAL	3201	0,02300	0,280
	1001	0,00400	0,300		3202	0,02300	0,280
	1101	0,00330	0,100		3203	0,02300	0,280
	1201	0,00090	0,055		3204	0,02300	0,280
	1301	0,00150	0,000		3205	0,02300	0,280
	1401	0,00330	0,100		3206	0,02300	0,280
	1501	0,00090	0,055		3207	0,02300	0,280
	1602	0,01100	0,100	PANNERDENSCH KANAAL	3301	0,02200	0,220
	1701	0,01100	0,090		3302	0,02200	0,220
	1702	0,02000	0,000	IJSSEL	3401	0,02150	0,000
	1801	0,01100	0,000		3402	0,02150	0,000
	1901	0,01100	0,000		3403	0,02150	0,000
	1902	0,01100	0,000		3404	0,02150	0,000
	1903	0,01100	0,000		3405	0,02150	0,000
	2001	0,00100	0,300		3406	0,02150	0,000
	2002	0,00100	0,300		3407	0,02150	0,000
	2003	0,00100	0,300		3408	0,02150	0,000
	2004	0,00100	0,300		3409	0,02150	0,000
	2101	0,00400	0,115	LEK	3501	0,02000	0,390
	2102	0,00400	0,115		3502	0,02000	0,390
	2201	0,00900	0,000		3503	0,02000	0,390
	2202	0,00900	0,000		3504	0,02000	0,390
	2203	0,00900	0,000		3505	0,02000	0,390
	2204	0,00900	0,000		3506	0,02000	0,390
	2205	0,00900	0,000		3507	0,02000	0,390
	2301	0,00900	0,000		3508	0,02000	0,390
	2401	0,00900	0,000		3509	0,02000	0,390
	2402	0,00900	0,000		3510	0,02000	0,390

## II.2 $\beta$ -Werte der niederländischen Rheinarme

Fluß	Teilab- schnittsnr.	$\beta$ (nach dem ZWENDL-Modell)	$\beta$ (nach dem Rheinalarmmodell)
RHEIN BEI LOBITH	3101	0,11	0,18
WAAL	3201	0,22	0,28
	3202	0,28	
	3203	0,55	
	3204	0,16	
	3205	0,10	
	3206	0,27	
	3207	0,05	
PANNERDENSCH KANAAL	3301	0,05	0,22
	3302	0,28	0,22
IJssel	3401	0,24	0,00
	3402	0,24	
	3403	-	
	3404	0,29	
	3405	0,56	
	3406	0,17	
	3407	0,31	
	3408	0,36	
	3409	0,21	
LEK	3501	0,06	0,39
	3502	0,56	
	3503	0,50	
	3504	0,37	
	3505	0,12	
	3506	0,17	
	3507	0,21	
	3508	0,23	
	3509	0,08	
	3510	0,38	

## ANLAGE III THEORIE DES STILLWASSERZONENMODELLS

### III.1 Merkmale eines Konzentrationsverlaufs

Aufnahme und Abgabe eines Stoffes in und aus Stillwasserzonen kann als Massentransport durch eine Trennfläche zwischen dem stromführenden und stagnanten (speichernden) Teil des Flußquerschnittes betrachtet werden (siehe auch Abs. 2.2.2, Abb. 2.2.1). Bei vollständiger Durchmischung und ohne Nettoströmung in der Stillwasserzone kann angenommen werden, daß der Massentransport  $F$  durch die Trennfläche proportional zur Differenz der Konzentrationen zwischen beiden Zonen ist:

$$F = -E \cdot (\phi_s - \phi_b) \quad (\text{III.1.1})$$

mit:  $\phi$  = Konzentration [kg/m<sup>3</sup>]  
 $F$  = Massentransport je Trennflächeneinheit der Stillwasserzone [kg/(m<sup>2</sup>s)]  
 $E$  = Austauschgeschwindigkeit [m/s]

Index s: Stromstrich  
b: Stillwasserzone

Die Größe der Austauschgeschwindigkeit  $E$  wird durch die Geometrie des Querschnittes und die physikalischen Prozesse bestimmt, die eine wesentliche Rolle beim Stofftransport spielen. Es wird angenommen, daß sich der Stofftransport im Stromstrich, mit einer Fließgeschwindigkeit  $u_s$  und einem longitudinalen Dispersionskoeffizienten  $D_0$ , über die Konvektions-Dispersionsgleichung von Taylor (Noppeney, 1988) beschreiben läßt. Für den Stromstrich gilt für nicht abbaubare Stoffe dann:

$$\frac{\delta \phi_s}{\delta t} + u_s \cdot \frac{\delta \phi_s}{\delta x} - D_0 \cdot \frac{\delta^2 \phi_s}{\delta x^2} = -K_s \cdot (\phi_s - \phi_b) \quad (\text{III.1.2})$$

und für die Stillwasserzone:

$$\frac{\delta \phi_b}{\delta t} = K_b \cdot (\phi_s - \phi_b) \quad (\text{III.1.3})$$

mit:  $t$  = Zeit [s]  
 $x$  = Koordinate stromabwärts [m]  
 $u_s$  = mittlere Fließgeschwindigkeit im Stromstrich [m/s]  
 $D_0$  = longitudinaler Dispersionskoeffizient [m<sup>2</sup>/s]

und

$$K_s = (P/A_s) \cdot E \quad (\text{III.1.4})$$

$$K_b = (P/A_b) \cdot E \quad (\text{III.1.5})$$

$$P = \alpha_s \cdot P_s \quad (\text{III.1.6})$$

wobei: $K_{s,b}$ = Austauschkoeffizient	$[s^{-1}]$
$A_s$ = stromführender Teil des Querschnittes	$[m^2]$
$A_b$ = stagnanter Teil des Querschnittes	$[m^2]$
$P$ = Kontaktlänge zwischen stromführendem und stagnantem Teil des Querschnittes	$[m]$
$\alpha_s$ = Proportionalitätskonstante ( $0 < \alpha_s < 1$ )	$[-]$
$P_s$ = benetzter Umfang des stromführenden Querschnitts	$[m]$

Für das Gleichungssystem (III.1.2) und (III.1.3) besteht für eine momentane Einleitung keine analytische Lösung. Eine Annäherung des Konzentrationsverlaufs  $\phi(x,t)$  in einem festen Punkt  $x=L$ , d.h. des Verlaufs  $\phi_E(L,t)$ , läßt sich jedoch über die Edgeworths Form der Gram-Charlier Reihen Typ A geben (Chatwin, 1980). Um die Edgeworths Form anwenden zu können, müssen die verschiedenen Merkmale des Verlaufs bekannt sein.

Zur Beschreibung des Konzentrationsverlaufs eines eingeleiteten Stoffes (mit der Einleitung bei  $x=0$ ) können die Momente des Verlaufs verwendet werden. Betrachtet man den Konzentrationsverlauf am Punkt  $x$  in Abhängigkeit der Zeit, so ergeben sich das 0., 1., 2. und 3. Moment des Verlaufs nach dem Stillwasserzonenmodell (Nordin & Troutman, 1980):

$$m_t = \int_0^{\infty} \phi(L,t) dt = M / (A_s \cdot u_s) = M / Q \quad (III.1.7)$$

$$\mu_t = \left[ \frac{x}{u_s} + \frac{2D_0}{u_s^2} \right] \cdot (1 + \beta) \quad (III.1.8)$$

$$\sigma_t^2 = \left[ \frac{2D_0 \cdot x}{u_s^3} + \frac{8D_0^2}{u_s^4} \right] \cdot (1 + \beta)^2 + \frac{2\Phi\beta xL}{u_s^2} + \frac{4\Phi\beta D_0L}{u_s^3} \quad (III.1.9)$$

$$\begin{aligned} g_t = & \left[ \frac{12D_0^2 \cdot x}{u_s^5} + \frac{64D_0^3}{u_s^6} \right] \cdot (1 + \beta)^2 + \left[ \frac{12\Phi\beta D_0 xL}{u_s^4} + \frac{48\Phi\beta D_0^2L}{u_s^5} \right] \cdot (1 + \beta) + \\ & + \frac{6\Phi^2\beta x^3}{u_s^3} + \frac{12\Phi\beta D_0 x^2}{u_s^4} \end{aligned} \quad (III.1.10)$$

wobei: $m_t$ = 0. Moment	$[kgs/m^3]$
$M$ = eingeleitete Stoffmenge	$[kg]$
$Q$ = Abfluß	$[m^3/s]$
$\mu_t$ = Mittelwert (1. Moment)	$[s]$
$\sigma_t^2$ = Varianz (2. Moment)	$[s^2]$
$g_t$ = 3. Moment	$[s^3]$
$\Phi$ = relative Aufenthaltszeit in der Stillwasserzone	$[-]$
$\beta$ = relative Fläche der Stillwasserzone	$[-]$

Für  $\Phi$  bzw.  $\beta$  gilt:

$$\Phi = \frac{u_s}{L \cdot K_0} \quad (\text{III.1.11})$$

$$\beta = \frac{A_b}{A_s} \quad (\text{III.1.12})$$

Abramowitz und Stegun (1965) geben für den Schiefekoeffizienten  $G_t$  den folgenden Ausdruck an:

$$G_t = g_\alpha \cdot (\sigma_t^2)^{-3/2} \quad (\text{III.1.13})$$

Die Stofftransportgeschwindigkeit  $c$  und der Dispersionskoeffizient  $D_0$  sind mit den folgenden Beziehungen aus diesen Momenten zu erhalten:

$$c = \left[ \frac{d\mu_t}{dx} \right]^{-1} \quad (\text{III.1.14})$$

$$D_0 = \frac{1}{2} u_s^3 \cdot \left[ \frac{d\sigma_t^2}{dx} \right] \quad (\text{III.1.15})$$

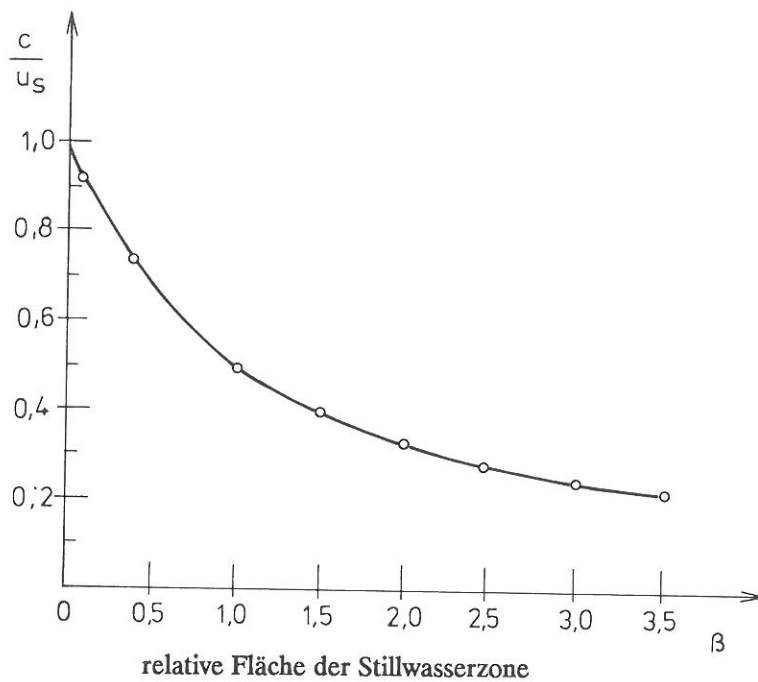


Abb. III.1.1 Stofftransportgeschwindigkeit (vgl. Gl. 2.1.16 [Valentine & Wood, (1977)])

Aus Gleichung III.1.14 folgt, daß für die Stofftransportgeschwindigkeit  $c$  im Stillwasserzonenmodell gilt:

$$c = u_s / (1 + \beta) \quad (\text{III.1.16})$$

Dies bedeutet, daß sich der Eintreffzeitpunkt des Schwerpunktes eines Konzentrationsverlaufs mit der Zunahme von  $\beta$  stark verspätet. Eine numerische Analyse von Valentine und Wood (1977) vermittelt dasselbe Bild (siehe Abb. III.1.1).

Sind Stillwasserzonen vorhanden, so kann die Abnahme der Transportgeschwindigkeit einer Verunreinigungswelle festgestellt werden. Sie wird durch die Stoffabgabe von der Front der Verunreinigungswelle an die Stillwasserzone verursacht. Der Stoff gelangt zum Ende der Verunreinigungswelle in den Hauptstrom (Stromstrich) zurück, was zu einer Schiefe des Konzentrationsverlaufs führt.

Der Dispersionskoeffizient  $D_s$  des Stillwasserzonenmodells folgt aus Gleichung III.1.15:

$$D_s = D_0 \cdot \left[ (1 + \beta)^2 + \frac{u_s \cdot L \cdot \Phi \cdot \beta}{D_0} \right] \quad (\text{III.1.17})$$

mit:  $L$  = Abstand zwischen Einleitungsstelle und Beobachtungspunkt [m]

Aus den Gleichungen III.1.9 und III.1.10 läßt sich ableiten, daß sich Varianz und Schiefe mit der Zunahme von  $\beta$  und  $\Phi$  vergrößern. Dies bedeutet, daß die Ausbreitung zunimmt, da auch der Dispersionskoeffizient mit ansteigendem  $\beta$  wächst. Für den Dispersionskoeffizienten  $D_0$  in natürlichen Flüssen leitet Fischer et al. (1979) die folgende semi-empirische Formel ab:

$$D_0 = \alpha' \cdot \frac{u_s^2 \cdot B^2}{D_y} \quad (\text{III.1.18})$$

mit:  $\alpha'$  = dimensionslose Proportionalitätskonstante [-]  
 $B$  = Breite des Flusses [m]  
 $D_y$  = transversaler Dispersionskoeffizient [ $\text{m}^2/\text{s}$ ]

Für den transversalen Dispersionskoeffizienten  $D_y$  gilt

$$D_y = k \cdot a \cdot u_* \quad (\text{III.1.19})$$

mit:  $k$  =  $0,6 \pm 0,3$  = Proportionalitätskonstante [-]  
 $a$  = mittlere Wassertiefe des Flusses [m]  
 $u_*$  = Schubspannungsgeschwindigkeit [ $\text{m}/\text{s}$ ]

Dadurch wird Gleichung III.1.18 zu:

$$D_0 = \alpha \cdot \frac{u_s^2 \cdot B^2}{a \cdot u_*} \quad \text{mit: } \alpha = \alpha' / k \quad (\text{III.1.20})$$

Fischer leitet für  $\alpha'$  einen Wert von 0,0066 ab. Dieser entspricht einem Wert von 0,011 für  $\alpha$  bei einem Wert von 0,6 für  $k$ . Unter Berücksichtigung der in Flüssen gemessenen Dispersionskoeffizienten schließt Fischer, daß die mit Gleichung III.1.18 berechneten Dispersionskoeffizienten um den Faktor vier von den tatsächlichen Werten abweichen können (Tabelle III.1.1).

Tabelle III.1.1 Dispersionskoeffizienten in Flüssen (nach Fischer et al., 1979)

Gerinne	Wassertiefe a [m]	Breite B [m]	Mittlere Strömungsgeschwindigkeit $u_s$ [m/s]	Schubspannungsgeschwindigkeit $u_*$ [m/s]	Dispersionskoeffizient (gemessen) $D_0$ [m <sup>2</sup> /s]	$\frac{D_0}{a \cdot u_*}$ [-]	$\alpha$ [-]
Chicago Ship Canal	8,07	48,8	0,27	0,0191	3,0	207	0,003
Sacramento River	4,00	-	0,53	0,051	15	74	-
River Derwent	0,25	-	0,38	0,14	4,6	131	-
South Platte River	0,46	-	0,66	0,069	16,2	510	-
Yuma Mesa A Canal	3,45	-	0,68	0,345	0,76	8,6	-
Trapezförmige Laborrinne mit rauhen Wänden	0,035 0,047 0,035 0,035 0,021 0,021	0,40 0,43 0,40 0,34 0,33 0,19	0,25 0,45 0,45 0,44 0,45 0,46	0,0202 0,0359 0,0351 0,0348 0,0328 0,0388	0,123 0,253 0,415 0,250 0,400 0,220	174 150 338 205 392 270	0,009 0,011 0,016 0,014 0,012 0,023
Green-Duwamish River, Washington	1,10	20	-	0,049	6,5 - 8,5	120-160	-
Missouri River	2,70	200	1,55	0,074	1500	7500	0,003
Copper Creek, Virginia (unterhalb Pegel)	0,49 0,85 0,49	16 18 16	0,27 0,60 0,26	0,080 0,100 0,080	20 21 9,5	500 250 245	0,042 0,015 0,022
Clinch River, Tennessee	0,85 2,10 2,10	47 60 53	0,32 0,94 0,83	0,067 0,104 0,107	14 54 47	235 245 210	0,004 0,004 0,005
Copper Creek, Virginia (oberhalb Pegel)	0,40	19	0,16	0,116	9,9	220	0,050
Powell River Tennessee	0,85	34	0,15	0,055	9,5	200	0,017
Cinch River, Virginia	0,58	36	0,21	0,049	8,1	280	0,004
Coachella Canal, California	1,56	24	0,71	0,043	9,6	140	0,002

Die Gleichungen (III.1.18) und (III.1.19) bieten die Möglichkeit, den longitudinalen Dispersionskoeffizienten unmittelbar aus den hydraulischen Merkmalen des Flusses zu berechnen.

Für die Schubspannungsgeschwindigkeit  $u_*$  gilt:

$$u_* = (u_* \cdot \sqrt{g}) / C \quad (\text{III.1.21})$$

mit:  $g$  = Schwerkraftbeschleunigung  
 $C$  = Chézy-Koeffizient

[m/s<sup>2</sup>]  
[m<sup>1/2</sup>/s]

Der Chézy-Koeffizient  $C$  wird im Rheinalarmmodell mit folgender Formel berechnet:



$$C = 25 \cdot (a/k_n)^{1/6} \quad (\text{III.1.21})$$

mit: a = Wassertiefe [m]  
 $k_n$  = Konstante von Nikuradse (für den Rhein  $k_n=0,2$ ) [m]

Mit den Momenten des Konzentrationsverlaufs (Gleichungen III.1.7 bis III.1.10) lautet die abgebrochene Edgeworths Form der Gram-Charlier Reihen Typ A (nur der erste Term wird benutzt)

$$\begin{aligned} \phi_E(L,t) \approx \frac{m_t}{\sqrt{(2\pi\sigma_t^2)}} \exp\left[\frac{-(t - \mu_t)^2}{2\sigma_t^2}\right] \cdot \\ \cdot \left[1 + \frac{g_t}{6\sigma_t^3} \cdot H_3 \cdot \left[\frac{t - \mu_t}{\sigma_t}\right] + \dots\right] \end{aligned} \quad (\text{III.1.23})$$

mit:  $H_3(z) = z^3 - 3z =$  (3. Hermitesche Polynom) [-]

Merkmal dieser Rekonstruktion ist, daß die Momente des wirklichen Konzentrationsverlaufs  $\phi(L,t)$  und die der Annäherung  $\phi_E(L,t)$  gleich groß sind. In der Praxis lassen sich Differenzen zwischen den Konzentrationsverläufen  $\phi(L,t)$  und  $\phi_E(L,t)$  nur selten beobachten.

Bedingung für eine gute Übereinstimmung zwischen  $\phi(L,t)$  und  $\phi_E(L,t)$  ist, daß der absolute Wert des Schiefekoeffizienten

$$|G_t| = \left| \frac{g_t}{\sigma_t^3} \right| \quad (\text{III.1.24})$$

allenfalls geringfügig größer als 1 ist.

### III.2 Stillwasserzonenmodell

Wenn  $[D_0/u_s^2] \ll [L/u_s]$  und daher  $[D_0/u_s^2]^2 \ll [D_0 \cdot L/u_s^3]$ , können mit Hilfe der Gleichungen III.1.7 bis III.1.10 die folgenden Annäherungen durchgeführt werden.

$$\mu_t \approx (L/u_s) \cdot (1 + \beta) \quad (\text{III.2.1})$$

$$\sigma_t^2 \approx \left[ \frac{2D_0 \cdot L}{u_s^3} \right] \cdot (1 + \beta)^2 + \frac{2\phi \cdot \beta \cdot L^2}{u_s^2} = \frac{2D_0 \cdot L}{u_s^3} \cdot \left[ (1 + \beta)^2 + \frac{\phi \cdot \beta \cdot u_s \cdot L}{D_0} \right] \quad (\text{III.2.2})$$

Mit dem Ausdruck der Stofftransportgeschwindigkeit c nach Gleichung III.1.16 gilt nun:

$$\mu_t = L/c \quad (\text{III.2.3})$$

Mit Hilfe des Ausdrucks für den Stillwasserzonen-Dispersionskoeffizienten  $D_s$  (Gleichung III.1.17) und

$$L/u_s = t \quad (\text{III.2.4})$$

geht Gleichung III.2.2 über in:

$$\sigma_t^2 = 2 \cdot D_s \cdot t \cdot (1/u_s^2) \quad (\text{III.2.5})$$

Gleichung (III.1.23) läßt sich aufgrund der Gleichungen (III.1.7), (III.1.13), (III.2.3) und (III.2.5) transformieren in:

$$\begin{aligned} \phi_E(L,t) \approx & \frac{M/Q}{\sqrt{(4\pi D_s t/u_s^2)}} \exp \left[ \frac{-(t - L/c)^2}{4D_s t/u_s^2} \right] \cdot \\ & \cdot \left[ 1 + \frac{G_t}{6} \cdot H_3 \cdot \left[ \frac{(t - L/c)}{\sqrt{(2D_s t/u_s^2)}} \right] + \dots \right] \end{aligned} \quad (\text{III.2.6})$$

Wenn

- (a) für die Fließgeschwindigkeit  $u_s$  der Ausdruck nach Gleichung III.1.16 und
  - (b) für den Stillwasserzonen-Dispersionskoeffizienten  $D_s$  der Ausdruck nach Gleichung III.1.17, mit Vernachlässigung des zweiten Terms, substituiert wird,
- dann ergibt sich für Gleichung III.2.6 der folgende Ausdruck:

$$\begin{aligned} \phi_E(L,t) \approx & \frac{M/Q}{\sqrt{(4\pi D_0 t/c^2)}} \exp \left[ \frac{-(t - L/c)^2}{4D_0 t/c^2} \right] \cdot \\ & \cdot \left[ 1 + \frac{G_t}{6} \cdot H_3 \cdot \left[ \frac{(t - L/c)}{\sqrt{(2D_0 t/c^2)}} \right] + \dots \right] \end{aligned} \quad (\text{III.2.7})$$

Anm.: Durch die Annäherung an einen Konzentrationsverlauf mit Hilfe einer Edgeworth Reihe ist es möglich, daß negative Konzentrationen berechnet werden. Dies ist physikalisch unmöglich. Negative Werte werden berechnet, da in die Annäherung ein hermitesches Polynom aufgenommen wurde. Eine Analyse dieses Phänomens zeigt, daß sich, sofern  $G_t$  nicht zu groß ist, negative Werte nur zu Zeiten weit vor dem Auftritt des Konzentrationsmaximums ergeben. In der Praxis wird die in der Natur auftretende Konzentration zu diesen Zeiten jedoch sehr klein bzw. vernachlässigbar sein (Van Mazijk & Verwoerd, Okt. 1989).

### III.3 Parameter

Bei gegebener Fließgeschwindigkeit  $u_s$  und Stofftransportgeschwindigkeit  $c$  läßt sich der Stillwasserzonen-Parameter  $\beta$  berechnen nach:

$$\beta = (u_s/c) - 1 \quad (\text{III.3.1})$$

Der Dispersionskoeffizient  $D_0$  aus dem Alarmmodell wird nach Gleichung III.1.20 ermittelt. Der Wert von  $\alpha$  aus dieser Formel läßt sich, bei gegebenem Dispersionskoeffizienten  $D_s$ , über die Gleichungen III.1.17 bis III.1.21 wie folgt berechnen:

$$\alpha = \frac{D_s}{(1 + \beta)^2} \cdot \frac{a \cdot u_s}{u_s^2 \cdot B_s^2} = \frac{D_s}{(1 + \beta)^3} \cdot \frac{a \cdot \sqrt{g}}{c \cdot B_s^2 \cdot C} \quad (\text{III.3.2})$$

Bei dieser Ableitung von  $\alpha$  wurde der zweite Term aus Gleichung III.1.17 vernachlässigt, da es sich zeigte, daß dieser für den Rhein um eine Zehnerpotenz kleiner ist als der erste Term

$$D_0 \cdot (1 + \beta)^2 \gg u_s \cdot L \cdot \Phi \cdot \beta \quad (\text{III.3.3})$$

Mit Hilfe der Gleichungen III.1.5, III.1.6, III.1.11, III.1.12 und dem experimentellen Ergebnis, daß sich bei einem rechteckigen Querschnitt mit Stillwasserzonen im Sohlen- oder Uferbereich die Austauschgeschwindigkeit  $E$  aus

$$E \approx 0,02 \cdot u_s \quad (\text{III.3.4})$$

ermitteln läßt (Van Mazijk et al., 1989) gilt für das linke Glied der Gleichung III.3.3:

$$u_s \cdot L \cdot \Phi \cdot \beta = \frac{Q \cdot \beta^2}{0,02 \cdot \alpha_s \cdot P_s} \quad (\text{III.3.5})$$

Setzt man für den Rhein repräsentative Werte an ( $Q=2000 \text{ m}^3/\text{s}$ ,  $P_s=300 \text{ m}$ ,  $\alpha_s=0,5$ ,  $\beta=0,1$ ), so wird für den zweiten Term aus Gleichung III.1.17 ein Wert von etwa  $7 \text{ m}^2/\text{s}$  ermittelt. Dieser Wert ist bedeutend niedriger als derjenige des longitudinalen Dispersionskoeffizienten  $D_0$  ( $\approx 300$  bis über  $500 \text{ m}^2/\text{s}$ ; vgl. Leibundgut, Bremicker u. Wiesner (1990)), der für den Rhein berechnet werden kann (s. a. Abbildung 4.1.2).

## ANLAGE IV PARAMETERSCHÄTZUNGSMODELL SAMF

### IV.1 Modellgrundlage

Die Berechnung der Parameter der mittleren Stofftransportgeschwindigkeit  $c$  und des longitudinalen Dispersionskoeffizienten  $D_s$  aus den Markierversuchen 04/89 und 09/90 erfolgte über das Programmsystem SAMF (Bremicker, 1989) der Universität Freiburg. Der zugrundeliegende Modellansatz ist die analytische Lösung der Konvektions-Dispersions-Transportgleichung für Flußteilstrecken (Becker & Sosnowski, 1969). Die Lösung der Konvektions-Dispersions-Transportgleichung für Flußteilstrecken lautet (siehe Absatz IV.3):

$$\phi(x_n, t) = \int_0^t \phi(x_{n-1}, t - \tau) \cdot h(\tau) d\tau \quad (\text{IV.1.1})$$

$$h(\tau) = \frac{(x_n - x_{n-1})}{\tau \cdot \sqrt{4\pi D_s \tau}} \exp \left[ -\frac{[(x_n - x_{n-1}) - c\tau]^2}{4D_s \tau} \right] \quad (\text{IV.1.2})$$

mit:  $h(\tau)$  = Systemfunktion [s<sup>-1</sup>]  
 $x_n$  = Flußkilometrierung des Profils  $n$  [m]

Diese Gleichung beschreibt die Stoffausbreitung innerhalb einer Flußteilstrecke durch die mathematische Faltung der Konzentrationsganglinie  $\phi(x_{n-1})$  mit der Systemfunktion  $h(\tau)$ . Dieses Berechnungsverfahren ermöglicht die Berechnung der spezifischen Werte der Transportparameter innerhalb einer Flußteilstrecke aus den gemessenen Konzentrationsganglinien zu Beginn und Ende der diesbezüglichen Flußteilstrecke.

### IV.2 Berechnungsverfahren

Bei der Analyse von Stoffausbreitungen zur Berechnung von mittlerer Stofftransportgeschwindigkeit  $c$  und longitudinalem Dispersionskoeffizienten  $D_s$  findet im Programmpaket SAMF zunächst eine Vorschätzung dieser Parameter nach der Momentenmethode Anwendung. Aus dieser Vorschätzung werden Startwerte, sowie obere und untere Grenzwerte für eine anschließende Parameteroptimierung über ein nichtlineares Kleinste-Quadrate-Verfahren berechnet.

Der Vorschätzung über das Momentenverfahren liegt als Optimalitätskriterium die Übereinstimmung der statistischen Momente von gemessenem und modelliertem Konzentrationsverlauf zugrunde. Die Modellparameter  $c$  und  $D_s$  lassen sich wie folgt berechnen (Plate, 1984):

$$c = (\Theta \cdot (x_n - x_{n-1})) / M_{m1} \quad (\text{IV.2.1})$$

$$D_s = (M_{m2} \cdot c^3) / (2(x_n - x_{n-1}) \cdot \Theta) \quad (\text{IV.2.2})$$

mit:  $\Theta$  = Tracerverlustrate [-]  
 $M_{m1}$  = 1. Moment der Systemfunktion [s]  
 $M_{m2}$  = 2. Moment der Systemfunktion [s<sup>2</sup>]

wobei:  $M_{m1} = M_{b1} - M_{a1}$   
 $M_{m2} = M_{b2} - M_{a2}$

$$\Theta = \frac{\sum_{i=1}^n \phi_n(t)}{\sum_{i=1}^n \phi_{n-1}(t)} \quad (\text{IV.2.3})$$

$$M_{a1} = \frac{\sum_{i=1}^n (\phi_n(i) \cdot \delta t \cdot i)}{\sum_{i=1}^n (\phi_n(i))} \quad (\text{IV.2.4})$$

$$M_{b1} = \frac{\sum_{i=1}^n (\phi_{n-1}(i) \cdot \delta t \cdot i)}{\sum_{i=1}^n (\phi_{n-1}(i))} \quad (\text{IV.2.5})$$

$$M_{a2} = \frac{\sum_{i=1}^n [(i \cdot \delta t - M_{a1})^2 \cdot \phi_n(i)]}{\sum_{i=1}^n (\phi_n(i))} \quad (\text{IV.2.6})$$

$$M_{b2} = \frac{\sum_{i=1}^n [(i \cdot \delta t - M_{b1})^2 \cdot \phi_{n-1}(i)]}{\sum_{i=1}^n (\phi_{n-1}(i))} \quad (\text{IV.2.7})$$

mit:  $\phi_n(i)$  = Konzentration an Profil n bei Zeitschritt i [mg/m<sup>3</sup>]  
 $\delta t$  = Diskretisierungszeitschritt [s]

Der Parameter  $\Theta$  berücksichtigt als konstante Tracerverluste Verluste durch Abbau, Verdünnung und unvollständiger Erfassung des Tracers. Da der Abfluß an den Meßstellen in der Regel nicht genau bekannt ist, können Abflußunterschiede zwischen Profil n und n-1 nicht berücksichtigt werden.

Eine Berechnung der Parameter nach dieser Methode liefert jedoch nur bei einer Normalverteilung der Variablen effiziente Schätzungen, die jedoch bei dem longitudinalen Konzentrationsverlauf eines Stoffes im Fließgewässer im allgemeinen nicht gegeben ist. Außerdem reagiert diese Methode empfindlich auf fehlerhafte Meßwerte mit wachsendem Abstand von der Schwerachse des Stoffdurchgangs, da das zweite Moment über den quadratischen Abstand der Meßwerte von der Schwerachse berechnet wird. Die Parameterschätzung nach dem Momentenverfahren kann aus diesen Gründen zu unbefriedigenden Ergebnissen führen. Daher findet, in Übereinstimmung mit den

Empfehlungen des DVWK (1987) eine anschließende Parameteroptimierung Anwendung. Hier stellt die Minimierung der Summe der quadratischen Abweichungen zwischen gemessenen und modellierten Konzentrationsverlauf das Optimierungskriterium dar. Das hierbei verwendete Verfahren der Gauss-Newton Iteration (Hartley, 1961 und Jennrich & Sampson, 1968) orientiert sich an den partiellen Ableitungen der Modellfunktion nach den einzelnen Parametern (Sensitivitätsanalyse).

Prinzip der Parameteroptimierung über eine Gauss-Newton Iteration ist die Auflösung des bestimmten, linearen Gleichungssystems (siehe zur Erläuterung Absatz IV.4):

$$\sum_{j=1}^m \left[ \sum_{k=1}^n (S_{i,k} \cdot S_{j,k}) \cdot dP_j \right] = \sum_{k=1}^n (S_{i,k} \cdot dY_k), \text{ mit } i=1, m \quad (\text{IV.2.8})$$

mit: m = Anzahl der Parameter [-]  
n = Anzahl der Konzentrationswerte [-]  
 $S_{i,k}$  = Ableitung der Modellfunktion nach Parameter  $P_i$  zum Zeitschritt k [-]  
 $dY_k$  = Differenz zwischen gemessenen und modellierten Konzentrationsverlauf zum Zeitschritt k [-]

Die Lösung ergibt Korrekturschritte  $dP_j$ , die bei Addition zu den Anfangswerten der Parameter  $P_i$  einen verbesserten Parametersatz ergeben. Mehrmalige Wiederholung dieses Berechnungsverfahrens bei jeweils verbesserten Parametersätzen ermöglichen eine iterative Minimierung der Summe der Abweichungsquadrate zwischen gemessenem und modelliertem Konzentrationsverlauf. Durch Übertragung dieses Ansatzes auf das Faltungsintegral nach Gleichung IV.1.1 erhält man ein effizientes Verfahren zur Schätzung von mittlerer Stofftransportgeschwindigkeit (c) und longitudinalen Dispersionskoeffizienten ( $D_s$ ).

### IV.3 Konvektions-Dispersions-Transportgleichung

Die Konvektions-Dispersions-Gleichung stellt die theoretische Form zur Berechnung der Konzentration in einer Teilstrecke, mit einem Konzentrationsverlauf als Randbedingung am Anfang der Teilstrecke, dar. Die eindimensionale Konvektions-Dispersions-Gleichung lautet:

$$\frac{\delta \phi(x,t)}{\delta t} + u \cdot \frac{\delta \phi(x,t)}{\delta x} - D \cdot \frac{\delta^2 \phi(x,t)}{\delta x^2} = 0 \quad (\text{IV.3.1})$$

Zur Lösung dieser Differenzialgleichung benötigt man zwei Randbedingungen und eine Anfangsbedingung.

Randbedingung

$$\text{a. } \lim_{x \rightarrow \infty} \phi(x,t) = 0 \quad (\text{IV.3.2})$$

$$\text{b. } \phi(0,t) = c_0(t) \quad (\text{IV.3.3})$$

wobei  $c_0(t)$  jede beliebige Funktion von t sein kann.

Anfangsbedingung

$$\phi(x,0) = 0 \quad (\text{IV.3.4})$$

und keine Konzentration für  $t \leq 0$ .

Unter Anwendung der Laplace-Transformation

$$\Gamma(x,p) = \int_0^{\infty} e^{-pt} \phi(x,t) dt \quad (\text{IV.3.5})$$

werden die Gleichungen IV.3.1 bis IV.3.4:

$$e^{-pt} \phi(x,t) \Big|_0^{\infty} + p \cdot \Gamma(x,p) + u \cdot \frac{\delta \Gamma(x,p)}{\delta x} - D \cdot \frac{\delta^2 \Gamma(x,p)}{\delta x^2} = 0 \quad (\text{IV.3.6})$$

$$\lim_{x \rightarrow \infty} \Gamma(x,p) = 0 \quad (\text{IV.3.7})$$

$$\Gamma(0,p) = \int_0^{\infty} e^{-pt} c_0(t) dt = c_0(p) \quad (\text{IV.3.8})$$

$$\Gamma(x,0) = 0 \quad (\text{IV.3.9})$$

Weil weiter gilt:

$$e^{-pt} \phi(x,t) \Big|_0^{\infty} = -\phi(x,0) = 0 \quad (\text{nach Gleichung IV.3.4})$$

wird Gleichung IV.3.6:

$$p \cdot \Gamma + u \cdot \frac{\delta \Gamma}{\delta x} - D \cdot \frac{\delta^2 \Gamma}{\delta x^2} = 0 \quad (\text{IV.3.10})$$

Eine allgemeine Lösung von Gleichung IV.3.10 wird gegeben durch:

$$\Gamma(x,p) = c_1 \exp [\Omega_1 \cdot x] + c_2 \exp [\Omega_2 \cdot x] \quad (\text{IV.3.11})$$

mit

$$\Omega_1 = \frac{u}{2 \cdot D} - \frac{\sqrt{(u^2 + 4 \cdot D \cdot p)}}{2 \cdot D}$$

$$\Omega_2 = \frac{u}{2 \cdot D} + \frac{\sqrt{(u^2 + 4 \cdot D \cdot p)}}{2 \cdot D}$$

Wegen Gleichung IV.3.7 ist  $c_2 = 0$  und wird Gleichung IV.3.11 daher:

$$\Gamma(x, p) = c_1 \exp [\Omega_1 \cdot x] \quad (\text{IV.3.12})$$

Wegen Gleichung IV.3.8 gilt:

$c_1 = c_0(p)$  ( $x=0$  substituieren), wodurch die Lösung von Gleichung IV.3.10 schließlich wird:

$$\Gamma(x, p) = c_0(p) \cdot \exp \left[ \frac{u \cdot x}{2 \cdot D} - \frac{x}{D} \cdot \sqrt{\left( \frac{u^2}{4D} + p \right)} \right] \quad (\text{IV.3.13})$$

Mit  $\epsilon_1 = x / (\sqrt{D})$  und  $\epsilon_2 = (u^2) / (4D)$  kann man Gleichung IV.3.13 auch wie folgt schreiben:

$$\Gamma(x, p) = c_0(p) \cdot \exp \left( \epsilon_1 \cdot \sqrt{\epsilon_2} \right) \cdot \exp \left[ -\epsilon_1 \cdot \sqrt{(p + \epsilon_2)} \right] \quad (\text{IV.3.14})$$

Um jetzt die gesuchte Lösung für Gleichung IV.3.1 (einen Ausdruck für die Konzentration  $\phi(x, t)$ ) zu finden, muß man Gleichung IV.3.14 zurücktransformieren. Wenn mit dem Symbol  $\mathcal{L}$  die Laplace-Transformation angegeben wird, kann man die folgenden Funktionen definieren:

$$F(p) = \mathcal{L} [f(\tau)] = \exp \left( \epsilon_1 \cdot \sqrt{\epsilon_2} \right) \cdot \exp \left[ -\epsilon_1 \cdot \sqrt{(p + \epsilon_2)} \right] \quad (\text{IV.3.15})$$

und

$$G(p) = \mathcal{L} [g(\tau)] = c_0(p) \quad (\text{IV.3.16})$$

oder

$$\Gamma(x, p) = F(p) \cdot G(p) \quad (\text{IV.3.17})$$



Wegen Gleichung IV.3.8 gilt:

$$g(\tau) = c_0(\tau) \quad (\text{IV.3.18})$$

Mit den Laplace-Transformationseigenschaften für die Zurücktransformation (die Zurücktransformation wird angegeben mit  $\mathfrak{f}^{-1}$ )

$$\mathfrak{f}^{-1}[A \cdot H(p)] = A \cdot \mathfrak{f}^{-1}[H(p)] \quad (\text{IV.3.19})$$

$$\mathfrak{f}^{-1}[A \cdot H(p + \epsilon)] = A \cdot \exp(-\epsilon\tau) \cdot \mathfrak{f}^{-1}[H(p)] \quad (\text{IV.3.20})$$

kann für  $f(\tau)$ , unter Berücksichtigung von Gleichung (IV.3.15), geschrieben werden:

$$\begin{aligned} f(\tau) &= \mathfrak{f}^{-1}[F(p)] = \mathfrak{f}^{-1}\left[\exp(\epsilon_1 \cdot \sqrt{\epsilon_2}) \cdot \exp\left[-\epsilon_1 \cdot \sqrt{p + \epsilon_2}\right]\right] \\ &= \exp(\epsilon_1 \cdot \sqrt{\epsilon_2}) \cdot \exp(-\epsilon_2\tau) \cdot \mathfrak{f}^{-1}\left[\exp(-\epsilon_1 \cdot \sqrt{p})\right] = \\ &= \exp(\epsilon_1 \cdot \sqrt{\epsilon_2}) \cdot \exp(-\epsilon_2\tau) \cdot \frac{\epsilon_1}{2 \cdot \sqrt{(\pi \cdot \tau^3)}} \cdot \exp\left[\frac{-\epsilon_1^2}{4 \cdot \tau}\right] \end{aligned} \quad (\text{IV.3.21})$$

Ersetzt man  $\epsilon_1$  und  $\epsilon_2$  wieder durch  $x/\sqrt{D}$ , bzw.  $(u^2)/(4D)$ , dann wird Gleichung IV.3.21:

$$f(\tau) = \frac{x}{2 \cdot \sqrt{(\pi \cdot D \cdot \tau^3)}} \cdot \exp\left[-\frac{(x - u \cdot \tau)^2}{4 \cdot D \cdot \tau}\right] \quad (\text{IV.3.22})$$

Wegen der folgenden Laplace-Transformationseigenschaft für die Zurücktransformation

$$\mathfrak{f}^{-1}[F(p) \cdot G(p)] = \int_0^t f(\tau) \cdot g(t - \tau) d\tau \quad (\text{IV.3.23})$$

wird die gesuchte Lösung mit Gleichung IV.3.18 und IV.3.22 zu

$$\Phi(x, t) = \mathfrak{f}^{-1}[\Phi(x, p)] = \mathfrak{f}^{-1}[F(p) \cdot G(p)]$$

oder

$$\Phi(x,t) = \int_0^t c_0(t-\tau) \cdot \frac{x}{2 \cdot \sqrt{(\pi \cdot D \cdot \tau^3)}} \cdot \exp\left[-\frac{(x-u \cdot \tau)^2}{4 \cdot D \cdot \tau}\right] d\tau \quad (\text{IV.3.24})$$

#### IV.4 Iteratives nichtlineares »Kleinste-Quadrate-Verfahren«

Die Veränderung eines Wertes einer (Modell-)Funktion  $YG = f(k, P_1, P_2, \dots, P_m)$  an der Stelle  $k$  durch Veränderung eines ihrer Parameter  $P_i$  läßt sich in Form einer Taylor'schen Reihe ausdrücken:

$$f(k, P_i + dP_i) = f(k, P_i) + \frac{\delta f(k, P_i)}{\delta P_i} \cdot dP_i + \frac{1}{2!} \frac{\delta^2 f(k, P_i)}{\delta P_i^2} \cdot dP_i + \dots \quad (\text{IV.4.1})$$

Sind die Schritte  $dP_i$  klein, dann können die zweite und höhere Ableitungen der Modellfunktion  $YG$  nach den jeweiligen Parametern  $P_i$  vernachlässigt werden. Die Veränderung eines Funktionswertes kann dann als die Summe der durch die einzelnen Parameteränderungen erwirkten Teiländerungen ausgedrückt werden. Angewandt auf die Problematik der Anpassungsrechnung, wird die Differenz zwischen entsprechenden Werten einer gegebenen Funktion  $Y$  (gemessene Werte) und der Modellfunktion  $YG$  an der Stelle  $k$  erhalten als:

$$dY_k = Y_k - YG_k = \frac{\delta YG_k}{\delta P_1} \cdot dP_1 + \frac{\delta YG_k}{\delta P_2} \cdot dP_2 + \dots + \frac{\delta YG_k}{\delta P_m} \cdot dP_m \quad (\text{IV.4.2})$$

wobei:  $m$  = Anzahl der zu bestimmenden Parameter

Die partiellen Ableitungen  $\delta YG_k / \delta P_i = S_{i,k}$  werden als Sensitivitäten bezeichnet. Sensitivitäten können durch Differenzquotienten der Form  $dYG_k / dP_i$  ersetzt werden, sofern die Differentiation der Modellfunktion zu aufwendig oder unmöglich ist.

Die zu modellierenden Funktionen (Ganglinien) sind durch  $n$  diskrete (Meß-)Werte  $Y_k$  gegeben. Durch Berechnung entsprechender Werte  $YG_k$  und der Sensitivitäten  $S_{i,k}$  für einen geschätzten Satz von Parametern ergibt sich das überbestimmte ( $n > m$ ) Gleichungssystem:

$$dY_k = \sum_{i=1}^m (S_{i,k} \cdot dP_i) \quad \text{mit } k = 1, \dots, n \quad (\text{IV.4.3})$$

Nach dem Prinzip der kleinsten Fehlerquadrate sollen die Korrekturwerte  $dP_i$  so bestimmt werden, daß

$$F = \sum_{k=1}^n (dY_k)^2 = \text{minimal} \quad (\text{IV.4.4})$$

Da es sich bei Gleichung (IV.4.3) um ein lineares Gleichungssystem handelt (bei der Ableitung sind die Nichtlinearitäten aus Gleichung (IV.4.1) weggelassen), läßt es sich durch Nullsetzen der

Ableitungen  $\delta F/\delta P_i$  auf das folgende bestimmte, ebenfalls lineare System von  $m$  »Normalgleichungen« reduzieren:

$$\begin{aligned} & \sum_{k=1}^n (S_{i,k} \circ S_{1,k}) \circ dP_1 + \sum_{k=1}^n (S_{i,k} \circ S_{2,k}) \circ dP_2 + \dots + \sum_{k=1}^n (S_{i,k} \circ S_{m,k}) \circ dP_m = \\ & = \sum_{k=1}^n (S_{i,k} \circ dY_k) \quad \text{mit } i = 1, \dots, m \end{aligned}$$

oder kurz

$$\sum_{j=1}^m \left( \sum_{k=1}^n (S_{i,k}, S_{j,k}) \circ dP_j \right) = \sum_{k=1}^n (S_{i,k} \circ Y_k) \quad \text{mit } i = 1, \dots, m$$

## ANLAGE V VORHERSAGEVERBESSERUNGEN IN ABHÄNGIGKEIT DER ENTWICKLUNGSSTUFEN DES RHEINALARMMODELLS

In der Entwicklungsphase des Rheinalarmmodells sind verschiedene Stufen zu unterscheiden:

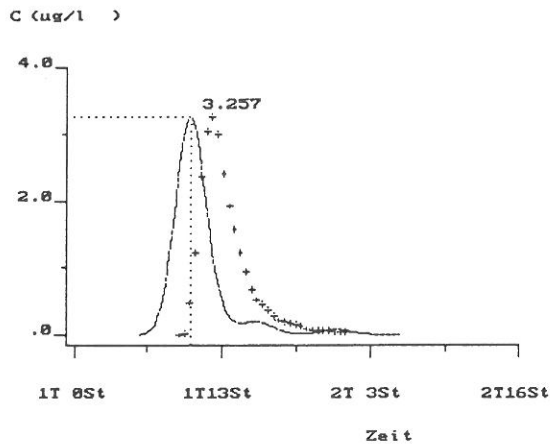
- In der Version 1.0 werden Stillwasserzoneneinflüsse nicht berücksichtigt (entspricht  $\beta=0$  bei Version 2.0). Die Formulierung des Dispersionskoeffizienten wird als Funktion des Abflusses und der Fließgeschwindigkeit vorgenommen (s. Gleichung 2.2.7).
- Bei der Entwicklung der Version 2.0 erfolgte zunächst die Formulierung des Dispersionskoeffizienten nach Fischer (s. Gleichung 2.2.4) mit der Einführung der Proportionalitätskonstanten  $\alpha$ .
- Anschließend wurden durch die Einführung des Parameters  $\beta$  die Einflüsse von Stillwasserzonen berücksichtigt und eine Korrektur der zu berechnenden Laufzeiten ermöglicht.
- Durch den Einbau eines Hermit-Polynoms konnte abschließend die Schiefe berücksichtigt werden, die gemessene Tracerdurchgänge infolge des Einflusses von Stillwasserzonen aufweisen.

Die nachfolgenden Abbildungen V.1 bis V.3 verdeutlichen graphisch die Vorhersageverbesserungen in Abhängigkeit der Entwicklungsstufen des Rheinalarmmodells. Es zeigt sich, daß besonders die Formulierung des Dispersionskoeffizienten nach Fischer und die Berücksichtigung von Stillwasserzoneneinflüssen zur besseren Reproduzierung gemessener Kurvenverläufe beitragen und somit zu genaueren Resultaten bezüglich der Vorhersage führen.

Als Eingabedaten wurden die Ergebnisse dreier Stationen (Kehl, Fluß-km 294,15; Maximiliansau, Fluß-km 362,0; Mainz, Fluß-km 498,5) des Markierversuches 04/89 Village Neuf - Niederlande gewählt. Der mittlere Abfluß am Pegel Rheinfeldern betrug am Tag der Einspeisung  $1169 \text{ m}^3/\text{s}$ .

Rheinalarmmodell Version 1.0  
( $\beta = 0$ ; ohne Schiefe)

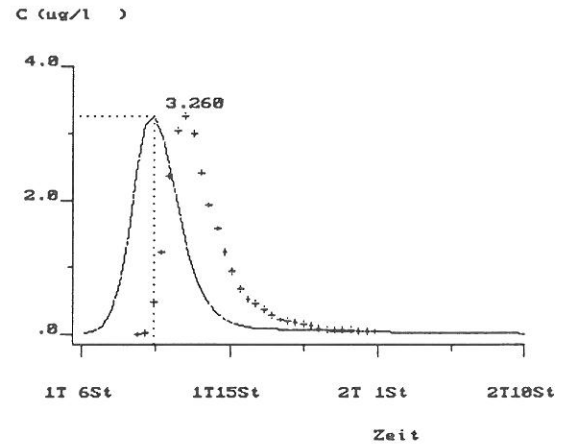
Einspeisung Rh-km 174.1(K)  
Beobachtungspunkt Rh-km 294.15  
Disp. Koeffizient 86 [m<sup>2</sup>/s]



gemessene Laufzeit [d] = 1.52  
berechnete Laufzeit [d] = 1.44  
Laufzeitabweichung [%] = 5

Rheinalarmmodell Version 2.0  
( $\beta = 0$ ; ohne Schiefe)

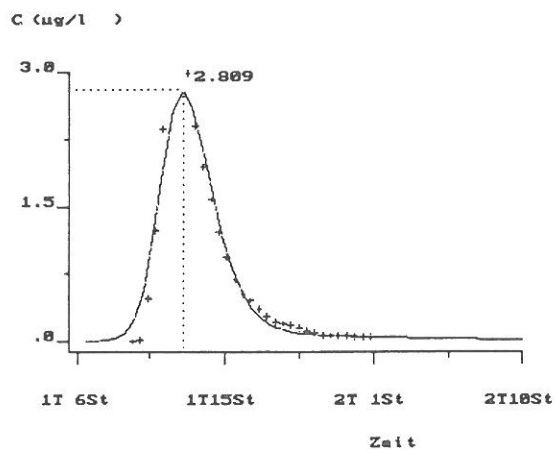
Einspeisung Rh-km 174.1(K)  
Beobachtungspunkt Rh-km 294.15  
Disp. Koeffizient 75 [m<sup>2</sup>/s]



gemessene Laufzeit [d] = 1.52  
berechnete Laufzeit [d] = 1.44  
Laufzeitabweichung [%] = 5

Rheinalarmmodell Version 2.0  
( $\beta =$  kalibriert; ohne Schiefe)

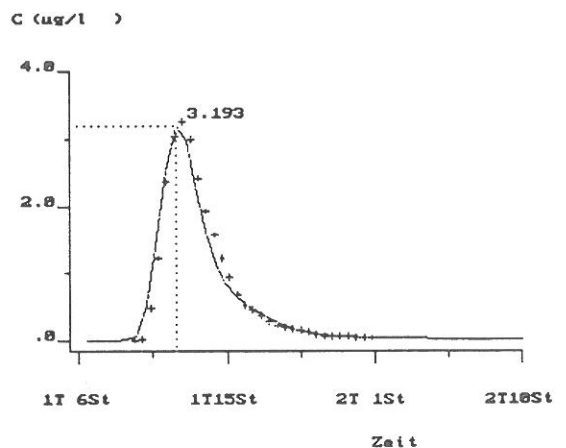
Einspeisung Rh-km 174.1(K)  
Beobachtungspunkt Rh-km 294.15  
Disp. Koeffizient 76 [m<sup>2</sup>/s]



gemessene Laufzeit [d] = 1.52  
berechnete Laufzeit [d] = 1.53  
Laufzeitabweichung [%] = -1

Rheinalarmmodell Version 2.0  
( $\beta =$  kalibriert; mit Schiefe)

Einspeisung Rh-km 174.1(K)  
Beobachtungspunkt Rh-km 294.15  
Disp. Koeffizient 76 [m<sup>2</sup>/s]

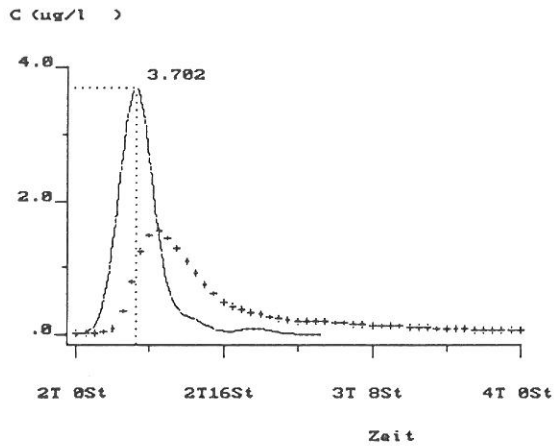


gemessene Laufzeit [d] = 1.52  
berechnete Laufzeit [d] = 1.50  
Laufzeitabweichung [%] = 1

Abb. V.1 Modellvergleich Station Kehl, Markerversuch 04/89

Rheinalarmmodell Version 1.0  
( $\beta = 0$ ; ohne Schiefe)

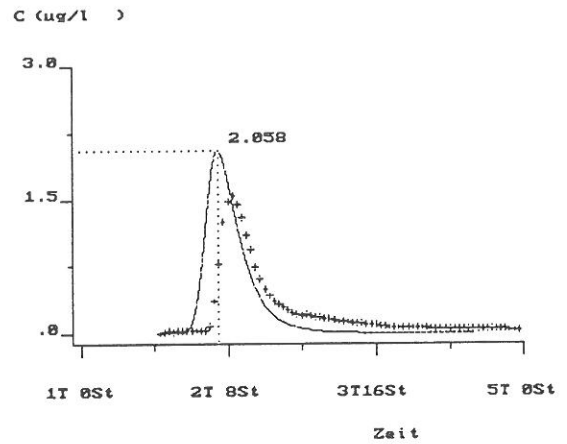
Einspeisung Rh-km 174.1(K)  
 Beobachtungspunkt Rh-km 362.0  
 Disp. Koeffizient 93 [m<sup>2</sup>/s]



gemessene Laufzeit [d] = 2.38  
 berechnete Laufzeit [d] = 2.27  
 Laufzeitabweichung [%] = 4

Rheinalarmmodell Version 2.0  
( $\beta = 0$ ; ohne Schiefe)

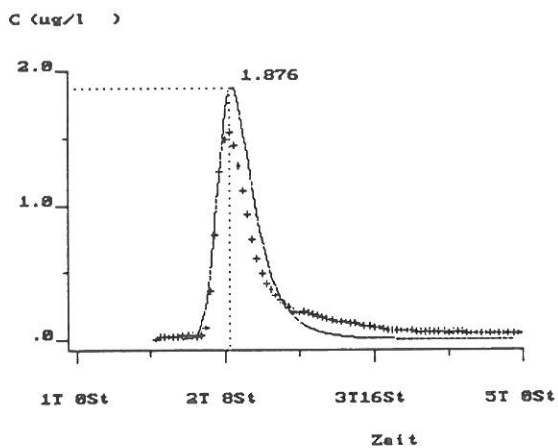
Einspeisung Rh-km 174.1(K)  
 Beobachtungspunkt Rh-km 362.0  
 Disp. Koeffizient 484 [m<sup>2</sup>/s]



gemessene Laufzeit [d] = 2.38  
 berechnete Laufzeit [d] = 2.25  
 Laufzeitabweichung [%] = 5

Rheinalarmmodell Version 1.0  
( $\beta =$  kalibriert; ohne Schiefe)

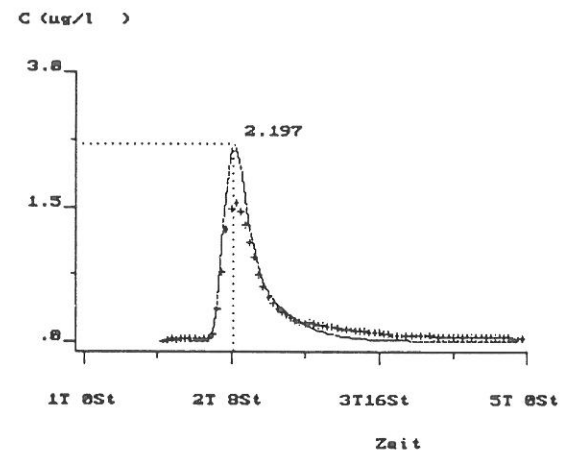
Einspeisung Rh-km 174.1(K)  
 Beobachtungspunkt Rh-km 362.0  
 Disp. Koeffizient 465 [m<sup>2</sup>/s]



gemessene Laufzeit [d] = 2.38  
 berechnete Laufzeit [d] = 2.38  
 Laufzeitabweichung [%] = 0

Rheinalarmmodell Version 2.0  
( $\beta =$  kalibriert; mit Schiefe)

Einspeisung Rh-km 174.1(K)  
 Beobachtungspunkt Rh-km 362.0  
 Disp. Koeffizient 465 [m<sup>2</sup>/s]

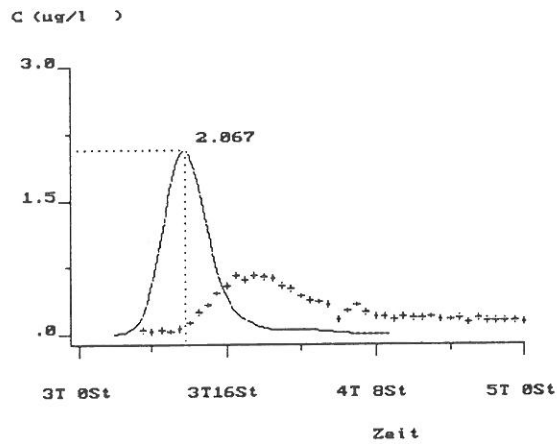


gemessene Laufzeit [d] = 2.38  
 berechnete Laufzeit [d] = 2.35  
 Laufzeitabweichung [%] = 1

Abb. V.2 Modellvergleich Station Maximiliansau, Markerversuch 04/89

Rheinalarmmodell Version 1.0  
 ( $\beta = 0$ ; ohne Schiefe)

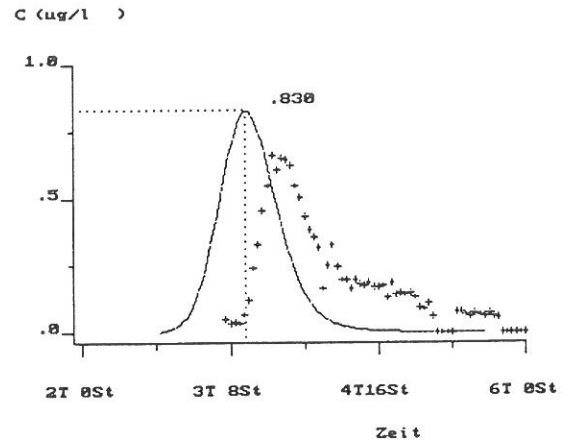
Einspeisung Rh-km 174.1(K)  
 Beobachtungspunkt Rh-km 498.5  
 Disp. Koeffizient 118 [m<sup>2</sup>/s]



gemessene Laufzeit [d] = 3.71  
 berechnete Laufzeit [d] = 3.48  
 Laufzeitabweichung [%] = 6

Rheinalarmmodell Version 2.0  
 ( $\beta = 0$ ; ohne Schiefe)

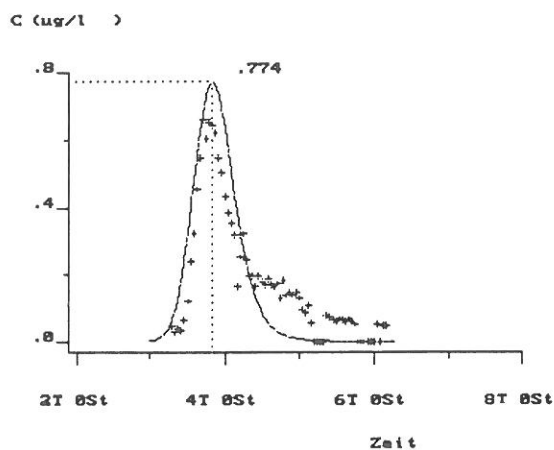
Einspeisung Rh-km 174.1(K)  
 Beobachtungspunkt Rh-km 498.5  
 Disp. Koeffizient 1310 [m<sup>2</sup>/s]



gemessene Laufzeit [d] = 3.71  
 berechnete Laufzeit [d] = 3.47  
 Laufzeitabweichung [%] = 7

Rheinalarmmodell Version 1.0  
 ( $\beta =$  kalibriert; ohne Schiefe)

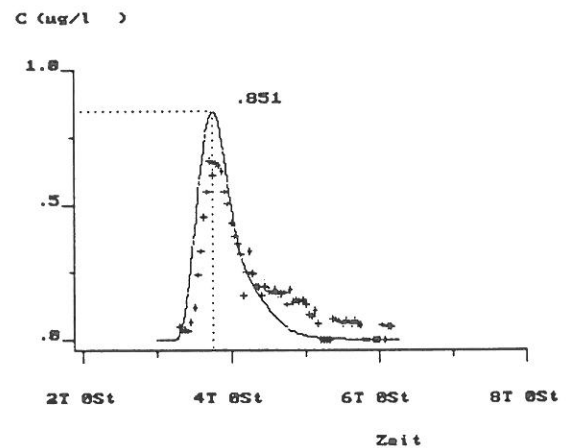
Einspeisung Rh-km 174.1(K)  
 Beobachtungspunkt Rh-km 498.5  
 Disp. Koeffizient 1212 [m<sup>2</sup>/s]



gemessene Laufzeit [d] = 3.71  
 berechnete Laufzeit [d] = 3.82  
 Laufzeitabweichung [%] = -3

Rheinalarmmodell Version 2.0  
 ( $\beta =$  kalibriert; mit Schiefe)

Einspeisung Rh-km 174.1(K)  
 Beobachtungspunkt Rh-km 498.5  
 Disp. Koeffizient 1212 [m<sup>2</sup>/s]



gemessene Laufzeit [d] = 3.71  
 berechnete Laufzeit [d] = 3.78  
 Laufzeitabweichung [%] = -1

Abb. V.3 Modellvergleich Station Mainz, Markerversuch 04/89

## VERZEICHNIS DER SYMBOLE

Symbol	Beschreibung	Dimension
a	Wassertiefe	[L]
$A_b$	speichernder Flußquerschnitt (Stillwasserzone)	[L <sup>2</sup> ]
$A_s$	stromführender Flußquerschnitt	[L <sup>2</sup> ]
B	Breite des Flusses	[L]
c	Stofftransportgeschwindigkeit	[LT <sup>-1</sup> ]
C	Chézy-Koeffizient	[L <sup>1/2</sup> T <sup>-1</sup> ]
$D_s$	longitudinaler Dispersionskoeffizient für das Stillwasserzonenmodell	[L <sup>2</sup> T <sup>-1</sup> ]
D, $D_0$	longitudinaler Dispersionskoeffizient für die eindimensionale Betrachtung	[L <sup>2</sup> T <sup>-1</sup> ]
$D_y$	transversaler Dispersionskoeffizient	[L <sup>2</sup> T <sup>-1</sup> ]
E	Austauschgeschwindigkeit	[LT <sup>-1</sup> ]
F	Massentransport	[ML <sup>-2</sup> T <sup>-1</sup> ]
g	Schwerkraftbeschleunigung (9,81 m/s <sup>2</sup> )	[LT <sup>-2</sup> ]
$g_t$	3. Moment eines Konzentrationsverlaufs in Abhängigkeit der Zeit (Schiefe)	[T <sup>3</sup> ]
$G_t$	Schiefekoeffizient	[-]
$H_3(z)$	3. Hermitesche Polynom ( $= z^3 - 3z$ )	[-]
k	Proportionalitätskonstante für den transversalen Dispersionskoeffizienten	[-]
$k_n$	Konstante von Nikuradse	[L]
$K_b$	Austauschkoeffizient (Stillwasserzone)	[T <sup>-1</sup> ]
$K_s$	Austauschkoeffizient (Stromstrich)	[T <sup>-1</sup> ]
L	Abstand zwischen Einleitungstelle und Beobachtungs- oder Berechnungspunkt	[L]
$m_t$	0. Moment des Konzentrationsverlaufs in Abhängigkeit der Zeit ( $= M/(A_s \cdot u_s)$ )	[MTL <sup>-3</sup> ]
M	Menge des eingeleiteten Stoffes	[M]
P	Kontaktlänge zwischen stromführendem und stagnanem Teil des Querschnittes	[L]
$P_s$	benetzter Umfang des stromführenden Querschnitts	[L]
Q	Abflußmenge	[L <sup>3</sup> T <sup>-1</sup> ]
t	Zeit	[T]
T	Laufzeit	[T]
$T_d$	relative Laufzeitabweichung	[-]
u	Fließgeschwindigkeit	[LT <sup>-1</sup> ]
$u_s$	mittlere Fließgeschwindigkeit im Stromstrich	[LT <sup>-1</sup> ]
$u_*$	Schubspannungsgeschwindigkeit	[LT <sup>-1</sup> ]
x	Ortskoordinate stromabwärts	[L]



VERZEICHNIS DER SYMBOLE (Forts.)

Symbol	Beschreibung	Dimension
$\alpha$	Proportionalitätskonstante zur Ermittlung des longitudinalen Dispersionskoeffizienten	[-]
$\alpha_s$	Proportionalitätskonstante	[-]
$\beta$	relative Fläche der Stillwasserzone (= $A_b/A_s$ )	[-]
$\Phi$	relative Aufenthaltszeit in der Stillwasserzone (= $u_s/(L \cdot K_b)$ )	[-]
$\mu_t$	1. Moment des Konzentrationsverlaufs in Abhängigkeit der Zeit (Mittelwert)	[T]
$\sigma_t^2$	2. Moment des Konzentrationsverlaufs in Abhängigkeit der Zeit (Varianz)	[T <sup>2</sup> ]
$\sigma$	mittlere Abweichung zwischen gemessenen und berechneten Konzentrationen hinsichtlich der gemessenen Konzentration	[-]
$\phi, \phi_0$	Konzentration	[ML <sup>-3</sup> ]
$\phi_b$	Konzentration in der Stillwasserzone	[ML <sup>-3</sup> ]
$\phi_s$	Konzentration im Stromstrich	[ML <sup>-3</sup> ]
$\phi_{bi}$	berechnete Konzentration zum Zeitpunkt $t_i$	[ML <sup>-3</sup> ]
$\phi_{mi}$	gemessene Konzentration zum Zeitpunkt $t_i$	[ML <sup>-3</sup> ]

# ANHANG



**IKSR/KHR Expertengruppe**

---

**Comité Commun d'experts de la CIPR et de la CHR**

Rheinalarmmodell Version 2.0

Gebrauchsanleitung

A. van Mazijk – Technische Universiteit Delft  
H. F. Terveer – Rijkswaterstaat, RIZA Lelystad



## INHALTSVERZEICHNIS

1.	<b>Einleitung</b> .....	5
2.	<b>Installation der Programme</b> .....	7
2.1	Hardware Spezifizierungen .....	7
2.2	SETUP-Programm .....	8
3.	<b>Allgemeines</b> .....	9
3.1	Zielsetzung und Möglichkeiten bzw. Beschränkungen des Modells .....	9
3.2	Modellaufbau .....	9
3.3	Anwendungsgebiet des Rhein Alarmmodells .....	10
3.4	Anwendung des Programms .....	11
4.	<b>Eingabe der Daten: Die Eingabemasken</b> .....	13
4.1	Allgemeines .....	13
4.2	Fehlermeldungen bei der Eingabe .....	13
4.3	Eingabemasken .....	13
5.	<b>Benutzung der Daten der täglichen Bekanntgabe</b> .....	17
5.1	Allgemeines .....	17
5.2	Veränderliche hydrologische Lage .....	17
5.3	Niedrigwasser und Grenzwerte .....	17
6.	<b>Hauptmenü</b> .....	19
7.	<b>Darstellung der Berechnungsergebnisse</b> .....	21
7.1	Allgemeines .....	21
7.2	Darstellung des Konzentrationsverlaufs am Beobachtungspunkt .....	21
7.3	Darstellung der Maximum-Konzentration an den Bezugspunkten .....	22
8.	<b>Fehlermeldungen und Abbruch der Berechnung</b> .....	25
9.	<b>Genauigkeit und Interpretation der Ergebnisse</b> .....	27
<b>Anlagen</b>		
Anlage A	<b>Ortsbezeichnungen und Kilometrierungen</b> .....	i
Anlage B	<b>Erläuterung Bildschirmmaske 1</b> .....	v
Anlage C	<b>Beispiel Konzentration-Zeittabelle</b> .....	ix
Anlage D	<b>Telephonnummern der Pegel</b> .....	xi
Anlage E	<b>Korrekturwerte zum Wasserstand am Pegel Rekingen infolge Verkrautung</b> .....	xiii
Anlage F	<b>Fehlermeldungen</b> .....	xv



## 1. EINLEITUNG

Die vorliegende Anleitung gehört zur Version 2.0 des Alarmmodells für das Rheineinzugsgebiet. Die Anleitung enthält Richtlinien für die Installation eines Modells auf einem Personal Computer, eine Gebrauchsanleitung und Anlagen mit Übersichtskarten und Kilometrierungen. Das Modell ist eine Fortsetzung der Version 1.0. Version 1.0 wurde vom Rijkswaterstaatsdienst RIZA und dem Waterloopkundig Laboratorium in Delft entwickelt. Daten wurden von der Bundesanstalt für Gewässerkunde in Koblenz und der Landeshydrologie und -geologie in Bern zur Verfügung gestellt.

Für Information zu den verwendeten Modellgleichungen und die dem Modell zugrundeliegenden Daten wird auf die folgenden Detailberichte verwiesen:

- Kalamiteitenmodellering Rijn en Maas  
Bericht T380, WL Delft, Okt. 1988 (3 Teile).
- Alarmmodell für den Rhein  
IKSR/KHR Expertengruppe, Bericht Nr. II-2 der KHR.
- Getijgemiddelde berekeningen van de waterbeweging in het Noordelijk Deltabekken ten behoeve van het Rijnkalamiteitenmodel,  
WSD Notiz 88.023, Rijkswaterstaat DBW/RIZA, Dordrecht, 1988.
- Fließzeiten im Rhein aus Wasserspiegellagenberechnungen  
BfG-0429, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, Febr. 1988.
- Eignung und Anwendung von Vorhersagemodellen für einen "Warn- und Alarmplan Rhein", Bericht des DVWK-Arbeitskreises "Warn- und Alarmplan Rhein", Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, Juli 1987.
- Fließzeiten im Rhein aus Flügelmessungen, BfG-0392, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, April 1987.
- Fließzeiten in der Mosel aus Wasserspiegellagenberechnungen, BfG - 0532, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, Jan. 1990.
- Oberflächengeschwindigkeit des Rheins in Zusammenhang mit dem Alarmmodell, Bericht 90.085X, DBW/RIZA, Lelystad, Juni 1990.





## 2. INSTALLATION DER PROGRAMME

### 2.1 Hardware Spezifizierungen

#### - PC und Festplatte

Das Modell wurde für IBM-(oder kompatible) PCs mit dem Betriebssystem MS-DOS Version 2.0 oder aufwärts entwickelt. Bei Anwendung in einem Netzwerk ist MS-DOS Version 3.0 oder aufwärts erforderlich. Der Einsatz eines solchen Rechners ist Voraussetzung für eine erfolgreiche Anwendung des Modells. Eine Festplatte ist ebenfalls erforderlich. Der Umfang der Output-Dateien kann in manchen Fällen die Speicherkapazität einer 360 KB Diskette übersteigen.

#### - Grafikkarte und Drucker

Das Modell wird mit einem SETUP-Programm (siehe Paragraph 1.2) geliefert. Mit diesem Programm kann der Anwender die vorhandene Grafikkarte und den angeschlossenen Drucker definieren. Im Prinzip ist es möglich, nahezu jede grafische Karte oder jeden Drucker zu unterstützen. Das Modell ist jedoch nur in Kombination mit den gängigsten Karten, der HERCULES-Karte und den (IBM- oder kompatiblen) EGA- und VGA-Karten, sowie einer beschränkten Anzahl von Druckern geprüft worden. Wenn Sie eine andere Karte benutzen möchten und dabei Schwierigkeiten begegnen, oder wenn Sie einen Drucker besitzen, zu dem der richtige Treiber nicht mitgeliefert worden ist, befragen Sie das Sekretariat der Internationalen Kommission für die Hydrologie des Rheingebietes in Lelystad (Ruf (0)3200. 70436 / 70432; für die internationalen Vorwahlnummern siehe Anlage D).

Zur Zeit wird eine große Anzahl von Treibern für grafische Karten und Drucker geliefert. Es sind dies Treiber für die IBM-Karten CGA, EGA und VGA, die HERCULES-Karte, die gängigen EPSON-Drucker und eine Anzahl von Laser-Druckern.

#### - Mathematischer Coprozessor

Ein mathematischer Coprozessor ist nicht erforderlich. Es empfiehlt sich jedoch, das Modell auf einem PC mit Coprozessor zu installieren. Auf einem PC ohne Coprozessor gibt es eine zehnfache Verlängerung der Rechenzeit.

#### - RAM-Kapazität

Die Programme setzen etwa 460 KB RAM (= internen oder direkten Speicher, für den Programmablauf benötigt) voraus. Die Größe ergibt sich einerseits aus dem Umfang einiger Datensätze und wird andererseits dadurch verursacht, daß der Rechenteil vom Eingabeteil aus gestartet wird. Beide Programme befinden sich zur gleichen Zeit im RAM. Man hat sich dafür um der Funktionalität und Anwenderfreundlichkeit willen entschieden.

Der Umfang des Rhein Alarmmodells kann auf PCs mit 512 KB RAM und in vereinzelt Fällen auch auf PCs mit 640 KB zu Problemen führen. Die verfügbare RAM-Kapazität kann mit Hilfe des DOS-Befehls CHKDSK kontrolliert werden, und wird vom Umfang der Software, die über die autoexec.bat-Datei gespeichert wird, mitbestimmt. In Fällen, in denen etwa 25-30 KB an verfügbarer RAM-Kapazität fehlen, kann der Verwalter eine Sonderanfertigung liefern, bei welcher der Speicherraum des Rechenteils etwas begrenzt wurde (Code Overlays).

#### - CONFIG.SYS

Für die Eingabe der Daten und die Ausgabe der Ergebnisse werden eine Anzahl von Files benutzt. In der derzeitigen Version werden diese Files gleichzeitig eingerichtet. Die maximale Anzahl von Files, die im MS-DOS gleichzeitig eingerichtet werden kann, wird in der Datei CONFIG.SYS mittels des Befehls

FILES = n

bestimmt, worin n der Anzahl von Files entspricht. Ein Wert von n = 15 wird empfohlen.

Im Rechenprogramm wird zwecks Fehlermeldungen die in dem Gerätetreiber ANSI.SYS spezifizierte Bildschirmmaskenlenkung angewandt. Deshalb muß dieser Treiber im config.sys mittels des Befehls

DEVICE = [Pfad]ANSI.SYS

aufgenommen werden. Die Berücksichtigung dieser letzten Spezifizierung ist empfehlenswert, aber nicht zwingend erforderlich.

## 2.2 SETUP-Programm

Sie haben zwei oder mehrere Disketten erhalten, nämlich:

- eine Diskette mit dem SETUP-Programm und den Gerätetreibern;
- eine oder mehrere Disketten mit dem Alarmmodell Rhein und den dazugehörigen Datendateien.

Mittels des SETUP-Programms können Sie die grafische Karte und den Drucker definieren. Das SETUP-Programm speichert diese Daten und kopiert die dazugehörigen Gerätetreiber. Bei der Installation des Modells sollten Sie wie folgt vorgehen:

- i) Verzweigen Sie in das Subdirectory, in dem Sie das Modell installieren möchten. Falls erforderlich legen Sie zunächst dieses Subdirectory mittels des MS-DOS-Befehls MD an.
- ii) Legen Sie die Diskette mit dem SETUP-Programm in das Laufwerk und tippen Sie ein:

< diskdrive > :SETUP < return >

Gesetzt den Fall, daß sich die Diskette in Laufwerk A befindet, geben Sie ein:

a:SETUP < return >

- iii) Wählen Sie mit Hilfe der angegebenen Tasten Ihre grafische Karte und den angeschlossenen Drucker. Auch wenn kein Drucker angeschlossen wurde, sollte eine Wahl getroffen werden.
- iv) Benutzen Sie die <F1>-Taste um die dazugehörigen Treiber in das für das Modell bestimmte Subdirectory zu kopieren. Das SETUP-Programm ist damit beendet.
- v) Legen Sie jetzt die Diskette mit dem Modell in das Laufwerk ein und tippen Sie ein:

COPY < diskdrive > :\*. \* < return >

Nachdem die o.g. Handlungen ausgeführt worden sind, können Sie das Modell durch die Eingabe des Modellnamens (RIJN [argument] < return >, siehe Paragraph 3.3) starten.

Wenn Sie das Modell auf einem anderen PC installieren möchten, dann sollten Sie die o.g. Handlungen erneut ausführen. Wechseln Sie nicht den PC, sondern schließen Sie z.B. einen anderen Drucker an, brauchen Sie nur das SETUP-Programm erneut laufen zu lassen (Handlungen i bis einschließlich iv).

### 3. ALLGEMEINES

#### 3.1 Zielsetzung und Möglichkeiten bzw. Beschränkungen des Modells

Das Modell wurde entwickelt, um die Konzentrationsniveaus und Eintreffzeiten einer Verunreinigungswelle schnell abschätzen zu können. Es handelt sich dabei um punktuelle Einleitungen von beschränkter Dauer. Es ist ebenfalls möglich, einen beliebigen (gemessenen) Konzentrationsverlauf einzugeben, der als Ausgangspunkt für die Berechnung von Konzentrationsverläufen weiter stromabwärts dient.

Das Modell berechnet den Konzentrationsanstieg infolge einer störfallbedingten Einleitung. Eventuelle Hintergrund-Konzentrationen werden also nicht berücksichtigt. Das Modell eignet sich nicht für langfristige, kontinuierliche Einleitungen. Auch bei diffuser Belastung des Oberflächenwassers (z.B. Deposition) ist das Modell weniger geeignet.

#### 3.2 Modellaufbau

Innerhalb des Modells lassen sich zwei Einzelteile unterscheiden:

- die Anwenderschnittstelle, mit dem Programm "RIJN" bezeichnet und
- ein Rechenteil, mit dem Programm "REKRIJN" bezeichnet.

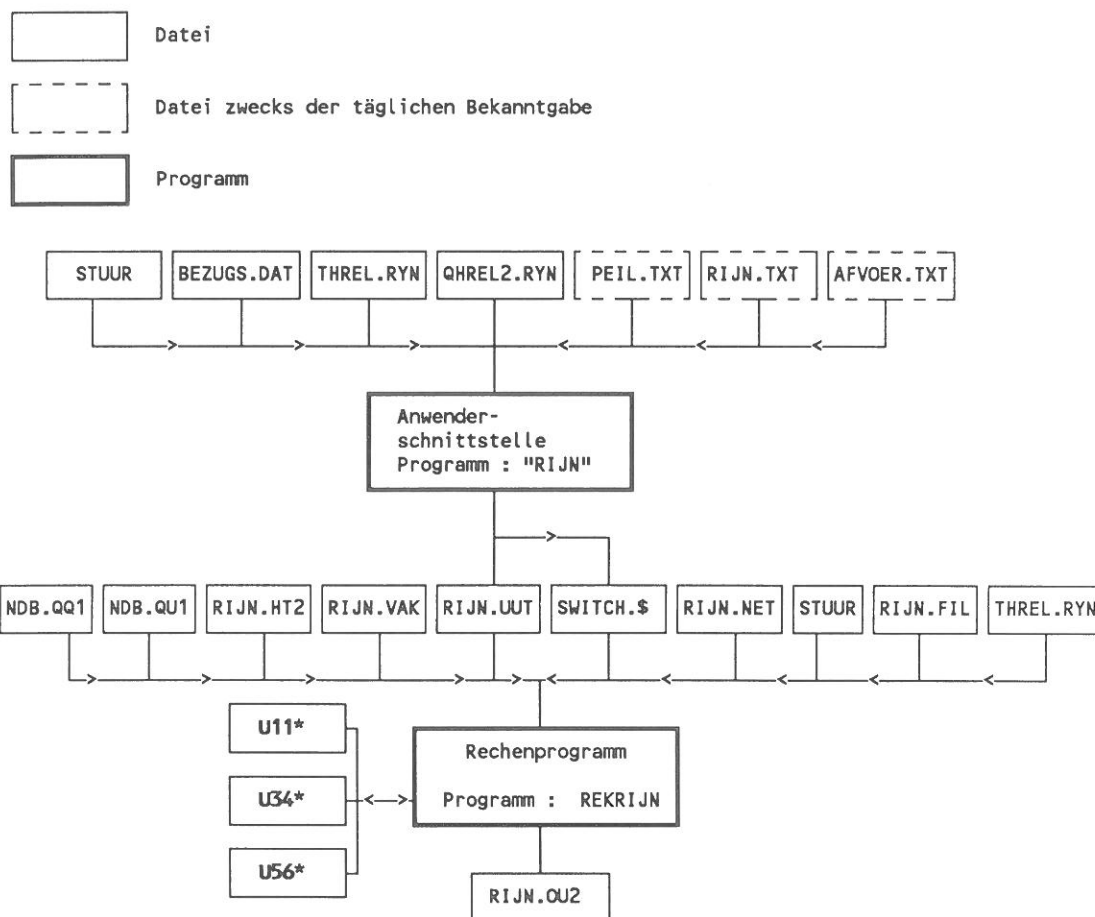
Das Rechenprogramm wird von der Anwenderschnittstelle aus gestartet. Die Schnittstelle ermöglicht es, auf einfache Weise die Eingabe für den Rechenteil zu spezifizieren. Aufgrund der angewandten Schematisierung des Rheins geht dieses Programm (u.a. im Quellcode des Programms) von festgelegten Daten aus. Obwohl alle zum Modell gehörigen Dateien im Prinzip vom Benutzer geändert werden können, empfiehlt es sich, nur Änderungen vorzunehmen, wenn man über ausreichende Kenntnisse bezüglich der Arbeitsweise von und Interaktion zwischen der Schnittstelle und dem Rechenteil verfügt.

Das Eingabeprogramm verhindert größtenteils falsche oder nichtkonsistente Eingaben aus. Auf dem Bildschirm erscheint sofort eine Fehlermeldung. Wenn im Rechenprogramm ein Fehler festgestellt wird, wird von diesem Programm aus eine Fehlermeldung gegeben. Diese Fehlermeldung enthält:

- den Namen des Unterprogramms, in dem der Fehler festgestellt wurde,
- einen Fehlerkode.

Dieser Fehlerkode besteht aus einer zweistelligen Zahl, welche die Unterprogrammnummer darstellt, und einer dreistelligen Folgezahl. In den meisten Fällen folgen noch 1 bis 3 Zeilen mit erläuterndem Text. Anlage F gibt ein vollständiges Verzeichnis der Fehlermeldungen und Erläuterungen.

Schematische Darstellung der Programmstruktur:



\* U11, U34 und U56 sind zeitweilige Dateien, was bedeutet, daß ihre Lebensdauer auf die Dauer der Berechnung begrenzt ist.

Die Datenübertragung zwischen der Schnittstelle und dem Rechenteil erfolgt über die Dateien "RIJN.UUT" und "SWITCH.\$". Mittels dieser Dateien werden die Randbedingungen für die gewünschte Berechnung, bzw. die Landessprache derer man sich bedient, übermittelt.

Die Systemdokumentation Alarmmodell "RHEIN", Version 2.0, (KHR-Veröffentlichung), enthält eine Beschreibung der von der Schnittstelle und vom Rechenteil benutzten Dateien.

### 3.3 Anwendungsgebiet des Rhein Alarmmodells

Das Rhein Alarmmodell kann z.Z. für störfallbedingte Einleitungen im Rheineinzugsgebiet von Stein am Rhein (Flußkm. 24,7) bis Kampen (Flußkm. 994,5), Vuren (Flußkm. 951,8) und Hagestein (Flußkm. 946,6), einen Teil der Nebenflüsse Neckar (180 km), Main (400 km) und Mosel (242,5 km, deutsch-französische Grenze) einbegriffen, angewandt werden. In Erwartung der Daten der Aare wurde dieser Fluß nur mit fiktiven Daten (fiktive Länge 20 km) aufgenommen. Der Beobachtungspunkt - der Punkt, an dem Konzentration und Eintreffzeit vorhergesagt werden müssen - kann bis im nördlichen Deltabecken liegen.

Anlage A enthält eine Übersichtskarte des Rheineinzugsgebietes und die Ortsbezeichnungen mit Kilometrierungen, wie sie im Modell benutzt werden.

### 3.4 Anwendung des Programms

Das Programm wird durch folgende Eingabe gestartet:

```
RIJN [argument] <return>
```

wobei:

[argument] = BRD, FR oder GB. Das Argument ist ein Optionsparameter, anhand dessen der Anwender die Sprache, deren sich das Modell bedient, generieren kann. Wenn kein Argument spezifiziert wird, ist das Modell niederländischsprachig. Die Argumente BRD, FR und GB bezeichnen deutsch-, französisch- bzw. englischsprachige Anwendung.

Nachdem das Programm gestartet ist, erscheinen einige Mitteilungen über das Einlesen von Datendateien auf dem Bildschirm. Anschließend werden eine oder mehrere Eingabemasken durchlaufen, anhand derer Daten eingegeben werden können (Paragraph 4 und 5). Schließlich gelangt man ins Hauptmenü, von wo aus man zu den Eingabemasken zurückkehren, die Eingabedaten ausdrucken und die Berechnung starten kann (Paragraph 6). Von diesem Hauptmenü aus ist auch die Beendigung des Programmes möglich.

Während der Berechnung erscheinen einige Mitteilungen über den Vorgang auf den Bildschirm. Nach richtiger Beendigung der Berechnung gelangt man in ein Menü, von wo aus die Rechenergebnisse dargestellt werden können (Paragraph 7). Von diesem Menü aus kann man auch in das Hauptmenü zurückkehren.

Wurden während der Berechnung Fehler festgestellt, wird die Berechnung abgebrochen. Der Grund des Abbruchs erscheint in Form eines Kodes und/oder einer unmittelbaren Meldung auf dem Bildschirm (Paragraph 8). Anschließend kehrt man in das Hauptmenü zurück.



## 4. EINGABE DER DATEN: DIE EINGABEMASKEN

### 4.1 Allgemeines

Die Eingabe der für die Durchführung einer Berechnung benötigten Daten, erfolgt anhand der dem Benutzer präsentierten Bildschirmmasken. Die Eingabemasken bestehen aus einem umrandeten Teil, in den die Daten eingegeben werden müssen, und einem Kommentarteil, in dem die einzugebende Information erläutert wird. Lesen Sie zunächst diese Erläuterungen!

In einem "Balken" (schwarze Zeichen auf weißem Grund) wird angezeigt, in welchem Maskenteil die aktuelle Eingabe erfolgt. Die Lage des Balkens kann durch Betätigung der Cursortasten verändert werden. Die erlaubten Cursortasten sind im unteren Bildschirmrand angegeben. Jede Eingabe muß durch <return> bestätigt werden. Nach Eingabe aller Daten in eine Bildschirmmaske, kann man über die <F1>-Taste in die nächste Maske gehen.

### 4.2 Fehlermeldungen bei der Eingabe

Bei der Eingabe der Daten lassen sich Tippfehler über die "Backspace-Taste" korrigieren. Das Programm kontrolliert die eingegebenen Daten auf falsche Angaben, auf die der Benutzer mittels eines Warntones hingewiesen wird. Zugleich erscheint in einem Rahmen auf dem Bildschirm eine Fehleranzeige. Aus dieser Fehleranzeige läßt sich die unerlaubte Eingabe entnehmen. Durch beliebigen Tastendruck verschwindet die Fehlermeldung und es wird um eine neue Eingabe gebeten.

### 4.3 Eingabemasken

Es gibt maximal drei Eingabemasken, nämlich:

- MASKE 1: (deutschsprachiges Modell)

Für die Eingabe der allgemeinen Daten, wie z.B. der Lage des Unfallortes, der Menge des eingeleiteten Stoffes, der physikalisch-chemischen Eigenschaften des Stoffes und des Wahrnehmungszweiges.

Die Bezeichnung RHEIN in der Eingabemaske bezieht sich auf Hochrhein, Oberrhein, Mittlerrhein und Niederrhein von Flußkilometer 25 (Stein am Rhein) bis 867 (Pannerdense Kop).

Die Daten müssen anhand numerierter Fragen eingegeben werden. Die Art der einzugebenden Information ist mit einem einzigen Wort umschrieben worden. Anlage B gibt eine kurze Erläuterung zu einigen Fragen.



## MASKE 1

08-23-1989	Alarmmodell Rhein V2.0	08:19:54
< 1> Titel	= Einspeisung 1234	
< 2> Einleitungsweig	= Rhein	Einleit. km = 171
< 3> Einleitungsart	= Tabelle	Anzahl Paare = 24
< 4> Dispersionskoeffizient	= Default	
< 5> Halbwertszeit (T)	= Kein Abbau	
< 6> Schwimmstoff	= Nein	
< 7> Beobachtungsgebiet	= Rheingebiet	
< 8> Beobachtungszweig	= Rhein	Beobacht. km = 800
< 9> Datum des Unfalls	= 8811-2712	

z.B. Ursache des Unfalls, Stoff usw.

Benutze <HOME>, <END> oder <RETURN> F1 = Fertig

### - MASKE 2 (optional):

Für die Eingabe (gemessener) Konzentrationen, die als Ausgangspunkt für Berechnungen weiter stromabwärts dienen. Diese Maske wird nur dann gezeigt, wenn bei Maske 1 angegeben wurde, daß eine Konzentrationstabelle eingegeben werden soll.

In chronologischer Reihenfolge wird nach der Einheit der (gemessenen) Konzentrationen und anschließend nach Meßzeitpunkten und Meßwerten gefragt. Die Zeitangabe erfolgt in Stunden nach der ersten Messung, d.h. der Zeitpunkt der ersten Messung ist gleich 0 (Teile von Stunden werden in dezimalen Stunden ausgedrückt; so entsprechen 15 Minuten der Angabe 0,25).

Für die Hintergrundkonzentration sollte vorher eine Korrektur vorgenommen werden! Das Programm interpoliert linear zwischen den eingegebenen Werten. Anlage C gibt ein Beispiel.

Werden die Konzentrationen einer Meßreihe aus Mischproben ermittelt, so wird der Konzentrationsverlauf als Folge konstanter Konzentrationswerte pro Zeitintervall wiedergegeben. Referenzzeit ist der Anfangszeitpunkt der ersten Mischprobe. Die Eingabe erfolgt folgendermaßen: Der Konzentrationswert der ersten Mischprobe wird an zwei Zeitpunkten, zu Anfang und Ende des Intervalls, eingegeben. Für jede folgende Mischprobe wird der Konzentrationswert ebenfalls an zwei Zeitpunkten eingegeben (siehe auch Anlage C):

- 1) Anfangszeit des Intervalls plus eine Viertelstunde und
- 2) Endzeit des Intervalls.

## MASKE 2

```
08-23-1989 | Alarmmodell Rhein V2.0 | 08:19:56
```

< 0> Einheit = ug/l		
< 1> t= 0.0 c= 0.00	<17> t= 64.0 c= 0.40	
< 2> t= 4.0 c= 0.10	<18> t= 68.0 c= 0.38	
< 3> t= 8.0 c= 0.20	<19> t= 72.0 c= 0.37	
< 4> t= 12.0 c= 0.35	<20> t= 76.0 c= 0.34	
< 5> t= 16.0 c= 0.68	<21> t= 80.0 c= 0.32	
< 6> t= 20.0 c= 1.04	<22> t= 84.0 c= 0.30	
< 7> t= 24.0 c= 1.20	<23> t= 88.0 c= 0.28	
< 8> t= 28.0 c= 1.14	<24> t=100.0 c= 0.00	
< 9> t= 32.0 c= 1.06		
<10> t= 36.0 c= 0.90		
<11> t= 40.0 c= 0.85		
<12> t= 44.0 c= 0.76		
<13> t= 48.0 c= 0.66		
<14> t= 52.0 c= 0.60		
<15> t= 56.0 c= 0.50		
<16> t= 60.0 c= 0.46		

t: Zeit (St)                      c: Konzentration                      Anzahl Paare ist 24

Benutze <HOME>, <END> oder <RETURN>                      F1 = Fertig

## MASKE 3

```
08-23-1989 | Alarmmodell Rhein V2.0 | 08:19:59
```

Pegel/FluB	W	Q
< 1> Rheinfelden	205	670
< 2> Kehl-Kronenhof	225	720
< 3> Plittersdorf	358	843
< 4> Maxau	452	1022
< 5> Speyer	325	1045
< 6> Worms	181	1220
< 7> Mainz	288	1444
< 8> Kaub	204	1502
< 9> Koblenz	230	1891
<10> Andernach	285	1931
<11> Bonn	308	1924
<12> K6ln	319	1994
<13> D6sseldorf	285	1959
<14> Ruhrort	390	2067
<15> Wesel	346	1952

W = Wasserstand (cm)  
Q = AbfluB (m<sup>3</sup>/s)

Benutze <HOME>, <END> oder <RETURN>                      F1 = Fertig

### - MASKE 3:

F6r die Eingabe der ben6tigten hydrologischen Daten im Rheineinzugsgebiet, wie z.B. Wasserst6nde am Oberrhein und Stauregelungen im niederl6ndischen Rheinteil. Aus dem Wasserstand wird mit Hilfe von Wasserstands-AbfluB-Tabellen der AbfluB berechnet.

Das Modell berechnet die AbfluBverteilung 6ber die niederl6ndischen Rheinzweige anhand des Wasserstandes am Pegel Lobith und der eingegebenen Stauregelungen. Die AbfluBverteilung ist also nur indirekt zu beeinflussen!

Liegt der Beobachtungspunkt im N6rdlichen Deltabecken, so muB der AbfluB bei Lith an der Maas und das Steuerungsprogramm der Haringvlietschleusen eingegeben werden.



## 5. BENUTZUNG DER DATEN DER TÄGLICHEN BEKANNTGABE

### 5.1 Allgemeines

Bei der Entwicklung des Modells wurde von der Benutzung aktueller, allgemein verfügbarer Wasserstands- und Abflußdaten ausgegangen. Diese Daten sind bei den meisten Wasserwirtschaftsämtern vorhanden oder können gegebenenfalls telefonisch angefordert werden.

Anlage D enthält eine Übersicht über die vom Alarmmodell Rhein benutzten Pegel mit telefonischen Anrufbeantwortern und deren Telephonnummern. Da die Meßstelle Kehl-Kronenhof noch nicht mit einem automatischen Meßwertansager ausgestattet ist, wird der Wasserstand dieses Pegels vorläufig mittels Bezugslinien aus dem Wasserstand am Pegel Rheinfeldern hergeleitet.

Die Meßstelle Neuhausen-Flurlingen hat ebenfalls (noch) keinen Meßwertansager. Für diesen Pegel werden Bezugslinien zu dem Wasserstand am Pegel Rekingen herangezogen. Dies bedeutet, daß für die Meßstellen Neuhausen-Flurlingen und Rekingen derzeit der Wasserstand am Pegel Rekingen eingegeben werden muß.

Der Wasserstand am Pegel Rekingen ist, in Abhängig von der Jahreszeit, durch Verkrautung beeinflusst. Die Korrekturwerte eines jeden Monats sind der Anlage E zu entnehmen.

### 5.2 Veränderliche hydrologische Lage

Generell sind, falls die Berechnung einen oder mehrere Tage nach dem Unfall wiederholt werden soll, die dann bekannten Wasserstände oder Abflüsse für die betreffenden Meßstellen einzugeben. Für die Meßstellen, die die Verunreinigungswelle schon passiert hat, ist der Wasserstand zu verwenden, der beim Durchgang der Verunreinigung registriert wurde! Hat z.B. die Verunreinigungswelle den Pegel Maxau zwei Tage vor dem Zeitpunkt an dem man die Berechnung wiederholen möchte passiert, so ist bei dieser Wiederholungsberechnung der vor zwei Tagen gemessene Wasserstand am Pegel Maxau einzugeben.

Zur Zeit ist nur für das Hochwassermeldezentrum des RIZA eine Verbindung mit den dort vorhandenen Datenbeständen der täglichen Bekanntgabe hergestellt worden. Dies bedeutet, daß die benötigten Daten automatisch ausgewählt und auf der betreffenden Bildschirmmaske gezeigt werden. Änderungen nach eigener Ansicht sind danach immer möglich. Bei RIZA wird, falls einen oder mehrere Tage nach dem Unfall eine erneute Berechnung erfolgt, vom Programm automatisch zwischen den bereits verfügbaren Wasserständen interpoliert. Für die von der Verunreinigungswelle schon passierteten Meßstellen, wird der Wasserstand bestimmt, der beim Durchgang der Verunreinigung auftrat. Im Modell besteht diese Möglichkeit z.Z. nur bis zum Pegel Lobith. Die so erhaltenen Wasserstände werden auf der Bildschirmmaske **3 fett** angezeigt. Dies, um den Unterschied zu den Wasserständen die nicht durch Interpolation erhalten wurden und somit Vorhersagen sind, deutlich herauszustellen. Auch jetzt sind Änderungen nach eigener Ansicht möglich.

### 5.3 Niedrigwasser und Grenzwerte

In Abschnitten mit Staustufen kann bei Niedrigwasser der Wasserstand bis unter einen bestimmten Grenzwert sinken. Die Laufzeit- und Abflußberechnungen aufgrund von Wasserständen sind in diesen Fällen nicht mehr zuverlässig. In solchen Situationen muß direkt vom Abfluß ausgegangen werden.

Der Benutzer des Alarmmodelles wird in solchen Fällen durch einen Stern (\*) auf den jeweiligen Grenzwert aufmerksam gemacht. Dies deutet darauf hin, daß hier anstelle des Wasserstandes der Abflußwert eingegeben werden muß. Der am Bildschirm angezeigte Wert für den Wasserstand sinkt nicht unter den jeweiligen Grenzwert.

Zur Zeit sind an der Mosel nur die Wasserstandsmeßstellen Perl, Trier und Cochem mit ihren Grenzwerten spezifiziert. Informationen bezüglich der Abflüsse der Staustufen sind bei der Kraftwerkszentrale in Fankel unter der Telefon-Nr. 02673/1743 erhältlich.

Es gilt dann etwa:

Abfluß, Q-Bezugspegel		Abfluß, Q-Staustufe
Q-Perl	=	Q-Apach
Q-Trier	=	Q-Trier
Q-Cochem	=	Q-Fankel

Nimmt man diese Option nicht in Anspruch, so wird die Berechnung mit dem jeweiligen Grenzwert durchgeführt. Abhängig von der gegebenen hydrologischen Situation erhält man dadurch weniger genaue bis unzureichende Ergebnisse.

## 6. HAUPTMENÜ

Nachdem alle Daten eingegeben wurden, gelangt man in das Hauptmenü. Von diesem Menü aus besteht die Möglichkeit zwecks Datenänderungen in die Eingabemasken zurückzukehren (Paragraph 4 und 5). Hiernach gelangt man zurück in das Hauptmenü. Sollten die vorgenommenen Änderungen eine der anderen Eingabemasken beeinflussen, werden diese zunächst durchlaufen, bevor in das Hauptmenü weitergeleitet wird.

Vom Hauptmenü aus besteht die Möglichkeit die eingegebenen Daten ausdrucken lassen, die Berechnungen zu starten oder das Programm zu beenden. Nach vollzogenen Berechnungen gelangt man in das Hauptmenü zurück.



## 7. DARSTELLUNG DER BERECHNUNGSERGEBNISSE

### 7.1 Allgemeines

Nach durchgeführten Berechnungen kann der Benutzer über das Menü die Berechnungsergebnisse auf dem Bildschirm aufrufen und anschließend ausdrucken lassen. Die Ergebnisse werden in zwei Grafiken dargestellt. Nach Eingabe einer 1 erscheint der Verlauf der Konzentration in Abhängigkeit der Zeit am Beobachtungspunkt. Nach Eingabe einer 2 erhält man die Maximum-Konzentration an jedem der berücksichtigten Bezugspunkte innerhalb des Fließweges mit der größten Massenfraktion. Gibt man eine 0 ein, kehrt man in das Hauptmenü zurück (siehe Kap. 6).

Die Zeitangabe kann sowohl in absoluter Form (Tag Monat Stunde Minute; Bsp.: 20 11 17 48), als auch relativ (in Tagen und Stunden) erfolgen. Sie bezieht sich, je nach Eingabe, auf den Zeitpunkt der Stoßeinleitung, den Anfang der Fronteinleitung oder den Moment der ersten Messung (Konzentration-Zeittabelle).

Der Wechsel von Winter- zu Sommerzeit (und umgekehrt), wird nicht berücksichtigt. Im Falle der Einspeisung während der Winterzeit und der Beobachtung während der Sommerzeit, wird die absolute Zeitangabe mit den Buchstaben MEZ (= Mitteleuropäische Zeit) vermerkt, da die Zeitangabe sich auf die Winterzeit bezieht. Im Falle der Einspeisung während der Sommerzeit und der Beobachtung während der Winterzeit, wird die absolute Zeitangabe mit den Buchstaben MESZ (= Mitteleuropäische Sommerzeit) vermerkt, da die Zeitangabe sich auf die Sommerzeit bezieht. Es wird davon ausgegangen, daß die Sommerzeit am letzten Sonntag im März 02.00 Uhr und die Winterzeit am letzten Sonntag des Septembers 03.00 Uhr beginnt.

### 7.2 Darstellung des Konzentrationsverlaufs am Beobachtungspunkt

Diese Bildschirmdarstellung gibt grafisch den Verlauf der Konzentration als Funktion der Zeit am Beobachtungspunkt wieder. Der Kurvenverlauf wird über einige Punkte der Kurve in der nebenstehenden Tabelle auch zahlenmäßig dokumentiert. Des weiteren sind der Bildschirmdarstellung Detailinformation bezüglich der durchgegangenen Schadstoffmenge, des Zeitpunktes und der Höhe der maximalen Konzentration zu entnehmen.

Durch die Eingabe einer 1 wird dieser Bildschirm abgedruckt. Benutzen Sie dazu nicht die "print screen"-Taste!

Durch die Eingabe einer 3 besteht die Möglichkeit, zwischen absoluter und relativer Zeitangabe zu wählen (siehe Absatz 7.1).

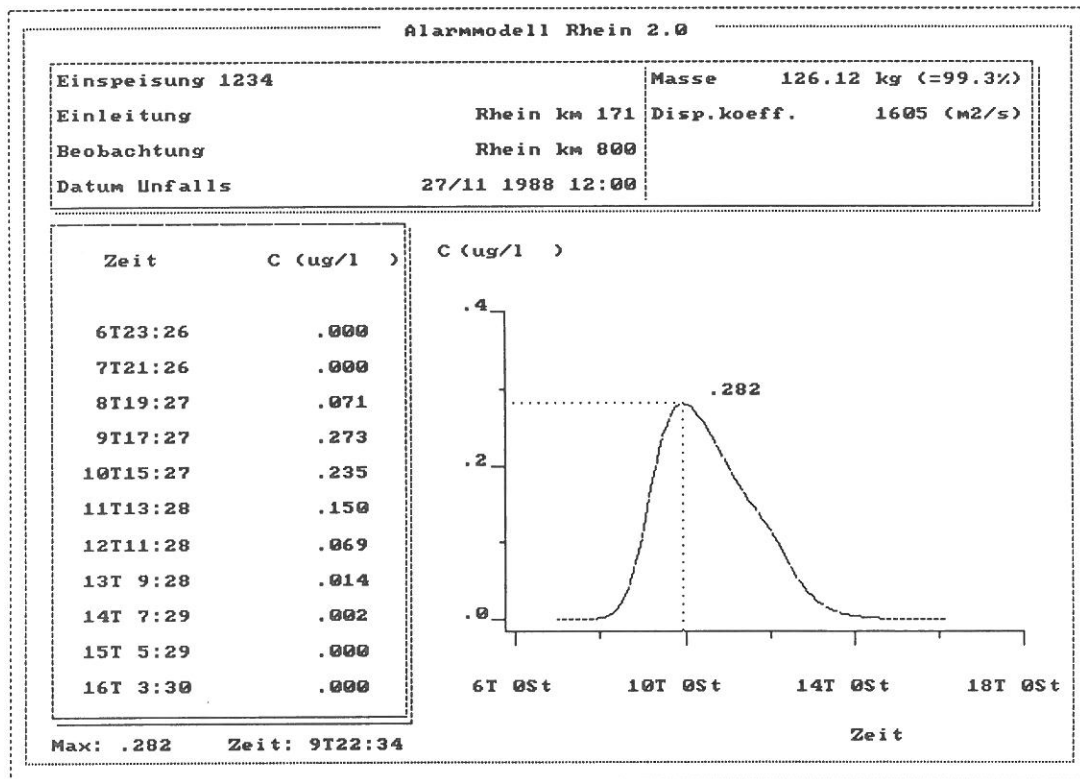
Durch Eingabe einer 2 kann der Benutzer selbst den Maßstab der Zeitachse von Tabelle und Grafik bestimmen. Dazu müssen Anfang, Ende und Intervall, alle in Tagen und Stunden, definiert werden (das Intervall ist der Zeitschritt in der Tabelle). Gibt man als Anfang oder Ende <return> ein, wird der ursprüngliche Wert genommen. Gibt man als Intervall <return> ein, bestimmt das Programm selbst den Zeitschritt. Diese Möglichkeit ist zu empfehlen! Es ist möglich, daß das Programm vom angegebenen Anfangs- oder Endezeitpunkt abweicht. Dies ist der Fall, wenn diese Zeitpunkte zu einer "unglücklichen" Zeitangabe auf der Achse führen würde.

Anm.: In Version 2.0 wurde der Einfluß der Stillwasserzonen durch u.a. einen Schiefefaktor mit einbezogen. Die damit zusammenhängende numerische Bearbeitung im Rechenprogramm kann zur Folge haben, daß bei ihrer Ermittlung die durchgegangene Schadstoffmenge um einige Prozente höher als die angegebene Menge ist.



Für die Konzentrationsachse ist keine manuelle Maßstabsänderung vorgesehen.

Durch die Eingabe einer 4 kehrt man in den Menü-Bildschirm für die Darstellung der Ergebnisse zurück.



### 7.3 Darstellung der Maximum-Konzentration an den Bezugspunkten

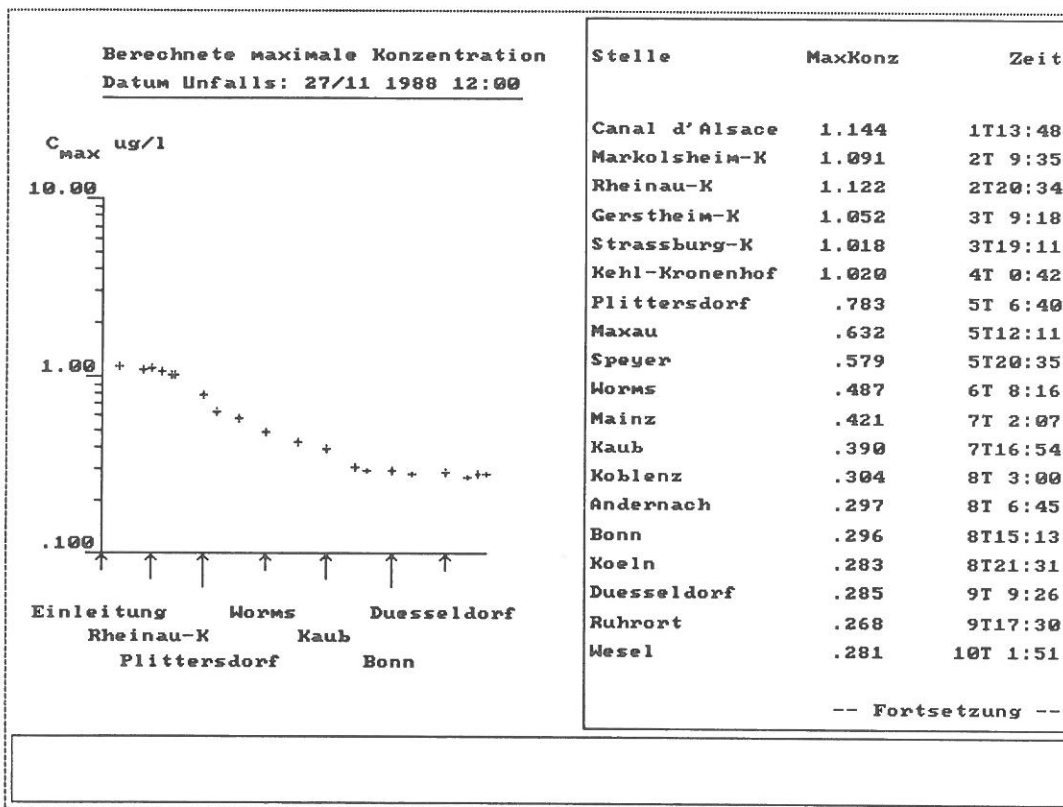
Dieser Bildschirm zeigt die berechneten maximalen Konzentrationen an jeder der Meßstellen, die sich in der vom Benutzer spezifizierten Durchgangsstrecke befinden. Die Konzentrationen werden sowohl grafisch als auch in Form einer Tabelle dargestellt. Die Tabelle kann sich aus mehr als einem Bildschirm zusammensetzen.

Durch die Eingabe einer 2 wird die Grafik abgedruckt.

Durch die Eingabe einer 3 besteht die Möglichkeit, zwischen absoluter und relativer Zeitangabe zu wählen (siehe Absatz 7.1).

Nummer 4 erscheint, wenn sich die Tabelle aus mehr als einem Bildschirm zusammensetzt. Diese Zahl ist anzuwählen, wenn innerhalb der Tabelle fortgefahren werden soll.

Bei Eingabe einer 1 wird die Darstellung der Maximum-Konzentration-Grafik beendet und man kehrt in das vorhergehende Menü zurück.



Anm.: Auf der Strecke vom Einleitungs- bis zum Beobachtungspunkt geht das Alarmmodell für nicht abbaubare Stoffe vom Massenerhalt aus.

Infolge von Abflussschwankungen bzw. lokal begrenzter Hochwasserwellen, können stromaufwärts größere Abflußwerte gemessen werden als stromabwärts.

Wegen der oben genannten Modellbedingung, führt eine Zunahme des Abflusses zu einer Verdünnung, bzw. Abnahme der Konzentration, und eine Abnahme des Abflusses zu einer Konzentrationserhöhung.

Ist in der Darstellung der berechneten maximalen Konzentrationen für einen Bezugspunkt eine lokale Konzentrationserhöhung erkennbar, so deutet dies auf die Eingabe einer Abflußsenke für die der Flußteilstrecke zugehörigen Wasserstandsmeßstelle hin. Sind diese Abflußsenken geringfügig ausgebildet, so können die zu erwartenden Konzentrationserhöhungen durch Dispersionseffekte verwischt oder ausgeglichen werden, so daß sie dem Betrachter nicht augenscheinlich werden.



## **8. FEHLERMELDUNGEN UND ABBRUCH DER BERECHNUNG**

Obwohl die Dateneingabe weitestgehendst auf Plausibilität überprüft wird, können in dieser Phase nicht alle Fehler abgefangen werden. Es bleibt also möglich, daß eine fehlerhafte Eingabe während der Berechnung festgestellt wird. In diesem Fall wird die Berechnung abgebrochen. Der Grund des Abbruchs wird dem Benutzer mittels eines Fehlerkodes und/oder einer unmittelbaren Meldung auf dem Bildschirm mitgeteilt. Die möglichen Fehler sind in der zum Modell gehörenden Systemdokumentation beschrieben. Anlage F dieser Gebrauchsanleitung gibt ein Verzeichnis.



## 9. GENAUIGKEIT UND INTERPRETATION DER ERGEBNISSE

Die Genauigkeit der Modellergebnisse ist abhängig von:

- a der Güte des Modells als Beschreibung der Wirklichkeit;
  - b der Genauigkeit, mit der relevante Modellparameter zur Verfügung stehen;
  - c den über den Unfall verfügbaren Informationen;
  - d dem zu erwartenden Verlauf der Abflüsse während des Transportes der Schadstoffmenge.
- Der Hauptbericht, dessen Anhang diese Gebrauchsanleitung enthält, geht näher auf die Punkte a und b ein. Ein vollständiges Bild kann erst vermittelt werden, wenn weitere Kalibrierungen stattgefunden haben.
  - Die gemessene Konzentrationsverteilung zeigt fast immer einen schiefen Verlauf. Diese Schiefe ist eine Folge von Geschwindigkeitsvariationen über das Querprofil und dem Austausch mit Stillwasserzonen, wie Bühnenfeldern u.dgl. Mittels eines Faktors wird in Version 2.0 versucht diese Schiefe möglichst gut zu reproduzieren. Meistens wird der berechnete Konzentrationsverlauf aber weniger Schiefe zeigen als in Wirklichkeit festgestellt wird. Die Durchgangsdauer wird deshalb in Wirklichkeit etwas länger sein.
  - Es ist gut einzusehen, daß im Modell nur Gezeitenmittelwerte der Wasserbewegung im Nördlichen Deltabecken aufgenommen wurden. Dies beschränkt besonders die Genauigkeit der Berechnungsergebnisse bei störfallbedingten Einleitungen im Nördlichen Deltabecken, trifft aber weniger zu, wenn die Verunreinigung im Oberlauf erfolgt.
  - Die berechnete Konzentration ist ein Mittelwert über das Querprofil. In kurzer Entfernung der Unfallstelle wird sich die Verunreinigung noch nicht über das Querprofil vermischt haben. Dadurch sind an dem einen Ufer höhere Konzentrationen möglich als an dem anderen Ufer. Im Oberrhein spürt man dies bis auf etwa 80-100 km nach der Einleitungsstelle! Nach der Einströmung eines Nebenflusses ergibt sich der gleiche zweidimensionale Effekt. In diesem Fall wird das nichtverunreinigte Wasser des Nebenflusses zur Folge haben, daß die Konzentration an der Einströmseite in erster Instanz niedriger als an dem gegenüberliegenden Ufer ist.
  - Punkte c und d sind immer wiederkehrende Probleme bei den Berechnungen. Kurz nach dem Unfall beschränkt besonders Punkt c die Genauigkeit der Konzentrationsberechnung, während Punkt d besonders die Genauigkeit von Fließzeitvorhersagen über größere Distanzen (durch unzulängliche Vorhersagen des Abflusses über einen größeren Zeitraum) einschränkt. Es empfiehlt sich daher, die ersten Berechnungsergebnisse als ein Indiz für die möglichen Konzentrationsniveaus und Eintreffzeiten der Verunreinigungswelle zu betrachten. Weiterhin ist es ratsam die Berechnungen zu wiederholen, sobald zusätzliche Informationen zur Verfügung stehen, um somit die Genauigkeit der Vorhersagen zu verbessern.



# ANLAGEN





## ANLAGE A ORTSBEZEICHNUNGEN UND KILOMETRIERUNGEN

Fluß	Ort	km
Oberrhein	Neuhausen-Flurlingen	45,8
Oberrhein	Rekingen	90,7
Aare *)	(noch einzugeben)	
Oberrhein	Rheinfelden	148,3
Oberrhein	Basel	170
Oberrhein	Straßburg	287,2
Oberrhein	Kehl-Kronenhof	292,2
Oberrhein	Mündung Kinzig	298,2
Oberrhein	Mündung Ill	311,3
Oberrhein	Seltz	334
Oberrhein	Plittersdorf	340,2
Oberrhein	Maxau	362,3
Oberrhein	Speyer	400,6
Oberrhein	Mannheim	425
Oberrhein	Mündung Neckar	428,5
Neckar *)	Plochingen	203
Neckar	Gundelsheim	100
Neckar	Heidelberg	26
Oberrhein	Worms	443,4
Oberrhein	Mündung Main	496,8
Oberrhein	Mainz	498,3
Main *)	Steinbach	200
Main	Obernau	92
Main	Frankfurt	37
Oberrhein	Mündung Nahe	529
Oberrhein	Kaub	546,2
Oberrhein	Mündung Lahn	586
Oberrhein	"Koblenz" **)	593,5
Oberrhein	Mündung Mosel	592,5

\*) Für Nebenflüsse liegt der 0-Punkt der Kilometrierung bei der Einmündung in den Rhein

\*\*\*) Für die Strecke von der Moselmündung bis an den Flußkilometer 605 wird bezüglich Abfluß und Fließzeit die Meßstelle "Koblenz" für repräsentativ gehalten. Sie wurde aus programmatischen Gründen fiktiv von Flußkilometer 591,5 nach Flußkilometer 593,5 versetzt. Bei den im Modell angewandten Fließzeiten und Abflüssen der o.g. Strecke, welche auf Daten der Meßstelle Koblenz (km 591,5) beruhen, wird der Abfluß der Mosel berücksichtigt.

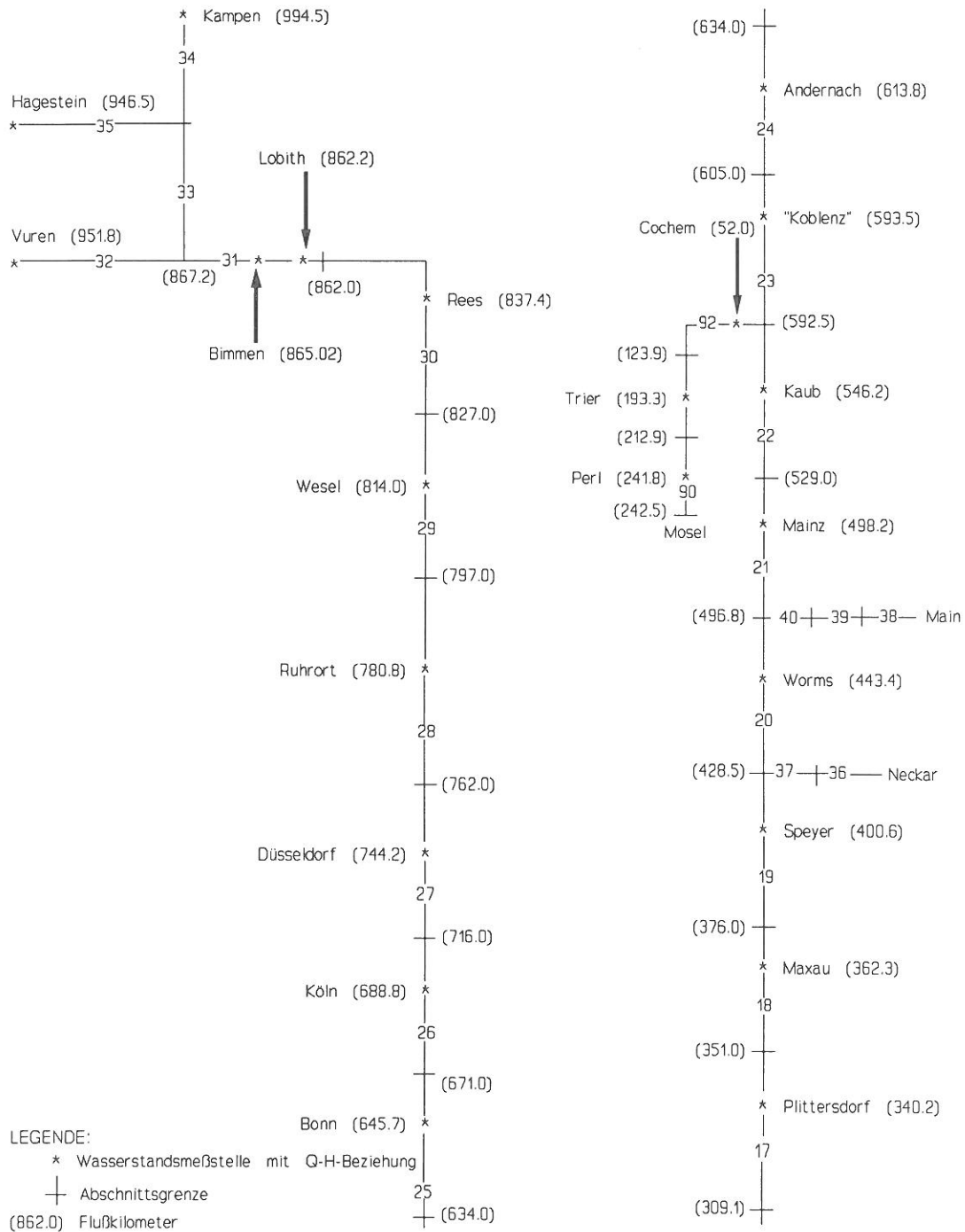
Fluß	Ort	km
Mosel *)	Perl	241,8
Mosel	Trier	193,3
Mosel	Cochem	52
Oberrhein	Andernach	613,8
Oberrhein	Bonn	654,8
Oberrhein	Mündung Sieg	659
Oberrhein	Köln	688
Oberrhein	Düsseldorf	744,2
Oberrhein	Mündung Ruhr	780
Oberrhein	Ruhrort	780
Oberrhein	Wesel	814
Oberrhein	Mündung Lippe	814
Oberrhein	Rees	837,4
Oberrhein	Lobith	862,2
Oberrhein	Pannerdense Kop	867,2

\*) Für Nebenflüsse liegt der 0-Punkt der Kilometrierung bei der Einmündung in den Rhein

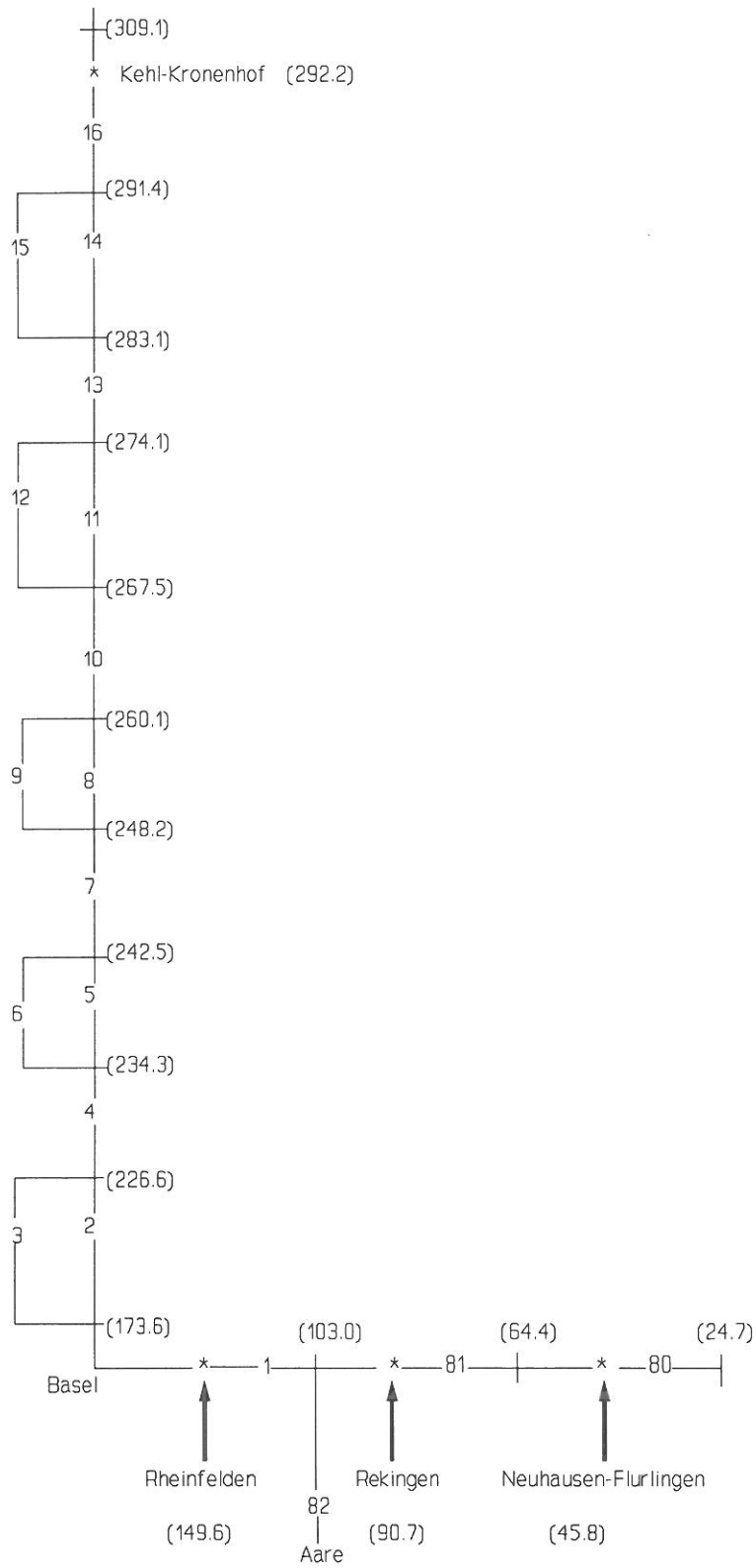
Fluß	Ort	km
Waal	Nimwegen	884,9
Waal	Dodewaard	901,4
Waal	Tiel	913,2
Waal	Vuren	951,8
IJssel	IJsselkop	878,5
IJssel	Deventer	945
IJssel	Kampen	994,5
Nederrijn - Lek	Arnhem	884
Nederrijn - Lek	Amerongen	922
Nederrijn - Lek	Hagestein	946,6

Fluß	Ort	km
Hollandsch Diep	Moerdijkbrücken	4,0
Hollandsch Diep	Dordtsche Kil	4,0
Hollandsch Diep	Haringvlietbrücke	20,5
Hollandsch Diep	Volkerakschleusen	20,5
Haringvliet	Spui	34,0
Haringvliet	Haringvlietschleusen	47,5
Nieuwe Waterweg	Hoek van Holland	1032,0

## STRUKTURIERUNGSSCHEMA DER FLUSSLÄUFE FÜR DAS ALARMMODELL (von Plittersdorf bis Kampen/Vuren und Hagestein)



**STRUKTURIERUNGSSCHEMA DER FLUSSLÄUFE FÜR DAS ALARMMODELL  
(von Stein am Rhein bis Kehl-Kronenhof)**



## ANLAGE B ERLÄUTERUNG BILDSCHIRMMASKE 1

### < 2 > Einleitungszweig

#### Handlung:

Geben Sie die Nummer des Zweiges (Flusses) ein, auf dem sich der Unfall ereignet hat (siehe Kommentarteil).

#### Bemerkung:

Falls Sie ein gemessenes Konzentrationsprofil eingeben möchten, sollten Sie hier die Nummer des Zweiges, auf dem die Messungen durchgeführt wurden, eingeben!

### < 2 > Einleit.km

#### Handlung:

Geben Sie den Strom-(Fluß-)kilometer der Unfallstelle ein. Siehe auch Anlage A und nachfolgende Bemerkung.

#### Bemerkung:

Falls Sie ein gemessenes Konzentrationsprofil eingeben möchten, sollten Sie hier die Kilometrierung der Stelle, an der die Messungen durchgeführt wurden, eingeben.

Anm.: Nach der Eingabe des Einleitungskilometers kann es zu der Programmabfrage kommen, ob sich der Unfall in der Kanalstrecke oder im (Rest)-Rhein ereignete. Dies hängt mit der Parallelstreckenführung des Rheinseitenkanals zwischen Basel und Plittersdorf zusammen (siehe Anlage A). Durch die Eingabe eines **K** oder eines **R** kann die betroffene Strecke angegeben werden.

### < 4 > Dispersionskoeffizient

#### Handlung:

Geben Sie den Wert des Dispersionskoeffizienten (m<sup>2</sup>/s) ein oder tippen Sie <return> für den Default-Wert.

#### Bemerkung:

Falls ein Wert eingegeben wird, gilt dieser Wert für die ganze Strecke zwischen Einleitungsstelle und Beobachtungspunkt.

Der Default-Wert für die Flußstrecke wird mit folgender Formel, welche den Einfluß der Stillwasserzonen mit berücksichtigt, ermittelt (siehe auch den Bericht "Rhein Alarmmodell Version 2.0, Kalibrierung und Verifikation"):

$$D = \alpha \cdot (a + \beta)^2 \cdot \frac{u_s \cdot B^2 \cdot C}{a \cdot \sqrt{g}}$$

wobei:  $\alpha$  = kalibrierte Proportionalitätskonstante  
 $\beta$  = kalibrierter Stillwasserzonenparameter ( $= A_b/A_s$ )  
 $A_b$  = strömungsfreier Flußquerschnitt (Stillwasserzone)  
 $A_s$  = stromführender Flußquerschnitt  
 $u_s$  = mittlere Fließgeschwindigkeit (Stromstrich)  
 $B$  = Breite des Flusses  
 $C$  = Chézy-Koeffizient ( $= 25 \cdot \{a/k_n\}^{1/6}$ )  
 $k_n$  = Konstante von Nikuradse ( $= 0,2 \text{ m}$ )  
 $a$  = Wassertiefe  
 $g$  = Schwerkraftbeschleunigung

#### < 5 > Halbwertszeit (T)

Handlung:

Nennen Sie die Zahl der Tage, innerhalb derer sich 50% der eingeleiteten Substanz in der Wasserphase abbauen. Geben Sie <return> ein, falls sich der Stoff nicht abbaut.

Bemerkungen:

- 1) Wenn nicht die Halbwertszeit, sondern die Zahl der Tage innerhalb derer sich ein bestimmter Prozentsatz des Stoffes abbaut bekannt ist, läßt sich die Halbwertszeit wie folgt berechnen:

$$\text{Halbwertszeit} = \frac{T_p \cdot \ln(2)}{\ln\left[\frac{100}{(100 - p)}\right]}$$

In dieser Formel ist  $T_p$  die Zeit, innerhalb der sich  $p$  Prozent der Substanz abbauen.

Beispiel: Es wird angenommen, daß sich nach 11,5 Tagen 70 Prozent eines Stoffes abgebaut haben, d.h.  $p = 70 \%$  und  $T_p = 11,5 \text{ (T)}$ . Die Halbwertszeit beträgt dann 6,62 Tage.

- 2) Die Beziehung zwischen der Halbwertszeit und dem linearen Abbaukoeffizienten lautet:

$$\text{Halbwertszeit} = \frac{1}{k} \cdot \ln(2)$$

,wobei  $k$  der lineare Abbaukoeffizient (Dimension:  $1/T$ ) ist.

Für die Sedimentation kann der lineare Abbaukoeffizient folgendermaßen berechnet werden:

$$k = v \cdot \frac{F}{a}$$

wobei:  $v$  = Sedimentationsgeschwindigkeit (m/T)  
 $F$  = adsorbierte Fraktion (-)  
 $a$  = (mittlere) Wassertiefe (m)

Die adsorbierte Fraktion F des Gesamtgehaltes kann folgendermaßen berechnet werden:

$$F = \frac{K \cdot S}{(1 + K \cdot S)}$$

wobei: K = Partitionskoeffizient, in Volumeneinheit pro Gewichtseinheit Schwebstoff  
S = (mittlerer) Schwebstoffgehalt

#### < 6 > Schwimmstoff

Handlung:

Geben Sie eine Null (0) ein, wenn es sich bei den eingeleiteten Stoffen nicht um einen Schwimmstoff handelt und eine Eins (1) wenn dies der Fall ist.

Bemerkung:

Ein Schwimmstoff ist ein Stoff, der sich nicht über die Wassertiefe vermischt, sondern sich als dünne Schicht über die Wasseroberfläche ausbreitet. Dies gilt besonders für ölartige Substanzen. Da die Strömungsgeschwindigkeit an der Oberfläche größer ist als die mittlere Geschwindigkeit, wird für Schwimmstoffe die im Modell angewandte mittlere Geschwindigkeit dementsprechend erhöht.





## ANLAGE C BEISPIEL KONZENTRATION-ZEITTABELLE

Es wird angenommen, daß nachfolgender, gemessener Konzentrationsverlauf vorliegt (die Zeit ist in Datum mit Stunden und Minuten angegeben):

Datum-Zeit	Konzentration (mg/l)
870506-0815	0,35
870506-1820	1,45
870507-0600	3,18
870507-1200	2,17
870507-2300	1,60
870508-1855	0,70
870509-1230	0,45

Weiter wird angenommen, daß die Hintergrund-Konzentration in dieser Periode 0,20 (mg/l) beträgt. Die einzugebenden Werte sind dann:

08-24-1989 | Alarmmodell Rhein V2.0 | 10:58:07

```

< 0> Einheit = mg/l
< 1> t= 0.0 c= 0.15
< 2> t= 10.1 c= 1.25
< 3> t= 21.8 c= 2.98
< 4> t= 27.8 c= 1.97
< 5> t= 38.8 c= 1.40
< 6> t= 58.7 c= 0.50
< 7> t= 76.3 c= 0.25
    
```

t: Zeit (St)            c: Konzentration            Anzahl Paare ist 7

Die maximale Zeit, die eingegeben werden kann, ist 999,9 (St). Die maximale Konzentration ist 9999,99. Wenn nötig, sollte vorher eine andere Einheit gewählt werden. Werden die Konzentrationen aus Mischproben ermittelt, dann könnte nachfolgender Konzentrationsverlauf vorliegen:

Datum-Zeit (Intervall)	Konzentration (mg/l)
870506-0800 bis 870507-0800	0,35
870507-0800 bis 870508-0800	1,45
870508-0800 bis 870509-0800	3,18
870509-0800 bis 870510-0800	2,17
870510-0800 bis 870511-0800	1,60
870511-0800 bis 870512-0800	0,70
870512-0800 bis 870513-0800	0,45

Weiter wird angenommen, daß es keine Hintergrund-Konzentration in dieser Periode gegeben hat. Die einzugebenden Werte sind dann:

08-24-1989		Alarmmodell Rhein V2.0		10:58:07	
< 0>	Einheit	=	mg/l		
< 1>	t=	0.0	c=	0.35	
< 2>	t=	24.0	c=	0.35	
< 3>	t=	24.25	c=	1.45	
< 4>	t=	48.0	c=	1.45	
< 5>	t=	48.25	c=	3.18	
< 6>	t=	72.0	c=	3.18	
< 7>	t=	72.25	c=	2.17	
< 8>	t=	96.0	c=	2.17	
< 9>	t=	96.25	c=	1.60	
<10>	t=	120.0	c=	1.60	
<11>	t=	120.25	c=	0.70	
<12>	t=	144.0	c=	0.70	
<13>	t=	144.25	c=	0.45	
<14>	t=	168.0	c=	0.45	

t: Zeit (St)      c: Konzentration      Anzahl Paare ist 14

## ANLAGE D TELEPHONNUMMERN DER PEGEL

Pegel	Telephonnummer	Kontaktperson
Neuhausen-Flurlingen	(0).. -..... *	
Rekingen	(0)56 - 492474	
Rheinfeldern	(0)61 - 873551	
Plittersdorf	(0)7222- 19722	
Maxau	(0)721 - 19722	
Speyer	(0)6232- 19722	
Worms	(0)6241- 19722	
Mainz	(0)6131- 19722	
Kaub	(0)6774- 19722	
Koblenz	(0)261 - 19722	
Andernach	(0)2632- 19722	
Bonn	(0)228 - 19722	
Köln	(0)221 - 736263	
Düsseldorf	(0)211 - 326622	
Ruhrort	(0)203 - 44098	
Wesel	(0)281 - 23828	
** Rees		
(außerhalb der Dienstzeit)	(0)2822- 70039	H. Piotrowiak
(während der Dienstzeit)	(0)251 - 2708/433	H. Stender
	oder (0)251 - 2708/436	H. Stender
	oder (0)251 - 2708/431	H. Firgau
	oder (0)251 - 2708/432	H. Suntrop
	oder (0)251 - 2708/430	H. Thielemann
Lobith	(0)8303- 1420	
Ijsselkop	(0)8303- 8370	
Gundelsheim (Neckar)	(0)6269- 277	
Cochem (Mosel)	(0)2671- 19722	
bei Niedrigwasser	(0)2673- 1743	(s.Absatz 5.3.)
Trier (Mosel)	(0)651 - 19722	
bei Niedrigwasser	(0)2673- 1743	(s.Absatz 5.3.)
Perl (Mosel)	(0)651 - 3609-332	
bei Niedrigwasser	(0)2673- 1743	(s.Absatz 5.3.)
Obernau (Main)	(0)6028- 19722	

\* Die Wasserstandsmeßstelle Neuhausen-Flurlingen ist noch nicht über einen Meßwertansager abrufbar. Der Abfluß an diesem Pegel wird vorläufig auf den Wasserstand am Pegel Rekingen bezogen. Für den Wasserstand am Pegel Neuhausen-Flurlingen muß deshalb der Wasserstand am Pegel Rekingen genommen werden.

\*\* Nicht automatisch, sondern über die angegebenen Kontaktpersonen.

Die internationalen Vorwahlnummern sind:

	nach	D	CH	NL
von	D	-	0041	0031
	CH	0049	-	0031
	NL	0949	0941	-

Von der Meßstelle Kehl-Kronenhof ist der Wasserstand z.Z. noch nicht über einen Meßwert-ansager abrufbar. Für diesen Pegel werden daher vorläufig Bezugslinien zum Wasserstand am Pegel Rheinfelden herangezogen.

Der Wasserstand an einigen Pegeln wird mittels Pfeiftönen angegeben. Der Bericht fängt mit einer zweifachen Meldung des momentanen Wasserstandes an, danach wird für die vorhergehenden 24 Stunden der Wasserstand an den geraden Stunden angegeben. Dabei wird in der Zeit zurückgegangen.

Ein Bericht könnte wie folgt "aussehen":



| = Pfeifton; 1 Pfeifton = 1 usw. bis 10 Pfeiftöne = 0

| = lang angehaltener Ton bedeutet eine Trennung zwischen zwei Ziffern

..... = kurze Pfeiftöne bedeuten die Trennung zwischen der 1. und 2. Durchsage des momentanen Wasserstandes.

||| = wechselnde Töne bedeuten die Trennung zwischen der Durchsage der Wasserstände zu verschiedenen Zeitpunkten.

**ANLAGE E KORREKTURWERTE ZUM WASSERSTAND AM PEGEL REKINGEN INFOLGE  
VERKRAUTUNG (nach Angaben der Landeshydrologie und -geologie, April 1991)**

Monat	Korrekturwert (in Zentimetern)
Januar	0
Februar	0
März	0
April	- 1
Mai	- 2
Juni	- 4
Juli	- 6
August	- 5
September	- 3
Oktober	- 1
November	- 1
Dezember	- 1

Anm.: Negative Werte sind vom angegebenen Wasserstand zu subtrahieren.



## ANLAGE F FEHLERMELDUNGEN

Vom Modell aus können dem Benutzer Fehleranzeigen mitgeteilt werden. Zu dem Fehler werden die folgenden Angaben dargestellt (siehe auch KAL99 in der Systemdokumentation):

- Der Name des Unterprogramms, worin der Fehler auftritt.
- Ein fünfstelliger Fehlercode: 1. bis 2. Ziffer für die Unterprogrammnummer, 3. bis 5. Ziffer für die laufende Nummer innerhalb des Unterprogramms. Fehlercode 23005 deutet z.B. auf eine Fehlermeldung aus dem Unterprogramm 23 (= KAL07) und hat die laufende Nummer 5 innerhalb dieses Unterprogramms.
- Eine kurze Umschreibung des Fehlers mit mindestens einer und höchstens drei Zeilen.

Eine große Anzahl von Fehlern wird es in der Praxis nicht geben. Die Fehler werden schon im Preprozessor-Programm beseitigt oder in den vorhergehenden Unterprogrammen festgestellt. Auch im Quellcode besteht die Möglichkeit des Detektierens. Dies kann bei der Anpassung des Modells oder bei der Eingabe und separaten Anwendung des Programms nützlich sein.

Im folgenden werden anhand des Fehlerkodes Beschreibungen der Fehler und, soweit möglich, Hinweise zu ihrer Beseitigung gegeben.

### Fehlercode: 01001, 01002

Vom Inputprogramm wird dem Rechenprogramm der Index des Einleitungs- als auch des Wahrnehmungsflusses übergeben. Der eingegebene Einleitungs- oder Wahrnehmungsfluß gehört nicht zum eingelesenen Netzwerk oder der zu jedem schematisierten Abschnitt gehörende Hinweis auf eine Flußnummer (Zweig) ist nicht korrekt. Kontrollieren Sie diese letzte Möglichkeit in Ihrer Netzwerkdatei RIJN.NET.

### Fehlercode: 13001, 13002, 13003

Die eingelesene Wasserstand-Fließzeit-Tabelle wurde zu kleindimensioniert. Fehlercode 13001 deutet auf eine zu große Anzahl von Wasserstand-Fließzeit-Paaren in der Tabelle, der Fehlercode 13002 auf eine zu große Anzahl von Teilabschnitten in dieser Tabelle und der Fehlercode 13003 auf eine zu große Anzahl von Tabellen, d.h. zu viele Meßstellen, hin. Vergrößern Sie nacheinander die zugehörigen Parameter NREFO, IPMAX und NOREF, und übersetzen und binden Sie das Modell erneut.

### Fehlercode: 13004

Die Fließzeit innerhalb eines Teilabschnittes wird anhand einzulesender Wasserstand-Fließzeit-Tabellen berechnet. Die zum betreffenden Teilabschnitt gehörende Wasserstandsmeßstelle findet sich nicht in der Eingabe (THREL.RYN). Der Index einer zum Teilabschnitt gehörenden Meßstelle kann in die Datei RIJN.VAK eingegeben werden. Kontrollieren Sie die Eingabe.

### Fehlercode: 13005

Siehe auch 13004. Die in der Eingabe (RIJN.VAK) für einen Teilabschnitt spezifizierte Kennzahl eines (Fluß)abschnittes der Wasserstand-Fließzeit ist nicht definiert. Kontrollieren Sie Ihre Eingabe.

### Fehlercode: 14001, 14002

Die Fließzeit in den niederländischen Rheinzeigen wird mit Hilfe von Wasserstand-Fließzeit-Tabellen bestimmt. Die Tabelle (RIJN.HT2) ist zu groß für die derzeitigen Feld-Dimensionen. Fehlercode 14001 deutet auf eine zu große Anzahl von Teilabschnitten in der Tabelle, Fehlercode



14002 auf eine zu große Anzahl von Wasserstand-Fließzeit-Paaren in der Tabelle. Fehlercode 14001 kann auch von einem falschen Hinweis auf einen Teilabschnitt in der Tabelle verursacht werden. Die Hinweise pro Teilabschnitt stehen in der Datei RIJN.VAK. Kontrollieren Sie die Eingabe oder erhöhen Sie einen der Parameter ITMAX (14001) oder NREFN (14002) und übersetzen und binden Sie das Modell erneut.

**Fehlercode: 19001**

Beim Lesen der Netzwerkdatei (RIJN.NET) finden sich keine Datensätze außer den Kommentarzeilen. In den meisten Dateien steht vor den Daten eine beliebige Anzahl von Kommentarzeilen. Solch ein Block mit Kommentarzeilen wird durch eine Kommentarzeile, bei der an erster Stelle ein Stern erscheint, abgeschlossen. Auch wenn kein Kommentar aufgenommen wurde, soll diese Zeile (als erster Datensatz in diesem Fall) erscheinen (siehe auch Beschreibung der Dateien). Kontrollieren Sie Ihre Netzwerkdatei.

**Fehlercode: 19002**

Die Anzahl eingelesener Netzwerkabschnitte (Datensätze mit Abschnittinformation) ist zu groß für die Feld-Dimensionen. Erhöhen Sie den Parameter NOTAKM und übersetzen und binden Sie das Modell erneut.

**Fehlercode: 20001 und 20004**

Der eingelesene Index des Einleitungs- (20001) oder Wahrnehmungszweiges (20004) ist kleiner oder gleich Null. Dieser Fehler wird durch eine fehlerhafte Preprozessor-Datei (RIJN.UUT) oder durch einen Fehler im Preprozessor-Programm verursacht.

**Fehlercode: 20002**

Aus der Preprozessor-Datei ist ein nicht zu identifizierender Einleitungstyp gelesen worden. Siehe die Bemerkung bei Fehlercode 20001/20004.

**Fehlercode: 20003**

Aus der Preprozessor-Datei ist ein unbekannter Kode für das Wahrnehmungsgebiet gelesen worden. Siehe die Bemerkung bei Fehlercode 20001/20004.

**Fehlercode: 22001**

Der Abfluß in einem Abschnitt kann innerhalb des Modells auf mehrere Weisen bestimmt werden (siehe KAL04). Dazu wird in der Netzwerkdatei (RIJN.NET) für jeden Abschnitt ein Kode spezifiziert. Der eingegebene Kode wird vom Modell aus nicht erkannt, bzw. der Kode korrespondiert nicht mit einer der verfügbaren Berechnungsmethoden. Kontrollieren Sie die Eingabe.

**Fehlercode: 22002**

Der Abfluß in den Abschnitten des Nördlichen Deltabeckens wird mit Hilfe von Tabellen pro Abschnitt (NDB.QQ1) bestimmt. Für den spezifizierten Abschnitt (RIJN.NET) steht keine Tabelle zur Verfügung. Kontrollieren Sie die Eingabe.

**Fehlercode: 22003**

Bei der Eingabe wurde ein Kode für die Abflußberechnung angegeben, der sich auf die Maas bezieht. Diese Methode steht allerdings nur im Maas-Modell zur Verfügung. Kontrollieren Sie die Eingabe.

**Fehlercode: 23001, 23003**

Einleitungen des Types "Front" (23001) oder "Meßwerte laut Tabelle" (23003) werden im Modell in eine Serie von Stoßeinleitungen umgesetzt. Die berechnete Anzahl dieser Stoßeinleitungen ist zu groß für die derzeitigen Feld-Dimensionen. Das Zeitintervall zwischen den aufeinander-

folgenden Stoßeinleitungen wird u.a. durch die Fließzeit an der Stelle des Beobachtungspunktes und durch die Dauer der Einleitung an der Einleitungsstelle bestimmt. Die Berechnung der Konzentration an einer vom Einleitungspunkt weiter entfernt gelegenen Stelle ergibt eine größere Fließzeit und damit eine niedrigere Anzahl berechneter Stoßeinleitungen. Zur Bestimmung der Eintreffzeit einer Verunreinigungswelle könnten Sie sich in erster Instanz auf eine kürzere Dauer dieser Einleitung beschränken, um innerhalb der derzeitigen Feld-Grenze von höchstens 100 Stoßeinleitungen zu bleiben.

**Fehlerkode: 23004**

Die Anzahl einzulesender Konzentration-Zeit-Paare an der Einleitstelle ist zu groß für die derzeitigen Feld-Dimensionen. Erhöhen Sie den Parameter NPTM oder verringern Sie die Anzahl von Konzentration-Zeit-Paaren.

**Fehlerkode: 24001**

Die Anzahl der eingegebenen Teilabschnitte ist zu groß für die derzeitigen Feld-Dimensionen. Vergrößern Sie den Parameter NOVAKM und übersetzen und binden Sie das Programm erneut.

**Fehlerkode: 24002**

Für jeden Teilabschnitt wurde in der Eingabe ein Hinweis auf den übergeordneten Abschnitt aufgenommen (RIJN.VAK). Der spezifizierte Zweig für einen Abschnitt kommt aber nicht in der Netzwerkdatei (RIJN.NET) vor. Kontrollieren Sie die Eingabe.

**Fehlerkode: 24003**

Für den Abschnitt, dessen Kennzahl angegeben wurde, entspricht die Summe der Längen der einzelnen Teilabschnitte nicht der Differenz zwischen Anfangs- und Endkilometrierung. Kontrollieren Sie die Eingabe.

**Fehlerkode: 25001**

Siehe 24002.

**Fehlerkode: 25002**

In der Datei der Teilabschnittsdaten (RIJN.VAK) wurde pro Teilabschnitt ein Kode spezifiziert, welcher mit einer bestimmten Berechnungsmethode der Fließgeschwindigkeit für den jeweiligen Teilabschnitt übereinstimmt. Der eingelesene Wert korrespondiert nicht mit einer der verfügbaren Methoden. Kontrollieren Sie die Eingabe.

**Fehlerkode: 25003**

Siehe auch 25002. Für einen zum Maassystem gehörenden Teilabschnitt wurde die Berechnungsmethode für die Fließgeschwindigkeit ebenfalls spezifiziert. Diese ist allerdings nur im Maas-Modell vorhanden.

**Fehlerkode: 26001**

Siehe 24002.

**Fehlerkode: 26002**

In die Eingabe (RIJN.VAK) wurde für jeden Teilabschnitt ein Kode aufgenommen, der mit einer spezifischen Methode zur Berechnung des Dispersionskoeffizienten übereinstimmt. Der gelesene Kode korrespondiert nicht mit einer der verfügbaren Methoden. Kontrollieren Sie die Eingabe.

Fehlerkode: 27001

Die Anzahl der gefundenen Fließwege zwischen Einleitungs- und Beobachtungspunkt ist zu groß für die derzeitigen Feld-Dimensionen. Vergrößern Sie den Parameter NOPDM und übersetzen und binden Sie das Modell erneut.

Fehlerkode: 27002

Beim Durchlaufen eines gefundenen Fließweges findet sich ein Abschnitt, zu dem keine Teilabschnitte gehören. Kontrollieren Sie die Eingabe.

Fehlerkode: 27003

Der Beobachtungspunkt wurde stromaufwärts des Einleitungspunktes lokalisiert. Kontrollieren Sie die Eingabe (Preprozessor).

Fehlerkode: 27004, 27005

Der Einleitungspunkt (27004) oder der Beobachtungspunkt (27005) kann in einem der Fließwege nicht lokalisiert werden.

Fehlerkode: 27006

Die am Einleitungspunkt berechnete Geschwindigkeit beträgt Null m/s.

Fehlerkode: 28001

Der eingelesene Abfluß am Wahrnehmungszweig ist gleich Null m<sup>3</sup>/s.

Fehlerkode: 28002

Die Untergrenze des in der Konzentrationsberechnung zu betrachtenden Zeitintervalls ist größer als die Obergrenze. Wahrscheinlich wurde eine falsche Fließzeit definiert.

Fehlerkode: 28003

Das Produkt des mittleren Dispersionskoeffizienten und der Fließzeit ist Null und TACC ist größer Null (siehe Unterprogramm KAL12).

Fehlerkode: 28004

Gleich 28003, jedoch ist jetzt TREL kleiner als die Fließzeit des ersten berechneten Teilabschnittes.

Fehlerkode: 28005

Die berechneten Fließzeiten zu Beginn und am Ende eines beobachteten Teilabschnittes sind gleich.

Fehlerkode: 28006

Gleich 28003, aber jetzt ist der Zeitpunkt, für den die Konzentration berechnet werden soll, größer als die Fließzeit bis zur Grenze des vorigen Teilabschnittes und kleiner als die Fließzeit bis zum Beobachtungspunkt.

Fehlerkode: 28007

Es wurde kein Konzentrationsverlauf berechnet (JTEL = 0). Wahrscheinlich ist die Massenfraktion für jeden Fließweg kleiner als der Grenzwert.

Fehlerkode: 28008

Die berechnete Konzentration ist negativ.

Fehlerkode: 30001

Siehe 27001.

**Fehlerkode: 37001 bis einschließlich 37004**

Diese aus dem Unterprogramm OPENF stammenden Fehlermeldungen sprechen für sich. Kontrollieren Sie die für jede Inputdatei spezifizierten Daten (FILES.DAT).

**Fehlerkode: 39001**

Die Anzahl von Konzentration-Zeit-Paaren am Beobachtungspunkt ist zu groß für die derzeitigen Feld-Dimensionen. Erhöhen Sie den (örtlichen) Parameter NOREF und übersetzen und binden Sie das Programm erneut.

**Fehlerkode: 40001**

Siehe 22002.

**Fehlerkode: 41001**

Die einzulesende Tabelle der Abfluß-Geschwindigkeits-Beziehungen ist zu groß für die derzeitigen Feld-Dimensionen. Erhöhen Sie den Parameter NREFM und übersetzen und binden Sie das Programm erneut.

**Fehlerkode: 41002**

Für die Geschwindigkeitsberechnung in einem Teilabschnitt in Nördlichen Deltabecken ist in der Datei mit Teilabschnittsdaten (RIJN.VAK), ein Hinweis auf eine Strecke in der Abfluß-Geschwindigkeit-Beziehung aufgenommen. Hier wird auf eine nicht in die Beziehung aufgenommene Strecke verwiesen. Kontrollieren Sie die Eingabe.

**Fehlerkode: 42001**

Der aus dem Preprozessor-Programm gelesene Einleitungs- oder Wahrnehmungszweig ist ein Kanal. Die zugehörige Kilometrierung korrespondiert aber nicht mit einem der bekannten Kanäle im Oberrhein.

**Fehlerkode: 42002**

Aus dem Preprozessor-Programm wurde ein falscher Kode für einen Fluß oder Kanal gelesen. Dies deutet auf einen Fehler im Preprozessor-Programm hin (siehe Datei RIJN.UUT).

