

KfK 4793
März 1991

**Abschätzung der
Strahlenexposition
infolge störfallbedingter
Radionuklideinleitungen von
kerntechnischen Anlagen
in Fließgewässer unter
Berücksichtigung der
Zeitabhängigkeit relevanter
Parameter**

I. Al-Omari
Institut für Neutronenphysik und Reaktortechnik
Projekt Nukleare Sicherheitsforschung

Kernforschungszentrum Karlsruhe

Kernforschungszentrum Karlsruhe
Institut für Neutronenphysik und Reaktortechnik
Projekt Nukleare Sicherheitsforschung

KfK 4793

ABSCHÄTZUNG DER STRAHLENEXPOSITION INFOLGE STÖRFALLBEDINGTER
RADIONUKLIDEINLEITUNGEN VON KERntechnischen ANLAGEN
IN FLIEBGewÄSSER UNTER BERÜCKSICHTIGUNG DER
ZEITABHÄNGIGKEIT RELEVANTER PARAMETER

Imad Al-Omari

Dissertation genehmigt von der Fakultät für Maschinenbau
der Universität Karlsruhe

Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH, Karlsruhe

Als Manuskript gedruckt
Für diesen Bericht behalten wir uns alle Rechte vor

Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH
Postfach 3640, 7500 Karlsruhe 1

ISSN 0303-4003

Kurzfassung

In der vorliegenden Arbeit wird auf mögliche Quellterme sowie den Radionuklidtransport in Fließgewässern eingegangen. Eine Abschätzung der Radionuklidkonzentrationen im Flußsystem infolge angenommener bzw. abgeschätzter kurz- und langzeitiger Quellterme für Sr-90 und Cs-137 wird vorgestellt. Die Ergebnisse von Validierungsrechnungen zur Ermittlung der Konzentrationen für Co-60 in den Medien Schwebstoff und Sediment werden beschrieben. Anschließend wird auf die aufgrund der verschiedenen Quellterme resultierende Strahlenexposition sowie ausgewählte Ergebnisse eingegangen.

ESTIMATION OF THE RADIATION EXPOSURE RESULTING FROM ACCIDENTAL
DISCHARGES OF RADIONUCLIDES FROM NUCLEAR FACILITIES
INTO RIVERS CONSIDERING THE TIME DEPENDENCY
ON RELEVANT PARAMETERS

Abstract

This report deals with possible source terms as well as with the transport of radionuclides in rivers. An estimate is presented of the radionuclide concentrations in the river system due to supposed or estimated short- and long-term source terms. The results are described of validating calculations for determination of the concentrations of Co-60 in the suspended load and sediment media. Then the radiation exposure resulting from the various source terms as well as selected results are discussed.

Verzeichnis der Tabellen

- Tab. 1-1: Überblick über verschiedene Modelle zur Ermittlung der Konzentrationen nach Radionuklideinleitung in Oberflächengewässer
- Tab. 2-1: Jährliche Erwartungswerte für die Emissionen von Aktivierungs- und Spaltprodukten mit dem Abwasser aus Kernkraftwerken bei Normalbetrieb
- Tab. 2-2: Freigesetzte Aktivität über den Wasserpfad nach einem angenommenen Kühlmittelverluststörfall mit anschließendem Fehler im Abwasserprüfsystem für einen 1150 MWe-Druckwasserreaktor
- Tab. 2-3: Freigesetzte Aktivität aufgrund des angenommenen prompten Quellterms
- Tab. 2-4: Halbwertszeit, Kerninventar und prozentualer Anteil der Radionuklide in der Schmelze
- Tab. 5-1: Die für die Nahfeldberechnungen verwendeten Parameter am Standort Biblis
- Tab. 6-1: Das Verhältnis zwischen Flußbreite und Wassertiefe für einige Flußabschnitte der Weser

Verzeichnis der Abbildungen

- Abb.2-1 : Abgabe von Co-60 an die Weser durch das Kernkraftwerk Würgassen in der Zeit von 1979-1983
- Abb.2-2 : Stör- bzw. unfallbedingte Quellterme in Fließgewässer
- Abb.2-3 : Quellterm von Cs-137 in den Fluß aufgrund eines hypothetischen Kernschmelzunfalls bei einer Auslaugdauer von 1000 d
- Abb.2-4 : Quellterm von Sr-90 in den Fluß aufgrund eines hypothetischen Kernschmelzunfalls bei einer Auslaugdauer von 1000 d
- Abb.2-5 : Quellterm von Cs-137 in den Fluß aufgrund eines hypothetischen Kernschmelzunfalls bei einer Auslaugdauer von 20000 d
- Abb.2-6 : Quellterm von Sr-90 in den Fluß aufgrund eines hypothetischen Kernschmelzunfalls bei einer Auslaugdauer von 20000 d
- Abb.2-7 : Konzentration von Cs-137 im Grundwasser am rechten Ufer in Abhängigkeit vom Abstand zur angenommenen Linienquelle für den Fluß
- Abb.3-1 : Kritische Fließgeschwindigkeit für Erosion, Transport und Sedimentation; Erosionsgrenze nach Hjulström /We85/
- Abb.3-2 : Schematische Darstellung des Feststofftransportverhältnisses in staugeregelten Flüssen
- Abb.3-3 : Beispiel für gemessene Sedimentationsraten in einer Fluß-Staustufe an der Donau
- Abb.3-4 : Abhängigkeit der Geschiebemenge G vom Abfluß Q
- Abb.3-5 : Zustandsfolge in einem Flußlängsschnitt
- Abb.4-1 : Modellfluß zur Beschreibung des Nahfeldmodells
- Abb.4-2 : Massenströme am Volumenelement n
- Abb.5-1 : Verlauf einer angenommenen 4-stündigen Freisetzung von $3,7E+10$ Bq Cs-137 in den Fluß
- Abb.5-2 : Konzentrationsverteilung im Wasser C_w in Abhängigkeit vom Abstand in Fließrichtung x und in Querrichtung y nach Beendigung einer vierstündigen Einleitung von insgesamt $3,7E+10$ Bq Cs-137 in den Rhein am Standort Biblis ($Q=882 \text{ m}^3/\text{s}$)

Abb.5-3 :Konzentration im Wasser C_w in Abhängigkeit von der Zeit aufgrund einer vierstündigen Einleitung von $3,7E+10$ Bq Cs-137 im Nahfeld am Standort Biblis für verschiedene Abstände x in Fließrichtung ($Q=882$ m³/s , $y=50$ m)

Abb.5-4 : Konzentrationsverteilung im Wasser C_w in Abhängigkeit vom Abstand in Fließrichtung x und in Querrichtung y 10 Minuten nach Beendigung der vierstündigen Einleitung von insgesamt $3,7E+10$ Bq Cs-137 in den Rhein am Standort Biblis ($Q=882$ m³/s)

Abb.5-5 : Konzentrationsverteilung von Sr-90 im Nahfeld in Abhängigkeit vom Abstand in Fließrichtung x und in Querrichtung y zum Zeitpunkt $t=3000$ d aufgrund des Kernschmelz-Quellterms ($Q=882$ m³/s)

Abb.5-6 : Konzentration im Wasser in Abhängigkeit vom Abstand zum rechten Ufer y für Sr-90 aufgrund des Kernschmelz-Quellterms ($t=3000$ d, $Q=882$ m³/s)

Abb.5-7 : Konzentration im Wasser in Abhängigkeit vom Abstand zum rechten Ufer y für Sr-90 aufgrund des Kernschmelz-Quellterms ($t=3000$ d, $Q=882$ m³/s)

Abb.5-8 : Konzentrationsverteilung für Sr-90 am rechten Rand des Flusses in Abhängigkeit vom Abstand in Fließrichtung x und der Zeit aufgrund des Kernschmelz-Quellterms ($Q=882$ m³/s)

Abb.5-9 : Konzentrationsverteilung von Sr-90 in Abhängigkeit vom Abstand in Querrichtung y und der Zeit bei einem Abstand von 1000 m in Fließrichtung aufgrund des Kernschmelz-Quellterms ($Q=882$ m³/s)

Abb.5-10 : Konzentrationsverteilung von Cs-137 in Abhängigkeit vom Abstand in Fließrichtung x und Querrichtung y aufgrund des Kernschmelz-Quellterms ($t=4,0E+04$ d, $Q=882$ m³/s)

Abb.5-11 : Konzentrationsverteilung von Cs-137 im Wasser in Abhängigkeit vom Abstand in Fließrichtung x und der Zeit aufgrund des Kernschmelz-Quellterms ($y=0$ m, $Q=882$ m³/s)

- Abb.5-12 : Konzentrationsverteilung von Cs-137 im Wasser in Abhängigkeit vom Abstand in Querrichtung y und der Zeit aufgrund des Kernschmelz-Quellterms
($x=1000$ m, $Q=882$ m³/s)
- Abb.5-13 : Konzentration von Cs-137 im Wasser in Abhängigkeit von der Zeit für verschiedene Abstände in Fließrichtung aufgrund des Kernschmelz-Quellterms
($y=0$ m, $Q=882$ m³/s)
- Abb.5-14 : Konzentration von Cs-137 im Wasser in Abhängigkeit von der Zeit für verschiedene Abstände in Fließrichtung aufgrund des Kernschmelz-Quellterms
($y=0$ m, $Q=2510$ m³/s)
- Abb.5-15 : Konzentration von Cs-137 im Wasser in Abhängigkeit von der Zeit für verschiedene Abstände in Fließrichtung aufgrund des Kernschmelz-Quellterms
($y=0$ m, $Q=684$ m³/s)
- Abb.5-16: Konzentration im Wasser C_w in Abhängigkeit von der Zeit für die Rhein-km 460 und 480 aufgrund einer vierstündigen Einleitung von $3,7E+10$ Bq Cs-137 beim Rhein-km 455
- Abb.5-17: Konzentration an den Schwebstoffen in Abhängigkeit von der Zeit für die Rhein-km 460 und 480 aufgrund einer vierstündigen Einleitung von $3,7E+10$ Bq Cs-137 beim Rhein-km 455
- Abb.5-18: Konzentration an den Sedimenten in Abhängigkeit von der Zeit für die Rhein-km 460 und 480 aufgrund einer vierstündigen Einleitung von $3,7E+10$ Bq Cs-137 beim Rhein-km 455
- Abb.5-19: Konzentrationsverteilung im Wasser C_w in Abhängigkeit von der Zeit und Fluß-km aufgrund einer vierstündigen Einleitung von $3,7E+10$ Bq Cs-137 beim Rhein-km 455
- Abb.5-20: Konzentrationsverteilung an den Schwebstoffen in Abhängigkeit von der Zeit und Fluß-km aufgrund einer vierstündigen Einleitung von $3,7E+10$ Bq Cs-137 beim Rhein-km 455

Abb.5-21: Konzentrationsverteilung an den Sedimenten in Abhängigkeit von der Zeit und Fluß-km aufgrund einer vierstündigen Einleitung von $3,7E+10$ Bq Cs-137 beim Rhein-km 455

Abb.5-22: Konzentration im Wasser C_w in Abhängigkeit von der Zeit für die Rhein-km 460 und 480 aufgrund des langzeitigen Quellterms beim Rhein-km 455

Abb.5-23: Konzentration an den Schwebstoffen in Abhängigkeit von der Zeit für die Rhein-km 460 und 480 aufgrund des langzeitigen Quellterms beim Rhein-km 455

Abb.5-24: Konzentration an den Sedimenten in Abhängigkeit von der Zeit für die Rhein-km 460 und 480 aufgrund des langzeitigen Quellterms beim Rhein-km 455

Abb.6-1 : Standort des Kernkraftwerks Würgassen (KWW) an der Weser

Abb.6-2 : Monatliche Mittelwerte des Abflusses im Abflußjahr 1983 für den Fluß-km 110,72 an der Weser

Abb.6-3 : Monatliche Mittelwerte des Schwebstoffgehalts im Abflußjahr 1983 für den Fluß-km 110,72 an der Weser

Abb.6-4 : Berechnete Aktivitätskonzentrationen an den Schwebstoffen für eine Zeitspanne von 60 Monaten (1979-1983) im Vergleich zu den mittleren gemessenen Quartalswerten für den Fluß-km 69 an der Weser

Abb.6-5 : Berechnete Aktivitätskonzentrationen an den Schwebstoffen für eine Zeitspanne von 60 Monaten (1979-1983) im Vergleich zu den mittleren gemessenen Quartalswerten für den Fluß-km 164 an der Weser

Abb.6-6 : Berechneter Verlauf der Aktivitätskonzentrationen an den Schwebstoffen entlang der berücksichtigten Fließstrecke im September 1983

Abb.6-7 : Berechnete Aktivitätskonzentrationen an den Schwebstoffen in Abhängigkeit vom Fluß-km für eine Zeitspanne von 3 Monaten (Juli-September 1983)

Abb.6-8 : Berechnete Aktivitätskonzentrationen an den Sedimenten für eine Zeitspanne von 60 Monaten (1979-1983) im Vergleich zu den mittleren gemessenen Quartalswerten für den Fluß-km 134,5 an der Weser

Abb.B-1 : Freisetzungsrates bzw. kumulierte Freisetzung für radioaktive Stoffe nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl, bezogen auf den 6. Mai 1986

Abb.B-2 : Lage des Kernkraftwerks Tschernobyl

Abb.C-1 : Zeitabhängiger Quellterm für Cs-137 in einen Brunnen aufgrund einer 4-stündigen Freisetzung von insgesamt $1.85E+05$ Bq in den Brunneneinzugsbereich über einen Vorfluter

Abb.C-2 : Zeitabhängiger Quellterm für Sr-90 in einen Brunnen aufgrund einer 4-stündigen Freisetzung von insgesamt $1.85E+05$ Bq in den Brunneneinzugsbereich über einen Vorfluter

Abb.C-3 : Zeitabhängige Aktivitätskonzentration von Cs-137 im Brunnenwasser

Abb.C-4 : Zeitabhängige Aktivitätskonzentration von Sr-90 im Brunnenwasser

INHALTSVERZEICHNIS

1. Einleitung	1
2. Quellterme	4
2.1 Einleitungen im Normalbetrieb	4
2.2 Stör- und unfallbedingte Einleitungen	4
3. Die berücksichtigten Untersuchungsgebiete	11
4. Modellierung der Radionuklidausbreitung sowie Ermittlung der Radionuklidkonzentrationen in Fließgewässern	14
4.1 Nahfeld	14
4.2 Fernfeld	16
5. Berechnung der Aktivitätskonzentrationen	22
5.1 Berechnung der Aktivitätskonzentrationen im Nahfeldbereich durch eine Quelle am Standort Biblis	22
5.2 Berechnung der Aktivitätskonzentrationen im Fernfeldbereich durch eine Quelle am Standort Biblis	25
6. Validierungsrechnungen für den Fernfeldbereich am Standort Würzgassen	29
7. Sensitivitätsanalyse	32
8. Abschätzung der Strahlenexposition	34
8.1 Abschätzung der inneren Strahlenexposition	34
8.1.1 Fischverzehr	34
8.1.2 Trinkwasser	35
8.1.3 Beregnung von Blattgemüse	36
8.2 Abschätzung der äußeren Strahlenexposition aufgrund des Aufenthalts auf Spülfeldern	38
9. Mögliche Vorsorge- und Gegenmaßnahmen sowie wirtschaftliche Betrachtungen	39
9.1 Vorsorge- und Gegenmaßnahmen	39
9.2 Wirtschaftliche Betrachtungen	41
10. Zusammenfassung	43

Anhang A: Abschätzung hydrologischer, sedimentologischer sowie radionuklidspezifischer Parameter	48
Anhang B: Erfahrungen aufgrund des Unfalls in Tschernobyl	52
Anhang C: Modellierung der Radionuklidausbreitung zu einem ufernahen Brunnen	54
<i>C.1 Quellterm</i>	54
<i>C.2 Modellbeschreibung</i>	55
<i>C.3 Berechnung der zeitabhängigen Aktivitätskonzentrationen im Brunnenwasser</i>	55
Literaturverzeichnis	57

1. EINLEITUNG

Die im Rahmen von Genehmigungsverfahren für Radionuklid-emittierende Anlagen angewandten Berechnungsgrundlagen /A190, Bu79/ sowie bisher entwickelten Modelle /Ba81, Br78/ zur Abschätzung der Strahlenexposition aufgrund von Radionuklideinleitungen in Oberflächengewässer sind in der Regel einfach konzipiert. Es handelt sich dabei im wesentlichen um Gleichgewichtsmodelle, die die Zeitabhängigkeit von relevanten Parametern wie Quellterme und Radionuklidtransportparameter nur unzureichend berücksichtigen. Mögliche störfallbedingte Einleitungen in die Gewässer über verschiedene Pfade können mit Hilfe dieser Modelle nicht adäquat behandelt werden.

Um die Folgen von störfallbedingten und damit zeitabhängigen Einleitungen in Fließgewässer zu untersuchen, ist die Kenntnis der zeitlichen und örtlichen Verteilung der Quellterme sowie der daraus resultierenden zeitabhängigen Konzentrationen im Wasser/Sediment-System von Bedeutung. Dies verlangt die Entwicklung und Anwendung von Rechenmodellen, die zeitabhängige Quellterme sowie zeitabhängige Parameter soweit wie möglich erfassen können.

Bei der Entwicklung derartiger Rechenverfahren sind drei Teilmodelle zu behandeln. Diese berücksichtigen die Quellterme, den Radionuklid-Transport und die Strahlenexposition.

Das wesentliche Teilmodell ist ein Transport-Modell, das die Radionuklid-ausbreitung und Verteilung in Fließgewässer d.h. in den Medien Wasser, Schwebstoff und Sediment beschreibt. Dieses Teilmodell geht in der Regel von der allgemeinen Advektion/Dispersion-Gleichung unter Berücksichtigung der Sorptionsvorgänge an den Schwebstoffen und Sedimenten aus. Die vorhandenen Modelle dieser Art /C180, Nu81b, Nu82b, Nu82c, Nu84b, On82, On85/ benötigen allerdings zum Teil eine große Zahl von gemessenen Parametern, die örtlich und zeitlich veränderlich sind. Einige dieser Modelle berücksichtigen hingegen die Wechselwirkung mit den Schwebstoffen und Sedimenten ungenügend, so daß der Ort des Auftretens maximaler Konzentrationen in diesen Medien nicht bestimmt werden kann. Die Entwicklung eines einfachen zeitabhängigen Modells, das mit allgemein verfügbaren Daten auskommt, ist deshalb von Interesse. Tabelle 1-1 gibt einen Überblick über verschiedene Modelle zur Bestimmung der Radionuklidkonzentrationen nach Einleitung in Oberflächengewässer.

Die Quellterme für das Transport-Modell können durch Messungen oder durch ein Quellterm-Teilmodell ermittelt werden. Dieses Teilmodell soll die Quellterme aufgrund von direkten oder indirekten Einleitungen in Fließgewässer beschreiben können. Dazu gehören in diesem Zusammenhang Modelle, mit deren Hilfe die Ausbreitung der Radionuklide von einer Quelle im Erdreich abgeschätzt werden kann /At84, Nu82a, Nu85b, Sc79/. Von besonderem Interesse ist dabei der Übergang und damit die Quellterme in das betrachtete Fließgewässer.

Mit einem dritten Teilmodell, einem Strahlenexpositionsmodell, wird dann die Strahlenexposition über verschiedene Expositionspfade abgeschätzt. Dabei wird von den durch das Transport-Modell in den verschiedenen Medien ermittelten Konzentrationen ausgegangen.

Das Ziel dieser Arbeit besteht darin, die Strahlenexposition aufgrund von Radionuklideinleitungen in Fließgewässer unter Verwendung verschiedener Teilmodelle und Berücksichtigung der Zeitabhängigkeit einiger Parameter abzuschätzen. Dazu werden verschiedene Quellterme in Fließgewässer mit unterschiedlichen zeitlichen Abläufen berücksichtigt. Dabei handelt es sich sowohl um zeitabhängige Einleitungen im Normalbetrieb als auch um störfallbedingte Einleitungen. Bei den Einleitungen im Normalbetrieb werden gemessene Emissionen in den Berechnungen verwandt. Bei den störfallbedingten Einleitungen wird von hypothetischen Quelltermen ausgegangen. Besonderer Schwerpunkt wird hierbei auf die Ermittlung von langzeitigen Quelltermen gelegt. Mit einem Ausbreitungsmodell in Grundwasserleitern werden dabei diese langzeitigen Quellterme berechnet, die nach Auslaugung der Radionuklide aus dem Fundament eines Reaktors nach einem angenommenen Kernschmelzunfall und anschließendem Transport mit dem Grundwasser in einen Fluß übergehen. Um den Einfluß kurzzeitiger Einleitungen zu untersuchen, wird bei weiteren Berechnungen eine 4-stündige Quelle direkt in den Fluß angenommen.

Mit Hilfe von zwei Transportmodellen werden dann die Konzentrationen der Radionuklide in den Medien Wasser, Schwebstoff und Sediment abgeschätzt.

Das erste Modell ist für Abschätzungen unterhalb der Einleitungsstelle im Nahfeldbereich eines Flusses geeignet. Es basiert auf einer analytischen Lösung der Advektion-Dispersion-Gleichung unter Vernachlässigung der Wechselwirkung mit den Schwebstoffen und Sedimenten. Die Anwendung dieses Modells gibt Aufschluß über die Vermischung und die Konzentrationsverteilung im Wasser im Nahfeldbereich.

Mit dem zweiten in dieser Arbeit entwickelten Transportmodell werden dann die Konzentrationen in den drei Medien Wasser, Schwebstoff und Sediment berechnet. Dieses Modell ist für Berechnungen im Fernfeldbereich geeignet, wo von einer in etwa homogenen Verteilung der Radionuklide im Wasser über dem Flußquerschnitt ausgegangen werden kann. Durch dieses Modell werden die kinetischen Aspekte sowie die Orts- und Zeitabhängigkeiten relevanter Parameter bei der Modellierung berücksichtigt. Die Adsorption/Desorption an den Schwebstoffen und Sedimenten wird ebenso berücksichtigt, wie die Sedimentation/Erosion-Prozesse und der radioaktive Zerfall. Als Quellterme können stationäre oder zeitabhängige Einleitungen mit beliebigem Verlauf eingegeben werden. Damit können sowohl kurzfristige als auch langfristige Konzentrationsberechnungen durchgeführt werden. Die flexible Parametereingabe ermöglicht die Berücksichtigung von besonderen Situationen, die je nach Datenmaterial z.B. Flußabschnitte mit stark veränderlichem Sedimentationsverhalten erfassen kann. Die jahreszeitlich veränderlichen Charakteristika von Fließgewässern sind in diesem Zusammenhang für Abschätzungen von langfristigen Konzentrationsverläufen von Bedeutung. In der Regel muß allerdings von Durchschnittswerten ausgegangen werden, da die notwendigen Parameter aufwendige Messungen erfordern.

Mit Hilfe der Nah- und Fernfeldmodelle werden dann Konzentrationsberechnungen für verschiedene Quellterme am Standort Biblis am Rhein durchgeführt. Anschließend wird das Fernfeldmodell durch Vergleich der berechneten Konzentrationen mit gemessenen Daten für das Radionuklid Co-60 am Standort Würzgassen an der Weser validiert.

Die daraus resultierende Strahlenexposition über verschiedene Expositionspfade wird dann abgeschätzt. Dies beinhaltet die Abschätzung der Strahlenexposition aufgrund der Ingestion von Fisch, Trinkwasser und bewässertes Gemüse sowie die Abschätzung der äußeren Strahlenexposition aufgrund des Aufenthalts auf Spülfeldern.

Mögliche Gegenmaßnahmen zur Verringerung der Quellterme und der Strahlenexposition sowie wirtschaftliche Überlegungen hierzu werden erörtert. In einem Anhang wird auf die Ausbreitung der Radionuklide vom Fluß zu einem ufernahen Brunnen eingegangen und die Konzentrationen in dem geförderten Wasser berechnet.

2. QUELLTERME

Die Quellterme beschreiben die von kerntechnischen Anlagen freigesetzte Aktivitätsmenge und andere für die Abschätzung ihrer Verteilung in der Umwelt notwendige Parameter, wie die physikalische und chemische Form sowie die Zeitabhängigkeit der Freisetzung /Ne86/.

2.1 Einleitungen im Normalbetrieb

Die im Kontrollbereich von Kernkraftwerken anfallenden Abwässer werden nach Reinigung im Aufbereitungssystem und Aktivitätskontrolle über einen Übergabebehälter diskontinuierlich in das Fließgewässer geleitet. Nach /Bo82/ beträgt die Emissionsrate der Aktivierungs- und Spaltprodukte bei Siedewasserreaktoren im Mittel $1,85E+11$ Bq/a und bei Druckwasserreaktoren im Mittel $1,11E+11$ Bq/a. Für die Aktiniden wird von einer Emissionsrate von etwa $3,7E+06$ Bq/a bei Siedewasserreaktoren und $1,85E+06$ Bq/a bei Druckwasserreaktoren ausgegangen. Tabelle 2-1 zeigt jährliche Erwartungswerte für die Emissionen von Aktivierungs- und Spaltprodukten mit dem Abwasser aus Kernkraftwerken bei Normalbetrieb. Die in dieser Tabelle zusammengefaßten Werte eignen sich für stationäre Berechnungen wie z. B. in /Ba81, Br78/ und lassen die Zeitabhängigkeit der Einleitungen unberücksichtigt.

Um die zeitlichen Verläufe der Konzentrationen in den Medien Wasser, Schwebstoff und Sediment zu ermitteln, ist es von Bedeutung den zeitlichen Verlauf des Quellterms zu berücksichtigen. Abbildung 2-1 zeigt einen Quellterm für Co-60 mit unterschiedlichen Quartalswerten für die Zeit von 1979 bis 1983 /Mu84/. Dieser Quellterm beschreibt die Abgabe von Co-60 durch das Kernkraftwerk Würgassen an die Weser und wird für die späteren Berechnungen mit dem Fernfeld-Transportmodell verwendet.

2.2 Stör- und unfallbedingte Einleitungen

Freisetzungen von Radionukliden aufgrund von Stör- bzw. Unfällen können die Fließgewässer über verschiedene Wege erreichen (Abbildung 2-2). Man kann diese Wege in drei Kategorien unterteilen

a) Direkte Einleitungen aufgrund von Störfällen in Kernkraftwerken

Die in den Risikostudien /Ge81, Ge89, Nu78/ unterstellten Störfälle führen zum großen Teil auch zu flüssigen Freisetzungen innerhalb der Anlage. Für Ereignisse ohne Kernschmelzen wird das kontaminierte Wasser innerhalb der Anlage durch die verschiedenen Barrieren zurückgehalten, so daß eine Kontamination von Grund- und Oberflächengewässern nur durch einen weiteren unterstellten Fehler z.B. im Abwasserprüfsystem erfolgen würde. In /Nu78/ wird auf solche Einleitungen näher eingegangen. Tabelle 2-2 zeigt ein Beispiel für die freigesetzte Aktivität über den Wasserpfad nach einem angenommenen Kühlmittelverluststörfall mit anschließendem Fehler im Abwasserprüfsystem eines Druckwasserreaktors (1150 MWe) , so daß 19 m^3 Sumpfwasser einen Monat nach Störfalleintritt in die Hydrosphäre gelangen. Es ist allerdings zu beachten, daß die in /Nu78/ unterstellten Störfälle die Standortverhältnisse und die unterschiedliche Anlagentechnik nicht berücksichtigen. Im allgemeinen werden größere Freisetzungen über diesen Weg jedoch nicht erwartet /Nu84a/.

b) Einleitungen aufgrund von Freisetzungen in die Atmosphäre

Die in die Atmosphäre freigesetzte Aktivität kann die Fließgewässer direkt durch den Fallout auf die Wasseroberfläche oder indirekt durch den Fallout auf das Einzugsgebiet des Fließgewässers erreichen. Dabei hängt die dem Vorfluter durch den direkten Fallout zugeführte Aktivität von dem Verlauf des Flußlaufs im Falloutfeld ab /Bu71/. In /Bu71, Ja69, Ja71, He85/ wird der Beitrag der atmosphärischen Freisetzungen zur Kontamination des Vorfluters abgeschätzt. Diese Abschätzungen zeigen, daß der Beitrag der direkten und indirekten Einleitungen zur Kontamination des Vorfluters im allgemeinen von der gleichen Größenordnung sein kann. Die Kontamination durch den direkten Fallout ist nur dann von geringer Bedeutung, wenn die radioaktive Abluftfahne bzw. ihr Falloutfeld den Vorfluter nicht oder erst in großem Abstand überquert /Ja69/. Im allgemeinen werden die Folgen der Wasserkontamination aufgrund der atmosphärischen Radionuklidfreisetzungen als relativ gering im Vergleich zu den Folgen über den Luftpfad betrachtet /He85, Nu84a/. Erwähnenswert sind in diesem Zusammenhang die Erfahrungen aufgrund des Unfalls im Kernkraftwerk Tschernobyl, auf die im Anhang B eingegangen wird.

c) Einleitungen in Fließgewässer aufgrund von Freisetzungen in Grundwasser

Diese lassen sich in zwei Kategorien unterteilen :

c1) Einleitungen durch Grundwasser aufgrund des prompten Quellterms

Bei diesem Szenario wird unterstellt, daß nach einem Kernschmelzunfall kontaminiertes Sumpfwasser aus dem Reaktorsicherheitsbehälter über Risse im Fundament direkt in das Grundwasser übertritt /Ba89/. Nach Ausbreitung im Grundwasserleiter kann ein Übertritt der kontaminierten Grundwasserströmung in Fließgewässer erfolgen. In einer Abschätzung der Strahlenexposition aufgrund von Freisetzungen in das Grundwasser nach einem Kernschmelzunfall für den Druckwasserreaktor Sizewell B /Ma84/ wird davon ausgegangen, daß der prompte Quellterm mit einer Häufigkeit von $1,75E-08$ pro Jahr auftreten könnte. Der Anteil des freigesetzten Sumpfwassers wird mit 0,5 angegeben, wobei dieser Wert auch in /Nu81a/ angenommen wird. Tabelle 2-3 zeigt als Beispiel die in /Ma84/ angenommene Aktivitätsfreisetzung einiger Radionuklide aufgrund des prompten Quellterms. Für Druckwasserreaktoren besteht die Möglichkeit einer Sumpfwasserfreisetzung in das Grundwasser im Zusammenhang mit einem Kernschmelzunfall im Zeitraum von Monaten oder wenigen Stunden. Die Freisetzungsrates hängt von der Rißgröße im Fundament, der Dichte und Zähigkeit des Sumpfwassers, den hydrogeologischen Eigenschaften des Untergrunds sowie vom Druck im Containment ab /Nu85a/. Daraus wird ersichtlich, daß die Freisetzungsrates von dem jeweiligen Standort abhängig und schwer zu verallgemeinern ist.

c2) Einleitungen durch Grundwasser infolge der Auslaugung einer erstarrten Kernschmelze nach einem Kernschmelzunfall.

Diese Einleitungen stehen im Vordergrund, da die Ermittlung von Quelltermen in den Grundwasserleiter aufgrund von neuen Abschätzungen /Ba89/ möglich wurde. Für die vorliegende Arbeit ist die Abschätzung des Quellterms in das Fließgewässer von Interesse. Dabei sind Kenntnisse über die Kernschmelze, das Auslaugverhalten, die Ausbreitungsvorgänge und die Abbauprozesse im Grundwasserleiter notwendig. Der hier vorgenommenen Abschätzung liegen umfangreichere Studien über die genannten Punkte zugrunde /Ba89, Bu87, Ha87, Nu78, Nu81, Nu82a, Nu85a, Sc79/. Deshalb wird sich die Darstellung hier auf das für das Verständnis Notwendigste beschränken.

Zur Bestimmung des Quellterms Kernschmelze/Grundwasser für jedes Radionuklid wird von Gleichung (2.1) ausgegangen. In dieser Gleichung werden Ansätze aus /Ba89, Nu82a, Sc79/ berücksichtigt.

$$q_S(t) = \frac{I}{M} F_{\alpha} a_0 e^{-\lambda t} \quad (2.1)$$

q_s [Bq/s] = Quellstärke

I [Bq] = Radionuklidinventar in der Schmelze bei Beginn
der Auslaugung

M [kg] = Masse der Schmelze

F [m^2] = geometrische Fläche der Schmelze im unteren Bereich

α [-] = Porenfaktor der Schmelze

a_0 [$kg/(m^2 s)$] = konstante Auslaugrate

t [s] = Zeit

λ [1/s] = Zerfallskonstante

Die Oberfläche der Schmelze, die vom Grundwasser erreicht werden kann, ist etwa um den Faktor 10 (Porenfaktor) größer als die geometrische Kreisfläche, da die Randbereiche der Schmelze irregulär und mit Hohlräumen erstarren /Ba89/.

Bei Berücksichtigung der Bildung einer schwerlöslichen Schicht an der Oberfläche der Schmelze kann die Auslaugrate als zeitabhängige Funktion modelliert werden /Ba89/. In dieser Arbeit wird allerdings von einer konstanten Auslaugrate ausgegangen.

Beim Weitertransport der ausgelaugten Radionuklide durch den Grundwasserleiter laufen teilweise gleichzeitig und sich ergänzende Vorgänge ab, wie mechanische Filterung des in den offenen Poren zwischen den Festteilchen im Boden strömenden Wassers, Adsorption, Ionenaustausch an Mineralien, chemisches Ausfällen und der radioaktive Zerfall /Su87/. Gleichung (2.2) beschreibt den zeitabhängigen 3-dimensionale Transport eines Radionuklids durch einen Grundwasserleiter. Dabei wird von einer gleichmäßigen Strömungsgeschwindigkeit, konstanten Dispersionskoeffizienten, konstanter Porosität und Verteilungskoeffizienten im Gleichgewichtszustand ausgegangen /Nu82a/

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{u}{R_d} \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{E_x}{R_d} \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{E_y}{R_d} \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + \frac{E_z}{R_d} \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - \lambda C \quad (2.2)$$

C [Bq/ m^3] = Radionuklidkonzentration in der Wasserphase

u [m/s] = Abstandsgeschwindigkeit

E_x, E_y, E_z [m^2/s] = Dispersionskoeffizienten in der x-, y- und z-
Richtung

R_d [-] = Rückhaltefaktor

λ [1/s] = Zerfallskonstante

Der Rückhaltefaktor R_d ergibt sich aus

$$R_d = 1 + \frac{\rho_b}{n} K_d \quad (2.3)$$

ρ_b [kg/m³] = Schüttdichte

n [-] = totale Porosität

K_d [m³/kg] = Verteilungskoeffizient

Der totale Fluß von Radionukliden durch eine Fläche senkrecht zur Fließrichtung innerhalb des Grundwasserleiters kann dann aus Gleichung (2.4) berechnet werden

$$F = n_e \int_0^h \int_{-\infty}^{\infty} (uC - E_x \frac{\partial C}{\partial x}) dy dz \quad (2.4)$$

F [Bq/s] = Der gesamte Fluß an Radionukliden durch eine Fläche senkrecht zur Strömungsrichtung

n_e [-] = effektive Porosität

h [m] = Dicke der grundwasserleitenden Schicht

F beschreibt auch den zeitlichen Verlauf des Quellterms in den Fluß. Für eine Freisetzung von 1 Bq mit den Orts- und Zeitparametern $x=0$ und $t=0$ ergibt sich F zu /Nu81a, Nu82a/

$$F = \frac{(x + \frac{ut}{R_d})}{4 \sqrt{E_x \pi t^3} R_d} \exp \left[-\frac{(x - \frac{ut}{R_d})^2}{4 E_x t R_d} - \lambda t \right] \quad (2.5)$$

Für zeitabhängige Einleitungen wird dann das Faltungsintegral (2.6) zur Abschätzung des Quellterms in den Fluß verwendet /Nu82a/

$$F(t) = \int_0^t q(\tau) F(t - \tau) d\tau \quad (2.6)$$

$F(t)$ [Bq/s] = Fluß an Radionukliden zum Zeitpunkt t aufgrund einer zeitabhängigen Einleitung

$q(\tau)$ [Bq/s] = Freisetzungsrates oder Übertrittsaktivitätsmenge zum Zeitpunkt τ

$F(t - \tau)$ [1/s] = Die mit Gleichung (2.5) berechnete Lösung zum Zeitpunkt $t - \tau$ aufgrund einer Freisetzung von 1 Bq bei $t = \tau$

Ausgehend von den oben beschriebenen Gleichungen und unter Berücksichtigung der hydrologischen und geologischen Verhältnisse im Bereich der Standorte Phillipsburg und Biblis sowie Vereinfachung der Flächenquelle bei der Auslaugung an der Schmelze zu einer 16 m breiten Linienquelle senkrecht zur Strömungsrichtung im Abstand von 500m vom Vorfluter wurden die zeitabhängigen Quellterme in den Fluß für die Radionuklide Cs-137 und Sr-90 abgeschätzt. Die verwendeten Parameter lassen sich wie folgt zusammenfassen /Ba89/

I (Cs-137)	= 2,9E+17 Bq
I (Sr-90)	= 1,7E+17 Bq
M	= 4,0E+06 kg
F	= 200 m ²
α	= 10
a_0	= 1,157E-06 kg/(m ² s)
u	= 3,82E-05 m/s
E_x	= 3,82E-04 m ² /s
E_y	= 1,91E-05 m ² /s
E_z	= 1,91E-05 m ² /s
ρ_b	= 2,12E+03 kg/m ³
K_d (Cs)	= 2,0E-02 m ³ /kg
K_d (Sr)	= 1,3E-03 m ³ /kg
n_e	= 0,15
n	= 0,2
h	= 50 m

Weitere Daten sind Tabelle 2-4 zu entnehmen.

Abb.2-3 und 2-4 zeigen für die Radionuklide Cs-137 und Sr-90 die so berechneten Quellterme in den Fluß bei konstanter 1000-tägiger Auslaugung. Dabei wurde von einem Anteil des Kerninventars von 10% bei Cs-137 und 100% bei Sr-90 in der Kernschmelze ausgegangen. In den Abb.2-5 und 2-6 werden diese Quellterme bei einer Auslaugungsdauer von 20000 d dargestellt. Der Wahl dieser beiden Zeitintervalle liegt die Annahme zugrunde, daß Gegenmaßnahmen nach 1000 Tagen den Weitertransport der Radionuklide verhindern, während eine Vernachlässigung der Gegenmaßnahmen zu einer Auslaugung des gesamten Inventars innerhalb von 20000 d führt. Der Verlauf dieser Quellterme macht den Einfluß der unterschiedlichen K_d -Werte für Cs und Sr deutlich. Die maximalen Konzentrationen treten bei Cs-137 aufgrund der Verzögerung durch die Adsorption an den Sedimenten zu späteren Zeitpunkten auf.

Es ist allerdings zu beachten, daß ein Teil der Radionuklide aufgrund der Desorption wieder in die Wasserphase eintreten kann. Die Abbaukapazität im

Boden kann sich unter Umständen durch die ständige starke Wasserfiltration verringern /Su87/. Die Annahme einer konstanten Geschwindigkeit in Vorflutrichtung kann eine Überschätzung der Quellterme bewirken, da in Wirklichkeit die Grundwassergeschwindigkeit ihre Richtung ändert. Außerdem treten diese Quellterme nicht an einem Punkt, sondern diffus entlang des Flusses ein. Abb. 2-7 zeigt die aufgrund der Ausbreitung im Grundwasserleiter berechnete Konzentration in der Wasserphase am rechten Ufer kurz vor dem Eintritt in den Fluß in Abhängigkeit von dem Abstand zum Ort der angenommenen Linienquelle bei 0. Daraus wird ersichtlich, daß der diffuse Eintritt in den Fluß zu einer etwas größeren Verdünnung im Flußwasser führen würde.

3. DIE BERÜCKSICHTIGTEN UNTERSUCHUNGSGEBIETE

Flußsysteme werden in Deutschland als Vorfluter für Kernkraftwerke benutzt. Dabei sind die Flüsse als komplizierte Systeme mit mehreren Subsystemen zu betrachten, die in ihren Eigenschaften zeitlich und örtlich veränderlich sind. Die hydrologischen und sedimentologischen Daten eines Flusses unterliegen kurzfristigen sowie jahreszeitlichen Schwankungen. Dies gilt ebenso für die Nutzung des Flußsystems.

In Fließgewässern wird die Fließgeschwindigkeit und damit Sedimentation, Transport und Erosion in der Regel von den Abflußverhältnissen beeinflusst. Bei niedrigem Abfluß und damit verbundenen niedrigen Fließgeschwindigkeiten findet verstärkt Sedimentation statt, wogegen bei hohem Abfluß und damit verbundenen hohen Fließgeschwindigkeiten mit Erosion zu rechnen ist /Bu88/.

Stautufen und andere sedimentrückhaltende Einrichtungen beeinflussen dabei das Fließ- und Schwebstoff/Sediment-Transportverhalten der Flüsse. Weitere Charakteristika wie Überschwemmungen, tidale Effekte in Mündungsgebieten sowie der Schiffverkehr sind auch zeitabhängige Einflußfaktoren. In /Tö80/ wird beispielsweise angegeben, daß es während des Schiffverkehrs im gesamten Bereich des Fahrwassers kaum zu Sedimentation kommt. Es wurde beobachtet, daß der Strahl, der von der Schiffsschraube verursacht wird, erhebliche Mengen an Sohlenmaterial aufwirbelt. Dieser resuspendierte Schwebstoff wird von der Strömung zu Tal transportiert und kann sich nur außerhalb des Fahrwassers im unmittelbaren Bereich eines Wehres wieder ablagern (Beobachtung am Neckar).

Zur Darstellung des Zusammenhangs von Sedimentation, Transport und Erosion in Abhängigkeit vom Partikeldurchmesser der Sedimente und durchschnittlicher Fließgeschwindigkeit wird in /Ba81, Bu88/ auf das Hjulström-Diagramm hingewiesen. In /We85/ wird allerdings darauf hingewiesen, daß die tatsächliche Sedimentationsgeschwindigkeit des Fließgewässers für die schadstoffrelevanten Korngrößen mit Korndurchmesser kleiner als 2 mm ca. zwei Zehnerpotenzen größer ist als von Hjulström angenommen, so daß die Sedimentation im Fluß bereits bei viel höheren Geschwindigkeiten einsetzt (Abbildung 3-1).

In staugeregelten Flüssen mit allgemein geringeren Fließgeschwindigkeiten überwiegen Zeitabschnitte mit vorherrschender Sedimentation. Bei Hochwasser kommt es hier jedoch zum Teil zu starken Ausräumungen der sedimentierten Schwebstoffe /Bu88/. Abbildung 3-2 gibt diese Zusammenhänge wieder. Es werden

drei zeitliche Bereiche dabei angegeben. Im ersten Bereich ist die Sedimentation vorherrschend. Im zweiten Bereich können die Schwebstoffe in steigendem Maße über die Stauhaltung hinaus transportiert werden. Teilweise Ablagerungen können sich allerdings auch bilden, vorzugsweise z.B. in Flußkrümmungen und in relativ großen Abflußquerschnitten. Bei hohen Abflüssen werden die sedimentierten Schwebstoffe dann im dritten Bereich zu einem großen Teil erodiert; es erfolgt eine mehr oder weniger starke Ausräumung der Stauhaltungen, was zu hohen Schwebstoffgehalten staugeregelter Flüsse führen kann. Als besonders schwieriges Problem hat sich dabei die Vorhersage der Ausräumung erwiesen, weil die Beschaffenheit der Sedimente und der Alterungsprozeß dazu beitragen, daß gewisse Verfestigungen eintreten können, wodurch ein erhöhter Widerstand der Flußsohle gegen Erosion eintritt /Bu88/. Im allgemeinen hängt die Sedimentation in Flußstauhaltungen stark von der Topographie des Staauraumes sowie dem Wasserzufluß und dem Schwebstoffeintrag ab. Je nach Staauraumtyp und Zulaufbedingungen sind unterschiedliche Erscheinungsformen von Ablagerungen zu beobachten /We85/. Abbildung 3-3 zeigt ein Beispiel für gemessene Sedimentationsraten in einer Fluß-Staustufe an der Donau /Hü84/.

Ein weiterer wichtiger Parameter bei der Modellierung von Radionuklidenausbreitung in Flußsystemen besteht in der Bestimmung der Geschiebefracht. Diese entsteht infolge der Geschwindigkeitsunterschiede in der Grenzschicht zwischen dem fließenden Wasser und der in Ruhe befindlichen Flußsohle. Dabei entstehen Schubspannungen und damit Kräfte, die die Tendenz haben die ruhende Sohle mitzubewegen. Die Trägheit des Sohlmaterials setzt dieser Tendenz einen endlichen Widerstand entgegen, der umso größer ist, je größer die Korngröße und je höher das spezifische Gewicht des Materials ist. Gleichwohl existiert für jedes granulare Sohlmaterial eine kritische Schubspannung, bei deren Überschreiten die Trägheitskräfte den treibenden Kräften unterliegen und das Sohlmaterial der Fließrichtung des Wassers folgend in Bewegung gerät. Dieses Wechselspiel zwischen der Schleppkraft des Wassers und der Resistenz des Sohlmaterials bestimmt letzten Endes den Zustand, in dem sich der Fluß befindet /Sc84/. Abbildung 3-4 zeigt qualitativ die Abhängigkeit der Geschiebemenge vom Abfluß. Abbildung 3-5 zeigt qualitativ die Zustandsfolge in einem Flußlängsschnitt. Dabei können die realen Verhältnisse im Fluß noch kompliziertere Formen einnehmen, als die Bilder dies veranschaulichen.

Die in diesem Kapitel diskutierten Gesichtspunkte machen deutlich, daß eine Modellierung der Radionuklidenausbreitung in Flußsystemen eine Reihe von ortsspezifischen und zeitabhängigen Daten benötigt. Eine theoretische Abschätzung dieser Parameter liefert im allgemeinen ungenaue Daten. Dennoch

muß im allgemeinen auf unvollständige Daten aus Messungen und Berechnungen zurückgegriffen werden, da Feldmessungen für längere Strecken im Flußsystem aufwendig sind. Im Anhang A werden einige mögliche Rechenverfahren zur Abschätzung einiger hydrologischen und sedimentologischen Parameter angegeben. Im Kapitel 5 wird auf die Flüsse Rhein und Weser im Rahmen der Diskussion von Ausbreitungrechnungen eingegangen.

4. MODELLIERUNG DER RADIONUKLIDAUSBREITUNG SOWIE ERMITTLUNG DER RADIONUKLIDKONZENTRATIONEN IN FLIEßGEWÄSSERN

4.1 Nahfeld

Die Modelle zur Beschreibung der Ausbreitung von Einleitungen in Fließgewässer /Ch85, Fi72, Nu77, Nu81b/ gehen von der allgemeinen Advektion/Dispersion-Gleichung aus

$$\frac{\partial C_w}{\partial t} = - \frac{\partial}{\partial x_i} (v_i C_w) + \frac{\partial}{\partial x_i} (D_i \frac{\partial C_w}{\partial x_i}) + \sum_{j=1}^m K_j C_w - \lambda C_w + \sum_{j=1}^n S_j \quad (4.1)$$

(A) (B) (C) (D) (E) (F)

C_w [Bq/m³] = Konzentration in der Wasserphase

t [s] = Zeit

x_i [m] = kartesische Koordinaten

v_i [m/s] = Geschwindigkeit in Richtung x_i

D_i [m²/s] = Dispersionskoeffizient in Richtung x_i

K_j [1/s] = Anreicherungs- bzw. Abreicherungsrate aufgrund von
Transferprozessen λ [1/s] = Zerfallskonstante

S_j [Bq/(m³s)] = Quelle oder Senke

In Gleichung (4.1) wird die Dynamik mit dem Term (A) berücksichtigt. Term (B) beschreibt die Advektion. Die Dispersionsprozesse werden mit Term (C) beschrieben. Die Transfer- und Zerfallsprozesse werden mit den Termen (D) und (E) berücksichtigt. Term (F) beschreibt den Einfluß eventueller Quellen bzw. Senken. Für die Medien Schwebstoff und Sediment könnten ähnliche Gleichungen aufgestellt werden, so daß ein System von gekoppelten Differentialgleichungen gelöst werden muß. Dazu wären umfangreiche zeit- und ortsabhängige Parameter notwendig, die die Geometrie und Strömungsverhältnisse des Wasserkörpers sowie Sedimenteigenschaften und die radionuklidspezifischen Eigenschaften berücksichtigen.

Da die maximalen Konzentrationen in den Medien Schwebstoff und Sediment erst weit von der Einleitstelle in Strömungsrichtung auftreten, kann man zur Abschätzung des Konzentrationsverlaufs der eingeleiteten Radionuklide im Nahfeldbereich von folgender vereinfachter Gleichung ausgehen /Nu78, Nu82a/

$$\frac{\partial C_w}{\partial t} + v \frac{\partial C_w}{\partial x} = D_x \frac{\partial^2 C_w}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 C_w}{\partial y^2} - \lambda C_w \quad (4.2)$$

C_w [Bq/m³] = Radionuklidkonzentration in der Wasserphase

v [m/s] = Geschwindigkeit in x-Richtung

D_x, D_y [m²/s] = Dispersionskoeffizienten in der x- und y-Richtung

λ [1/s] = Zerfallskonstante

Die Anfangs- und Randbedingungen für Gleichung (4.2) lauten

$$C_w = 0 \text{ bei } t=0$$

$$C_w = 0 \text{ bei } x = \pm \infty$$

$$\frac{\partial C_w}{\partial y} = 0 \text{ bei } y=0, y=B$$

B [m] = Breite des Flusses

Unter der Annahme, daß der Wasserkörper mit konstanter Breite B und konstanter Tiefe T geradlinig verläuft, ergibt sich für Gleichung (4.2) mit konstanten Koeffizienten für eine momentane Freisetzung von 1 Bq zum Zeitpunkt $t=0$ von einer vertikalen Linienquelle bei $x=0, y=y_q$ (s. Abb. 4-1) folgende analytische Lösung /Nu78, Nu82a/

$$C_{iw} = \frac{1}{T B \sqrt{4\pi D_x t}} \exp\left[-\frac{(x-vt)^2}{4D_x t} - \lambda t\right] \cdot \left[1 + 2 \sum_{n=1}^{\infty} \exp\left(-\frac{n^2 \pi^2 D_y t}{B^2}\right) \cos n\pi \frac{y_q}{B} \cos n\pi \frac{y}{B}\right] \quad (4.3)$$

Die Einleitungen in Fließgewässer sind im allgemeinen zeitabhängig. Deshalb wird für zeitabhängige Einleitungen eine Lösung mittels Faltungsintegral erzielt /Nu82a/

$$C_w(t) = \int_0^t f(\tau) C_{wi}(t-\tau) d\tau \quad (4.4)$$

$f(\tau)$ [Bq/s] = Freisetzungsrates zum Zeitpunkt τ

$C_{wi}(t-\tau)$ [1/m³] = Die mit Gleichung (4.2) berechnete Lösung zum

Zeitpunkt $t-\tau$ aufgrund einer momentanen Freisetzung von 1 Bq bei $t=\tau$

Damit ergibt sich C_w zu /Nu82a/

$$C_w(t) = \int_0^t \frac{f(\tau)}{(4\pi D_x)^{0.5} T B (t - \tau)^{0.5}} \exp\left[-\frac{[x - v(t - \tau)]^2}{4D_x(t - \tau)} - \lambda(t - \tau)\right] \cdot \left[1 + 2 \sum_{n=1}^{\infty} \exp\left(-\frac{n^2 \pi^2 D_y(t - \tau)}{B^2}\right) \cos n\pi \frac{y_q}{B} \cos n\pi \frac{y}{B} \right] d\tau \quad (4.5)$$

Die numerische Behandlung der Gleichungen (4.3) bis (4.5) ist in /Nu82a/ enthalten. Die Lösung in (4.5) weist aufgrund der Vernachlässigung der Austauschprozesse mit den Medien Schwebstoff und Sediment im Nahfeld eine gewisse Überschätzung der Konzentration im Wasser auf. Diese ist im Rahmen dieser Abschätzungen nicht von Bedeutung, zumal, wie bereits erwähnt, die maximalen Konzentrationen in den Medien Schwebstoff und Sediment erst in grösserer Entfernung von der Einleitstelle auftreten.

Das Konzentrationsgefälle in Fließrichtung entsteht durch die Zeitabhängigkeit der Einleitungen, laterale turbulente Diffusion und laterale konvektive Vorgänge. Die laterale Ausbreitung wird von Buhnen, ungleichmäßiger Ufergestaltung, unregelmäßiger Flußquerschnitte und Änderungen der Sohlenrauigkeit beeinflusst. Durch Krümmungen oder Buhnenverbau könnten auch im Flußbett pendelnde Strömungen ausgelöst werden, die die seitliche Ausbreitung fördern oder ihr entgegenwirken. Spiralströmungen, die insbesondere in Krümmungen mit kleinen Radien auftreten, tragen auch zur seitlichen Ausbreitung bei. Bei Einleitung durch Seitenkanäle kann die Anfangsvermischung erst dann als Dispersionsvorgang aufgefasst werden, wenn das Verhalten des eingeleiteten Wassers allein von den hydrodynamischen Parametern der Flußströmung abhängt. An der Stelle der Einleitung sind Geschwindigkeit und Impuls des eingeleiteten Wassers noch nicht abgebaut /He80/.

4.2 Fernfeld

Eine Abschätzung der zeitabhängigen Verteilung in den Medien Wasser, Schwebstoffe und Sediment im Fernfeldbereich erfordert eine große Zahl von zeit- und ortsabhängigen Parametern. Diese umfassen die Quellterme sowie die

hydrologischen, sedimentologischen und radionuklidspezifischen Daten. In der Regel liegt die Hauptschwierigkeit der angewandten Modelle in der Bereitstellung geeigneter Parameter, die den natürlichen Verhältnissen wiedergeben. Hierzu wären Feldmessungen nötig, die für eine genaue Bestimmung aber sehr aufwendig sind. Deshalb wird hier der Versuch unternommen, ein Gleichungssystem aufzustellen, das flexibel, je nach Datenmaterial, mit relativ wenig Parametern zeitabhängige Konzentrationen berechnet. Die notwendigen Parameter können dann durch bereits vorhandene Meßwerte oder durch Schätzrechnungen bereitgestellt werden. Im allgemeinen sind Messungen vorzuziehen, da die Simulationsrechnungen natürlicher Systeme ungenau sind.

In dem hier aufgestellten Modell wird das Flußsystem in Abschnitte geeigneter Länge unterteilt. Die zeitliche Änderung der Radionuklidkonzentrationen in den Medien Wasser, Schwebstoffe und Sedimente aufgrund der Advektion, Adsorptions-/Desorptionsprozesse, Sedimentations-/Erosionsprozesse, des radioaktiven Zerfalls sowie eventuelle Quellterme wird pro Volumenelement mit drei gekoppelten gewöhnlichen Differentialgleichungen beschrieben. Die Änderungen des Volumens, Schwebstoff- und Sedimentmenge im Element in dem Zeitincrement dt bleiben unberücksichtigt. Es entsteht somit für jedes Radionuklid ein System gewöhnlicher Differentialgleichungen deren Zahl der dreifachen Zahl der Volumenelemente beträgt. Diese Gleichungen sind durch die wasser- bzw. sedimentmassenführenden Transportglieder gekoppelt und müssen für jedes Radionuklid simultan numerisch integriert werden.

Abbildung 4-2 zeigt ein Volumenelement und die dazugehörigen Massenströme für die Medien Wasser, Schwebstoff und Sediment. Eine Aufstellung der Aktivitätsbilanzen für die Medien Wasser, Schwebstoff und Sediment unter Berücksichtigung der Massenströme des jeweiligen Mediums sowie der Transferprozesse aufgrund der Adsorptions/Desorptionsprozesse und des radioaktiven Zerfalls ergibt folgende Modellgleichungen:

WASSER:

$$\begin{aligned}
 V_{w,n} \frac{dC_{w,n}}{dt} = & Q_{n-1} C_{w,n-1} - Q_n C_{w,n} \\
 & + \frac{\varepsilon_{n-1,n} A_{n-1,n}}{L_{n-1,n}} (C_{w,n-1} - C_{w,n}) \\
 & - \frac{\varepsilon_{n,n+1} A_{n,n+1}}{L_{n,n+1}} (C_{w,n} - C_{w,n+1}) \\
 & - \lambda C_{w,n} V_{w,n} - K_{ad} (K_d C_{w,n} - C_{s,n}) S_n V_{w,n} \\
 & - K_{de} (K_{d,de} C_{w,n} - C_{s,n}) S_n V_{w,n} \\
 & - \rho_n (1 - P_n) d_n K_{ad,b} (K_d C_{w,n} - C_{b,n}) B_n L_n \\
 & - \rho_n (1 - P_n) d_n K_{de,b} (K_{d,de} C_{w,n} - C_{b,n}) B_n L_n \\
 & + Q_{w,n}
 \end{aligned} \tag{4.6}$$

SCHWEBSTOFF:

$$\begin{aligned}
 S_n V_{w,n} \frac{dC_{s,n}}{dt} = & M_{n,e} C_{s,n-1} - M_{n,a} C_{s,n} \\
 & + \omega_{n,e} C_{b,n} - \omega_{n,s} C_{s,n} - \lambda C_{s,n} S_n V_{w,n} \\
 & + K_{ad} (K_d C_{w,n} - C_{s,n}) S_n V_{w,n} \\
 & + K_{de} (K_{d,de} C_{w,n} - C_{s,n}) S_n V_{w,n} \\
 & + Q_{s,n}
 \end{aligned} \tag{4.7}$$

SEDIMENT:

$$\begin{aligned}
 M_b \frac{dC_{b,n}}{dt} = & \rho_n (1 - P_n) d_n K_{ad,b} (K_d C_{w,n} - C_{b,n}) B_n L_n \\
 & + \rho_n (1 - P_n) d_n K_{de,b} (K_{d,de} C_{w,n} - C_{b,n}) B_n L_n \\
 & - \omega_{n,e} C_{b,n} + \omega_{n,s} C_{s,n} - \lambda M_b C_{b,n}
 \end{aligned} \tag{4.8}$$

$V_{w,n} [m^3]$ = Wasservolumen des Elements n

$C_{w,n} [Bq/m^3]$ = Aktivitätskonzentration im Wasser im Volumenelement n

$Q_n [m^3/s]$ = Abflußrate im Volumenelement n

$\epsilon_{n-1,n} [m^2/s]$ = Dispersionskoeffizient durch die Fläche

zwischen den Volumenelementen n-1 und n

$A_{n-1,n} [m^2]$ = Schnittfläche zwischen den Volumenelementen n-1 und n

$L_{n-1,n} [m]$ = charakteristische Mischlänge

$\lambda [1/s]$ = radiologische Zerfallskonstante

$K_{ad} [1/s]$ = Transferrate des Radionuklids bezüglich Adsorption für

bewegte Sedimente (Schwebstoffe und Geschiebefracht)

$K_d [m^3/kg]$ = Verteilungskoeffizient aufgrund der Adsorption

$C_{s,n} [Bq/kg]$ = Aktivitätskonzentration an den bewegten Sedimenten

(Schwebstoffe und Geschiebefracht)

$S_n [kg/m^3]$ = Sedimentkonzentration im Wasser im Volumenelement n

aufgrund der Schwebstoffe und Geschiebefracht

$K_{de} [1/s]$ = Transferrate des Radionuklids bezüglich Desorption für

bewegte Sedimente (Schwebstoffe und Geschiebefracht)

$K_{d,de} [m^3/kg]$ = Verteilungskoeffizient aufgrund der Desorption

$\rho_n [kg/m^3]$ = Dichte der Bettsedimente

$P_n [-]$ = Wasseranteil der Bettsedimente

$d_n [m]$ = Korndurchmesser der Bettsedimente

$K_{ad,b} [1/s]$ = Transferrate des Radionuklids bezüglich Adsorption für

für die Bettsedimente

$C_{b,n} [Bq/kg]$ = Aktivitätskonzentration an den Bettsedimenten

$B_n [m]$ = Breite des Volumenelements

$L_n [m]$ = Länge des Volumenelements

$K_{de,b}$ [1/s] = Transferrate des Radionuklids bezüglich Desorption für
Bettssedimente

$Q_{w,n}$ [Bq/s] = Quelle im Volumenelement n

$M_{n,e}$ [kg/s] = Suspensions- und Geschiebefrachtrate in das n-te Element

$M_{n,a}$ [kg/s] = Suspensions- und Geschiebefrachtrate aus dem n-ten Element

$\omega_{n,e}$ [kg/s] = Erosionsrate im n-ten Element

$\omega_{n,s}$ [kg/s] = Sedimentationsrate im n-ten Element

$Q_{s,n}$ [Bq/s] = sedimentgebundene Quelle im Volumenelement n

M_b [Bq/s] = Masse der Bettssedimente, die an den Austauschprozessen
beteiligt sind

Der Dispersionsterme in Gleichung (4.6) liegt das in /Uc80/ vorgestellte Modell zugrunde. Da diese Dispersionsterme jedoch im Vergleich zu anderen Strömungsparametern nur in der Nähe des Freisetzungsortes von Bedeutung sind /Ed84/ , sind sie für die in dieser Arbeit durchgeführten Fernfeldberechnungen unberücksichtigt geblieben. Dennoch sind sie bei einer eventuellen Verwendung der Gleichungen für Nahfeldberechnungen von Bedeutung. Die Aufstellung der Adsorptions/Desorptionsterme erfolgte unter Berücksichtigung der in /Nu82b, On85/ vorgestellten Modelle.

Zur numerischen Lösung des in (4.6) bis (4.8) dargestellten Gleichungssystems wurde im Rahmen dieser Arbeit ein Programm entwickelt, das folgende Teile beinhaltet:

- Hauptteil: In diesem Programmteil werden Daten und notwendige Parameter bereitgestellt. Dieses Programmteil ruft auch den Differentialgleichungslöser auf und regelt die Ausgabe
- Programmteil F: In diesem Programmteil werden die Differentialgleichungen (4.6) bis (4.8) für den Differentialgleichungslöser vorbereitet
- Programmteil ODE: In diesem Programmteil wird der Differentialgleichungslöser DE aufgerufen, der wiederum zwei weitere Programmteile aufruft

Der hier verwendete Differentialgleichungslöser verwendet das Adams-Verfahren. Eine ausführliche Darstellung des Verfahrens sowie Erläuterung einiger mathematischer Programme zur Lösung von Systemen gewöhnlicher Differentialgleichungen ist in /Sh84/ zu finden.

5. BERECHNUNG DER AKTIVITÄTSKONZENTRATIONEN

5.1 Berechnung der Aktivitätskonzentrationen im Nahfeldbereich durch eine Quelle am Standort Biblis

Der Standort Biblis liegt am rechten Ufer des Rheins und erstreckt sich von Rhein-km 454,4 bis Rhein-km 455,8. Zur Abschätzung der Radionuklidverteilung im Nahfeldbereich werden die Gleichungen 4.2 bis 4.5 herangezogen. Die verwendeten Parameter sind aus Tabelle 5-1 ersichtlich. Sie sind /He80/ entnommen und gelten für drei verschiedene Abflußraten. Für den longitudinalen Dispersionskoeffizienten D_X werden in /Mu81/ für die Fließstrecke Biblis-Koblenz Werte zwischen 152 und 252 m^2/s angegeben. Da aber D_X von der jeweiligen Abflußrate abhängt wird in dieser Arbeit D_X wie folgt abgeschätzt /Bu71/

$$D_X = 2.5 \sqrt{Q v} \quad (5.1)$$

$Q [m^3/s]$ = Abflußrate

$v [m/s]$ = mittlere Fließgeschwindigkeit

Damit ergeben sich für die in Tabelle 5-1 angegebenen Abflußraten Werte für D_X zwischen 57 und 140 m^2/s .

Abb.5-1 zeigt den Verlauf einer 4-stündigen Freisetzung von insgesamt $3,7E+10$ Bq Cs-137 in den Fluß. Ausgehend von diesem Quellterm und Gleichung (4.5) wurde die in Abb.5-2 dargestellte Konzentrationsverteilung nach Beendigung der 4-stündigen Freisetzung und bei einer Abflußrate von 882 m^3/s ermittelt. Dabei ergeben sich maximale Konzentrationen im Wasser von ca. $7,0E+04$ Bq/ m^3 in 300 m Abstand in Fließrichtung und am rechten Rand ($x=300$ m, $y=0$ m). Bei $x=1500$ m und $y=100$ m ergeben sich Werte von ca. 15 Bq/ m^3 .

Abbildung 5-3 zeigt die berechneten Konzentrationsverläufe im Wasser bei $y=50$ m in Querrichtung. Dabei werden drei Abstände in Fließrichtung berücksichtigt. Die Dispersionsvorgänge bewirken eine Abnahme der maximalen Konzentrationen in Längs- und Querrichtung. Abb.5-4 zeigt die Konzentrationsverteilung im Wasser 10 Minuten nach Abschaltung der 4-stündigen Cs-137 Quelle. Dabei ergibt sich am rechten Rand eine maximale Konzentration von ca. $3,73E+04$ Bq/ m^3 bei $x=940$ m. In Querrichtung bei $y=100$ m und bei dem gleichen Abstand in Fließrichtung ($x=940$ m) ergibt sich die Konzentration im Wasser C_W zu 2,6 Bq/ m^3 . Daraus wird ersichtlich, daß bei den hier verwendeten Parameter eine relativ langsame Vermischung in Querrichtung erfolgt.

Ausgehend von den im Kapitel 2.2 ermittelten Quelltermen in den Fluß aufgrund eines hypothetischen Kernschmelzunfalls bei einer Auslaugdauer von 1000 d für Cs-137 und Sr-90 (Abb. 2-3 und 2-4) werden im folgenden die berechneten Konzentrationsverteilungen im Wasser erläutert. Diese Quellterme werden für den Standort Biblis herangezogen, da die hydrogeologischen Bedingungen für deren Abschätzung nach dem Transport im Grundwasserleiter hier auch Gültigkeit haben /Ba89/.

Zur Abschätzung der insgesamt eingeleiteten Aktivität in den Fluß wurden die Quellterme numerisch integriert. Die Fläche unter der Quelltermkurve zwischen zwei Zeitpunkten entspricht dann die eingeleitete Aktivität in dieser Zeitspanne wie aus Gleichung (5.2) ersichtlich wird

$$A_g = \int_{t_1}^{t_2} f(\tau) d\tau \quad (5.2)$$

A_g [Bq] = gesamte in den Fluß eingeleitete Aktivität

$f(\tau)$ [Bq/s] = Freisetzungsrate in den Fluß

t_1, t_2 [s] = Anfangs- und Endzeitpunkte des Zeitinterfalls

Die Integration für die Zeit zwischen 2,0E+04 d und 8,0E+04 d für Cs-137 sowie 1,0E+03 und 9,0E+03 d für Sr-90 ergibt, daß bei Berücksichtigung dieser Quellterme eine Größenordnung für die insgesamt eingeleitete Aktivität von über 10^{14} Bq für Cs-137 und 10^{15} Bq für Sr-90 erreicht wird. Diese Zeitintervalle wurden hier berücksichtigt, da Cs-137 und Sr-90 innerhalb des jeweiligen Intervalls mit einer merklichen Quellstärke nach erfolgtem Transport im Grundwasserleiter in den Fluß übergehen. Das Kerninventar für die jeweiligen Radionuklide beträgt 2,9E+17 Bq für Cs-137 bzw. 1,7E+17 Bq für Sr-90 wie aus Tabelle 2-4 ersichtlich wird.

Abbildung 5-5 zeigt die Konzentrationsverteilung im Wasser für Sr-90 zum Zeitpunkt $t=3000$ d nach Unfalleintritt. Zu diesem Zeitpunkt erreicht der Quellterm für Sr-90 in den Fluß seinen maximalen Wert. Bei einer Abflußrate von $882 \text{ m}^3/\text{s}$ ergibt sich bei $x=20$ m und $y=0$ m eine maximale Konzentration von ca. $2,25\text{E}+06 \text{ Bq}/\text{m}^3$. Am linken Rand beträgt die Konzentration rechnerisch $1,34\text{E}-13 \text{ Bq}/\text{m}^3$. In 1000 m Entfernung von der Einleitungsstelle beträgt die Konzentration ca. $6,3\text{E}+05 \text{ Bq}/\text{m}^3$ am rechten Rand und $3,7\text{E}-11 \text{ Bq}/\text{m}^3$ am linken Rand. Erst in größerer Entfernung von der Einleitungsstelle wird der linke Rand des Flußwassers ($y=305$ m) erreicht (Abb.5-6). Eine vollständige Durchmischung tritt erst später ein wie aus den Konzentrationsprofilen bei $x=50$ km und $x=100$ km ersichtlich wird.

Zum Vergleich wird in /He80/ die Länge des Mischweges für die Querausbreitung zum linken Ufer nach einer Einleitung am rechten Rand mit 17700 m bei einer Abflußrate von $882 \text{ m}^3/\text{s}$ angegeben. Für die vollständige Vermischung wird eine Länge von 145 km angegeben. Abbildungen 5-7 zeigt die Konzentrationen im Wasser in Abhängigkeit von dem Abstand zum rechten Ufer für zwei x-Werte in Fließrichtung.

In Abbildung 5-8 ist die Konzentrationsverteilung im Wasser dargestellt für die Zeit zwischen 3000 d und 4000 d, in der die maximale Einleitung von Sr-90 in den Fluß auftritt. Es ergeben sich die Konzentrationen von $2,25\text{E}+06 \text{ Bq}/\text{m}^3$ bei $t=3000 \text{ d}$, $x=20 \text{ m}$, $y=0 \text{ m}$ und $1,71\text{E}+06 \text{ Bq}/\text{m}^3$ bei $t=4000 \text{ d}$, $x=20 \text{ m}$, $y=0 \text{ m}$. Bei einem größeren Abstand von der Quelle ($x=1500 \text{ m}$) ergeben sich Konzentrationen zwischen $5,17\text{E}+05$ und $3,93\text{E}+05 \text{ Bq}/\text{m}^3$ für die gleiche Zeitspanne am rechten Rand des Flusses. Es zeigt sich, daß die Konzentrationsverteilung sich innerhalb einer langen Zeitspanne wenig verändert.

Abbildung 5-9 zeigt die Konzentrationsverteilung in Abhängigkeit von der Zeit und Abstand zum rechten Ufer bei $x=1000 \text{ m}$ in Fließrichtung. Bei $y=0 \text{ m}$ und $t=3000 \text{ d}$ ergibt sich eine Konzentration von ca. $6,3\text{E}+05 \text{ Bq}/\text{m}^3$, bei $y=120 \text{ m}$ beträgt die Konzentration im Wasser ca. $3,8 \text{ Bq}/\text{m}^3$. Zum Zeitpunkt $t=4000 \text{ d}$ erreicht die Konzentration einen Wert von ca. $4,8\text{E}+05 \text{ Bq}/\text{m}^3$ bei $y=0$ und $2,9 \text{ Bq}/\text{m}^3$ bei $y=120 \text{ m}$. Dies zeigt, daß die Annahme einer sofortigen homogenen Vermischung nur mit großen Einschränkungen möglich ist.

Bei Cs-137 ergeben sich die maximalen Konzentrationen zu späteren Zeitpunkten und zu niedrigeren Werten, da die maximalen Werte des hier berücksichtigten Quellterms in den Fluß erst bei ca. $4,0\text{E}+04 \text{ d}$ auftreten. Abbildung 5-10 zeigt die Konzentrationsverteilung für Cs-137 in Abhängigkeit von den Koordinaten in Fließ- und Querrichtung (x,y) zum Zeitpunkt $t=4,0\text{E}+04 \text{ d}$. Die maximale Konzentration bei $x=20 \text{ m}$ und $y=0 \text{ m}$ erreicht einen Wert von ca. $3,33\text{E}+03 \text{ Bq}/\text{m}^3$, bei $x=1000 \text{ m}$ und $y=0$ beträgt die Konzentration ca. $9,34\text{E}+02 \text{ Bq}/\text{m}^3$ und bei $x=1000 \text{ m}$ und $y=305 \text{ m}$ erreicht sie einen rechnerischen Wert von $5,5\text{E}-14 \text{ Bq}/\text{m}^3$. Spürbar wird die Konzentration nach dem hier verwendeten Modell bei $x=1000 \text{ m}$ nur für Abstände bis zu 80 m in Querrichtung, wo sie ca. $1 \text{ Bq}/\text{m}^3$ beträgt. In Abbildung 5-11 ist die Konzentrationsverteilung für Cs-137 in Abhängigkeit von dem Abstand in Fließrichtung x und der Zeit t ersichtlich. Für $x=1000 \text{ m}$ ist in Abbildung 5-12 die Konzentrationsverteilung in Abhängigkeit von dem Abstand in Querrichtung y und der Zeit dargestellt. Bei $y=0 \text{ m}$ und $t=4,0\text{E}+04 \text{ d}$ ergibt sich eine Konzentration von ca. $9,34\text{E}+02 \text{ Bq}/\text{m}^3$, bei $y=120 \text{ m}$ beträgt sie ca. $5,6\text{E}-03 \text{ Bq}/\text{m}^3$.

Aus diesen Ergebnissen wird ersichtlich, daß die in /Ba89/ unter der Annahme sofortiger homogener Vermischung an der Einleitungsstelle ermittelten Konzentrationen eine Unterschätzung in unmittelbarer Nähe der Einleitungsstelle sowie eine Überschätzung in einiger Entfernung darstellen.

Die bisher vorgestellten Ergebnisse für Cs-137 galten für eine Abflußrate von $882 \text{ m}^3/\text{s}$. Abbildung 5-13 zeigt den zeitlichen Verlauf der Konzentrationen für verschiedene Abstände in Längsrichtung. Zum Vergleich sind die Konzentrationen für eine Abflußrate von $2510 \text{ m}^3/\text{s}$ bzw. $684 \text{ m}^3/\text{s}$ in den Abbildungen 5-14 und 5-15 dargestellt. Daraus wird ersichtlich, daß die höheren Abflußraten, die mit einem größeren Wert der Dispersionskoeffizienten verbunden sind, zu niedrigeren Konzentrationen führen.

5.2 Berechnung der Aktivitätskonzentrationen im Fernfeldbereich durch eine Quelle am Standort Biblis

Ausgehend von den im Kapitel 5.1 verwendeten Quelltermen (Abb. 5-1 und 2-3) werden hier die Konzentrationsverläufe in den Medien Wasser, Schwebstoff und Sediment mit Hilfe des im Kapitel 4.2 erläuterten Gleichungssystems abgeschätzt. Dabei wird die Wechselwirkung mit den Schwebstoffen und Sedimenten für das Radionuklid Cs-137 demonstriert. Auf eine gesonderte Berechnung für Sr-90 wird in diesem Zusammenhang verzichtet, da frühere Untersuchungen ergaben, daß Sr überwiegend gelöst transportiert wird /Br78/.

Dazu wird von den hydrologischen Gegebenheiten des Standortes Biblis am Rhein ausgegangen. Die notwendigen Daten wurden verschiedenen Literaturstellen entnommen /A189, Br78, Bu88, Mu83, Mu85/. Einige Parameter mußten durch Annahmen festgelegt werden. Dazu gehört z. B. der Desorptionsverteilungskoeffizient für Cs-137, bei dem von dem zehnfachen Wert des Adsorptionsverteilungskoeffizienten ausgegangen werden kann /Nu82d/. Die Erosionsrate wurde der Sedimentationsrate gleichgesetzt /Ba90/. Für die Berechnungen mit den beiden kurz- und langzeitigen Quelltermen für Cs-137 wurden folgende Parameter verwendet /A189, Br78, Bu88, Mu83, Mu85/

$$\begin{aligned}Q_n \text{ [m}^3/\text{s]} &= 1100 \\ \lambda \text{ [1/s]} &= 7,37\text{E-}10 \\ K_{ad} \text{ [1/s]} &= 1,22\text{E-}05 \\ K_d \text{ [m}^3/\text{kg]} &= 18 \\ S_n \text{ [kg/m}^3] &= 0,022\end{aligned}$$

$$K_{de} [1/s] = 1,22E-05$$

$$K_{d,de} [m^3/kg] = 180$$

$$\rho_n [kg/m^3] = 1400$$

$$P_n [-] = 0.5$$

$$d_n [m] = 6,0E-05$$

$$K_{ad,b} [1/s] = 1,22E-06$$

$$B_n [m] = 262$$

$$L_n [m] = 1000$$

$$\text{Wassertiefe [m]} = 3,6$$

$$K_{de,b} [1/s] = 1,22E-06$$

$$\omega_{n,e} [kg/s] = 1,47E-07 * L_n * B_n$$

$$\omega_{n,s} [kg/s] = 1,47E-07 * L_n * B_n$$

Die Erläuterung der Symbole ist Kapitel 4.2 zu entnehmen. Weitere Erläuterungen der hydrologischen und sedimentologischen Parameter befinden sich im Anhang A.

In den Abbildungen 5-16 bis 5-18 sind die Konzentrationsverläufe aufgrund des 4-stündigen Quellterms für Cs-137 in Abhängigkeit von der Zeit für die Fluß-km 460 und 480 eingetragen. Es zeigt sich, daß die maximalen Konzentrationen bei unterschiedlichen Abständen von der Quelle auftreten. Während die maximalen Konzentrationen im Wasser in der Nähe der Quelle auftreten, sind die maximalen Konzentrationen im Schwebstoff erst nach einiger Entfernung zu beobachten. Innerhalb des gleichen Abschnittes treten die maximalen Konzentrationen an den Schwebstoffen etwas verzögert und nicht zum gleichen Zeitpunkt mit den Wasserkonzentrationen auf. Bei den Sedimenten ist die zeitliche Verzögerung beim Auftreten der maximalen Konzentrationen an einem Ort noch größer aufgrund der hier verwendeten niedrigeren Transferrate bezüglich Adsorption für die unbeweglichen Bettsedimente. Bei dem hier verwendeten Quellterm erreicht die maximale Konzentration an den Schwebstoffen Werte von ca. $6,28E+04$ Bq/kg und ist im Abstand von 40 bis 60 km von der Einleitungsstelle zu beobachten. Die maximalen Konzentrationen an den unbewegten Sedimenten sind wesentlich niedriger und erreichen Werte unter 20 Bq/kg. Sie nehmen allerdings nur langsam ab. Bei den hier verwendeten Parametern wurde die Sedimentation der Erosion gleichgesetzt. Der Anstieg der Konzentrationen bei den unbewegten Bettsedimenten ist in diesem Fall hauptsächlich auf den Radionuklidtransfer vom Wasser zurückzuführen. Dies erklärt die höheren Werte bei den Sedimenten beim Fluß-km 460.

In den Abbildungen 5-19 bis 5-21 sind die Konzentrationen in den Medien Wasser, Schwebstoff und Sediment in Abhängigkeit von der Zeit und Fluß-km ersichtlich. Die Zeitspanne 12-15,5 h nach Beginn der Freisetzung wurde ge-

wählt, da die maximalen Konzentrationen an den Schwebstoffen zum Zeitpunkt $t=13$ h nach Beginn der Freisetzung auftreten. Die maximalen Konzentrationen im Wasser erreichen in diesem Bereich Werte von ca. 730 Bq/m^3 . Die maximalen Konzentrationen an den Sedimenten bleiben bei ca. 16 Bq/kg relativ gering.

Aus diesen Ergebnissen wird deutlich, daß bei der Beurteilung der kritischen Stelle nach einer Freisetzung in Fließgewässer das betrachtete Medium zugrunde gelegt werden sollte. Die zur Beurteilung der Freisetzungen eingesetzten Rechenmodelle sollten die Zeitparameter für die Anreicherung an den festen Inhaltsstoffen berücksichtigen, da die kritischen Stellen bei den Medien zeitlich und örtlich unterschiedlich sind. Es ist allerdings zu erwarten, daß aufgrund der Schwankungen der hydrologischen und sedimentologischen Parameter, auch durch sedimentrückhaltende Einrichtungen wie Staustufen, die Konzentrationsverläufe entscheidend beeinflusst werden können. Eine genaue Analyse der Standortgegebenheiten erscheint im Rahmen von einer Gegenmaßnahmenplanung als notwendig. Die Datensätze hierzu dürfen allerdings schwer zu ermitteln sein, da eine Reihe von Messungen diesbezüglich benötigt werden. Es hat sich auch gezeigt, daß das hier aufgestellte Modell in der Lage ist, das unterschiedliche zeitliche Verhalten der Konzentrationen wiederzugeben. Ein Vergleich mit gemessenen Daten für einen weiteren Quellterm erfolgt im Kapitel 6.

Im folgenden wird von dem langzeitigen Quellterm in den Fluß für Cs-137 aufgrund des hypothetischen Kernschmelz-Unfalls ausgegangen. In den Abbildungen 5-22 bis 5-24 sind die Konzentrationen für die Medien Wasser, Schwebstoff und Sediment innerhalb der kritischen Zeitspanne 39500-40500 d, in der die maximalen Einleitungen vom Grundwasser in den Fluß erfolgen, für die Fluß-km 460 und 480 eingetragen. Dabei wird ersichtlich, daß im Gegenteil zu den kurzzeitigen Einleitungen die unbewegten Sedimente bei solchen langzeitigen Einleitungen das kritische Medium darstellen. Die maximalen Werte in der betrachteten Zeitspanne bleiben wenig verändert und erreichen beim Sediment Werte von ca. 2000 Bq/kg . Bei den Schwebstoffen werden maximale Konzentrationen von ca. 1370 Bq/kg erreicht. In 40 km Entfernung von der Einleitungsstelle erreichen sie Werte von ca. 1600 Bq/kg . Die maximalen Konzentrationen im Wasser erreichen Werte von ca. 50 Bq/m^3 und sind somit als relativ gering zu betrachten.

Die berechneten Konzentrationen aufgrund des kurzzeitigen und des langzeitigen Quellterms zeigen, daß die beweglichen Medien bei kurzzeitigen Einleitungen in größeren Mengen erhebliche Werte der maximalen Konzentrationen aufweisen können, die bei der Modellierung von Gegenmaßnahmen zu berücksichtigen sind.

sichtigen sind. Insbesondere bei einer Rückhaltung dieser Medien an Stau-
stufen und Kläranlagen können unzulässige Werte der Konzentrationen somit
auftreten. Langzeitige Quellterme bewirken hingegen eine kontinuierliche
Anreicherung an den unbewegten Sedimenten, die nur bei Remobilisierung vom
Flußbett oder durch Desorption abnimmt.

6. VALIDIERUNGSRECHNUNGEN FÜR DEN FERNFELDBEREICH AM STANDORT WÜRGASSEN

Das Kernkraftwerk Würgassen liegt an der Weser bei Fluß-km 48,2-50 (Abb.6-1). Zur Beschreibung der Auswirkungen von Ableitungen radioaktiver Stoffe durch das Kernkraftwerk Würgassen wurde Co-60 als Leitnuklid herangezogen, das nur von diesem Emittenten abgegeben wurde und das γ -spektrometrisch empfindlich gemessen werden kann /Mu84/. Hierzu wurde an Schwebstoffmischproben von drei unterhalb des Emittenten gelegenen Entnahmestellen im Zeitraum von 1979-1983 der Gehalt an Co-60 gemessen. Eine Zusammenfassung der Ergebnisse dieser Messungen ist in /Mu84/ enthalten.

Ausgehend von dem in Abbildung 2-1 dargestellten Quellterm für die Abgabe von Co-60 an die Weser werden in diesem Kapitel die Konzentrationen in den Medien Wasser, Schwebstoff und Sediment mit dem im Kapitel 4.2 beschriebenen Fernfeldmodell abgeschätzt. Der zeitliche Verlauf und die Höhe der berechneten Werte für Schwebstoffe werden dann mit den in /Mu84/ dargestellten gemessenen Daten verglichen.

Die für die hier vorgenommenen Berechnungen notwendigen hydrologischen Daten über die monatlichen Abflußraten und Wassertiefe sowie Schwebstoffgehalte für mehrere Stellen entlang der berücksichtigten Strecke vom Fluß-km 50 bis 335 wurden den gewässerkundlichen Jahrbüchern /De83/ entnommen. Abb. 6-2 und 6-3 zeigen für den Fluß-km 110,72 die gemessenen monatlichen Mittelwerte für den Abfluß und Schwebstoffgehalte während des Abflußjahres 1983 /De83/. Zur Bestimmung des Volumens des jeweiligen Flußabschnittes wurde von den mittleren Abflußraten, Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefen aus /Br78/ ausgegangen. Daraus wurde das Verhältnis der Abschnittbreite zur Wassertiefe gebildet. Tabelle 6-1 zeigt dieses Verhältnis für einige Flußabschnitte der Weser. Bei den Sedimentations- und Erosionsparametern standen keine genauen Angaben zur Verfügung. Deshalb wurde von der in /A189/ angegebenen Sedimentationsrate von $2,1E-10$ m/s ausgegangen. Die Flächenmasse der in der Zeiteinheit abgelagerten Sedimentschicht ergibt sich dann aus dem Produkt der Sedimentationsrate und der Dichte des trockenen Sediments zu $1,47E-07$ kg/(m^2s).

Für die restlichen Parameter in den Gleichungen 4.6 bis 4.8 wurden folgende Werte verwendet /A189, Mu84, Nu82b/

$$\lambda [1/s] = 4,171E-09$$

$$K_{ad} [1/s] = 2,78E-05$$

$$K_d [m^3/kg] = 24$$

ρ_n [kg/m³] = 1400
 P_n [-] = 0.5
 d_n [m] = 6,0E-05
 $K_{ad,b}$ [1/s] = 2.78E-06
 L_n [m] = 5000
 $\omega_{n,s}$ [kg/s] = 1,47E-07 * Abschnittbreite * Länge

Die Desorption wurde bei diesen Berechnungen nicht berücksichtigt, da diesbezüglich keine Parameter zur Verfügung standen. Außerdem wird die Bindung von Co-60 an Schwebstoff unter den bei dieser Untersuchung vorliegenden Bedingungen als sehr stabil betrachtet /Mu84/.

Abb. 6-4 und 6-5 zeigen die mit den oben beschriebenen Daten und mit den Gleichungen 4.6 bis 4.8 berechneten Aktivitätskonzentrationen an den Schwebstoffen für die Fluß-km 69 und 164 für eine Zeitspanne von 60 Monaten (1979-1983). Zum Vergleich sind die gemessenen mittleren Quartalswerte für die beiden Stellen eingetragen. Es zeigt sich, daß trotz der erheblichen Schwankungen der Parameter die berechneten Werte eine gute Übereinstimmung mit den gemessenen Konzentrationen aufweisen.

Abbildung 6-6 zeigt den berechneten Verlauf der Aktivitätskonzentrationen an den Schwebstoffen entlang der berücksichtigten Fließstrecke im September 1983. Dieser Verlauf stimmt qualitativ mit den in /Mu84/ dargestellten Verläufen aufgrund von jährlichen Mittelwerten der Messungen für die Zeitspanne 1979-1983 überein.

In Abb. 6-7 sind die Aktivitätskonzentrationen an Schwebstoffen in Abhängigkeit vom Fluß-km für die Monate Juli bis September 1983 dargestellt. In diesem Quartal treten die maximalen Einleitungen in den Fluß auf. Die maximalen berechneten Konzentrationen liegen bei ca. 34 Bq/kg. Für die unbewegten Sedimente liegen die maximalen Konzentrationen bei ca. 6 Bq/kg. Die maximalen Konzentrationen im Wasser liegen unter 3 Bq/m³.

Abbildung 6-8 zeigt die berechneten Aktivitätskonzentrationen an den Sedimenten für die Zeitspanne 1979-1983 im Vergleich zu den gemessenen Mittelwerten einiger Quartale für den Fluß-km 134,5 an der Weser. Die berechneten Konzentrationen liegen relativ nah bei den gemessenen Werten, obwohl die verwendeten Parameter zur Abschätzung der Konzentration an den Sedimenten die ortsspezifischen Gegebenheiten nur in begrenztem Umfang berücksichtigen.

Das hier entwickelte Fernfeld-Transportmodell ist somit in der Lage, die zeitlichen Abläufe der Konzentrationen in den Medien Schwebstoff und Sediment in guter Näherung wiederzugeben. Eine Anwendung auf andere Probleme, bei denen die Verteilung der Radionuklide zwischen Wasser und Schwebstoff/Sediment den Gleichgewichtszustand noch nicht erreicht hat, ist ebenso möglich wie die Berücksichtigung von Adsorptionsprozessen, die nicht vollständig reversibel verlaufen.

7. SENSITIVITÄTSANALYSE

Die in den Berechnungen mit dem Fernfeldmodell verwendeten Parameter können beträchtliche Schwankungen aufweisen. Deshalb wurden die im Kapitel 5.2 durchgeführten Berechnungen zum Teil mit veränderten Parametern wiederholt. Dabei zeigte sich, daß die Abflußraten zu Schwankungen der Konzentrationen führen. Eine Verdoppelung der Abflußraten Q , die in Hochwasserperioden auftreten kann, führte bei den Berechnungen zu einer Verschiebung der maximalen Konzentrationen zu niedrigeren Werten und bei den Schwebstoffen zu früheren Zeiten. Die maximalen Konzentrationen im Wasser haben sich in etwa halbiert. Bei den Schwebstoffen betrug die maximale Konzentration weniger als die Hälfte und trat 5 Stunden früher bei einem grösseren Abstand von der Quelle auf. Die maximalen Konzentrationen an den Sedimenten haben sich ebenfalls halbiert.

Ein weiterer wichtiger Parameter ist die Transferrate K_{ad} , die die Geschwindigkeit der Adsorption/Desorptionsprozesse der Radionuklide bestimmt. Dieser Parameter weist einen Bereich von $2,78E-05$ 1/s bis $2,78E-06$ 1/s auf /Mu83/. Bei den im Kapitel 5.2 durchgeführten Berechnungen wurde für diesen Parameter ein Wert von $1,22E-05$ zugrundegelegt. Eine Verdoppelung dieses Wertes für die Schwebstoffe und entsprechend um eine Größenordnung niedriger für die unbewegten Sedimente ergab, daß die maximalen Konzentrationen an den Schwebstoffen sich nur um ca. 4% erhöhten. Die dazugehörigen Konzentrationen im Wasser nahmen um ca. 2,6% ab. Bei den unbewegten Sedimenten haben sich die maximalen Konzentrationen von ca. 16 Bq/kg auf ca. 31 Bq/kg fast verdoppelt.

Bei den Verteilungskoeffizienten K_d wurde bei den Berechnungen für Cs-137 von einem Wert von $18 \text{ m}^3/\text{kg}$ für die Adsorption ausgegangen. Der entsprechende Wert für die Desorption wurde mit dem zehnfachen Wert für die Adsorption berücksichtigt. In /A189/ wird allerdings von einem Wert für den Verteilungskoeffizienten von $100 \text{ m}^3/\text{kg}$ ausgegangen. Die Halbwertszeit für die Anlagerung wird dort mit 1,5 d angegeben. Dies entspricht einer Transferrate von $5,3E-06$ 1/s. Legt man diese Werte zugrunde, so erhöhen sich die maximalen Konzentrationen an den Schwebstoffen um ca. 40% und treten ca. 9 Stunden nach Einleitungsbeginn um ca. 4 Stunden früher. Die dazugehörigen Konzentrationen im Wasser verringern sich um ca. 73%. Bei den unbewegten Sedimenten erhöhen sich die Konzentrationen um ca. 130%.

Führt man dagegen die Berechnungen ohne Berücksichtigung der relativ hohen Werte der Verteilungskoeffizienten bezüglich der Desorption, dann reduzieren sich die maximalen Konzentrationen an den Schwebstoffen und Sedimenten um ca. 80% und verschieben sich zu größeren Abständen von der Quelle. Damit kann die Unsicherheit aufgrund der Verteilungskoeffizienten bezüglich Adsorption und Desorption in etwa abgeschätzt werden.

Unter Vernachlässigung der Erosion ω_e und Berücksichtigung einer Nettosedimentation ω_s in den Flußabschnitten ergaben sich keine Verschiebungen der maximal auftretenden Konzentrationen. Lediglich zu späteren Zeitpunkten nahmen die geringen Konzentrationen im Wasser und an den Schwebstoffen ab. Die Konzentrationen an den unbewegten Sedimenten blieben dabei fast unveränderlich. Würde man allerdings die Sedimentationsrate auf $2,94E-07 \text{ kg/(m}^2\text{s)}$ verdoppeln, so verringern sich die maximalen Konzentrationen an den Schwebstoffen um ca. 4%. Die dazugehörigen Konzentrationen im Wasser erhöhen sich geringfügig um weniger als 2%. An den unbewegten Sedimenten verschieben sich die maximalen Konzentrationen zu einem größeren Abstand von der Quelle und erhöhen sich um ca. 13%.

Eine Verdoppelung des Schwebstoffgehalts S hat bei den Berechnungen zu einer Abnahme der maximalen Konzentrationen an den Schwebstoffen um ca. 36% geführt. Der Abstand des Auftretens dieser Konzentrationen verringert sich um ca. 10 km zur Quelle zu einem um ca. 2,5 h früheren Zeitpunkt.

Die hier gezeigte Wirkung einiger wichtiger Parameter des Fernfeldmodells sollte die Größenordnung der Verschiebungen maximaler Konzentrationen bei einer Schwankung des jeweiligen Parameters aufzeigen. Es ist allerdings zu beachten, daß diese Parameter gekoppelt sind und sich gegenseitig beeinflussen, so daß eine Exakte Aussage über diese Parameter nur durch Feldmessungen an dem Standort erzielt werden kann.

8. ABSCHÄTZUNG DER STRAHLENEXPOSITION

Zur Abschätzung der Strahlenexposition nach Einleitung von Radionukliden in Grund- bzw. Oberflächengewässer werden verschiedene Modelle oder Teilmodelle verwendet werden /A189, A190, Bu79, Ga84, IA82, Ja84, Mü85/. Bei den hier berücksichtigten Expositionspfaden wird von dem Entwurf für die Allgemeine Verwaltungsvorschrift vom 18.04.1989 /A189/ sowie /A190/ ausgegangen. Es werden die effektiven Äquivalentdosen sowie Organdosen aufgrund inkorporierter Aktivität bzw. äußerer Bestrahlung für Erwachsene berechnet.

8.1 Abschätzung der inneren Strahlenexposition

8.1.1 Fischverzehr

Die Radionuklidkonzentration im Fischfleisch wird wie folgt abgeschätzt

$$C_f = T_f C_w \quad (8.1)$$

C_f [Bq/kg] = Aktivitätskonzentration des jeweiligen Radionuklids im
Fischfleisch

T_f [m^3/kg] = Konzentrationsfaktor für das jeweilige Radionuklid
im Fischfleisch

C_w [Bq/ m^3] = Aktivitätskonzentration im Wasser

Die Jahresdosis aufgrund des Fischverzehrs errechnet sich zu

$$D_f = g_g U_f C_f \quad (8.2)$$

D_f [Sv] = Jahresdosis aufgrund des Fischverzehrs

g_g [Sv/Bq] = Ingestionsdosisfaktor für das Radionuklid

U_f [kg] = Jahresverbrauch an Fischfleisch

Ausgehend von den maximalen Konzentrationen im Wasser für Cs-137 aufgrund des langfristigen Quellterms ergibt sich bei den Fernfeldberechnungen beim Fluß-km 460 und 40000 d nach Unfalleintritt eine effektive Jahresdosis auf-

grund des Fischverzehr von $2,1E-05$ Sv. Dieser Wert entspricht auch der Organ-Dosis für den Magen. Für Knochen-Oberfläche und Schilddrüse ergeben sich Jahresdosen von jeweils $1,95E-05$ Sv. Geht man bei diesen Berechnungen von dem ungereinigten Wasser aus, dann erhöhen sich diese Jahresdosen um 14%.

Bei für die Berechnungen berücksichtigte Konzentrationsfaktor für Fisch wurde /A189/ entnommen und hat für Cs-137 einen Wert von $1,5 \text{ m}^3/\text{kg}$. Dieser Konzentrationsfaktor für Cs läßt sich aber auch in Abhängigkeit von der Kalium-Konzentration im Wasser wie folgt berechnen /A190/

$$T_{Cs,f} = \frac{1,5E + 07}{K_w} \quad (8.3)$$

$T_{Cs,f} [l/\text{kg}]$ = Konzentrationsfaktor für Cs im Fischfleisch
 $K_w [\mu\text{g}/l]$ = Kalium-Konzentration im Wasser

Geht man von einer für die Jahre 1978-1986 durchschnittlichen Kalium-Konzentration im Rhein-Wasser bei Koblenz von $6,14 \text{ mg}/l$ /In86/, dann ergibt sich ein Konzentrationsfaktor für Fischfleisch für Cs von $2443 \text{ l}/\text{kg}$. Damit erhöhen sich die berechneten Dosen aufgrund des Fischverzehr um 63%.

Bei Sr-90 wird eine berechnete mittlere Konzentration im Wasser im Abstand von 10 km von der Einleitungsstelle und 3000 Tage nach Beginn des angenommenen Kernschmelzunfalls berücksichtigt. Geht man von einer mittleren Konzentration im Wasser von ca. $5,16E+04 \text{ Bq}/\text{m}^3$ aus, dann ergibt sich eine effektive Jahresdosis aufgrund des Fischverzehr von ca. $1,08E-03$ Sv. Für Knochenoberfläche beträgt die Jahresdosis ca. $1,21E-02$ Sv.

Die für die Dosisberechnungen verwendeten Parameter sind /A189/ entnommen.

8.1.2 Trinkwasser

Die Aktivitätskonzentration im Trinkwasser ergibt sich zu

$$C_{tr} = C_w e^{-\lambda t_v} \quad (8.4)$$

$C_{tr} [\text{Bq}/\text{m}^3]$ = Aktivitätskonzentration des Radionuklids im Trinkwasser
 $t_v [s]$ = Verweilzeit zwischen Entnahme aus dem Fluß und

Einspeisung in das Trinkwassernetz

Eine eventuelle Dekontamination kann allerdings die Konzentrationen im Trinkwasser erheblich vermindern. Im Kapitel 9 wird darauf eingegangen. Die Jahresdosis aufgrund des Trinkwasserverbrauchs ergibt sich zu

$$D_{tr} = g_g U_w C_{tr} \quad (8.5)$$

D_{tr} [Sv] = Jahresdosis aufgrund des Verbrauchs an Trinkwasser

U_w [kg] = Jahresverbrauch an Trinkwasser

Ausgehend von den maximalen Konzentrationen im Wasser für Cs-137 aufgrund des langfristigen Quellterms ergibt sich bei den Fernfeldberechnungen eine effektive Jahresdosis aufgrund des Trinkwasserverbrauchs von $5,6E-07$ Sv. Die Verweilzeit zwischen Entnahme aus dem Fluß und Einspeisung in das Trinkwassernetz blieb dabei unberücksichtigt. Für Knochen-Oberfläche und Schilddrüse ergeben sich Jahresdosen von jeweils $5,2E-07$ Sv.

Bei Sr-90 wird die berechnete mittlere Konzentration im Wasser im Abstand von 10 km von der Einleitungsstelle und 3000 Tage nach Beginn des angenommenen Kernschmelzunfalls berücksichtigt. Geht man von einer mittleren Konzentration im Wasser von ca. $5,16E+04$ Bq/m³ aus, dann ergibt sich eine effektive Jahresdosis aufgrund des Trinkwasserverbrauchs von ca. $1,44E-03$ Sv. Für Knochenoberfläche beträgt die Jahresdosis ca. $1,61E-02$ Sv.

Die für die Dosisberechnungen verwendeten Parameter sind /Al89/ entnommen.

8.1.3 Berechnung von Blattgemüse

Die Konzentration in Blattgemüse aufgrund der Berechnung von Feldern läßt sich wie folgt berechnen

$$C_{bl} = \frac{C_w W f_w e^{-\lambda t_{vb}}}{Y_{bl} \lambda_{eff}} (1 - \exp(-\lambda_{eff} t_{bl})) + \frac{C_w W T_{bl} t_{br} e^{-\lambda t_{vb}}}{365 P_m \lambda_{eff,b}} (1 - \exp(-\lambda_{eff,b} t_b)) \quad (8.6)$$

C_{bl} [Bq/kg] = Aktivitätskonzentration des Radionuklids in Blattgemüse

$W [m^3/(m^2s)]$ = Berechnungsrate

$f_w [-]$ = Anteil der bei Beregnung auf der Pflanze abgelagerten Aktivität

$t_{vb} [s]$ = Zeit zwischen Ernte und Verbrauch von Blattgemüse

$Y_{bl} [kg/m^2]$ = Ertrag bzw. Bewuchsdichte bezogen auf die Frischmasse

$\lambda_{eff} [1/s]$ = Effektive Verweilkonstante für das Verbleiben des Radionuklids auf der Pflanze mit:

$$\lambda_{eff} = \lambda + \lambda_V$$

$\lambda_V [1/s]$ = Verweilkonstante für das Verbleiben des Radionuklids auf der Pflanze mit

$t_{bl} [s]$ = Kontaminationszeit für die Pflanze während der Wachstumsperiode

$T_{bl} [kg/kg]$ = Transferfaktor vom Boden zur Pflanze für das jeweilige Radionuklid

$t_{br} [-]$ = Zahl der Tage im Jahr, an denen beregnet wird

$p_m [kg/m^2]$ = Flächentrockenmasse des Bodens

$\lambda_{eff,b} [1/s]$ = Effektive Verweilkonstante für das Verbleiben des Radionuklids im Wurzelbereich der Pflanze mit:

$$\lambda_{eff,b} = \lambda + \lambda_T$$

$\lambda_T [1/s]$ = Verweilkonstante aufgrund des Transports des Radionuklids in tiefere Bodenschichten außerhalb des Wurzelbereichs

$t_b [s]$ = Zeit, in der das Radionuklid auf dem Boden abgelagert wird und sich im Boden anreichert

Die Jahresdosis aufgrund des Verzehrs von Blattgemüse errechnet sich zu

$$D_{bl} = g_g U_{bl} C_{bl} \quad (8.7)$$

$D_{bl} [Sv]$ = Effektive Jahresdosis aufgrund des Verzehrs von Blattgemüse

$U_{bl} [kg]$ = Jahresverbrauch an Blattgemüse

Ausgehend von den maximalen Konzentrationen im Wasser für Cs-137 aufgrund des langfristigen Quellterms ergibt sich bei den Fernfeldberechnungen eine effektive Jahresdosis aufgrund des Verzehrs von beregnetem Blattgemüse von $1,3E-07$ Sv. Für Knochen-Oberfläche und Schilddrüse ergeben sich Jahresdosen von jeweils $1,2E-07$ Sv. Geht man bei diesen Berechnungen von dem ungereinigten Wasser aus, dann erhöhen sich diese Jahresdosen um 14%.

Berücksichtigt man die mittlere Konzentration im Wasser für Sr-90 in 10 km Abstand von der Einleitungsstelle aufgrund des angenommenen Kernschmelz-Quellterms, dann ergibt sich eine effektive Jahresdosis aufgrund des Verzehrs

von berechnetem Blattgemüse von $5,95E-04$ Sv. Für Knochenoberfläche ergibt sich eine Jahresdosis von $6,63E-03$ Sv.

Die für die Dosisberechnungen verwendeten Parameter sind /A189/ entnommen.

8.2 Abschätzung der äußeren Strahlenexposition aufgrund des Aufenthalts auf Spülfeldern

Als Spülfelder werden die Landflächen bezeichnet, auf die das dem Flußsystem entnommene Baggergut aufgetragen wird. Die Jahresdosis aufgrund des Aufenthalts auf Spülfeldern läßt sich wie folgt berechnen

$$D_p = g_b U_{eff} t_A \rho_p C_b e^{-\lambda t_p} \quad (8.8)$$

D_p [Sv] = Jahresdosis durch das Radionuklid aufgrund des Aufenthalts auf Spülfeldern

g_b [(Sv m^2)/(sBq)] = Dosisleistungsfaktor durch Bodenstrahlung des Nuklids

U_{eff} [-] = Effektive Schichtdicke zur Berücksichtigung der Selbstabschirmung

t_A [s] = Jährliche Aufenthaltszeit auf Spülfeldern

ρ_p [kg/m³] = Dichte des Spülfeldbodens

C_b [Bq/kg] = Aktivitätskonzentration im Sediment zum Zeitpunkt des Ausbaggerns

t_p [s] = Zeit zwischen dem Aufspülen und der Begehbarkeit

Ausgehend von den maximalen Konzentrationen am Sediment für Cs-137 aufgrund des langfristigen Quellterms ergibt sich bei den Fernfeldberechnungen eine effektive Jahresdosis aufgrund des Aufenthalts auf Spülfeldern von $2,21E-04$ Sv. Geht man zum Vergleich von den maximalen berechneten Konzentrationen für Co-60 (Kap. 6) aus, dann ergibt sich eine effektive Jahresdosis aufgrund des Aufenthalts auf Spülfeldern von $1,11E-05$ Sv. Die für die Dosisberechnungen verwendeten Parameter sind /A189/ entnommen.

9. MÖGLICHE VORSORGE- UND GEGENMAßNAHMEN SOWIE WIRTSCHAFTLICHE BETRACHTUNGEN

9.1 Vorsorge- und Gegenmaßnahmen

Ziel von Gegenmaßnahmen besteht in diesem Zusammenhang darin, die Strahlenexposition nach Radionuklidfreisetzungen in die Hydrosphäre so klein wie möglich zu halten. Diese Gegenmaßnahmen betreffen sowohl die Quellterme als auch die Expositionspfade. Priorität haben dabei die quelltermabhängigen Maßnahmen, da sie wirksamer sind als die Maßnahmen, die die Expositionspfade betreffen. Die quelltermabhängigen Maßnahmen sind insbesondere wirksam, wenn die Freisetzungen nicht direkt in den Fluß sondern in den Grundwasserleiter erfolgen würden.

In /Ba89/ wurden eine Reihe von technischen und administrativen Maßnahmen aufgeführt, die im Zusammenhang mit der Freisetzung von Radionukliden in das Grundwasser aufgrund eines Kernschmelzenunfalls zusammengestellt wurden. In /Nu85a/ wurden die Gegenmaßnahmen im Zusammenhang mit der Ausbreitung im Grundwasser in zwei Klassen unterteilt. Die erste Klasse umfasst die statischen oder passiven Maßnahmen, während die zweite Klasse die dynamischen oder aktiven Maßnahmen beinhaltet. Diese Teilung geht davon aus, daß die statischen Maßnahmen im wesentlichen aus Barrieren bestehen, die nach ihrer Installierung die Radionuklidkonzentration nur indirekt beeinflussen. Dagegen tragen die dynamischen oder aktiven Maßnahmen zur Änderung der Radionuklidkonzentration z. B. durch Änderung der Grundwasserströmung oder durch Dekontamination des Wassers bei. Unter Berücksichtigung dieser Klassenteilung lassen sich die Gegenmaßnahmen wie folgt zusammenfassen

a) Technische Maßnahmen

1. Statische Maßnahmen

- Einbringen von Dichtungswänden zur Einschließung des kontaminierten Grundwassers

2. Dynamische Maßnahmen

- Niederbringen von Abschöpfbrunnen, um das kontaminierte Grundwasser abzupumpen
- Grundwasserabsenkung, um einen Kontakt des Grundwassers mit der Kernmaterial-Beton-Schmelze zu vermeiden

- Injektion von Wasser, kombiniert mit Entnahmebrunnen, um einen Kontakt des kontaminierten Grundwassers mit dem strömenden Grundwasser zu verhindern
- Dekontaminierungsmaßnahmen (z.B. Dekontamination von Trinkwasser)

b) Administrative Maßnahmen

- Absperrung des kontaminierten Gebietes
- Schließung von Trinkwasserbrunnen sowie Viehtränke- und Beregnungsbrunnen für die Landwirtschaft
- Schließung von Trinkwasserversorgungsanlagen, die ihr Wasser aus Uferfiltrat gewinnen
- Verbot der Entnahme von Flußwasser für Bewässerungszwecken
- Fangverbot für die Binnenfischerei

Wenn die Radionuklide bereits im Fluß sind, dann können die Dekontamination und die administrativen Maßnahmen den entscheidenden Beitrag zur Verringerung der Strahlenexposition leisten.

Ergänzend zu diesen Maßnahmen sollte darauf hingewiesen werden, daß eine Beurteilung der technischen Maßnahmen eine Abschätzung der möglichen Veränderungen im Grundwasser zusätzlich voraussetzt. Eine Prognose über die Entwicklung der Grundwasserströmung ist nur mit mathematischen Grundwassermodellen möglich. Die Erstellung eines Transportmodells ist unbedingt erforderlich, da nur auf diesem Wege verlässliche Prognoseergebnisse über mögliche Gefahren für das Grundwasser und das Oberflächenwasser zu erhalten sind. Damit können vorsorglich in den bevorzugten Grundwasserfließrichtungen Abwehrbrunnen errichtet werden /Bu87/.

Die Dekontamination von Trinkwasser in Aufbereitungsanlagen ist eine wichtige expositions-pfadabhängige Gegenmaßnahme. In /Su87/ wird darauf hingewiesen, daß die in den Aufbereitungsanlagen der Wasserwerke normalerweise angewandten Verfahren und installierten Anlagen für die Entnahme der im zu behandelnden Rohwasser vorhandenen anorganischen sowie organischen Verunreinigungen, Störstoffe und Gase sowie zum Abtöten von Bakterien und Keimen eingerichtet bzw. optimiert sind. Die Entfernung radioaktiver Stoffe höherer Konzentration aus dem geförderten Rohwasser ist im allgemeinen mit den herkömmlichen Verfahren der Trinkwasseraufbereitung in großem Maßstab nicht möglich. Aus den bisherigen Erfahrungen /Eb87, Su87/ lassen sich allerdings Aussagen über die Dekontaminierungsgrade verschiedener Verfahren zur Trinkwasseraufbereitung machen. Diese betragen z.B. 30-50% bei Sandfiltern und 60-90% bei Filtration des Wassers über Aktivkohle. Weitere Aufbereitungs-

verfahren durch Flockung oder Ionenaustausch können Dekontaminierungsgrade über 90% erreichen. In /Eb87/ wird unter Berücksichtigung der Gegebenheiten bei jedem Wasserwerk die Beschaffung von pulverförmiger Aktivkohle, von Flockungsmitteln usw. als Vorsorgemaßnahme empfohlen.

Im allgemeinen werden die quelltermabhängigen Gegenmaßnahmen nach Radionuklideintritt in das Grundwasser im Vergleich zu den expositions-pfadabhängigen Gegenmaßnahmen als einfacher, effektiver, dauerhafter und weniger teuer betrachtet. Dies ist damit zu begründen, daß die expositions-pfadabhängigen Maßnahmen, z.B. nach Radionuklideintritt in den Fluß, in größerer räumlicher Ausdehnung durchzuführen sind /Nu81a/.

9.2 Wirtschaftliche Betrachtungen

Zur Erstellung eines Gegenmaßnahmenmodells für die Radionuklidausbreitung im Grundwasser und anschließend in den Fluß ist es von Interesse, ein Kostenmodell zu entwickeln, das diese Maßnahmen im Hinblick auf ihre Effektivität und Kosten optimiert. Diese Aufgabe ist sehr schwierig, da mehrere Faktoren miteinander konkurrieren. Das wird z. B. daraus ersichtlich, wenn man den Abstand der statischen Gegenmaßnahmen zur Quelle betrachtet. Je näher die Gegenmaßnahme zur Quelle installiert wird, desto effektiver wird sie. Gleichzeitig kann davon ausgegangen werden, daß die Nähe zur Quelle unter Sicherheitsaspekten die Maßnahme teurer macht. Deshalb ist eine Kostenabschätzung in diesem Zusammenhang mit Fehlern behaftet, da die erschwerten Bedingungen für die Installierung der Maßnahmen wirtschaftlich nur schwer berücksichtigt werden können.

In /Nu81a, Nu85a/ werden für verschiedene Gegenmaßnahmen exemplarisch Kostenansätze angegeben. Diese Kostenansätze können allerdings nicht ohne weiteres übernommen werden, da sie für die Kostenverhältnisse in den USA gelten und den aktuellen Kostenverhältnissen auch dort nicht mehr entsprechen. Deshalb werden hier nur die Schwerpunkte für ein Kostenmodell vorgeschlagen. Eine Ermittlung der jeweiligen Kosten und eventuell Kostenfunktionen können dann gesondert durchgeführt werden.

Unterscheidet man in der Kostenabschätzung zwischen den quelltermabhängigen und expositions-pfadabhängigen Maßnahmen, so ergeben sich für die quelltermabhängigen Maßnahmen folgende Kostenschwerpunkte

- Kosten für Errichtung und Betrieb von Meßstellen (z.B. zur

Dauerüberwachung des Grundwassers)

- Kosten für die Errichtung der statischen Maßnahmen.
- Kosten für die Errichtung und Betrieb der dynamischen Maßnahmen

Notwendig ist die Aufstellung von Kostenfunktionen, die die relevanten Parameter berücksichtigen. Dabei sind nicht nur die Investitionskosten von Interesse sondern auch die Betriebskosten für längere Zeiträume, die Lebensdauer der errichteten Maßnahme sowie die eventuellen Ersatzkosten. In /Nu81a/ werden z. B. die Kosten für die Errichtung eines 76 m tiefen Abschöpfbrunnens und die jährlichen Betriebs- und Energiekosten in etwa gleichgesetzt.

Für die expositionspfadabhängigen Maßnahmen können folgende Schwerpunkte betrachtet werden

- Kosten für Messungen zur Überwachung potentieller Expositionspfade
- Kosten für Dekontaminierungsmaßnahmen (Trinkwasser, Land etc.)
- Entsorgungskosten
- Kosten für die Substitution kontaminierter Nahrungsmittel (Fisch, Trinkwasser etc.)
- Evakuierungs- und Wiederansiedlungskosten gefährdeter Personen
- Weitere Kosten, die Verluste betroffener Zweige der Volkswirtschaft abdecken sollen (z.B durch Fischfangverbot)
- Kosten für Personal- und Verwaltungsbedarf zur Durchführung der Gegenmaßnahmen

Als Folge der einzelnen Maßnahmen könnten neben den direkten Kosten mit Kapitalbedarf auch indirekte Kosten entstehen (z.B. durch Schließung der Wasserwege), die dann gesondert betrachtet werden können. Es ist zu beachten, daß ein Kostenmodell von dem jeweiligen Standort abhängig ist. Die Kostenfunktionen sind dann nur im Zusammenhang mit der Effektivität und der Zeit für die Installierung bzw. Durchführung der Maßnahme am Standort als Entscheidungsinstrument zu betrachten.

10. ZUSAMMENFASSUNG

Ziel der vorliegenden Arbeit war die Abschätzung der Radionuklidkonzentrationen in den Medien Wasser, Schwebstoff und Sediment sowie der resultierenden Strahlenexposition aufgrund von Radionuklideinleitungen in Fließgewässer unter Berücksichtigung der Zeitabhängigkeit wichtiger Parameter und Verwendung zeitabhängiger Modelle. Diese Aufgabe resultierte aus der Notwendigkeit, Berechnungsgrundlagen bereitzustellen, um die Auswirkungen von ungeplanten oder störfallbedingten Einleitungen in Fließgewässer zu untersuchen.

Als erster Schritt wurde auf die Quellterme eingegangen. Diese resultieren aus Einleitungen im Normalbetrieb und stör- bzw. unfallbedingten Einleitungen. Bei den Einleitungen im Normalbetrieb kann davon ausgegangen werden, daß sie zeitabhängig innerhalb der genehmigten Grenzwerte verlaufen. Die unfallbedingten Einleitungen können durch Simulationsmodelle ermittelt werden. Für die Berechnungen in dieser Arbeit wurde von zwei im zeitlichen Verlauf unterschiedlichen Quelltermtypen ausgegangen; einem kurzzeitigen Quellterm für Cs-137 und einem langzeitigen Quellterm für Cs-137 bzw. Sr-90. Diese beiden Radionuklide wurden deshalb gewählt, da sie unterschiedliches Verhalten hinsichtlich ihrer Wechselwirkung mit der festen Phase im Grundwasserleiter und anschließend im Fließgewässer aufweisen.

Bei dem kurzzeitigen Quellterm wurde von einer hypothetischen vierstündigen Emission von insgesamt $3,7E+10$ Bq Cs-137 ausgegangen. Bei den langzeitigen Quelltermen wurde von einem angenommenen Kernschmelzunfall mit anschließender Auslaugung der Radionuklide aus dem Fundament des Reaktors ausgegangen. Es wurde dabei angenommen, daß Gegenmaßnahmen nach 1000 Tagen den Radionuklidtransport im Grundwasserleiter verhindern. Mit einem Ausbreitungsmodell in Grundwasserleitern wurden dann zwei langzeitige Quellterme in den Fluß für Sr-90 und Cs-137 abgeschätzt. Es zeigte sich, daß der Quellterm für Sr-90 in den Fluß 3000 Tage nach Beginn der Auslaugung einen Maximalwert von ca. $4,2E+07$ Bq/s erreicht. Für Cs-137 erreicht der Quellterm einen Maximalwert von ca. $6,2E+04$ Bq/s nach ca. 40000 Tagen. Dabei wird die größere Verlangsamung des Transports von Cs-137 aufgrund der stärkeren Adsorption an der festen Phase im Grundwasserleiter sichtbar. Eine Ermittlung von langzeitigen Quelltermen bei einer Auslaugungsdauer von 20000 Tagen wurde hier durchgeführt. Dabei wurde von der Annahme ausgegangen, daß das gesamte Radionuklidinventar in der Schmelze innerhalb dieser Zeitspanne ausgelaugt wird. Eine weitere Verwertung dieser Quellterme erscheint allerdings nicht sinnvoll,

da Gegenmaßnahmen innerhalb des langen Zeitraums eine wesentliche Verringerung bzw. Verhinderung des Quellterms in den Fluß bewirken können.

Die komplizierten Verhältnisse im Flußsystem wurden beschrieben. Diese Verhältnisse beeinflussen das Strömungsfeld sowie das Sedimentations-/Erosionsverhalten und erfordern Simulationsmodelle, die ortsspezifische Parameter auch zeitabhängig erfassen. Das Transportproblem von Radionukliden in Fließgewässer wurde deshalb zur Vereinfachung mit zwei Transportmodellen behandelt.

Das erste Modell basiert auf einer analytischen Lösung der zweidimensionalen Advektion-Dispersion-Gleichung unter Vernachlässigung der Wechselwirkung mit den Schwebstoffen und Sedimenten. Diese Vernachlässigung ist im Nahfeldbereich unterhalb der Einleitungsstelle zulässig, da der Adsorptionsvorgang zeitverzögert erfolgt. Die Berechnungen für den Standort Biblis am Rhein zeigten, daß die Quervermischung relativ langsam erfolgt, so daß eine vollständige Vermischung erst nach über 50 km zu erwarten ist. Diese Vermischungsstrecke kann allerdings durch strömungsbeeinflussende Faktoren wie Krümmungen verkürzt werden. Bei der kurzzeitigen Einleitung von insgesamt $3,7E+10$ Bq Cs-137 ergibt sich nach Beendigung der Einleitung eine maximale Konzentration im Wasser auf der Einleitungsseite von ca. $7,0E+04$ Bq/m³. Diese Konzentration nimmt langsam mit zunehmender Entfernung ab. Bei den langzeitigen Quelltermen aufgrund des angenommenen Kernschmelzunfalls ergeben sich über lange Zeiträume in etwa wenig verändert hohe Konzentrationen. Sie erreichen für Sr-90 Werte über $2,0E+06$ Bq/m³ und für Cs-137 Werte über 3000 Bq/m³. Insbesondere bei dem Radionuklid Sr-90, bei dem eine Abreicherung der Konzentration in der Wasserphase durch Adsorption kaum stattfindet, sind diese Konzentrationen von Relevanz. Dabei ergibt sich 3000 Tage nach Unfallereignis eine mittlere Konzentration für Sr-90 von ca. $5,16E+04$ Bq/m³ in 10 km Entfernung von der Einleitungsstelle.

Die Berücksichtigung der Wechselwirkung mit den Schwebstoffen und Sedimenten machte die Entwicklung eines zeitabhängigen Modells für den Fernfeldbereich erforderlich, das die Konzentrationen in den Medien Wasser, Schwebstoff und Sediment aufgrund von zeitabhängigen Einleitungen abschätzen kann. Dabei wurde bei der Modellierung der Adsorptions-/Desorptionsprozesse berücksichtigt, daß insbesondere bei kurzzeitigen unfallbedingten Einleitungen der Gleichgewichtszustand je nach Radionuklid erst nach relativ langer Zeit erreicht wird. Der unter Umständen nicht vollständig reversibel verlaufende Adsorptionsprozeß wurde durch eine getrennte Berücksichtigung der Desorption berücksichtigt. Weiterhin wurden die Sedimentations-/Erosionsprozesse sowie

der radioaktive Zerfall berücksichtigt. Eine einfache Handhabung dieses Modells und die relativ begrenzte Zahl von Parametern macht es zu einem Kompromiß zwischen rechenintensiven zeitabhängigen Modellen mit einer großen Zahl von schwer zu ermittelnden Parametern und den einfachen stationären Modellen.

Die Berechnungen mit dem Fernfeldmodell aufgrund des kurzzeitigen Quellterms für Cs-137 für den Standort Biblis ergaben, daß im Gegensatz zum Wasser die maximalen Konzentrationen an den Schwebstoffen erst 40 bis 60 km von der Einleitungsstelle auftreten. Sie erreichen 13 Stunden nach Beginn der Freisetzung Werte von ca. $6,28E+04$ Bq/kg. Die maximalen Konzentrationen an den unbewegten Sedimenten sind wesentlich niedriger und erreichen Werte unter 20 Bq/kg. Bei dem langzeitigen Quellterm für Cs-137 zeigte sich, daß die unbewegten Sedimente das kritische Medium darstellen. Die maximalen Konzentrationen an den Sedimenten erreichen 40000 Tage nach Unfallbeginn Werte von ca. 2000 Bq/kg. Die Schwebstoffe weisen eine maximale Konzentration von ca. 1600 Bq/kg auf. Die Konzentrationen im Wasser erreichen im Fernfeld Werte von maximal 50 Bq/m^3 .

Die berechneten Konzentrationen aufgrund des kurzzeitigen und des langzeitigen Quellterms mit dem Fernfeldmodell zeigen, daß die beweglichen Medien bei kurzzeitigen Einleitungen in größeren Mengen erhebliche Werte der maximalen Konzentrationen aufweisen können, die bei einer eventuellen Modellierung von Gegenmaßnahmen zu berücksichtigen sind. Insbesondere bei einer Rückhaltung dieser Medien an Staustufen und Kläranlagen können unzulässige Werte der Konzentrationen somit auftreten. Langzeitige Quellterme bewirken hingegen eine kontinuierliche Anreicherung an den unbewegten Sedimenten, die nur bei Remobilisierung vom Flußbett oder durch Desorption abnimmt. Damit könnten die Sedimente ein Langzeitproblem darstellen sowie als Langzeitterm für das Medium Wasser betrachtet werden.

Zur Validierung des Fernfeld-Transportmodells wurde ein Quellterm für das Radionuklid Co-60 aufgrund von Ableitungen durch das Kernkraftwerk Würgassen im Zeitraum von 1979-1983 herangezogen. Ausgehend von diesem Quellterm wurden die Co-60/Konzentrationen in den Medien Wasser, Schwebstoff und Sediment mit Berücksichtigung der Verhältnisse an der Weser abgeschätzt. Die Berechnungen zeigten, daß das Fernfeld-Transportmodell in der Lage ist, die gemessenen zeitlichen Abläufe der Konzentrationen in den Medien Schwebstoff und Sediment in guter Näherung wiederzugeben. Eine anschließende Analyse zur Untersuchung des Einflusses relevanter Parameter zeigte, daß die Größenordnung der auftretenden maximalen Konzentrationen bei möglichen Schwankungen der Parameter

beibehalten wird. Es treten aber zeitliche und örtliche Verschiebungen dieser maximalen Konzentrationen auf.

Die Abschätzung der Strahlenexposition aufgrund der berechneten Ergebnisse mit dem Fernfeldmodell infolge des Kernschmelz-Quellterms für Cs-137 zeigte, daß die maximal auftretenden jährlichen Effektivdosen aufgrund des Fischverzehr einen Wert von $2,1E-05$ Sv erreichen. Bei dem Expositionspfad Trinkwasser erreichen die maximal auftretenden jährlichen Effektivdosen einen Wert von $5,6E-07$ Sv. Der Expositionspfad Beregnung von Gemüse ergibt eine effektive Jahresdosis von $1,3E-07$ Sv. Eine Abschätzung der äußeren Strahlenexposition aufgrund des Aufenthalts auf Spülfeldern ergab eine maximale effektive Jahresdosis von $2,21E-04$ Sv. Geht man hingegen von den maximal berechneten Konzentrationen für Co-60 infolge der Einleitung im Normalbetrieb aus, dann ergibt sich eine effektive Jahresdosis aufgrund des Aufenthalts auf Spülfeldern von $1,57E-05$ Sv.

Ausgehend von einer mittleren Konzentration im Wasser von ca. $5,16E+04$ Bq/m³ für Sr-90 im Abstand von 10 km von der Einleitungsstelle und 3000 Tage nach Beginn des angenommenen Kernschmelzunfalls wurde festgestellt, daß dieses Radionuklid hohe Dosisbeiträge liefert. Dabei erreicht die effektive Jahresdosis aufgrund des Fischverzehr $1,08E-03$ Sv. Für Trinkwasser ergibt sich eine effektive Jahresdosis von $1,44E-03$ Sv. Der Verzehr von beregnetem Blattgemüse ergibt eine effektive Jahresdosis von $5,95E-04$ Sv.

Zum Vergleich werden hier die gemessenen Kalium-40 Beta-Aktivitätskonzentrationen im Rheinwasser bei Koblenz für die Jahre 1976-1986 /In86/ herangezogen. Es zeigt sich, daß bei einer durchschnittlichen Konzentration für K-40 von 170 Bq/m³ eine effektive Jahresdosis aufgrund des Fischverzehr von $1,7E-05$ Sv auftritt. Beim Trinkwasser ergibt sich eine effektive Jahresdosis von $6,8E-07$ Sv.

Die berechneten Dosen aufgrund der inneren Strahlenexposition für Cs-137 und Sr-90 können sich in der Nähe der Einleitungsstelle bei den langzeitigen Quelltermen um den Faktor 40 bis 70 erhöhen.

Zur Abschätzung des Radionuklid-Transports vom Fluß zu einem ufernahen Brunnen wurde ein Grundwasser-Transportmodell herangezogen. Es zeigte sich, daß bei einer jeweils vierstündigen Freisetzung von insgesamt $3,7E+10$ Bq in den Vorfluter für Cs-137 und Sr-90 maximale Konzentrationen unter 1 Bq/m³ im Brunnenwasser nach ca. 2040 d bzw. 230 d auftreten.

Eine Betrachtung der verfügbaren Meßergebnisse aufgrund des Unfalls im Kernkraftwerk Tschernobyl ergab, daß die in dieser Arbeit berechneten Konzentrationen in den Medien Wasser, Schwebstoff und Sediment aufgrund von stör- bzw. unfallbedingten Quelltermen eine ähnliche Größenordnung aufweisen.

Abschließend wurde eine Reihe von möglichen technischen und administrativen Maßnahmen zur Verringerung der auftretenden Quellterme und der Strahlenexposition sowie einige wirtschaftliche Aspekte diskutiert. Eine weitere Verbesserung der Modellierung von den Auswirkungen der Radionuklideinleitungen in Fließgewässer sollte quantitativ die Wirkung der einzelnen Maßnahmen in dem jeweiligen Teilmodell berücksichtigen. Außerdem müssen die hydrologischen, sedimentologischen und radionuklidspezifischen Daten ortsspezifisch und zeitabhängig für die jeweiligen Standorte erfasst und verbessert werden.

ANHANG A: ABSCHÄTZUNG HYDROLOGISCHER, SEDIMENTOLOGISCHER SOWIE RADIONUKLIDSPEZIFISCHER PARAMETER

Die zur Anwendung der im Kapitel 4 beschriebenen Modelle notwendigen Parameter lassen sich wie folgt unterteilen

- Parameter, die die Strömungsdaten wie Geschwindigkeit und Abfluß sowie die Geometrie der Flußabschnitte beschreiben
- Parameter, die die Konzentration der bewegten Sedimente im Wasser beschreiben. Hierzu gehören auch Daten über Sedimentation und Erosion sowie Teilchengrößenverteilung
- Parameter, die radionuklidspezifisch sind wie die radiologische Zerfallskonstante, Transferraten sowie Verteilungskoeffizienten

Die meisten dieser Parameter sind zeit- und ortsabhängig. Eine Anwendung der numerischen Modelle zur Abschätzung der resultierenden Strahlenexposition kann nur durch Heranziehen von zeitlich veränderlichen ortsspezifischen Meßdaten eine naturnahe Wiedergabe der sich einstellenden Konzentrationsverteilungen im Fluß/Sediment-System erreichen. Es zeigt sich allerdings, daß die meisten Anwender mit allgemeinen Literaturwerten und einfach geschätzten Parametern auskommen müssen. Dabei wird berücksichtigt, daß die mit diesen Parametern berechneten Ergebnisse stets eine Überschätzung der Strahlenexposition führen.

Für einige dieser Parameter existieren auch bereits umfangreiche Simulationsmodelle, die wiederum weitere ortsspezifische Parameter benötigen. Deshalb wird im folgenden auf einige für die Anwendung der hier erläuterten Modelle wichtige Parameter eingegangen. Zur Durchführung von Schätzrechnungen wird auch auf mögliche Berechnungsmethoden hingewiesen.

a) Strömungsgeschwindigkeit

Die mittlere Strömungsgeschwindigkeit kann näherungsweise durch die Manning-Formel ermittelt werden

$$v = \frac{1}{n} R^{2/3} S^{1/2} \quad (A.1)$$

v [m/s] = Strömungsgeschwindigkeit

n [-] = Manning-Koeffizient

R [m] = Hydraulischer Radius

S [-] = Gefälle

Werte für die verschiedenen Parameter können z. B. /Br83, Nu82a/ entnommen werden.

b) Geometrie der Flußabschnitte

Zu den geometrischen Größen der Flußabschnitte gehören die Breite, Tiefe und Länge des jeweiligen Abschnitts. Diese Werte können für das jeweilige Gewässer der Literatur entnommen werden. Es gibt allerdings eine Reihe von Programmen zur Abschätzung solcher Parameterwerte aus bekannten Flußgrößen. Ein Beispiel hierzu liefert die Abschätzung der Strömungstiefe mit Hilfe der Manning-Formel durch das Programm CHDEP in /Br83/.

Die Vermischungszeit innerhalb des jeweiligen Flußabschnitts ist bei der Wahl der Abschnittsgröße zu beachten. Diese läßt sich mit dem Verhältnis des Abschnittsvolumens zum Abfluß abschätzen. Ein Austritt der Radionuklide aus dem jeweiligen Abschnitt ist dann erst nach Ablauf dieser Vermischungszeit zu erwarten.

c) Sedimentkonzentration im Wasser

Zur Bestimmung der Sedimentkonzentration im Wasser aufgrund der Schwebstoffe und Geschiebefracht können die in /Ra82, We88, Za82/ aufgezeigten Berechnungsmethoden verwendet werden. Von besonderem Interesse für die hier verwendete Modellierung ist dabei die in /Za82/ dargestellte Berechnung einer Gesamttransportrate, in der die Schwebstofftransportrate und die Geschiebefracht als einzelne Summanden auftreten. Die in den Gleichungen (4.6) bis (4.8) auftretende Sedimentkonzentration im Wasser S kann somit wie folgt abgeschätzt werden

$$S_n = \frac{q_{ges}}{v T} \quad (A.2)$$

S [kg/m^3] = Sedimentkonzentration im Wasser aufgrund der Schwebstoffe
und Geschiebefracht

q_{ges} [$kg/(ms)$] = Transportrate der bewegten Sedimente pro Breiteneinheit

v [m/s] = Strömungsgeschwindigkeit

T [m] = Wassertiefe

d) Transferrate

Die Adsorptions-/Desorptionsprozesse an den Schwebstoffen und Sedimenten finden mit den Transferraten K_{ad} und K_{de} bzw. $K_{ad,b}$ und $K_{de,b}$ statt. Dabei werden die Gleichgewichtskonzentrationen an den Schwebstoffen und Sedimenten angestrebt. In dieser Arbeit wird davon ausgegangen, daß die Transferraten für die unbewegten Sedimente niedriger sind als diejenigen für die unbewegten Sedimente. In /Ba81, Nu82c/ sind die Transferraten für die bewegten Sedimente um den Faktor 10 bis 30 größer als die Transferraten für die unbewegten Sedimente.

Die Transferraten für die Desorption werden dagegen jeweils den Transferraten für die Adsorption gleichgesetzt /Nu82b, Nu82c/. Dieser Sachverhalt wird auch durch die Austauschversuche von Cs-134 in /Mu83/ unter den dort vorgegebenen Bedingungen bestätigt.

Die Adsorption/Desorption an den Bettsedimenten findet innerhalb einer oberen Schicht statt mit einer Tiefe, die einem mittleren Korndurchmesser der Bettsedimente entspricht. Aufgrund der Sedimentation/Erosionsprozesse verändert sich die Masse der an den Austauschprozessen beteiligten Bettsedimente. Deshalb werden die obersten 3 cm der Bettsedimente bei der Massenbilanz berücksichtigt, die dann aufgrund der Sedimentation/Erosion zu- oder abnehmen. In /Ba81/ wird von einer konstanten 3 cm-Schicht für die Sedimente ausgegangen.

e) Verteilungskoeffizienten

Der Verteilungskoeffizient wird aus dem Verhältnis der spezifischen Aktivität im Feststoff zu der Aktivitätskonzentration im Wasser bestimmt /Bu88/

$$K_d = \frac{A_b M_b}{A_l V_l} \quad (A.3)$$

$K_d [m^3/kg]$ = Verteilungskoeffizient

$A_b [Bq]$ = von der festen Phase sorbierte Aktivität

$M_b [kg]$ = Masse der festen Phase

$A_l [Bq]$ = Restaktivität in der flüssigen Phase

$V_l [m^3]$ = Volumen der flüssigen Phase

Für das Fernfeldmodell wird in den Gleichungen (4.6) bis (4.8) davon ausgegangen, daß die Verteilungskoeffizienten für die bewegten Sedimente und un-

bewegten Sedimente gleich sind. Diese Annahme wird auch in fortgeschrittenen Modellen zugrundegelegt /Nu82b, Nu82c, On82, On85/.

Allerdings besteht die Möglichkeit unterschiedliche Werte für die Verteilungskoeffizienten bezüglich Adsorption und Desorption zu berücksichtigen. Damit kann der in /Nu82d/ beobachtete und um den Faktor 10 größere Verteilungskoeffizient bezüglich Desorption für Cäsium berücksichtigt werden.

ANHANG B: ERFAHRUNGEN AUFGRUND DES UNFALLS IN TSCHERNOBYL

Am 26. April 1986 kam es im Block 4 des sowjetischen Kernkraftwerks Tschernobyl zu einem Unfall, der zu schweren Schäden am Reaktor führte. Dabei waren Brennstoff- und Strukturmaterial geschmolzen und erhebliche Mengen an Radioaktivität wurden freigesetzt. Die Spaltprodukte wurden infolge des thermischen Auftriebs durch die Brände, insbesondere den Graphitbrand, in große Höhen getragen, so daß ein Transport über große Entfernungen erfolgte /Bu86/.

In der über einen Zeitraum von mehreren Tagen (bis 6. Mai 1986) sich erstreckenden Freisetzungsphase wurden insgesamt ca. $1,9E+18$ Bq insbesondere leichtflüchtiger Spalt- und Aktivierungsprodukte sowie ca. $1,9E+18$ Bq Spaltedelgase an die Atmosphäre abgegeben /Mu87/. Abbildung B-1 zeigt den zeitlichen Verlauf der Freisetzung, wobei mit einer Fehlerbreite für die angegebenen Daten mit $\pm 50\%$ zu rechnen ist.

Abbildung B-2 zeigt die Lage des Kernkraftwerks Tschernobyl am Ufer des Flusses Pripyat, der in den Dnjepr mündet /Bu87a/. Dieser Fluß hat eine Gesamtlänge von 748 km und ist 200-300 m breit. Die langfristige mittlere Abflußrate beträgt $400 \text{ m}^3/\text{s}$ /Us86/.

Für die in der vorliegenden Arbeit durchgeführten Berechnungen ist ein Vergleich mit den Folgen der Ausbreitung von Cs-137 in Fließgewässern von Interesse. Dabei wurden insgesamt (bis 6.5.86) ca. $3,7E+16$ Bq Cs-137 in die Atmosphäre freigesetzt /Us86/.

In der Zeit von 10-20 Juni wurden Cs-137 Konzentrationen von ca. $3700 \text{ Bq}/\text{m}^3$ im Wasser und $37 \text{ Bq}/\text{kg}$ am Sediment des Flusses Dnjepr gemessen. Im Kühlteich des Kraftwerks und im Fluß Pripyat waren die Konzentrationen um einen Faktor $1,0E+04$ - $1,0E+02$ höher.

In Deutschland führte die Beaufschlagung der einzelnen Stromgebiete mit radioaktiven Niederschlägen mit nur geringer zeitlicher Verzögerung auch zu einer Kontamination der Gewässer /Bu87a/. Dabei ergaben sich für Cs-137 im Mai in der Mosel maximale Konzentrationen an den Schwebstoffen von über $5000 \text{ Bq}/\text{kg}$. Im Wasser in der Donau wurden Höchstwerte der Cs-137 Konzentrationen Anfang Mai bis $25 \text{ Bq}/\text{l}$ festgestellt. Bei den Sedimenten wurden in der Donau maximale Konzentrationen bis $7000 \text{ Bq}/\text{kg}$ im Oktober gemessen /Bu87b/. An Tagesproben wurden bei Schwebstoffen aus der Donau vereinzelt Konzentrationen von über $40000 \text{ Bq}/\text{kg}$ gemessen /Mu87/.

Eine Abschätzung der Strahlenexposition in /Mu87/ ausgehend von den Konzentrationen in den höchst belasteten Flußabschnitte ergab, daß der Expositionspfad Spülfeld sich als sensitiv mit den höchsten Dosisbeiträgen erweist.

ANHANG C: MODELLIERUNG DER RADIONUKLIDAUSBREITUNG ZU EINEM UFERNAHEN BRUNNEN

Die Wassergewinnung durch Uferfiltration trägt in manchen Gebieten zur Deckung des Trinkwasserbedarfs der Bevölkerung bei. Eine Radionuklideinleitung in die betreffenden Fließgewässer könnte demnach diese Wassergewinnung beeinträchtigen. Die Abschätzung der Radionuklidkonzentrationen in dem geförderten Wasser ist deshalb eine wichtige Voraussetzung für die Ergreifung von Gegenmaßnahmen, die den Belastungspfad Trinkwasser betreffen.

C.1 Quellterm

Zur Abschätzung des Quellterms für die Ausbreitung zum Brunnen wird von der zeitabhängigen Konzentration im Flußwasser ausgegangen. Demnach ergibt sich dieser Quellterm zu /Sc79/

$$q = f a C_w \quad (C.1)$$

q [Bq/s] = Aktivitätsmenge, die pro Sekunde zum Einzugsgebiet übertritt

f [m^3/s] = Fördermenge des Brunnens

a [-] = Anteil des Uferfiltrats an der Gesamtförderung

C_w [Bq/ m^3] = Aktivitätskonzentration im Flußwasser

Die gesamte in den Einzugsbereich des Brunnens übertretende Aktivitätsmenge bis zu einem Zeitpunkt T ergibt sich dann aus

$$q_g = \int_0^T f a C_w(t) dt \quad (C.2)$$

q_g [Bq] = gesamte Übertrittsaktivitätsmenge

Die Aktivitätskonzentration im Flußwasser kann durch das Fernfeldmodell oder Messungen erhalten werden. Die gesamte Übertrittsaktivitätsmenge ergibt sich dann aus Gleichung (C.2) mittels numerischer Integration.

C.2 Modellbeschreibung

Die in den Einzugsbereich des Brunnens übertretende Aktivitätsmenge wird mit der Wasserströmung transportiert. Dabei kommt es zu einer Abreicherung der Radionuklidkonzentration in der Wasserphase aufgrund von Adsorptions- und Dispersionsvorgängen sowie dem radioaktiven Zerfall. Der zeitliche Verlauf des Quellterms in den Brunnen wird mit den Gleichungen (2.5) und (2.6) berechnet.

C.3 Berechnung der zeitabhängigen Aktivitätskonzentrationen im Brunnenwasser

Die Aktivitätskonzentration im Brunnenwasser lässt sich durch

$$C_b(t) = \frac{q_b(t)}{f} \quad (C.3)$$

$C_b[\text{Bq}/\text{m}^3]$ = Aktivitätskonzentration im Brunnenwasser

$q_b[\text{Bq}/\text{s}]$ = Quellterm in den Brunnen

$f[\text{m}^3/\text{s}]$ = Fördermenge des Brunnens

In /Sc79/ wurde ein Brunnen mit Mischwasserförderung gewählt, der auch zwecks Vergleich dieser Arbeit zugrunde gelegt wird. Als Quellterm wurde von einer in den Vorfluter freigesetzten Aktivitätsmenge von $3,7\text{E}+10$ Bq in 4 Stunden ausgegangen. Die Abflußrate an der betrachteten Stelle betrug 700 m^3 . Die Konzentration in der Wasserphase im Fluß wurde in /Sc79/ durch Gleichung (C.4) ermittelt

$$C_w(t) = \frac{A}{QdI\Delta t} \quad (C.4)$$

$A[\text{Bq}]$ = die gesamte in den Vorfluter freigesetzte Aktivitätsmenge

$Q[\text{m}^3/\text{s}]$ = Abflußrate im Fluß

$d[-]$ = Durchmischungsfaktor

$I[-]$ = Schwebstoffanlagerungsfaktor

Damit wurde in /Sc79/ eine Übertrittsaktivität in den Einzugsbereich des Brunnens von $1.85\text{E}+05$ Bq innerhalb 4 Stunden abgeschätzt. Die in dieser Arbeit verwendeten Parameter des Brunnens und der grundwasserleitenden Schicht lassen sich wie folgt zusammenfassen

$$f = 0.01 \text{ m}^3/\text{s}$$

$$a = 0.25$$

$$d = 0.7$$

$$l = 1.0$$

$$u = 3.24 \text{ m/d}$$

$$n_e = 0.2$$

$$\rho_b = 2.12 \text{ g/cm}^3$$

Abstand zwischen Flußufer und Brunnen = 50 m

Dispersivität in x-Richtung $\alpha = 10 \text{ m}$ damit ergibt sich

$$E_x = \alpha u = 32.4 \text{ m}^2/\text{d}$$

Die Berechnungen wurden für die Radionuklide Cs-137 und Sr-90 durchgeführt. Als radionuklidabhängige Parameter sind die Rückhaltefaktoren und Halbwertszeiten für die Berechnungen mit Gleichung (2.5) erforderlich. Der Rückhaltefaktor beträgt 213 für Cs-137 und 22 für Sr-90. Die Halbwertszeit wird mit 30,1 a für Cs-137 und 28,5 a für Sr-90 angegeben.

Abb.C-1 bis C-4 zeigen die mit den Gleichungen (2.5), (2.6) und (C.3) berechneten zeitlichen Verläufe der Quellterme in den Brunnen sowie die Konzentrationen im Brunnenwasser für die Radionuklide Cs-137 und Sr-90. Bei Cs-137 ergibt sich nach ca. 2040 d ein maximaler Quellterm von $4,47\text{E}-04 \text{ Bq/s}$. Die dazugehörige maximale Konzentration im Brunnenwasser liegt bei $4,47\text{E}-02 \text{ Bq/m}^3$. Bei Sr-90 ergibt sich das Maximum nach ca. 230 d und beträgt $4,8\text{E}-03 \text{ Bq/s}$. Die Konzentration im Brunnenwasser beträgt somit $4,8\text{E}-01 \text{ Bq/m}^3$. Die maximale Konzentration tritt bei Cs-137 wesentlich später auf als bei Sr-90. Dies liegt an dem wesentlich höheren Wert des Verteilungskoeffizienten für Cs-137 und somit dem höheren Rückhaltefaktor. Der Verteilungskoeffizient K_d beträgt für Cs-137 $20 \text{ ml/g /Ba89, Sc79/}$ und für Sr-90 2 ml/g /Sc79/ .

Die maximalen Konzentrationen lassen sich bei einem niedrigeren Wert der Diffusivität α zu höheren Werten und späteren Zeiten verschieben. Bei einer Diffusivität $\alpha=1 \text{ m}$ ergibt sich eine maximale Konzentration für Cs-137 von $0,11 \text{ Bq/m}^3$ bei ca. 3130 d. Für Sr-90 liegt die maximale Konzentration bei $1,24 \text{ Bq/m}^3$ nach 330 d. Die hier abgeschätzten Konzentrationen liegen wesentlich niedriger als in /Sc79/, da die zeitliche Abhängigkeit der Quellterme und die Dispersion in dem hier verwendeten Modell berücksichtigt werden.

LITERATURVERZEICHNIS

- /Al89/ Allgemeine Verwaltungsvorschrift zur Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen oder Einrichtungen
Entwurf, Stand 18.04.1989, Basis: ABG Stand 24.02.1989 (1989)
- /Al90/ Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu Paragraph 45 Strahlenschutzverordnung: Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen oder Einrichtungen vom 21. Februar 1990
Bundesanzeiger, Jahrgang 42, Nummer 64a (1990)
- /At84/ R. Atkinson et al.: Review of the Groundwater Flow and Radionuclide Transport Modelling in KBS-3
Report AERE-R 11140 (1984)
- /Ba81/ A. Bayer: Die radiologische Belastung der Bevölkerung der Rhein-Maas-Region II
Kommission der Europäischen Gemeinschaften (1981)
- /Ba89/ A. Bayer, I. Al-Omari, W. Tromm: Abschätzung der Radionuklidverteilung und der Strahlenexposition bei Auslaugung einer erstarrten Kernmaterial-Beton-Schmelze durch Grundwasser
Bericht KfK-4512 (1989)
- /Ba90/ A. Bayer, J. Braun: Kirmes-River, Models for the Assessment of the Radiological Exposure in the Case of Routine Discharges of Radionuclides into Rivers
KfK-Bericht (in Vorbereitung)
- /Bo82/ H. Bonka : Strahlenexposition durch radioaktive Emissionen aus kerntechnischen Anlagen im Normalbetrieb
Verlag TÜV Rheinland, Köln (1982)
- /Br78/ K. Brüßermann: Ein Beitrag zur Bestimmung der radioökologischen Auswirkungen durch Routineeinleitungen aus kerntechnischen Anlagen in Fließgewässer
Bericht Jül-Spez-9 (1978)

- /Br83/ C. A. Brebbia, A.J. Ferrante: Computational Hydraulics
Butterworths-Verlag, London (1983)
- /Bu71/ Bundesministerium des Innern: Radioaktive Stoffe und Trinkwasser-
versorgung bei nuklearen Katastrophen
Bericht der Arbeitsgruppe Trinkwasser-Kontamination, Bonn (1971)
- /Bu79/ Der Bundesminister des Innern: Allgemeine Berechnungsgrundlagen
für die Strahlenexposition bei radioaktiven Ableitungen mit der
Abluft oder in Oberflächengewässer.
Gemeinsames Ministerialblatt Ausgabe A, 30. Jg., Nr. 21,
S. 371-436 (1979)
- /Bu86/ Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit:
Bericht über den Reaktorunfall in Tschernobyl, seine Auswirkungen
und die getroffenen bzw. zu treffenden Vorkehrungen
Bonn, 18. Juni (1986)
- /Bu87/ Bundesanstalt für Gewässerkunde: Mögliche Gefährdung des Grund-
wassers im Bereich von Kernkraftwerken durch einen hypothetischen
Störfall dargestellt am Beispiel des Kernkraftwerkes Mülheim-
Kärlich, 1. Bericht
Bericht BfG-0372 (1987)
- /Bu87a/ Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit:
Auswirkungen des Reaktorunfalls in Tschernobyl auf die Bundes-
republik Deutschland
Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission, Band 7 (1987)
- /Bu87b/ Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit:
Auswirkungen des Reaktorunfalls in Tschernobyl auf die Bundes-
republik Deutschland
Gemeinsamer Bericht der Leitstellen für das Jahr 1986 (1987)
- /Bu88/ Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit:
Radionuklide in Wasser-Schwebstoff-Sediment-Systemen und Abschätzung
der Strahlenexposition
Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission Band 9 (1988)
- /Ch85/ P. C. Chatwin, C. M. Allen: Mathematical Models of Dispersion in
Rivers and Estuaries
Annual Review of Fluid Mechanics, Vol. 17, 119-149 (1985)

- /Cl80/ M.J. Clark et al.: A Model to Calculate Exposure from Radioactive Discharges into the Coastal Waters of Northern Europe
Report NRPB-R109 (1980)
- /De83/ Der Niedersächsische Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hgb.): Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch Weser- und Emsgebiet
Abflußjahr 1979 bis Abflußjahr 1983 (5 Bände)
Landesstelle für Gewässerkunde (1979-1983)
- /Eb87/ S. H. Eberle et al.: Radioaktiv kontaminierte Rohwässer bei der Trinkwassergewinnung
Agrar- und Umweltforschung in Baden-Württemberg, Band 17 (1987)
- /Ed84/ D. N. Edgington: Sediment-Water Interactions and Models for the Transport and Fate of Radionuclides in Rivers
aus: Sediments and Pollution in Waterways General Considerations
Report IAEA-TECDOC-302, 159-185 (1984)
- /Fi72/ Hugo B. Fischer: A Lagrangian Method for Predicting Pollutant Dispersion in Bolinas Lagoon, Marin County, California
Geological Survey Professional Paper 582-B, Washington (1972)
- /Ga84/ G. Gassenmaier, B. Kunze: WARA- Ein Fortran-Programm zur Berechnung der Strahlenexposition aufgrund von Emissions- oder Immissionsangaben für Fließgewässer
Bericht GKSS 84/E/5 (1984)
- /Ge81/ Gesellschaft für Reaktorsicherheit: Deutsche Risikostudie Kernkraftwerke
Fachband 8, Verlag TÜV Rheinland (1981)
- /Ge89/ Gesellschaft für Reaktorsicherheit: Deutsche Risikostudie Kernkraftwerke Phase B
Eine zusammenfassende Darstellung
Bericht GRS-72 (1989)

- /Ha87/ K. Hassmann, J.P. Hosemann, M. Peehs: Spaltproduktfreisetzung bei Kernschmelzen
Verlag TÜV Rheinland, Köln (1987)
- /He80/ Der Hessische Minister für Wirtschaft und Technik: Modellstudie Radioökologie Biblis
Materialienband Wasserpfad Teil 1 (1980)
- /He85/ J.C. Helton, A.B. Muller, A. Bayer: Contamination of Surface-Water Bodies after Reactor Accidents by the Erosion of Atmospherically Deposited Radionuclides
Health Physics Vol. 48, No. 6, 757-771 (1985)
- /Hü84/ K. Hübel, D. Laschka: Geschichte der Ablagerung von Radionukliden in den Sedimenten einer Fluß-Staustufe
aus: Radiation-Risk-Protection, 6th International Congress organized by the Fachverband für Strahlenschutz e.V.
Berlin 7.-12.5.1984, Compacts Vol. 2, 898-900 (1984)
- /IA82/ IAEA: Generic Models and Parameters for Assessing the Environmental Transfer of Radionuclides from Routine Releases
IAEA- Safety Series No. 57 (1982)
- /In86/ Internationale Kommission zum Schutze des Rheins gegen Verunreinigung:
Zahlentafeln der physikalisch-chemischen Untersuchungen des Rheinwassers 1986
Koblenz (1986)
- /Ja69/ W. Jacobi, N. Stolterfoht: Kontamination des Flußwassers durch den Fallout bei extremen Reaktorunfällen
Hahn-Meitner-Institut für Kernforschung Berlin, HMI-B 87 (1969)
- /Ja71/ W. Jacobi: Transfer of Fission Products from Atmospheric Fallout into River Water
aus: International Symposium Radioecology Applied to the Protection of Man and his Environment, Roma(Italia), 7-10 September (1971)

- /Ja84/ W. Jacobi et al.: Potentielle Strahlenexposition durch Nutzung von radioaktiv kontaminiertem Grundwasser
Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung, Neuherberg
Institut für Strahlenschutz, Abschlußbericht PSE-B (1984)
- /Ma84/ P.R. Maul: An Assessment of the Radiological Consequences of Releases to Groundwater Following a Core-Melt Accident at the Sizewell PWR
Central Electricity Generating Board, Report TPRD/B/0426/n84
(1984)
- /Mu81/ H. Mundschenk, W.J. Krause: Zur longitudinalen Dispersion in freifließenden und staugeregelten Flüssen am Beispiel des Rheins und Neckars
Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 25, H. 1 , S. 1-12
(1981)
- /Mu83/ H. Mundschenk: Zur Sorption von Cäsium an Schwebstoff und Sediment des Rheins am Beispiel der Nuklide Cs 133, 134 und 137
Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 27, H. 2, S. 62-68
(1983)
- /Mu84/ H. Mundschenk: Über das Verhalten von Radionukliden in Fließgewässern am Beispiel von Co 60 aus dem Kernkraftwerk Würgassen/Weser
Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 28, H. 5/6, S. 134-145
(1984)
- /Mu85/ H. Mundschenk: Über das Austauschverhalten von Radionukliden an Schwebstoff/Sediment des Rheins
Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 29, H. 1, S. 4-13
(1985)
- /Mu87/ H. Mundschenk, P. Wengler: Der Unfall im Kernkraftwerk Tschernobyl und seine Aus- und Nachwirkungen in deutschen Oberflächengewässern
Bundesanstalt für Gewässerkunde, Bericht BfG-0405
Koblenz (1987)

- /Mü85/ H. Müller et al.: Entwicklung und Einsatz verbesserter, zeitabhängiger Modelle zur Berechnung der potentiellen Strahlenexposition nach Störfällen
Abschlußbericht zu Forschungsvorhaben St.Sch. 798 des Bundesministerium des Innern, Institut für Strahlenschutz
Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung, Neuherberg (1985)
- /Ne86/ Nuclear Energy Agency : Source Terms, Nuclear Reactor Accident Report by a NEA Group of Experts
OECD, Paris (1986)
- /Nu77/ U.S.Nuclear Regulatory Commission: Estimating Aquatic Dispersion of Effluents from Accidental and Routine Releases for the Purpose of Implementing Appendix I
Regulatory Guide 1.113 (1977)
- /Nu78/ D.L. Schreiber et al.: Liquid Pathway Generic Study
Report NUREG-0440 (1978)
- /Nu81a/ S. J. Niemczyk et al.: The Consequences From Liquid Pathways After a Reactor Meltdown Accident
Report NUREG/CR-1596 (1981)
- /Nu81b/ Y. Onishi et al.: Critical Review: Radionuclide Transport, Sediment Transport, and Water Quality Mathematical Modeling; and Radionuclide Adsorption/Desorption Mechanisms
Report NUREG/CR-1322 (1981)
- /Nu82a/ R.B. Codell et al.: A Collection of Mathematical Models for Dispersion in Surface Water and Groundwater
Report NUREG-0868 (1982)
- /Nu82b/ Y. Onishi et. al.: Sediment and Radionuclide Transport in Rivers
Report NUREG/CR-2425 (1982)
- /Nu82c/ Y. Onishi, D.S. Trent: Mathematical Simulation of Sediment and Radionuclide Transport in Estuaries
Report NUREG/CR-2423 (1982)

- /Nu82d/ W. R. Schell, T. H. Sibley: Distribution Coefficients for Radionuclides in Aquatic Environments
Report NUREG/CR-1869 (1982)
- /Nu84a/ R. Codell: Simplified Analysis for Liquid Pathway Studies
Report NUREG-1054 (1984)
- /Nu84b/ Y. Onishi, F.L. Thompson: Mathematical Simulation of Sediment and Radionuclide Transport in Coastal Waters
Report NUREG/CR-2424 (1984)
- /Nu85a/ P. L. Oberlander et al.: Mitigative Techniques for Ground-Water Contamination Associated With Severe Nuclear Accidents
Report NUREG/CR-4251 (1985)
- /Nu85b/ C. Huang, D.D. Evans: A 3-Dimensional Computer Model to Simulate Fluid Flow and Contaminant Transport Through a Rock Fracture System
Report NUREG/CR-4042 (1985)
- /On82/ Y. Onishi et al.: Development of a Multimedia Radionuclide Exposure Assessment Methodology for Low-Level Waste Management
Report PNL-3370 (1982)
- /On85/ Y. Onishi, D.S. Trent: Three-Dimensional Simulation of Flow, Salinity, Sediment, and Radionuclide Movements in the Hudson River Estuary
Presented at the ASCE 1985 Hydraulics Division Specialty Conference Orlando, Florida August 13-16 (1985)
- /Ra82/ A. J. Raudkivi: Grundlagen des Sedimenttransports
Springer-Verlag, Berlin (1982)
- /Sc79/ K. Schwarzer: Radionuklidtransport im Boden
Bericht Jül-1572 (1979)
- /Sc84/ H. Scheuerlein: Die Wasserentnahme aus geschiebeführenden Flüssen
E & S-Verlag, Berlin (1984)
- /Sh84/ L. F. Shampine, M. K. Gordon: Computer-Lösung gewöhnlicher Differentialgleichungen
Vieweg-Verlag, Braunschweig (1984)

- /Su87/ W. Such: Radioaktivität in Gewässern und Trinkwasser
Zivilverteidigung I/87, 5-10 (1987)
- /Tö80/ H. Tödten, H.H. Hahn: Naturmessungen zum Schwebstofftransport
in gestauten Fließgewässern
Sonderforschungsbereich 80 - Universität Karlsruhe
Bericht SFB 80/MET/179 (1980)
- /Uc80/ C.G. Uchrin, W.J. Weber: Modeling of Transport Processes for
Suspended Solids and Associated Pollutants in River-Harbor-
Lake Systems
aus:
R.A. Baker (ed.): Contaminants and Sediments, Vol. 1
Ann Arbor Science Publishers, Inc., Ann Arbor, MI (1980)
- /Us86/ USSR State Committee on the Utilization of Atomic Energy:
The Accident at the Chernobyl Nuclear Power Plant and its
Consequences
Working Document for the IAEA Post-Accident Review Meeting,
Vienna, 25-29 August (1986)
- /We85/ B. Westrich: Hydromechanische Einflußfaktoren auf das Transport-
verhalten kontaminierter Schwebstoffe in Flüssen
Kurzstudie für den DVWK-Ausschuß "Sedimenttransport in Gewässern"
Stuttgart (1985)
- /We88/ B. Westrich: Fluvialer Feststofftransport- Auswirkung auf die
Morphologie und Bedeutung für die Gewässergüte
Schriftenreihe gwf Wasser.Abwasser, Band 22 (1988)
- /Za82/ Ulrich Zanke: Grundlagen der Sedimentbewegung
Springer-Verlag, Berlin (1982)

Tab. 1-1: Überblick über verschiedene Modelle zur Ermittlung der Konzentrationen nach Radionuklideinleitung in Oberflächengewässer

Modell	Gewässertyp	Modelleigenschaften
/Ba81/ /Br78/	Flußsystem	Kompartimentmodelle, stationär, Konzentration für Wasser, Schwebstoff und Sediment
RIVLAK /Nu82a/	Fluß Küste	zeitabhängig, 2-dimensional, Advektion, longitudinale und laterale Dispersion, Konz. nur für Wasser, analyt. Lösung
SERATRA /Nu82b/	Fluß See	zeitabhängig, 2-dim., Advektion, vertikale Dispersion, Konzentration für Wasser und bewegte Sedimente mit Adsorption/Desorption sowie chemische und biologische Prozesse, finite Elemente
TODAM /On82/	Fluß Ästuar	1-dimensionale Version von SERATRA mit longitudinaler Dispersion, fin. Elemente
FETRA /Nu84b/	Küste Ästuar See	zeitabhängig, 2-dimensional, Advektion, longitudinale und laterale Dispersion, Welle-Sediment-Wechselwirkung, Konz. für Wasser und bewegte Sedimente mit Adsorption/Desorption sowie chemische und biologische Prozesse, finite Elemente
FLESCOT /Nu82c/ /On85/	Ästuar Küste Ozean	zeitabhängig, 3-dimensional, Advektion, long., laterale und vertikale Dispersion, tidale Effekte, Salzgehalt, Temperatur, Konzentration für Wasser und bewegte Sedimente mit Adsorption/Desorption sowie chemische und biologische Prozesse, finite Differenzen

Tab.2-1 : Jährliche Erwartungswerte für die Emissionen von Aktivierungs- und Spaltprodukten mit dem Abwasser aus Kernkraftwerken bei Normalbetrieb /Bo82/

Nuklid r	Emissionsrate E_r							
	SWR		DWR		HTR		SBR	
	$\left[\frac{\text{mCi}}{\text{a}}\right]$	[%.]	$\left[\frac{\text{mCi}}{\text{a}}\right]$	[%.]	$\left[\frac{\text{mCi}}{\text{a}}\right]$	[%.]	$\left[\frac{\text{mCi}}{\text{a}}\right]$	[%.]
Na 22							12	2,4
Na 24							120	24
Cr 51	50	10	15	5	1,2	12	1	0,2
Mn 54	5	1	3	1			1	0,2
Fe 59	5	1	3	1	1,2	12	1	0,2
Co 58	50	10	30	10	0,12	1,2	12	2,4
Co 60	125	25	75	25	0,24	2,4	1	0,2
Zn 65	30	6			1,2	12		
Sr 89	0,5	0,1	0,3	0,1	0,01	0,1	1	0,2
Sr 90	0,5	0,1	0,3	0,1	0,01	0,1	0,05	0,01
Zr 95	5	1	3	1	0,12	1,2	12	2,4
Nb 95	5	1	3	1	0,12	1,2	12	2,4
Ru 103	5	1	3	1			5	1
Ag 110m	5	1	3	1	1,2	12		
Ag 111					1,2	12		
Sb 124			60	20	0,01	0,1		
Te 123m			3	1				
J 131	50	10	15	5	1,2	12	120	24
Cs 134	50	10	24	8	0,6	6	60	12
Cs 137	100	20	50	17	1,2	12	120	24
Ba 140	5	1	3	1	0,12	1,2	5	1
La 140	5	1	3	1	0,12	1,2	5	1
Ce 144	5	1	3	1	0,12	1,2	5	1
Pu 238	0,008	0,002	0,004	0,001	0,001	0,01	0,1	0,02
Pu 239	9 E-4	2 E-4	5 E-4	2 E-4	6 E-7	6 E-6	0,05	0,01
Pu 241	0,4	0,08	0,2	0,07	6 E-4	0,006	7	1,4
Am 241	4 E-4	8 E-5	2 E-4	7 E-5	1 E-6	1 E-5	0,015	0,003
Cm 242	0,08	0,02	0,04	0,008	6 E-5	6 E-4	1	0,2
Cm 244	0,008	0,002	0,004	0,001	6 E-5	6 E-4	0,01	0,002
Gesamt	500	100	300	100	10	100	500	100

Tab. 2-2: Freigesetzte Aktivität über den Wasserpfad nach einem angenommenen Kühlmittelverluststörfall mit anschließendem Fehler im Abwasserprüfsystem für einen 1150 MWe-Druckwasserreaktor /Nu78/

Radionuklid	Aktivitätsfreisetzung [Bq]
I-131	3.40E+13
I-132	1.48E+07
I-133	4.07E+04
Sr-89	7.40E+07
Sr-90	5.92E+06
Y-90	5.92E+06
Y-91	1.48E+08
Zr-95	1.74E+07
Nb-95	2.18E+07
Mo-99	1.07E+08
Te-132	1.44E+07
Cs-134	9.99E+09
Cs-136	9.99E+08
Cs-137	5.18E+10
Ba-140	2.85E+07
La-140	3.29E+07
Ce-144	1.07E+07
Pr-144	1.07E+07
Mn-54	4.81E+07
Co-58	1.33E+09
Co-60	5.18E+07
Fe-59	4.81E+07
Cr-51	3.00E+07
H-3	1.04E+12

Tab. 2-3: Freigesetzte Aktivität aufgrund des angenommenen prompten Quellterms /Ma84/

Radionuklid	Aktivitätsfreisetzung [Bq]
H-3	2.20E+15
Sr-90	1.98E+16
Tc-99	3.20E+12
Ru-103	4.24E+17
Ru-106	1.04E+17
Ag-110	1.04E+15
Te-129	1.70E+17
I-129	6.00E+10
Cs-137	2.30E+17
Pu-241	4.16E+15
Am-241	2.73E+12
Np-237	6.24E+09
Pu-239	1.43E+13
Pu-240	1.43E+13

Tab. 2-4: Halbwertszeit, Kerninventar und prozentualer Anteil der Radionuklide in der Schmelze /Ba89/

Radionuklid	$T_{1/2}$ [d]	$T_{1/2}$ [a]	Kerninventar [Bq]	Anteil in der Schmelze [%]
Ni-59	2.7E+7	7.5E+4	1.5E+13	100
Co-60	1.9E+3	5.3	3.9E+16	100
Sr-89	52.		3.7E+18	100
Sr-90	1.04E+4	28.5	1.7E+17	100
Tc-99	7.8E+7	2.1E+5	3.1E+13	100
Sb-125	1.0E+3	2.7	3.8E+16	10
Te-127m	109.		4.5E+16	10
I-129	5.7E+9	1.6E+7	7.0E+10	10
I-131	8.		1.6E+18	10
Cs-134	750.	2.1	2.7E+17	10
Cs-137	1.1E+4	30.1	2.9E+17	10
Np-237	7.8E+8	2.1E+6	6.0E+11	100
Pu-239	8.9E+6	2.4E+4	1.0E+15	100
Pu-241	5.3E+3	14.5	2.7E+17	100
Cm-244	6.6E+3	18.0	1.9E+15	100

Tab. 5-1: Die für die Nahfeldberechnungen verwendeten Parameter am Standort
Biblis

Abflußrate [m^3/s]	Mittl. Geschw. v [m/s]	D_y [m^2/s]	Flußbreite [m]
2510	1,25	0,308	350
882	0,85	0,138	305
684	0,75	0,124	290

Tab. 6-1: Das Verhältnis zwischen Flußbreite und Wassertiefe für einige Flußabschnitte der Weser

Fluß-km	Breite/Tiefe
0,7	24,4
111	22,2
184	17,8
256	18,6
331	34,6

Co-60

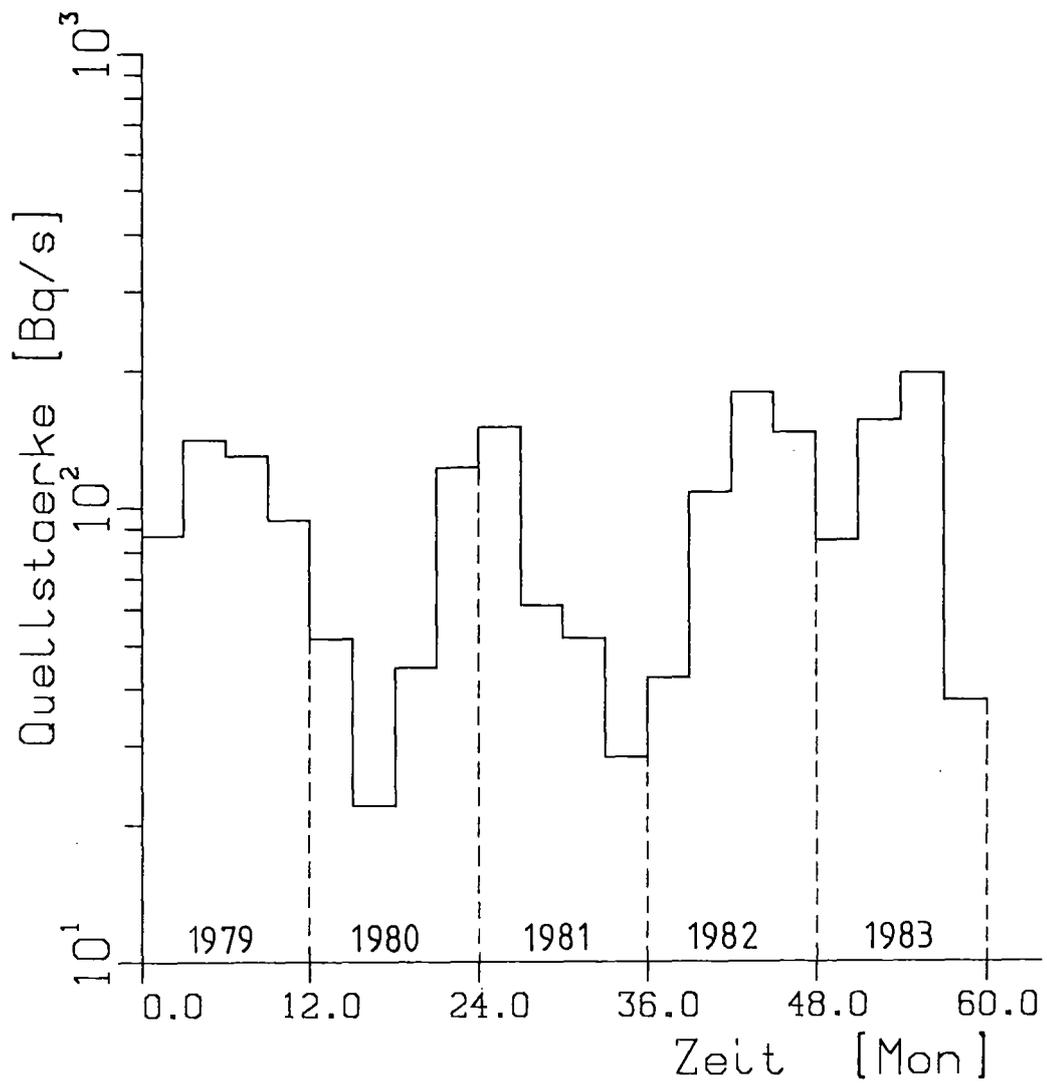


Abb.2-1 : Abgabe von Co-60 an die Weser durch das Kernkraftwerk
Würgassen in der Zeit von 1979-1983
(Aus den Quartalswerten in /Mu84/ berechnet)

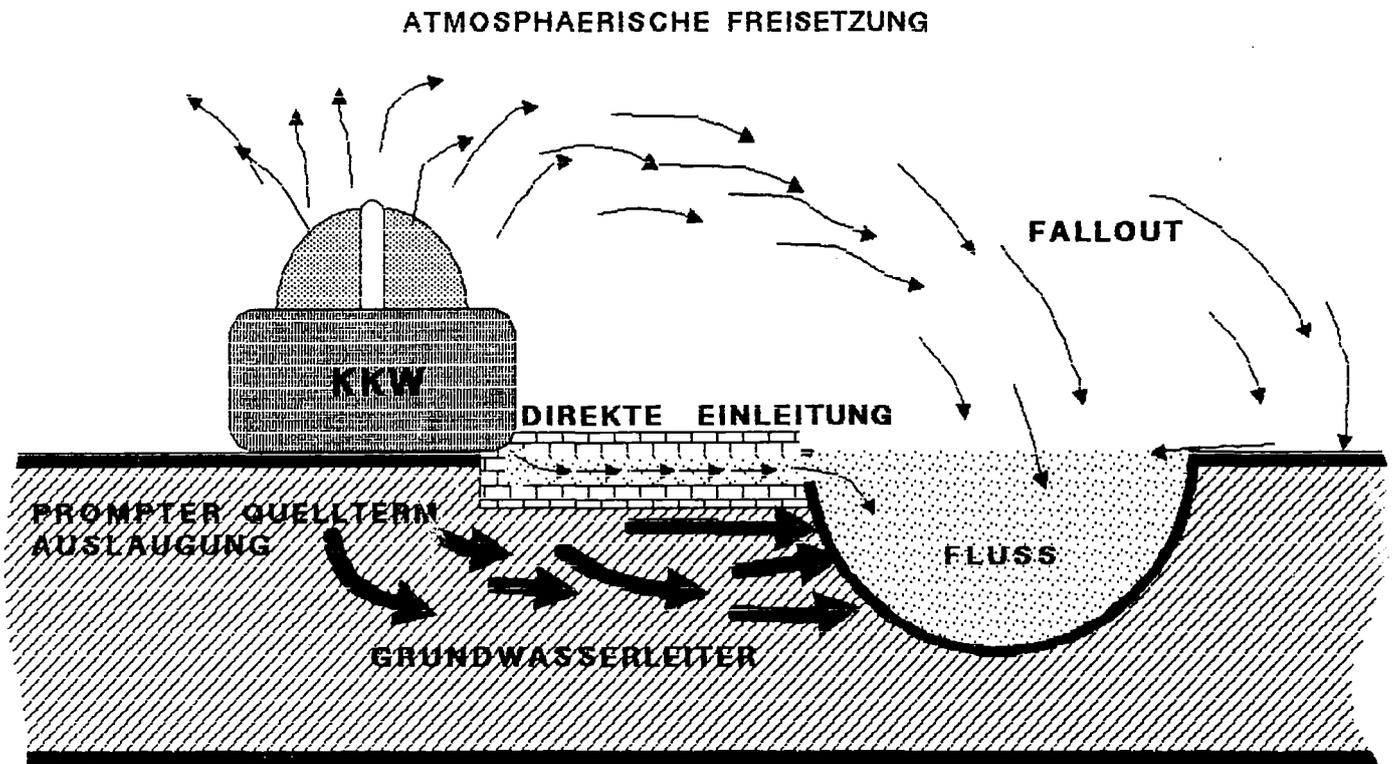


Abb.2-2 : Stör- bzw. unfallbedingte Quellterme in Fließgewässer

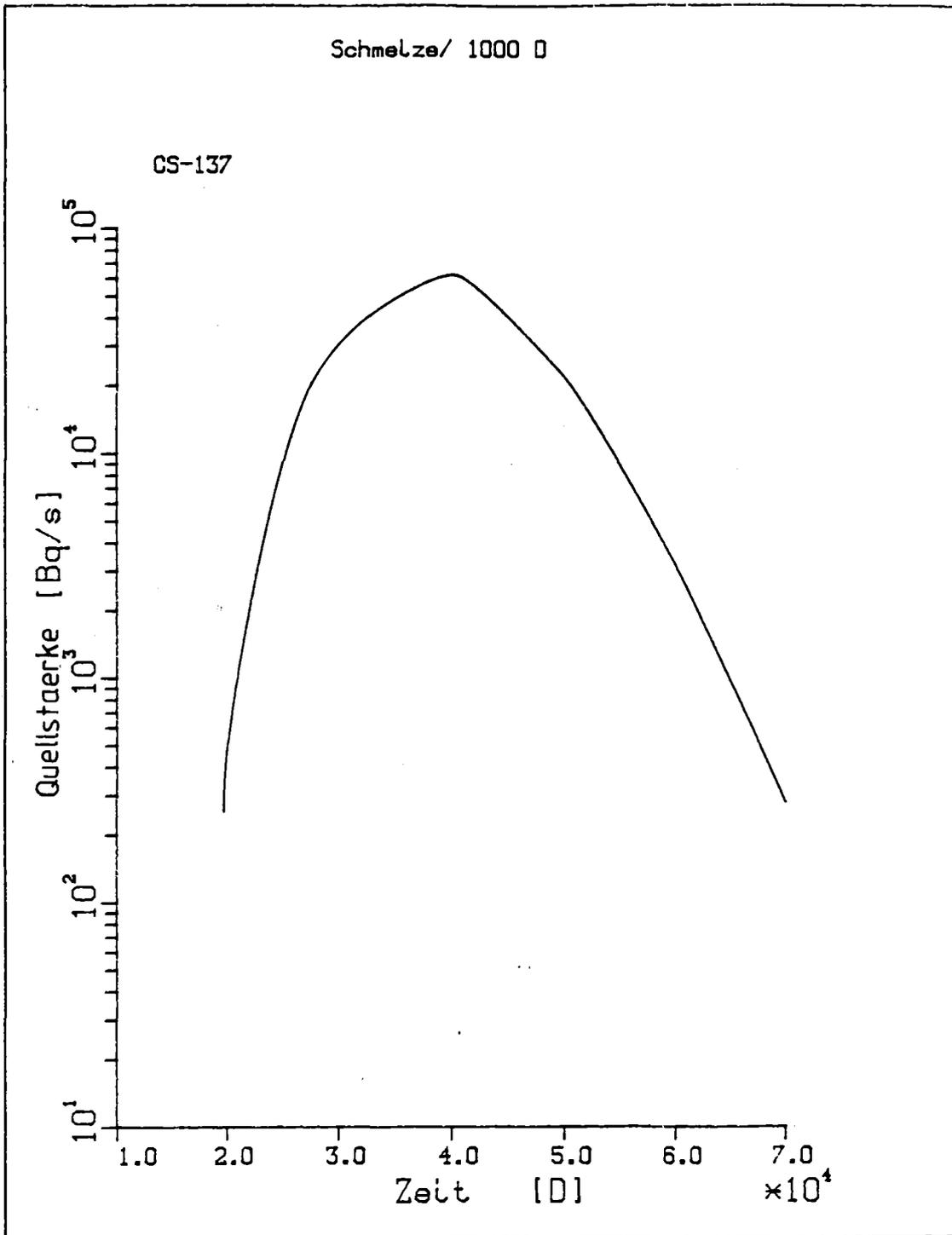


Abb.2-3 : Quellterm von Cs-137 in den Fluß aufgrund eines hypothetischen Kernschmelzunfalls bei einer Auslaugdauer von 1000 d

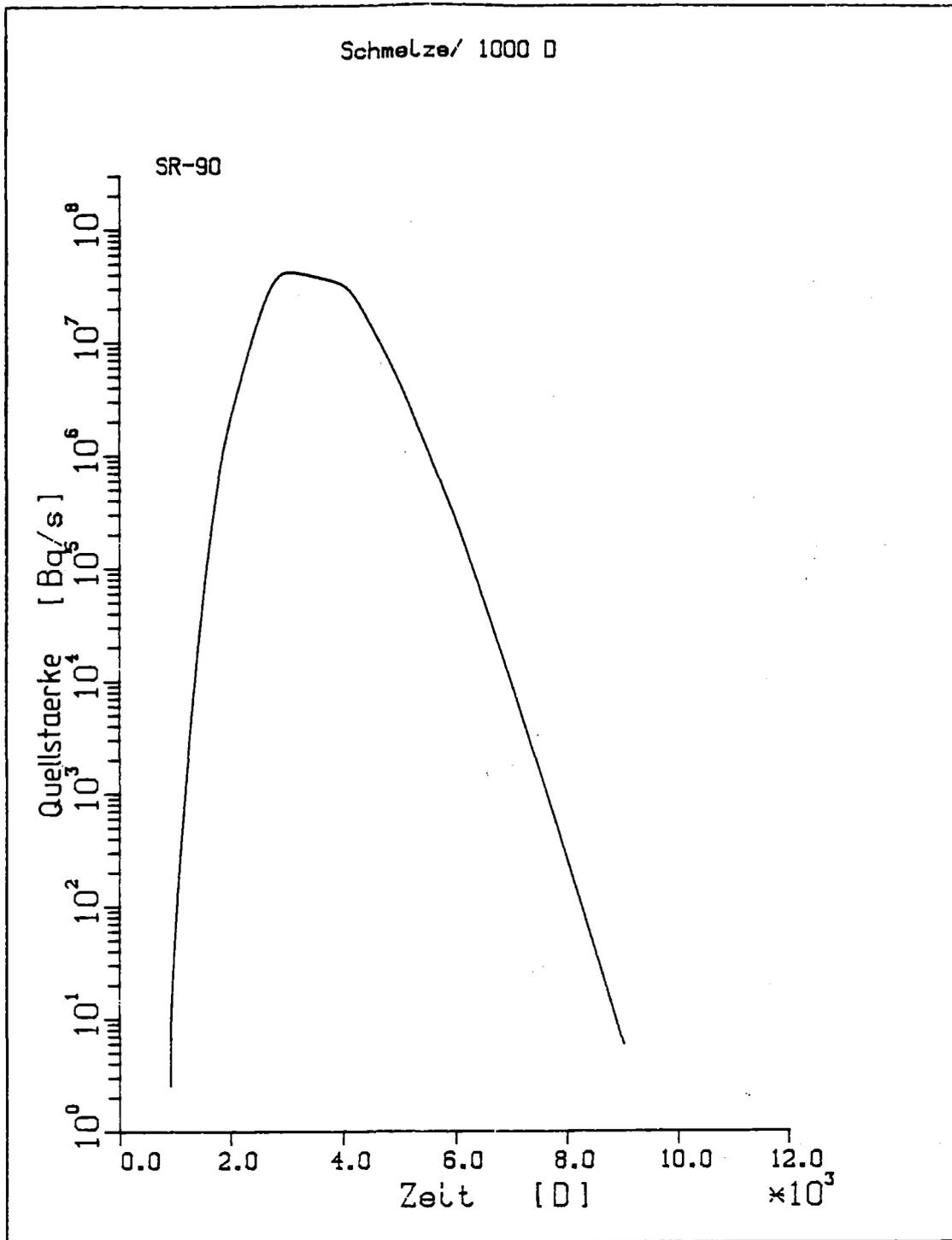


Abb.2-4 : Quellterm von Sr-90 in den Fluß aufgrund eines hypothetischen Kernschmelzunfalls bei einer Auslaugdauer von 1000 d

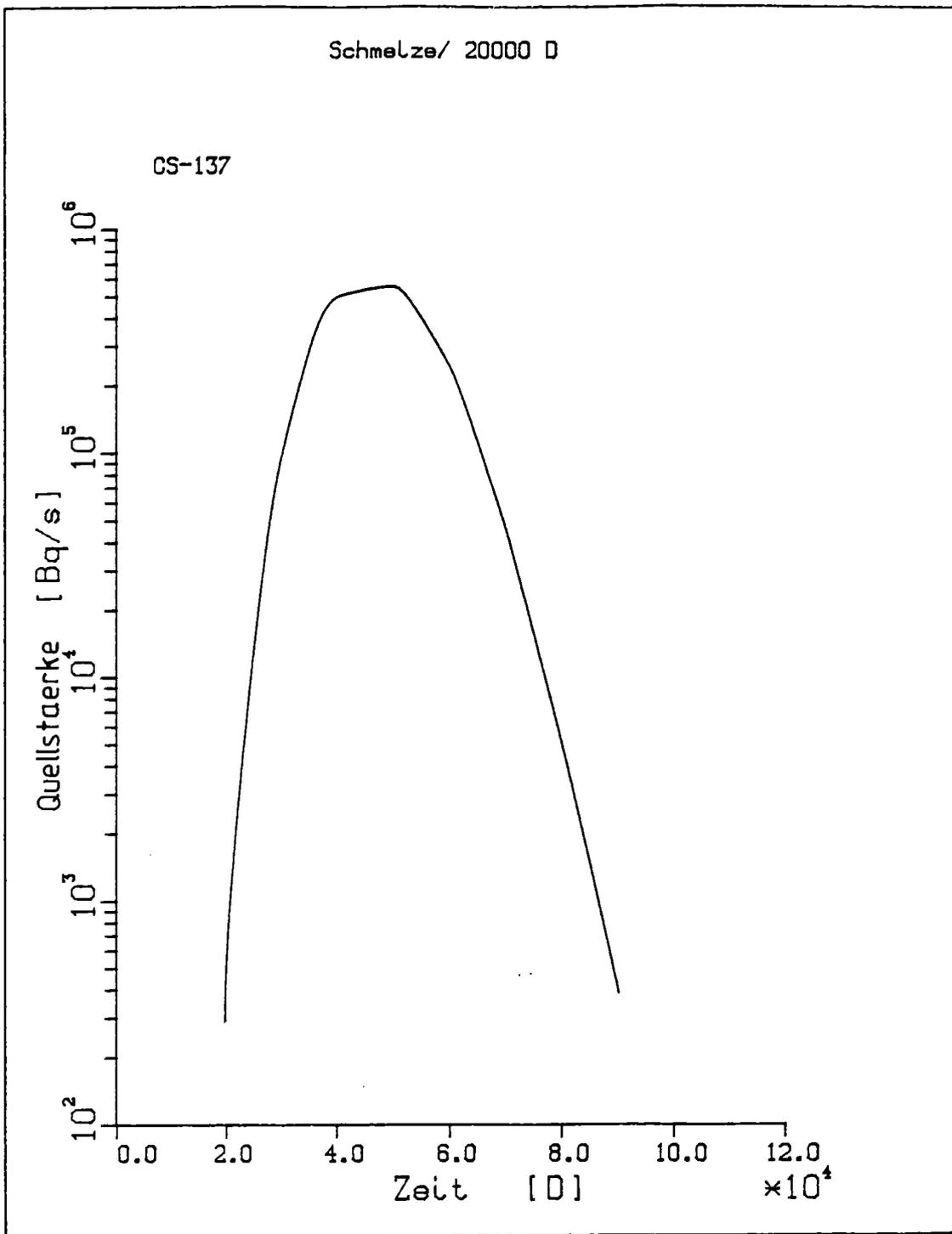


Abb.2-5 : Quellterm von Cs-137 in den Fluß aufgrund eines hypothetischen Kernschmelzunfalls bei einer Auslaugdauer von 20000 d

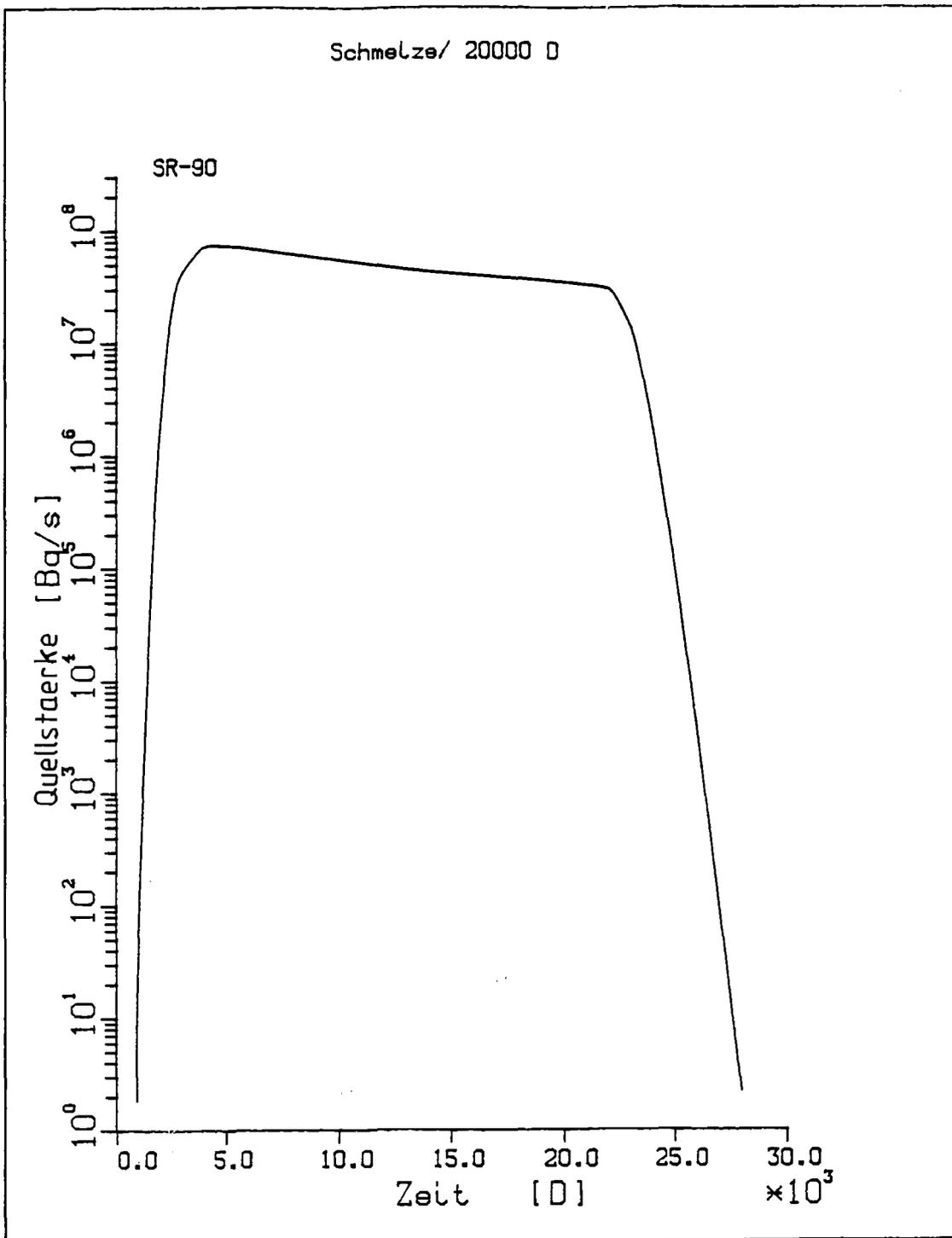


Abb.2-6 : Quellterm von Sr-90 in den Fluß aufgrund eines hypothetischen Kernschmelzunfalls bei einer Auslagdauer von 20000 d

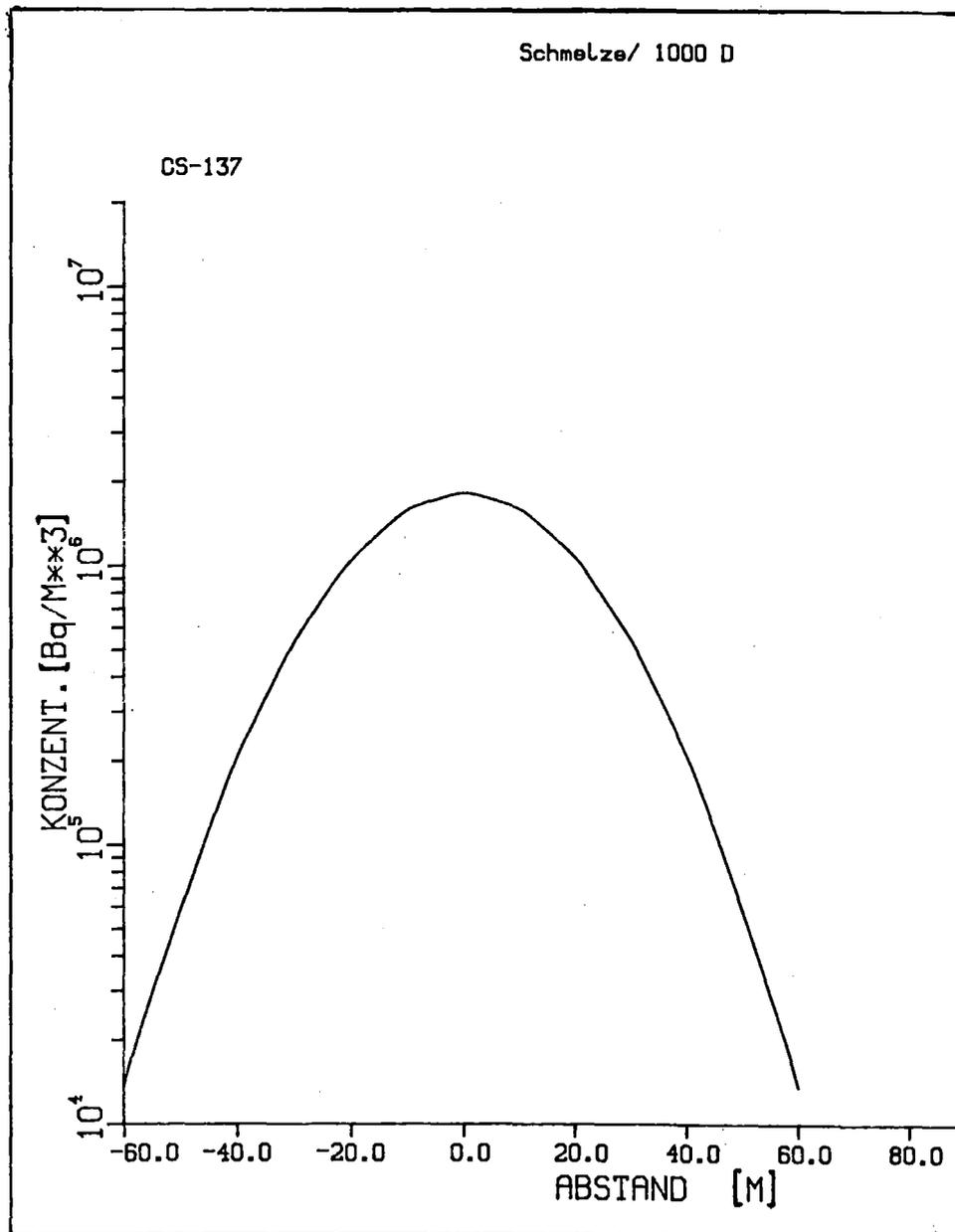


Abb.2-7 : Konzentration von Cs-137 im Grundwasser am rechten Ufer in Abhängigkeit vom Abstand zur angenommenen Linienquelle für den Fluß
 (Die senkrechte Linienquelle für den Fluß liegt bei 0.0)

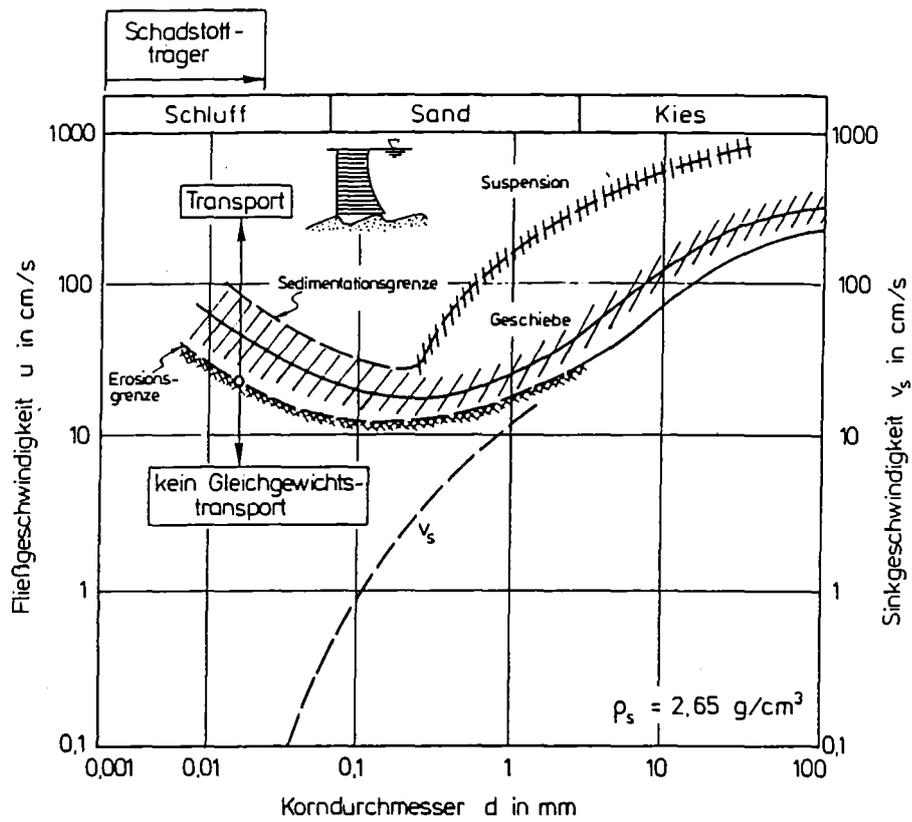


Abb.3-1 : Kritische Fließgeschwindigkeit für Erosion, Transport und Sedimentation; Erosionsgrenze nach Hjølström /We85/

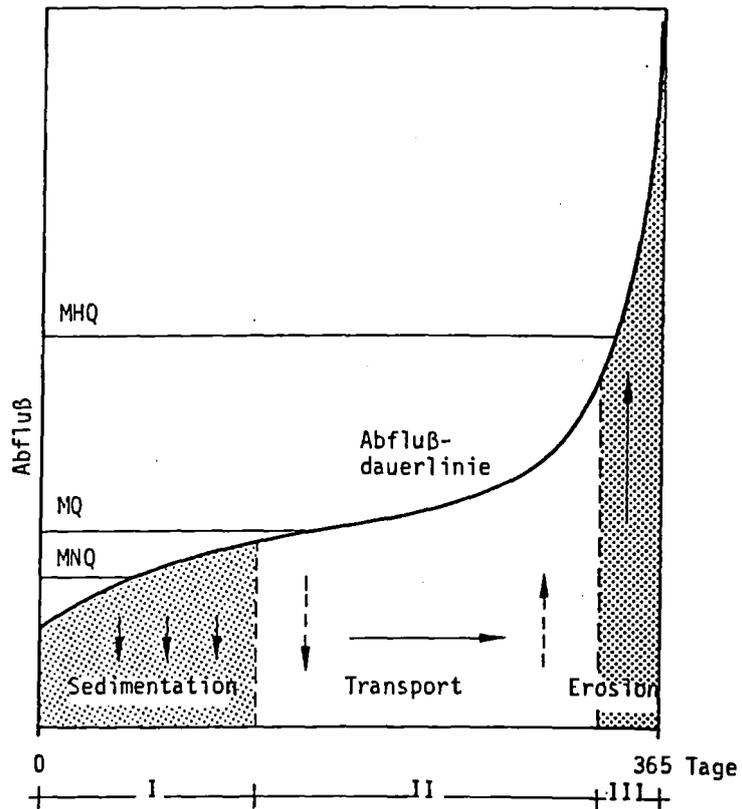


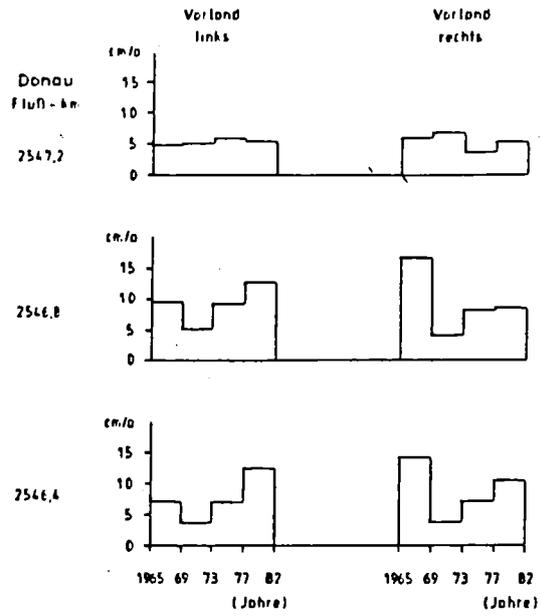
Abb.3-2 : Schematische Darstellung des Feststofftransportverhältnisses in staugeregelten Flüssen /Bu88/

Bereich I : Sedimentation vorherrschend

Bereich II : Transportbereich

Bereich III: Erosionsbereich

Sedimentationsraten in der Staustufe Faimingen.



Mittlere Sedimentationsraten in der Staustufe Faimingen 1973-82.

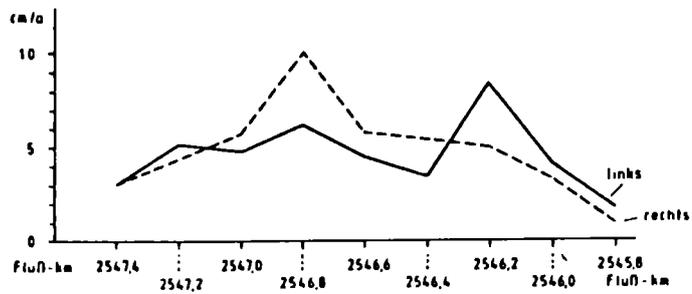


Abb.3-3 : Beispiel für gemessene Sedimentationsraten in einer Fluß-Staustufe /Hü84/

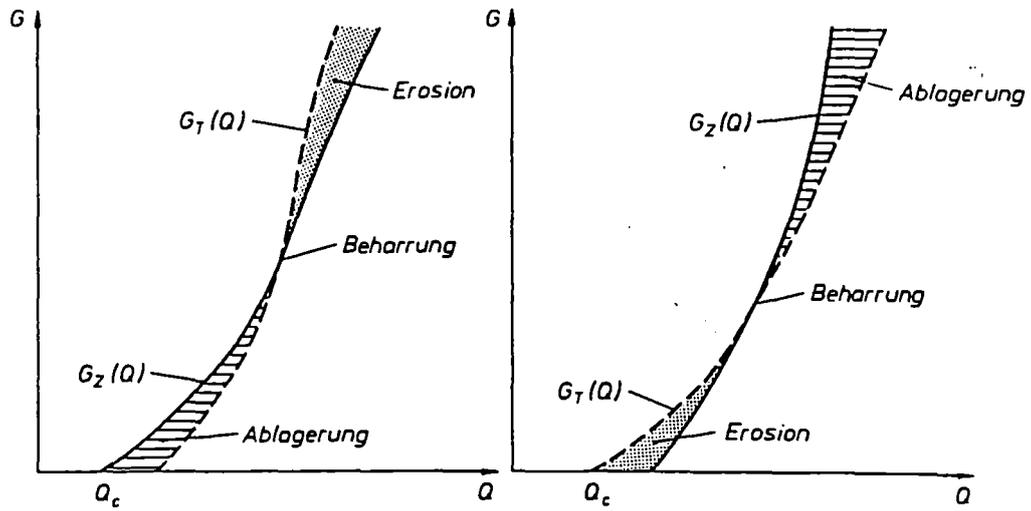


Abb.3-4 : Abhängigkeit der Geschiebemenge G vom Abfluß Q (qualitativ)
 /Sc84/
 G_T = Geschiebetransportvermögen
 G_Z = Geschiebezufuhr

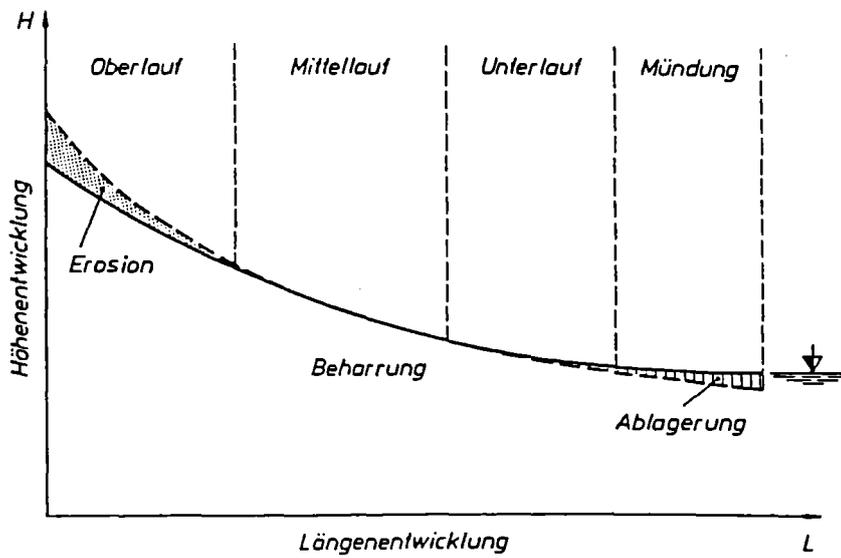


Abb.3-5 : Zustandsfolge in einem Flußlängsschnitt (qualitativ) /Sc84/

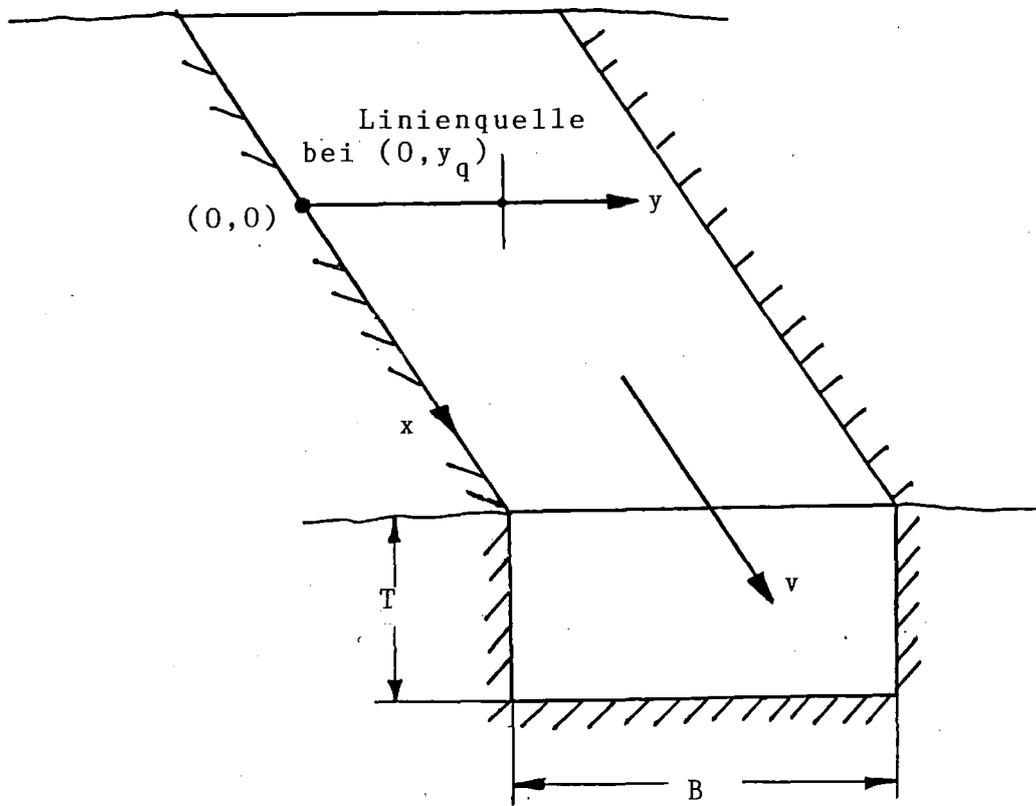


Abb.4-1 : Modellfluß zur Beschreibung des Nahfeldmodells

FERNFELD

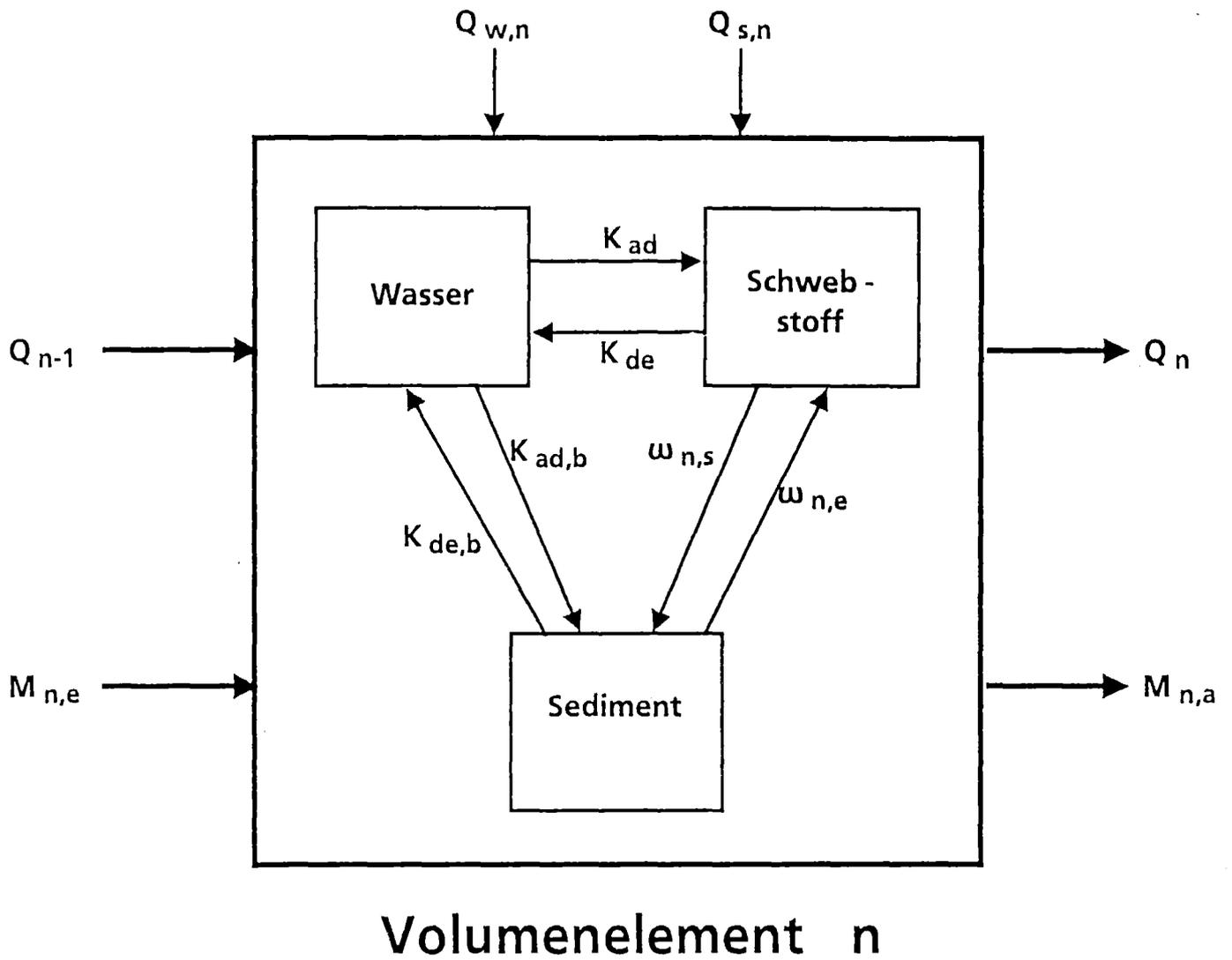


Abb.4-2 : Massenströme am Volumenelement n

QUELLTERM, NAHFELD

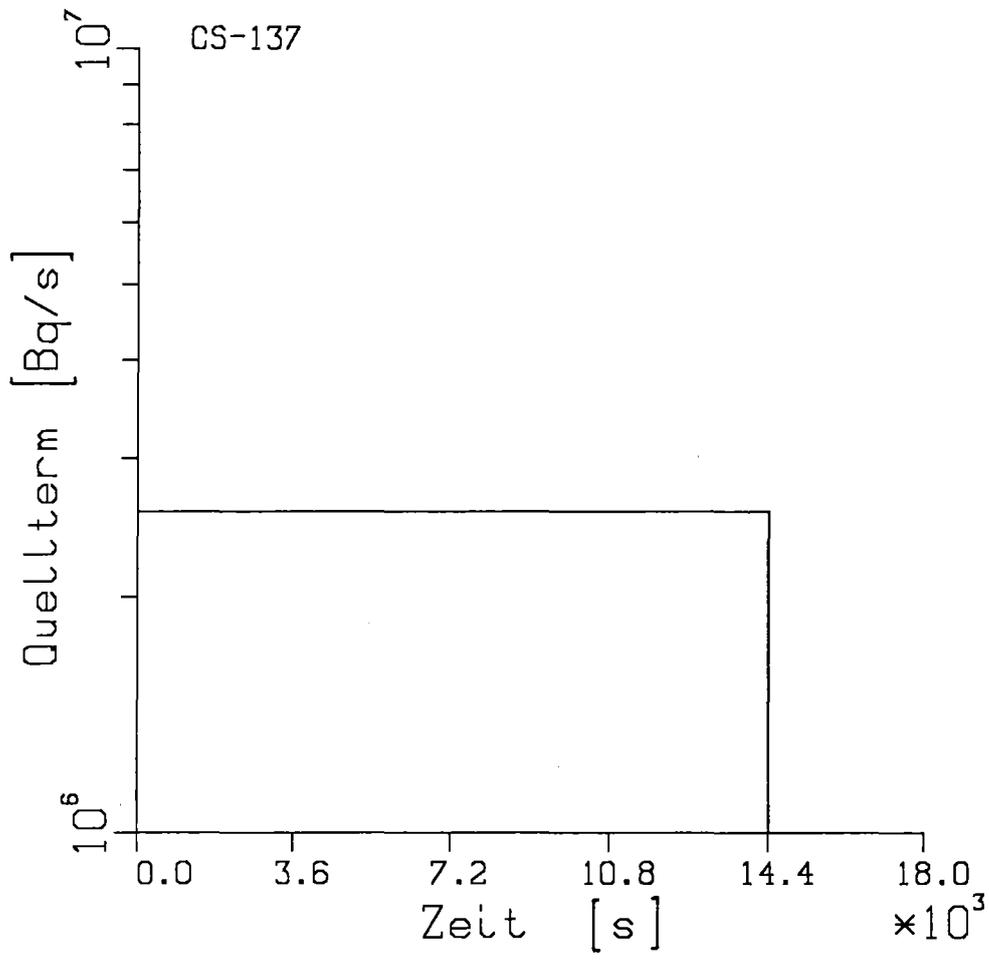


Abb.5-1 : Verlauf einer angenommenen 4-stündigen Freisetzung von $3,7E+10$ Bq Cs-137 in den Fluß

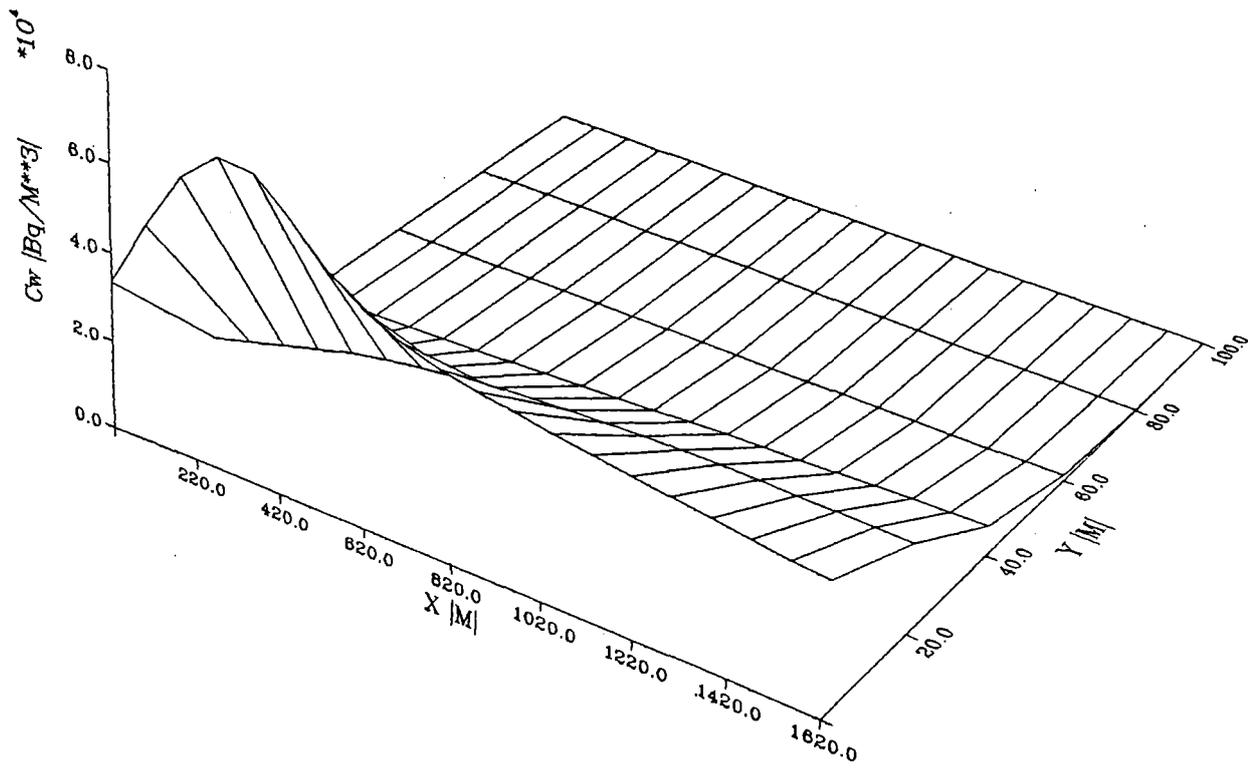


Abb.5-2 : Konzentrationsverteilung im Wasser C_w in Abhängigkeit vom Abstand in Fließrichtung x und in Querrichtung y nach Beendigung einer vierstündigen Einleitung von insgesamt $3,7E+10$ Bq Cs-137 in den Rhein am Standort Biblis ($Q=882 \text{ m}^3/\text{s}$)

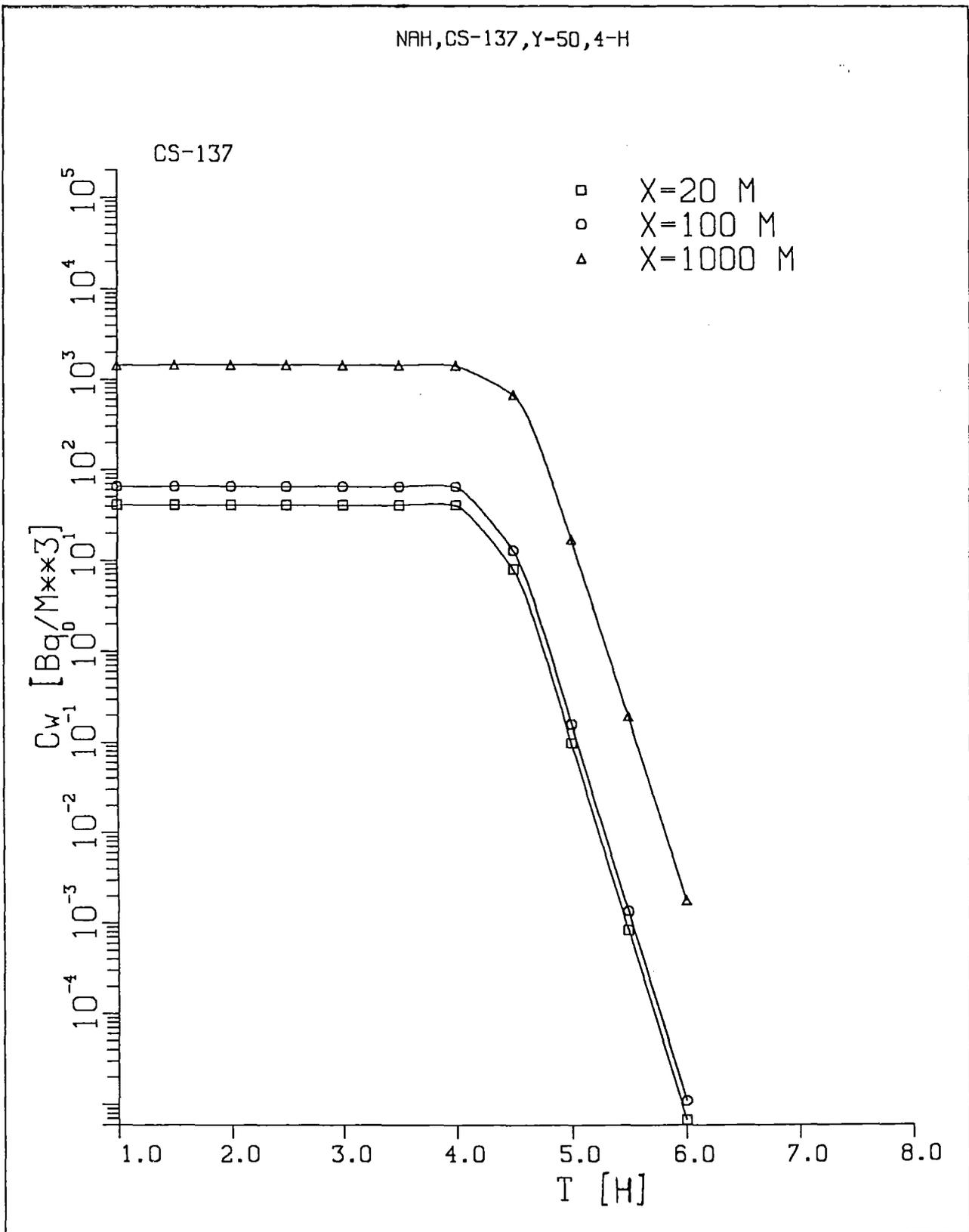


Abb.5-3 :Konzentration im Wasser C_w in Abhängigkeit von der Zeit aufgrund einer vierstündigen Einleitung von $3,7E+10$ Bq Cs-137 im Nahfeld am Standort Biblis für verschiedene Abstände x in Fließrichtung ($Q=882 \text{ m}^3/\text{s}$, $y=50 \text{ m}$)

Kurzzeitiger Quellterm Wasser

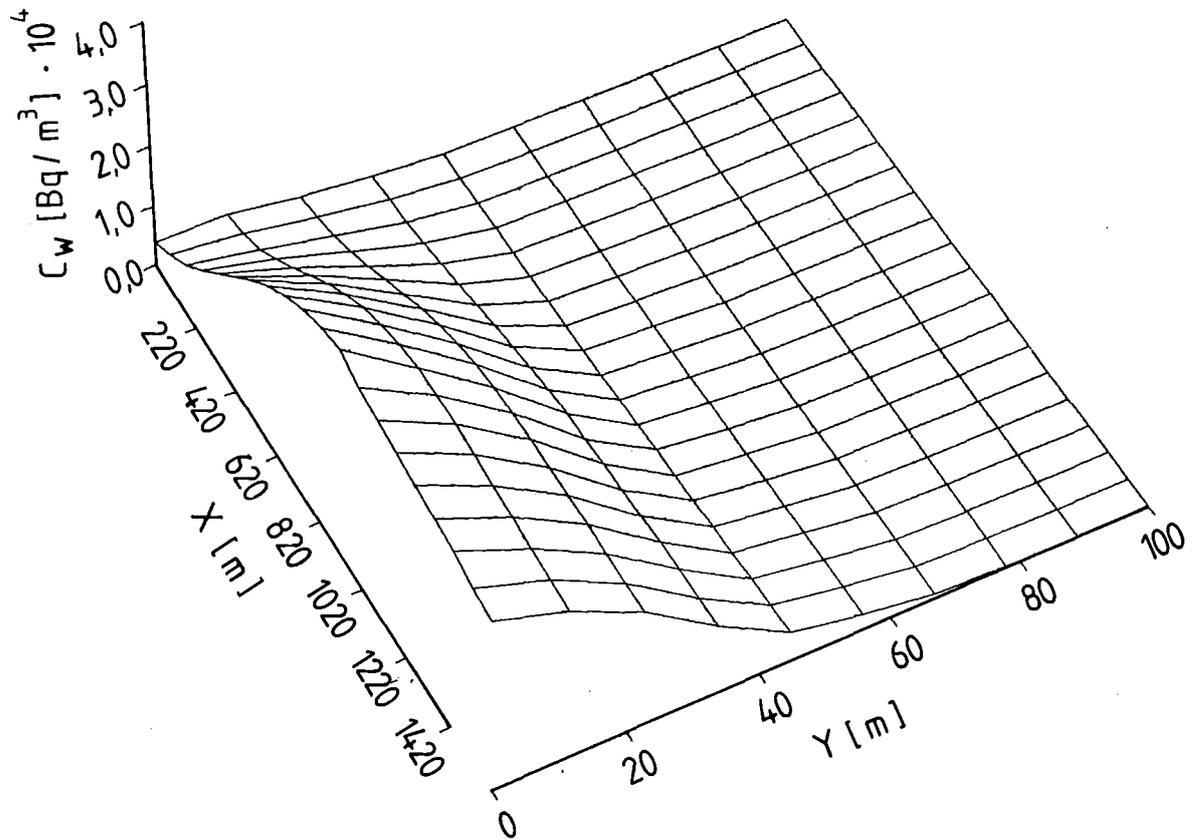


Abb.5-4 : Konzentrationsverteilung im Wasser C_w in Abhängigkeit vom Abstand in Fließrichtung x und in Querrichtung y 10 Minuten nach Beendigung der vierstündigen Einleitung von insgesamt $3,7E+10$ Bq Cs-137 in den Rhein am Standort Biblis ($Q=882 \text{ m}^3/\text{s}$)

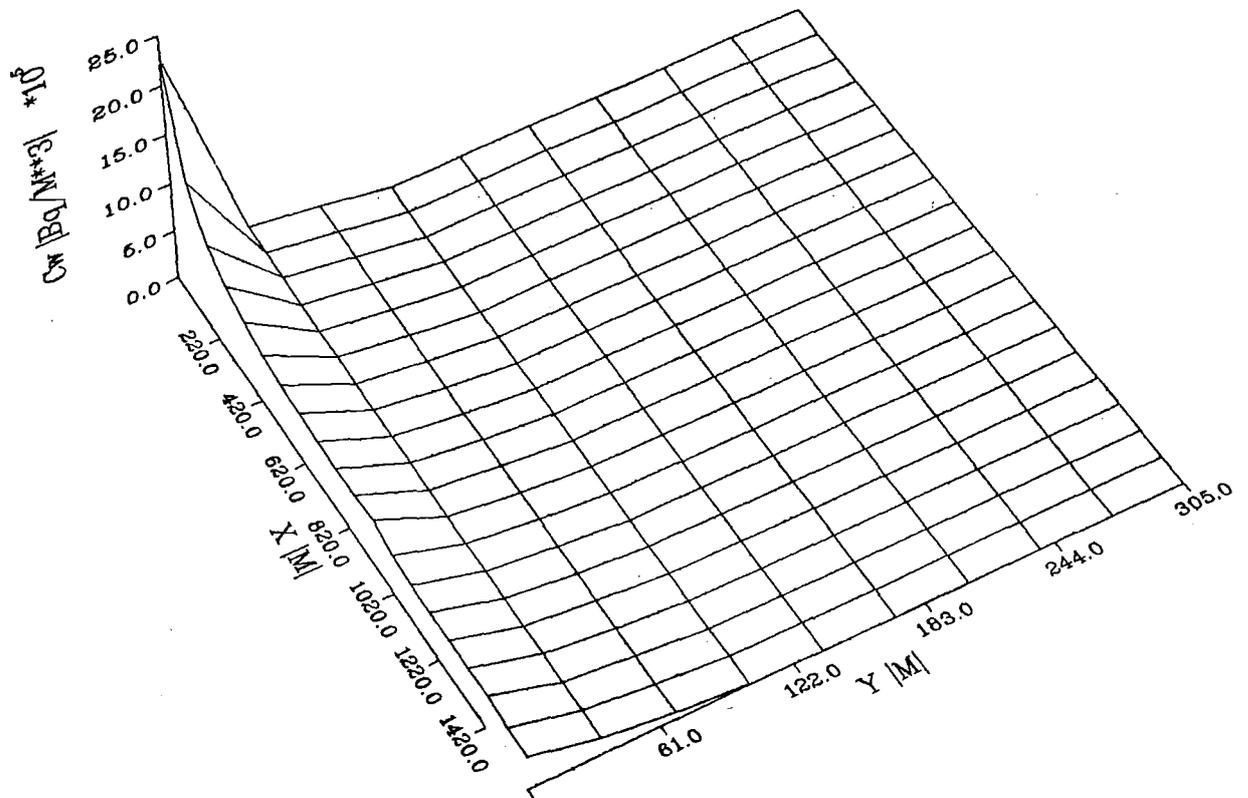


Abb.5-5 : Konzentrationsverteilung von Sr-90 im Nahfeld in Abhängigkeit vom Abstand in Fließrichtung x und in Querrichtung y zum Zeitpunkt $t=3000 \text{ d}$ aufgrund des Kernschmelz-Quellterms ($Q=882 \text{ m}^3/\text{s}$)

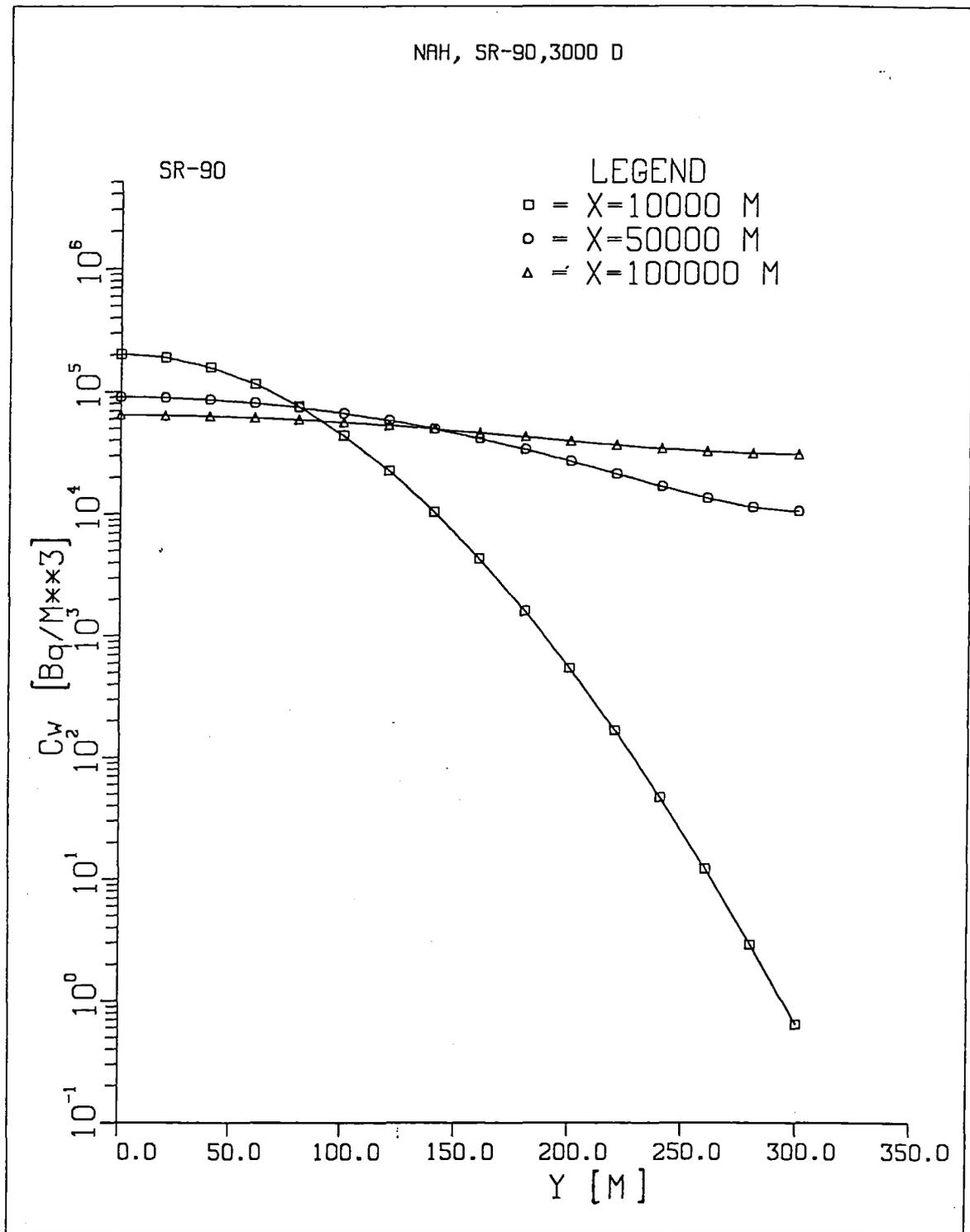


Abb.5-6 : Konzentration im Wasser in Abhängigkeit vom Abstand zum rechten Ufer y für Sr-90 aufgrund des Kernschmelz-Quellterms ($t=3000$ d, $Q=882$ m³/s)

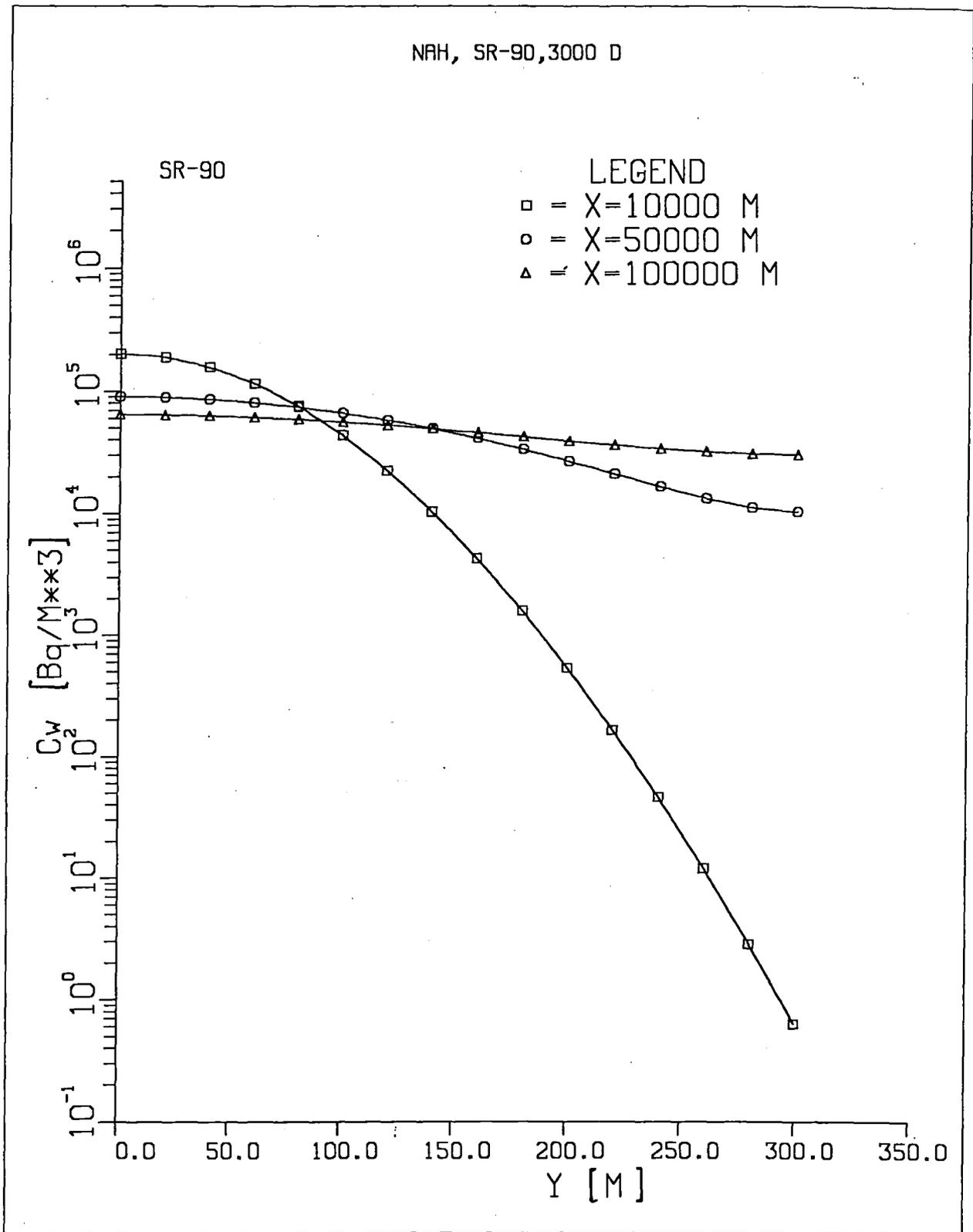


Abb.5-7 : Konzentration im Wasser in Abhängigkeit vom Abstand zum rechten Ufer y für Sr-90 (t=3000 d, Q=882 m³/s)

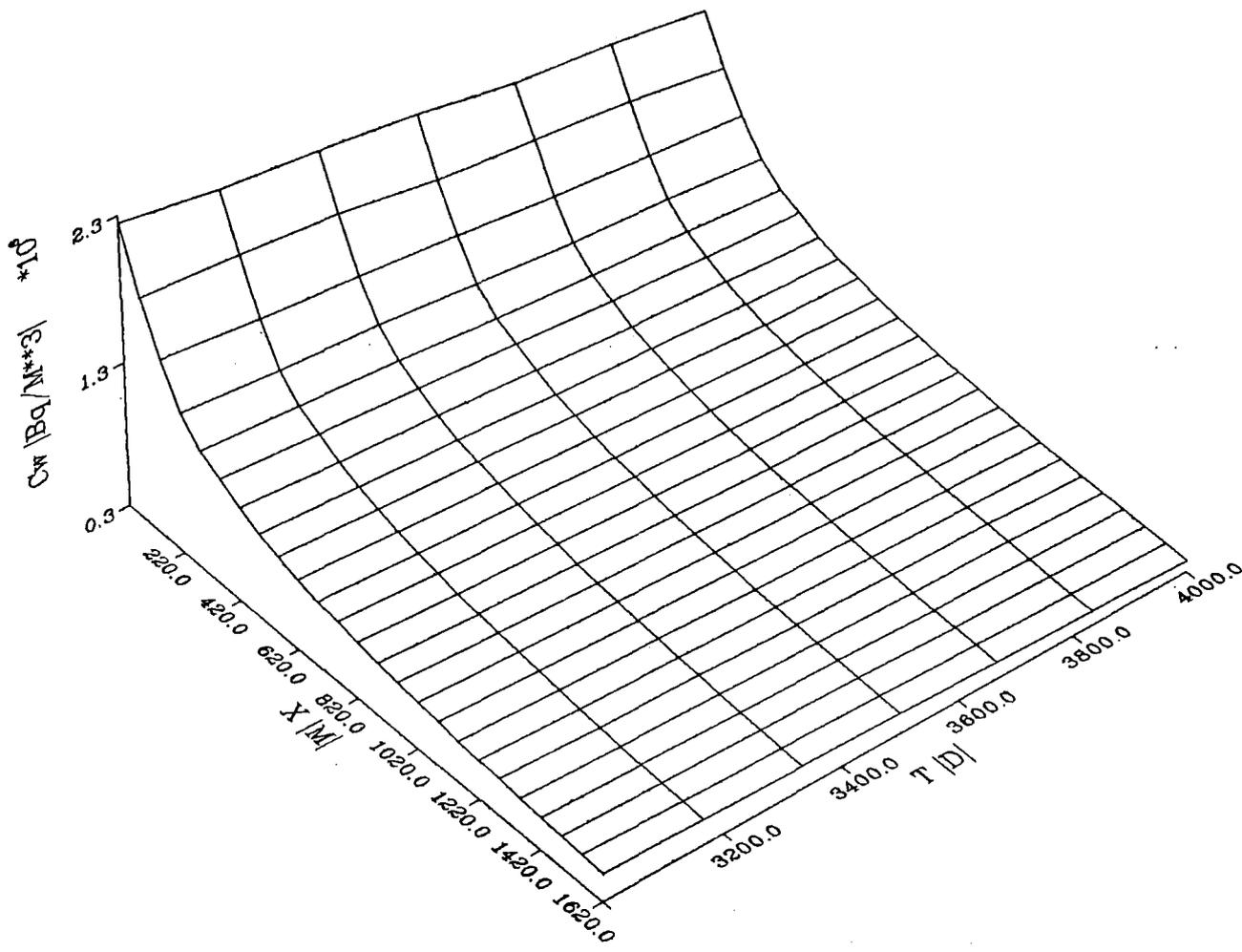


Abb.5-8 : Konzentrationsverteilung für Sr-90 am rechten Rand des Flusses
in Abhängigkeit vom Abstand in Fließrichtung x und der Zeit
aufgrund des Kernschmelz-Quellterms
($Q=882 \text{ m}^3/\text{s}$)

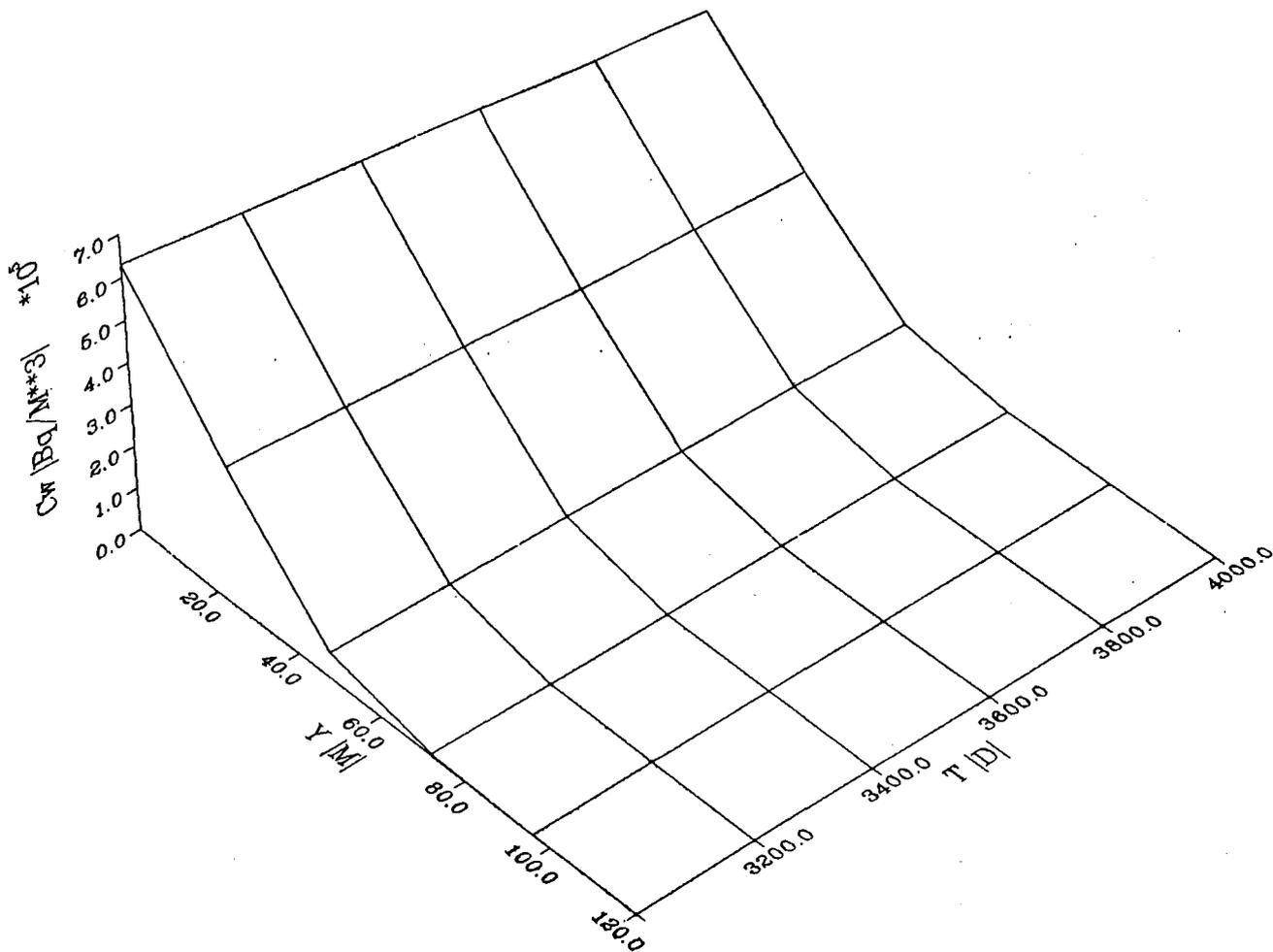


Abb.5-9 : Konzentrationsverteilung von Sr-90 in Abhängigkeit vom Abstand in Querrichtung y und der Zeit bei einem Abstand von 1000 m in Fließrichtung aufgrund des Kernschmelz-Quellterms ($Q=882 \text{ m}^3/\text{s}$)

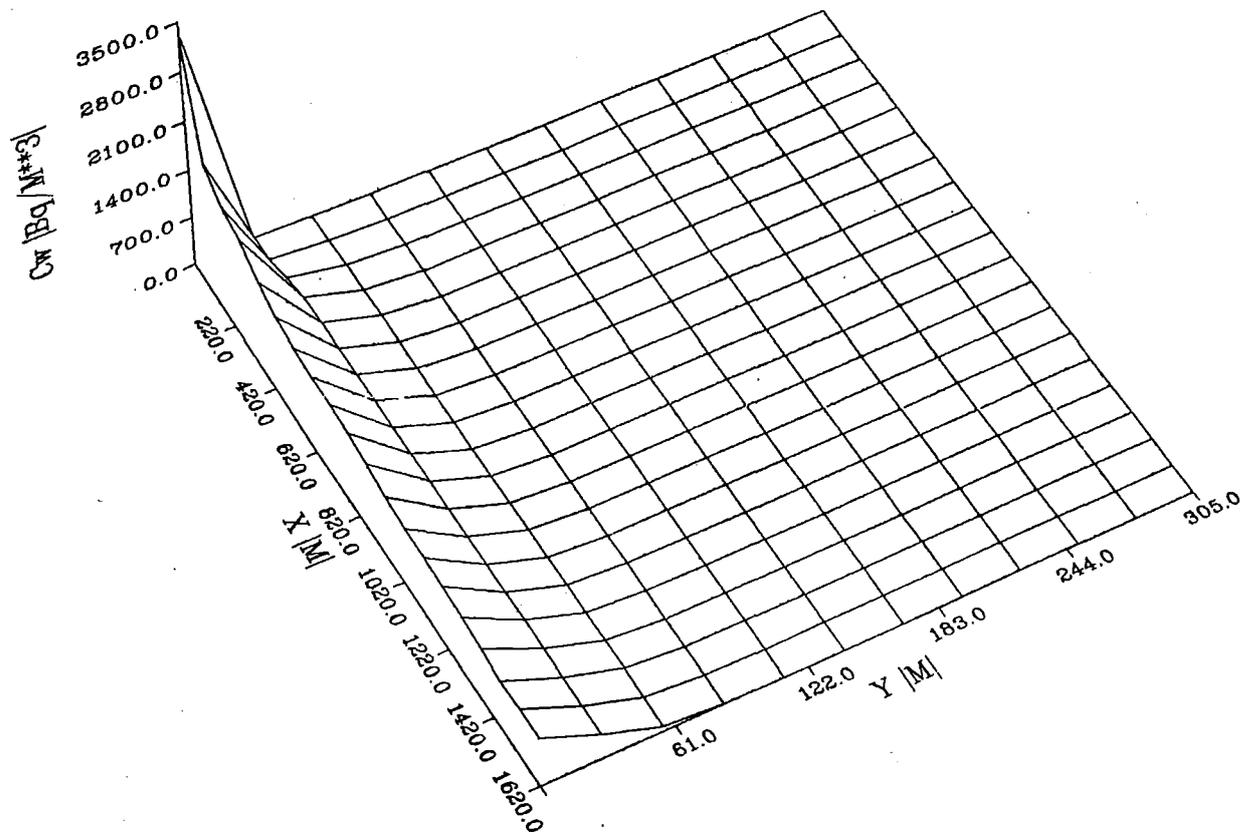


Abb.5-10 : Konzentrationsverteilung von Cs-137 in Abhängigkeit vom Abstand in Fließrichtung x und Querrichtung y aufgrund des Kernschmelz-Quellterms
 ($t=4,0E+04$ d, $Q=882$ m³/s)

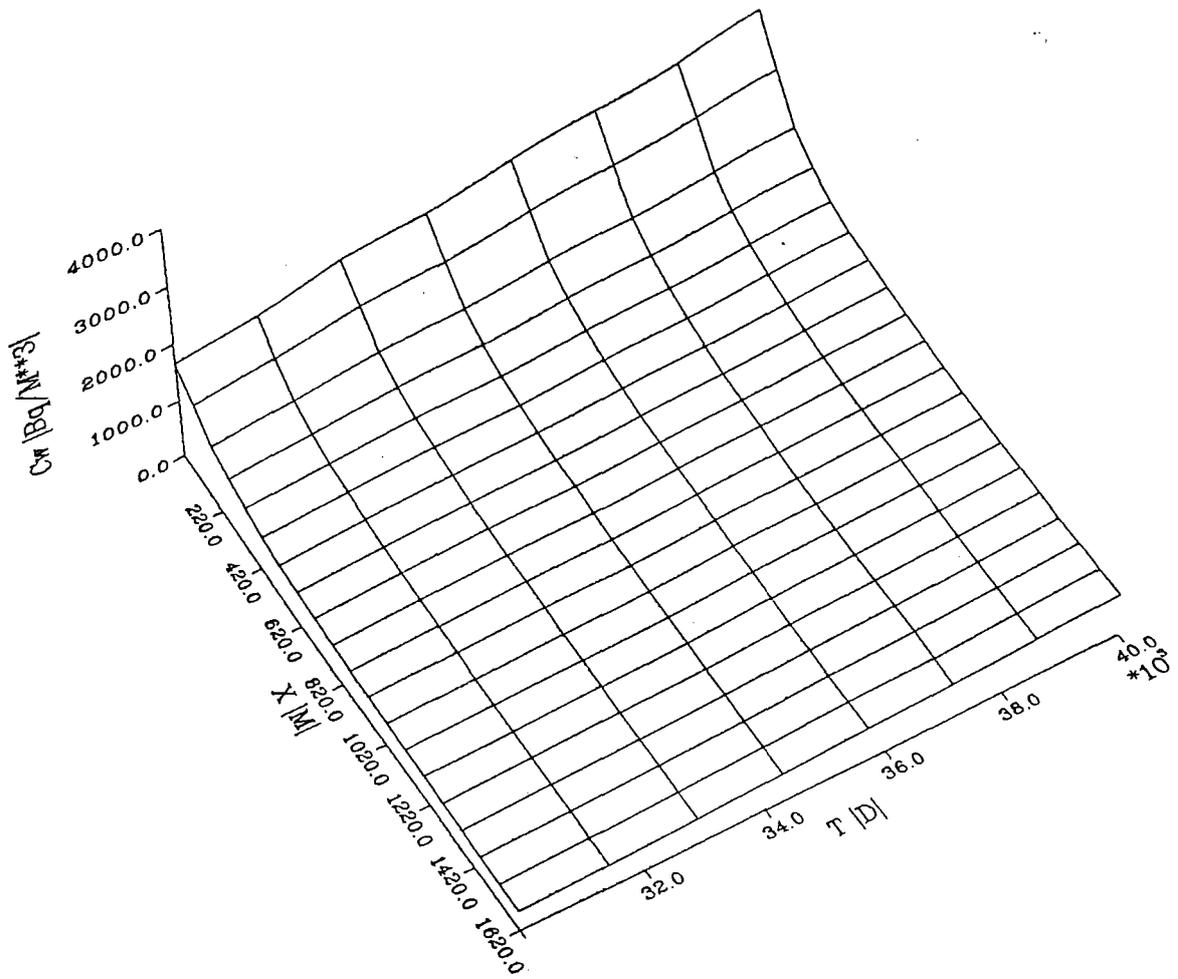


Abb.5-11 : Konzentrationsverteilung von Cs-137 im Wasser in Abhängigkeit vom Abstand in Fließrichtung x und der Zeit aufgrund des Kernschmelz-Quellterms
 ($y=0$ m, $Q=882$ m³/s)

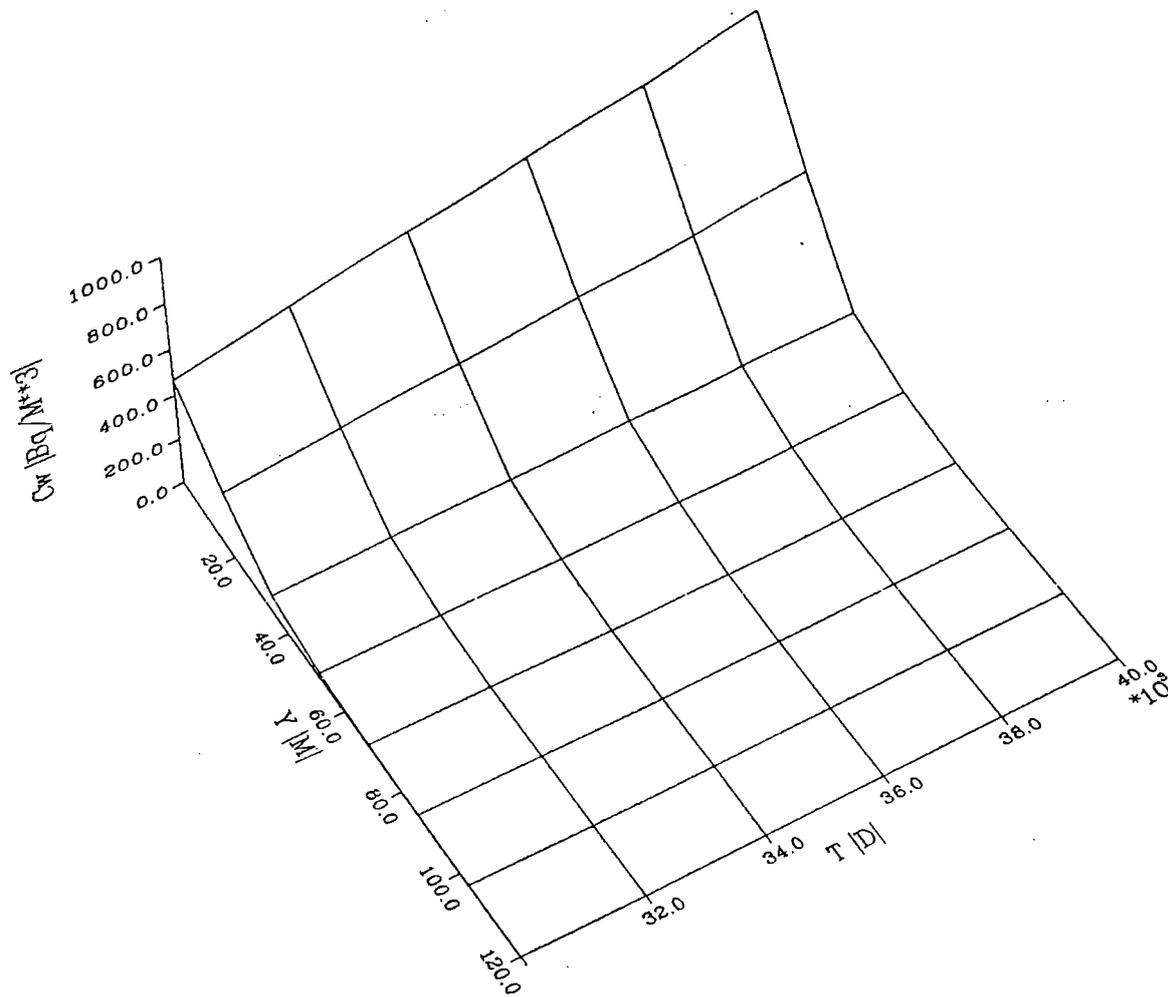


Abb.5-12 : Konzentrationsverteilung von Cs-137 im Wasser in Abhängigkeit vom Abstand in Querrichtung y und der Zeit aufgrund des Kernschmelz-Quellterms ($x=1000$ m, $Q=882$ m³/s)

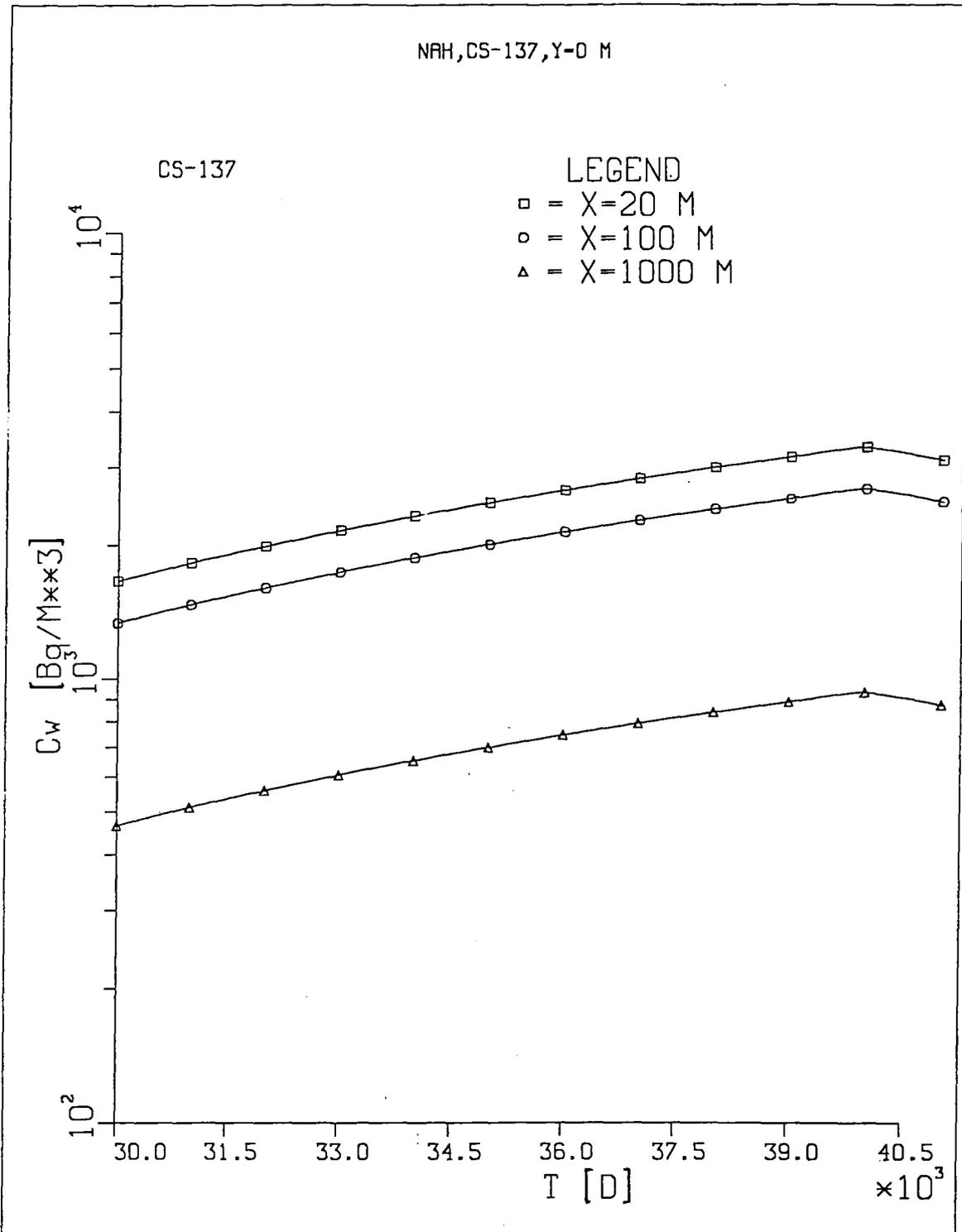


Abb.5-13 : Konzentration von Cs-137 im Wasser in Abhängigkeit von der Zeit für verschiedene Abstände in Fließrichtung aufgrund des Kernschmelz-Quellterms
(y=0 m, Q=882 m³/s)

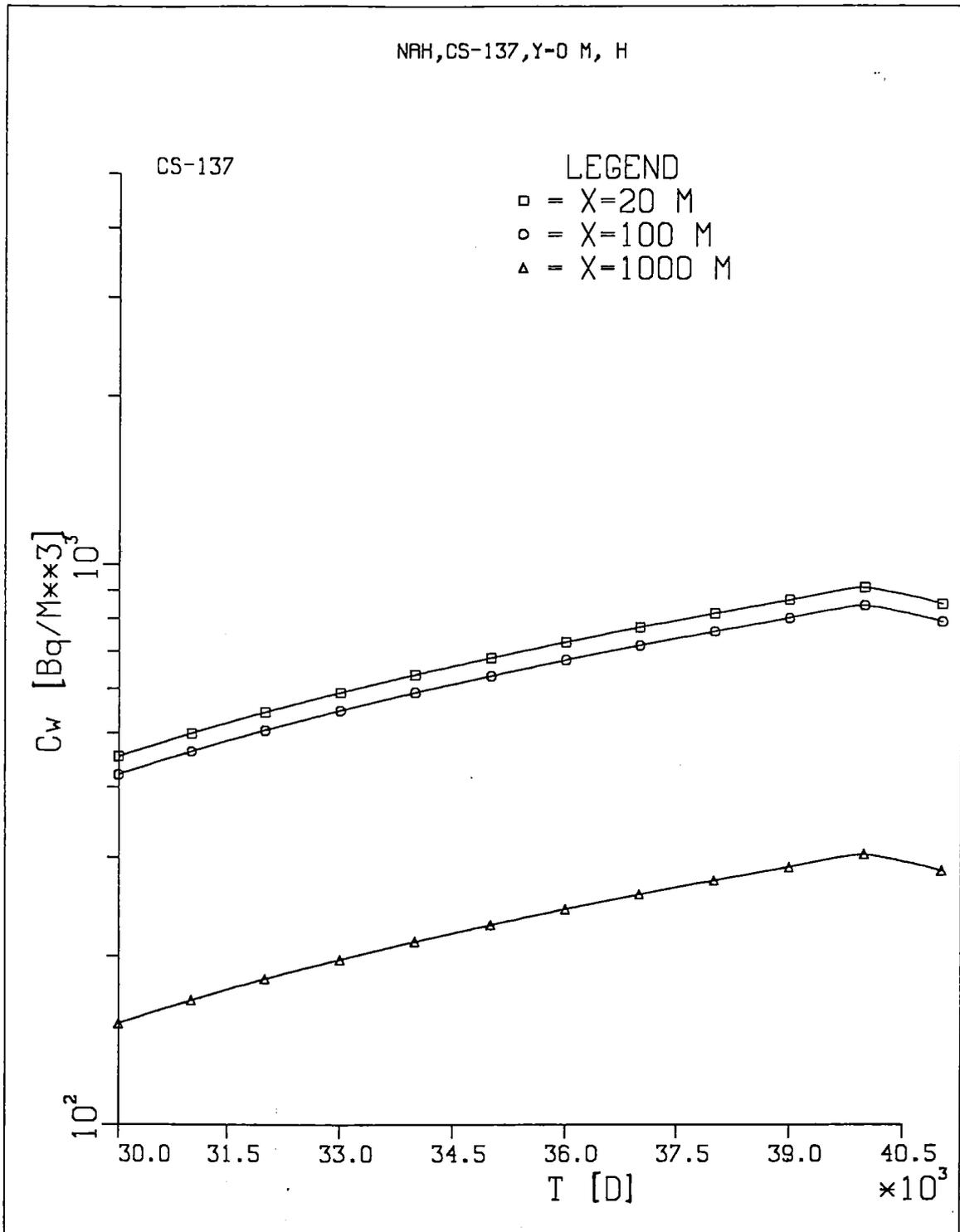


Abb.5-14 : Konzentration von Cs-137 im Wasser in Abhängigkeit von der Zeit für verschiedene Abstände in Fließrichtung aufgrund des Kernschmelz-Quellterms ($y=0$ m, $Q=2510$ m³/s)

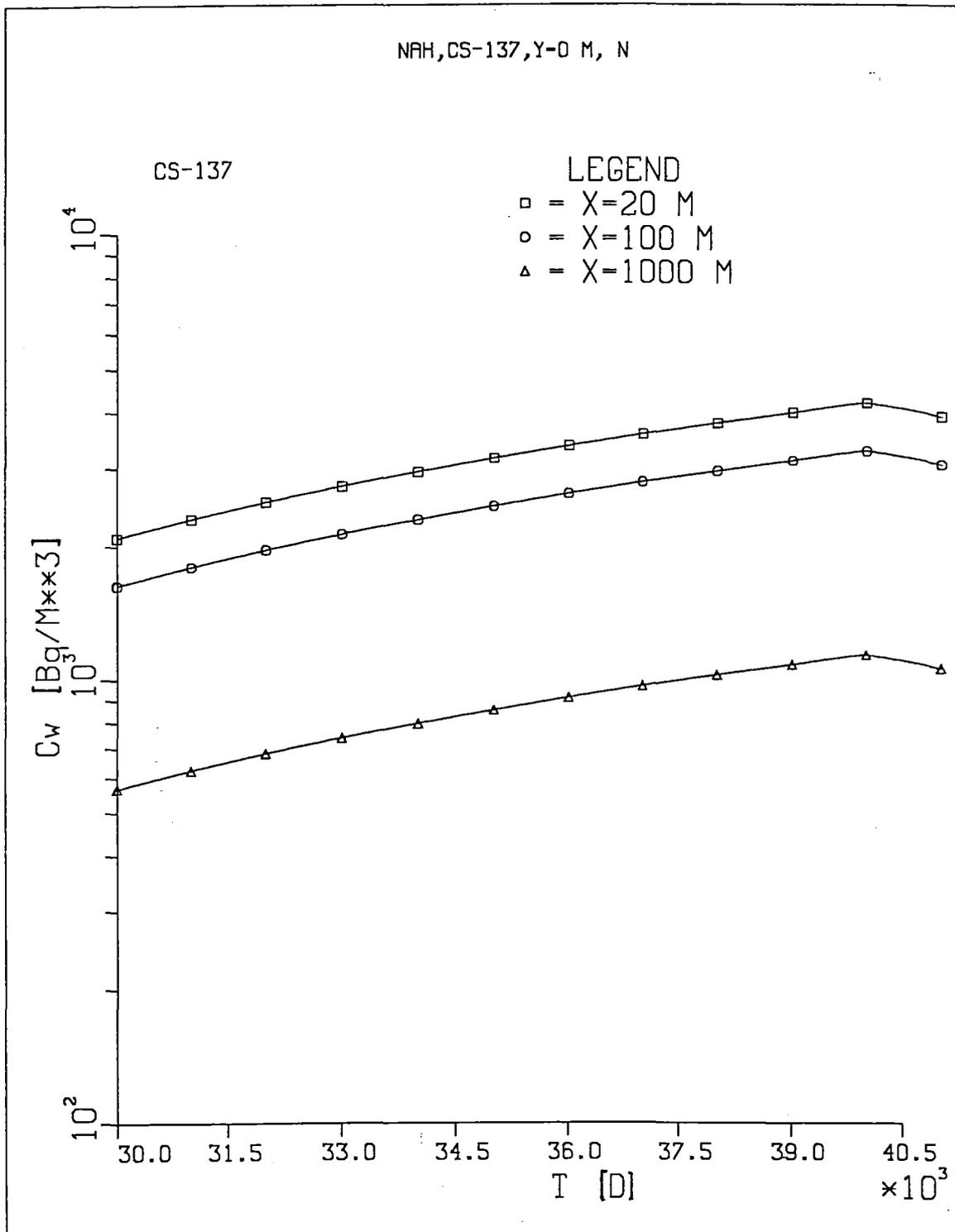


Abb.5-15 : Konzentration von Cs-137 im Wasser in Abhängigkeit von der Zeit für verschiedene Abstände in Fließrichtung aufgrund des Kernschmelz-Quellterms
($y=0$ m, $Q=68 \cdot m^3/s$)

4-H-QUELLTERM

CS-137

LEGEND

- = KM 460
- = KM 480

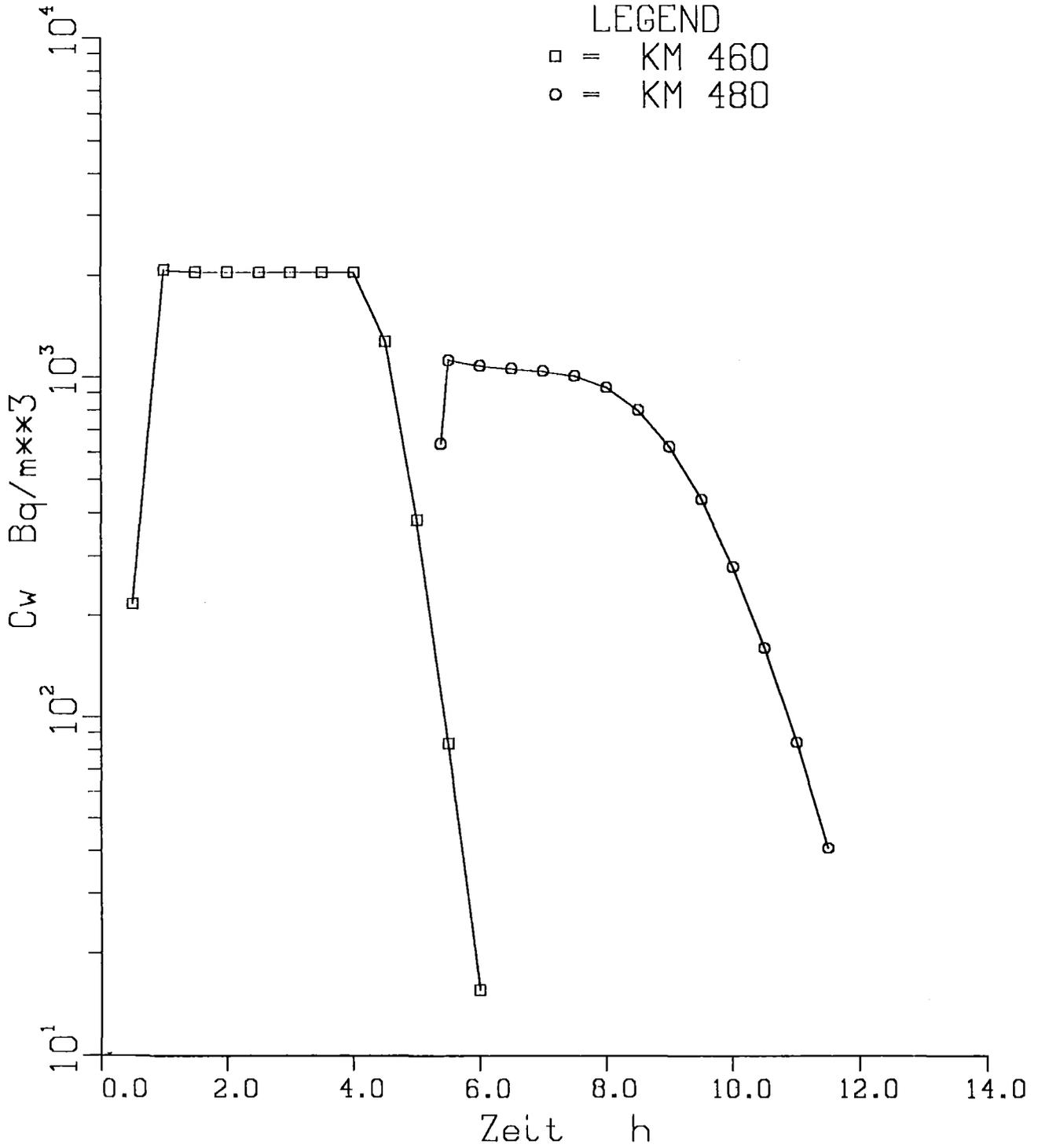


Abb.5-16: Konzentration im Wasser C_w in Abhängigkeit von der Zeit für die Rhein-km 460 und 480 aufgrund einer vierstündigen Einleitung von $3,7E+10$ Bq Cs-137 beim Rhein-km 455

4-H-QUELLTERM

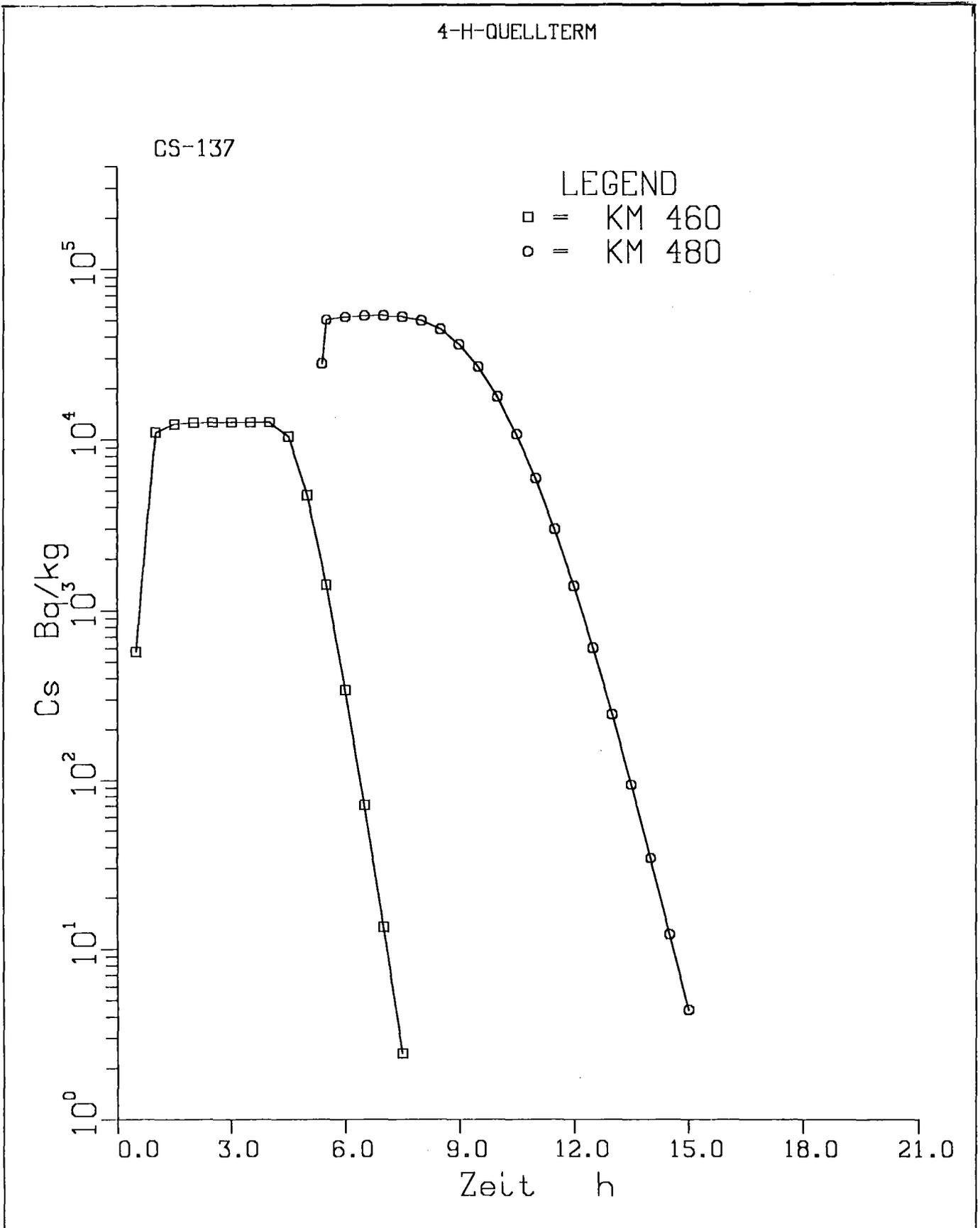


Abb.5-17: Konzentration an den Schwebstoffen in Abhängigkeit von der Zeit für die Rhein-km 460 und 480 aufgrund einer vierstündigen Einleitung von 3,7E+10 Bq Cs-137 beim Rhein-km 455

4-H-QUELLTERM

CS-137

LEGEND

- = KM 460
- = KM 480

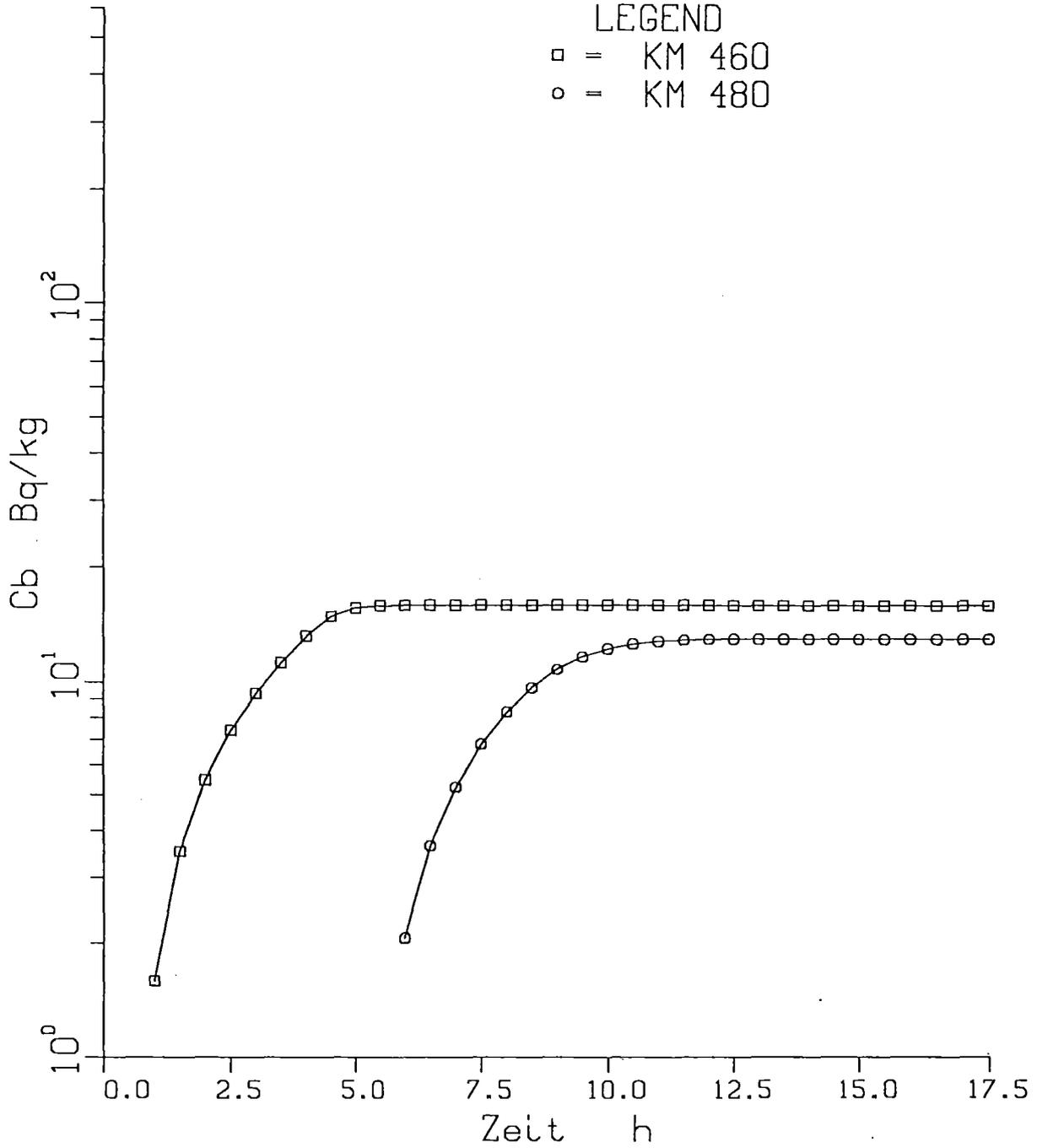


Abb.5-18: Konzentration an den Sedimenten in Abhängigkeit von der Zeit für die Rhein-km 460 und 480 aufgrund einer vierstündigen Einleitung von $3,7E+10$ Bq Cs-137 beim Rhein-km 455

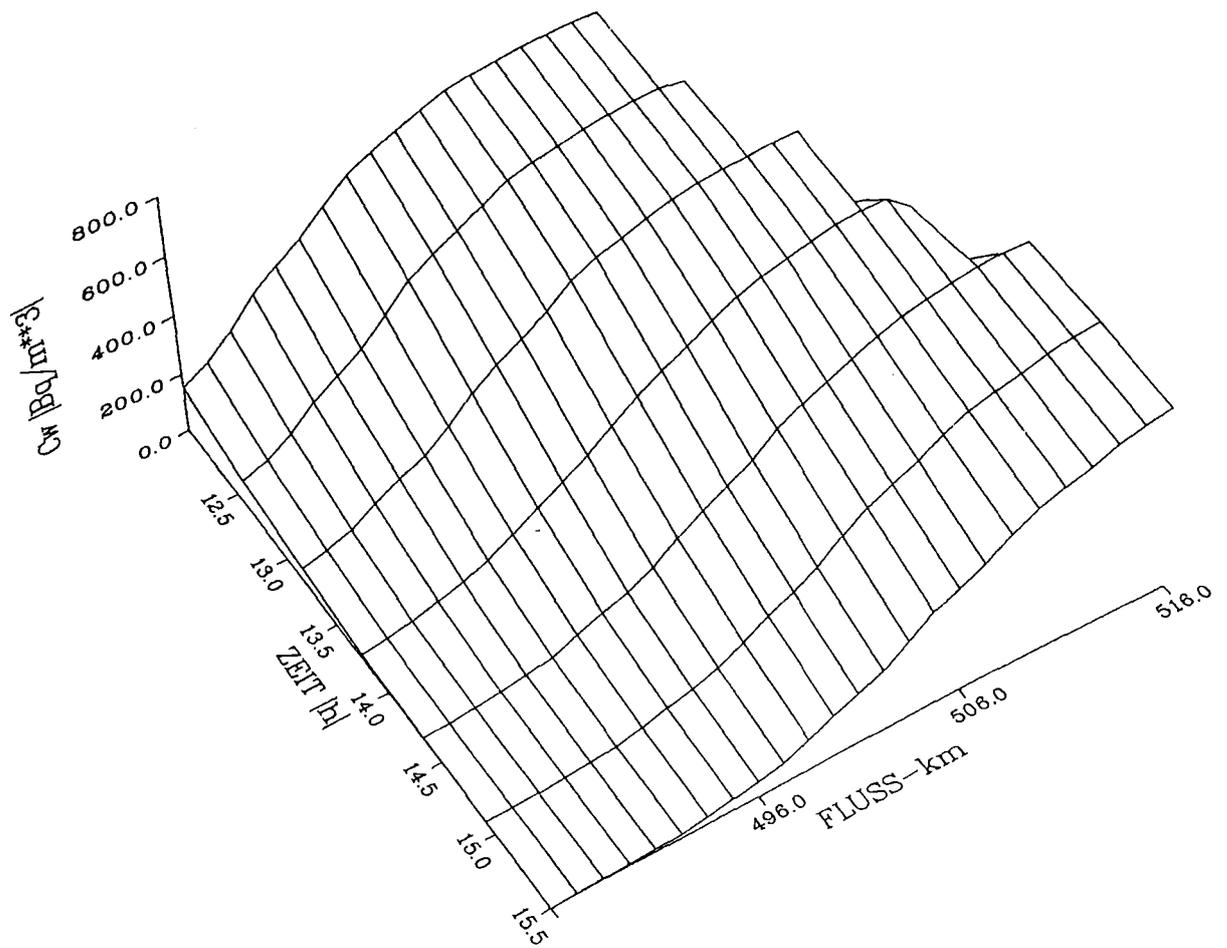


Abb.5-19: Konzentrationsverteilung im Wasser C_w in Abhängigkeit von der Zeit und Fluß-km aufgrund einer vierstündigen Einleitung von $3,7E+10$ Bq Cs-137 beim Rhein-km 455

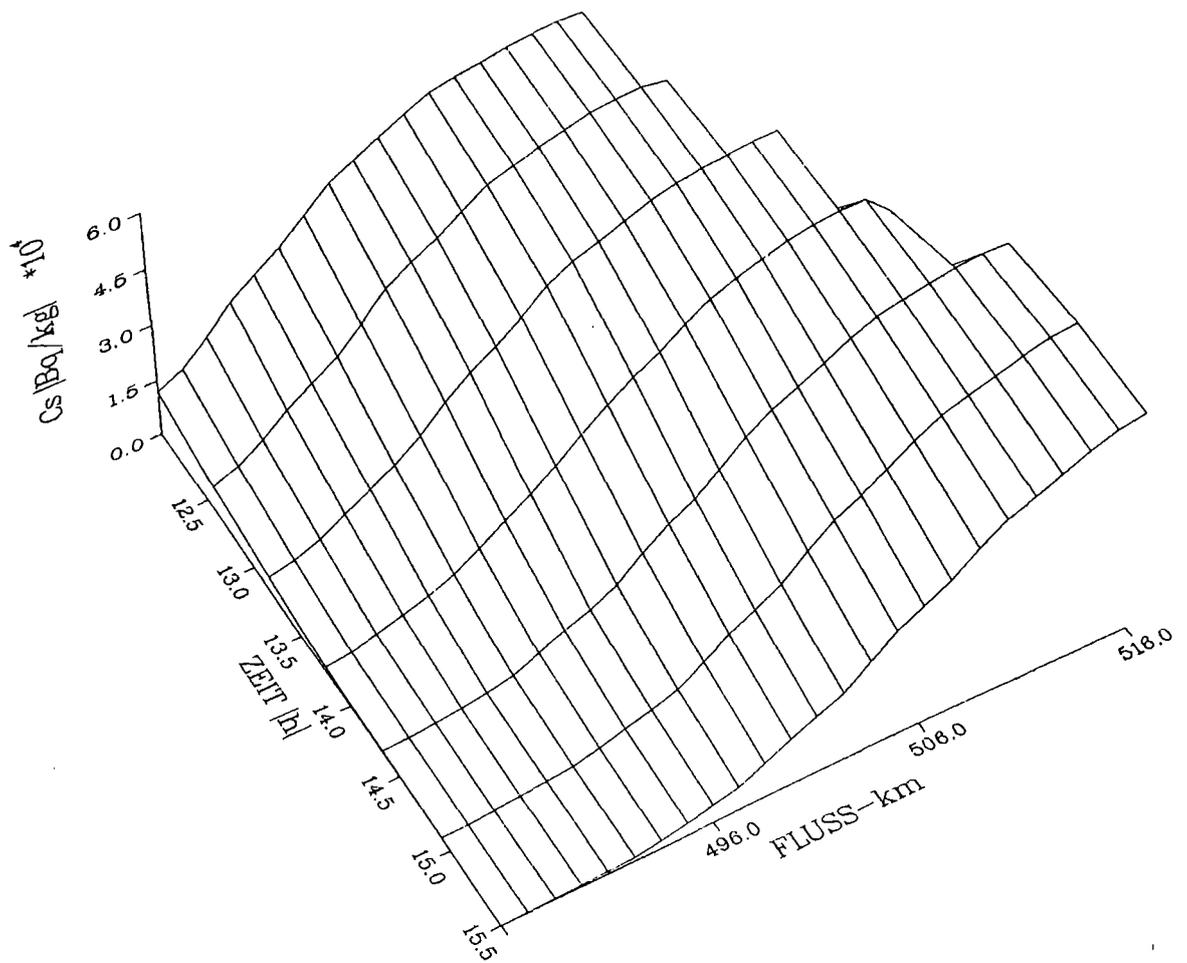


Abb.5-20: Konzentrationsverteilung an den Schwebstoffen in Abhängigkeit von der Zeit und Fluß-km aufgrund einer vierstündigen Einleitung von $3,7E+10$ Bq Cs-137 beim Rhein-km 455

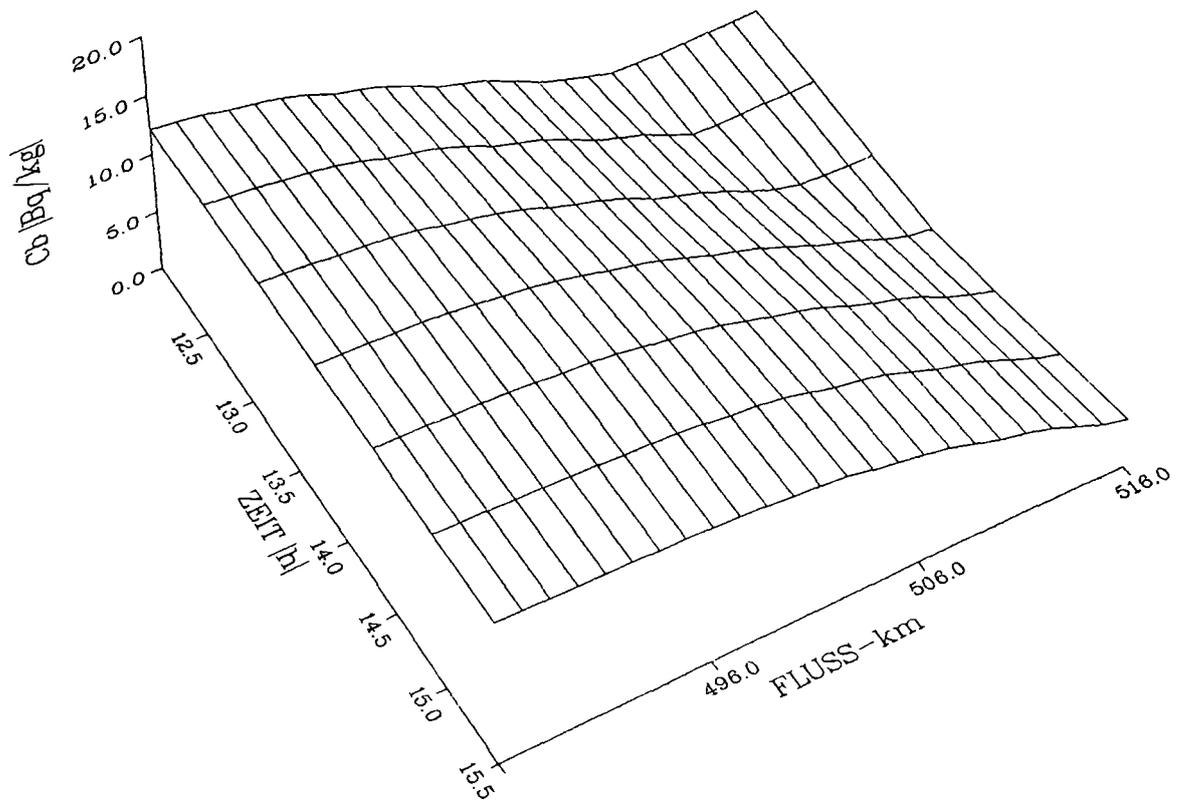


Abb.5-21: Konzentrationsverteilung an den Sedimenten in Abhängigkeit von der Zeit und Fluß-km aufgrund einer vierstündigen Einleitung von $3,7E+10$ Bq Cs-137 beim Rhein-km 455

SCHMELZE/QUELL.

CS-137

LEGEND

- = KM 460
- = KM 480

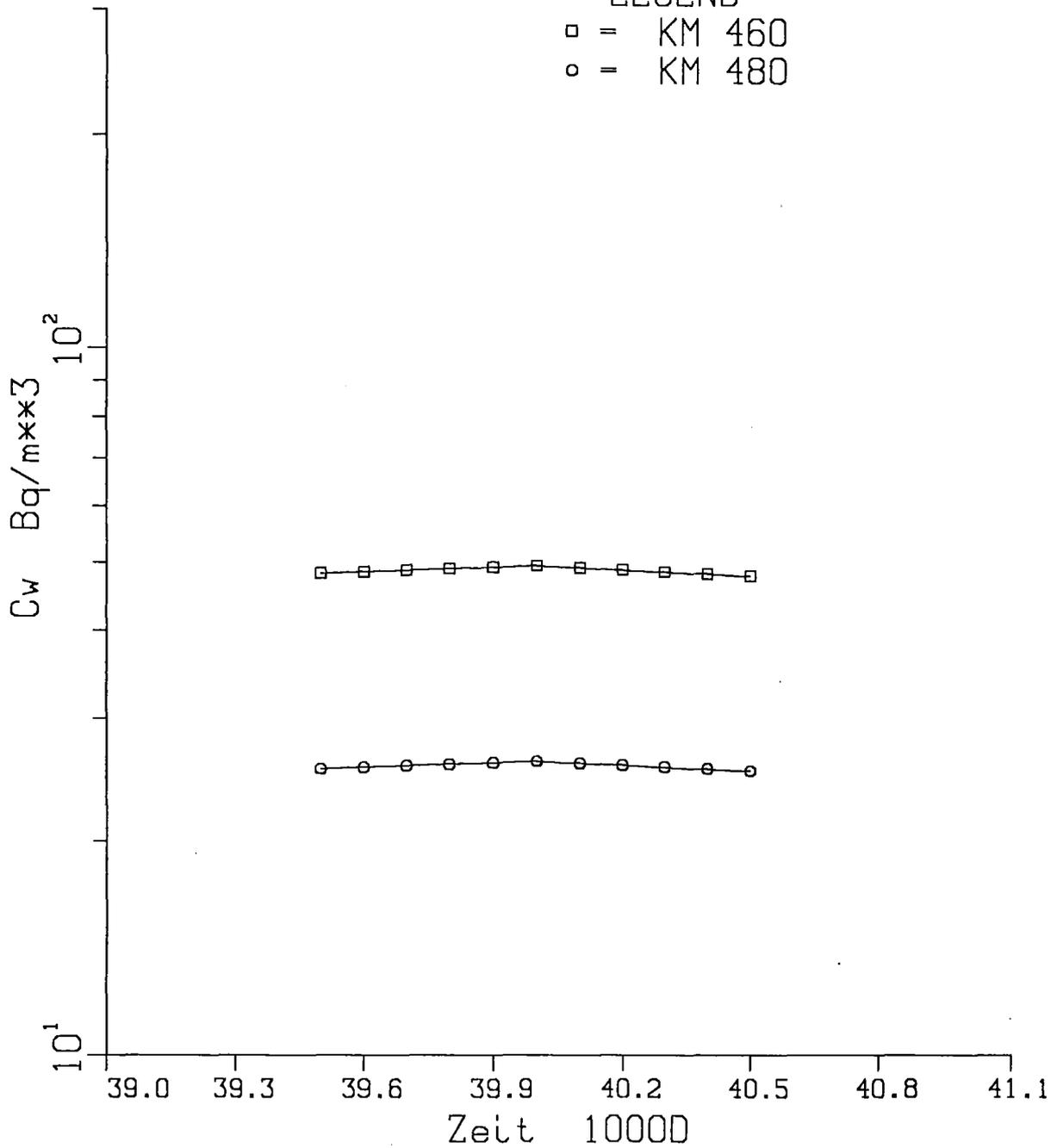


Abb.5-22: Konzentration im Wasser C_w in Abhängigkeit von der Zeit für die Rhein-km 460 und 480 aufgrund des langzeitigen Quellterms beim Rhein-km 455

Langzeitiger Quellterm Schwebstoff

Cs - 137

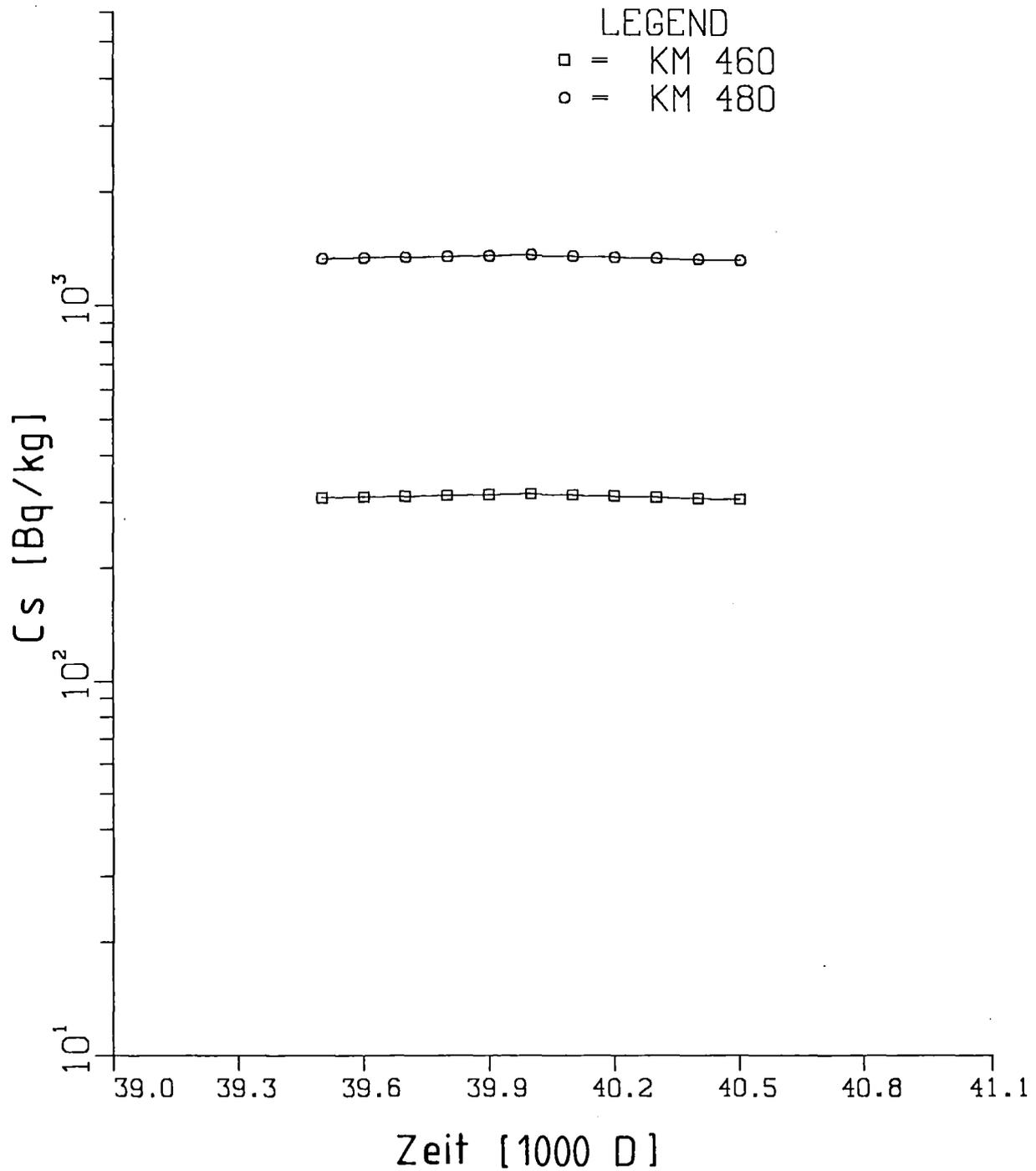


Abb.5-23: Konzentration an den Schwebstoffen in Abhängigkeit von der Zeit für die Rhein-km 460 und 480 aufgrund des langzeitigen Quellterms beim Rhein-km 455

SCHMELZE/QUELL.

CS-137

LEGEND

- = KM 460
- = KM 480

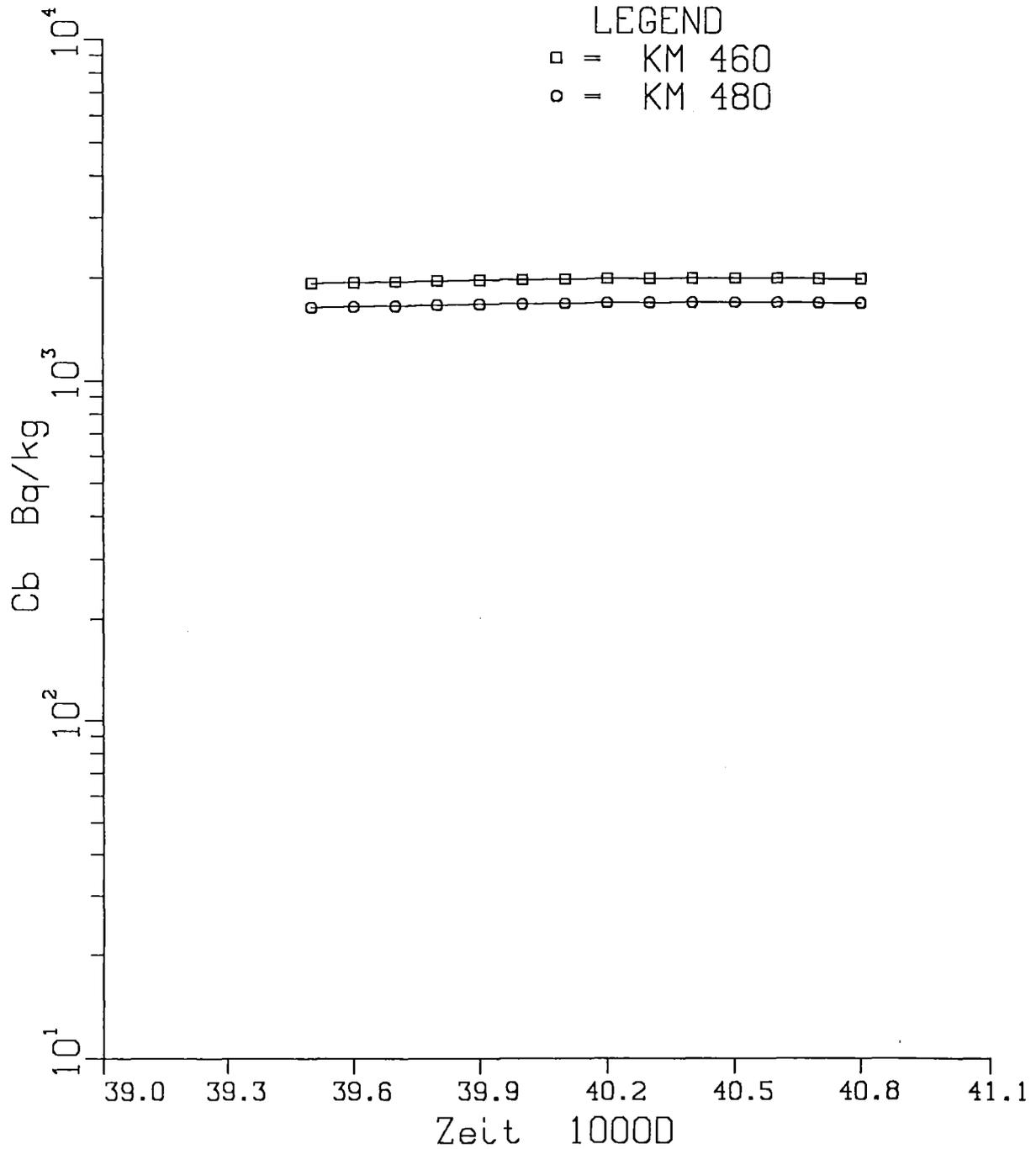


Abb.5-24: Konzentration an den Sedimenten in Abhängigkeit von der Zeit für die Rhein-km 460 und 480 aufgrund des langzeitigen Quellterms beim Rhein-km 455



Abb.6-1 : Standort des Kernkraftwerks Würzgassen (KWW) an der Weser /Mu84/

110,72 KM, 1983

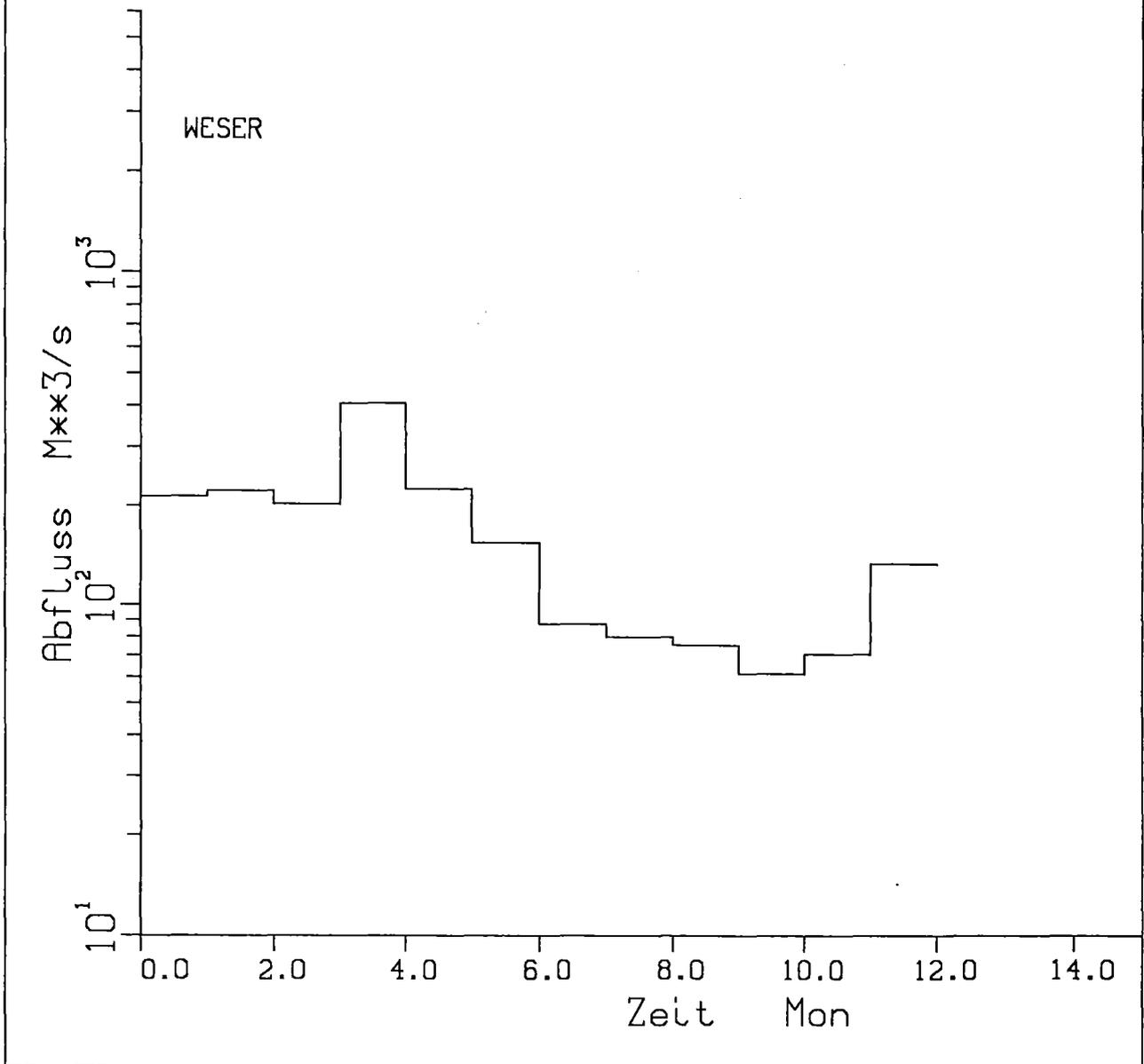


Abb.6-2 : Monatliche Mittelwerte des Abflusses im Abflußjahr 1983 für den Fluß-km 110,72 an der Weser

110,72 KM, 1983

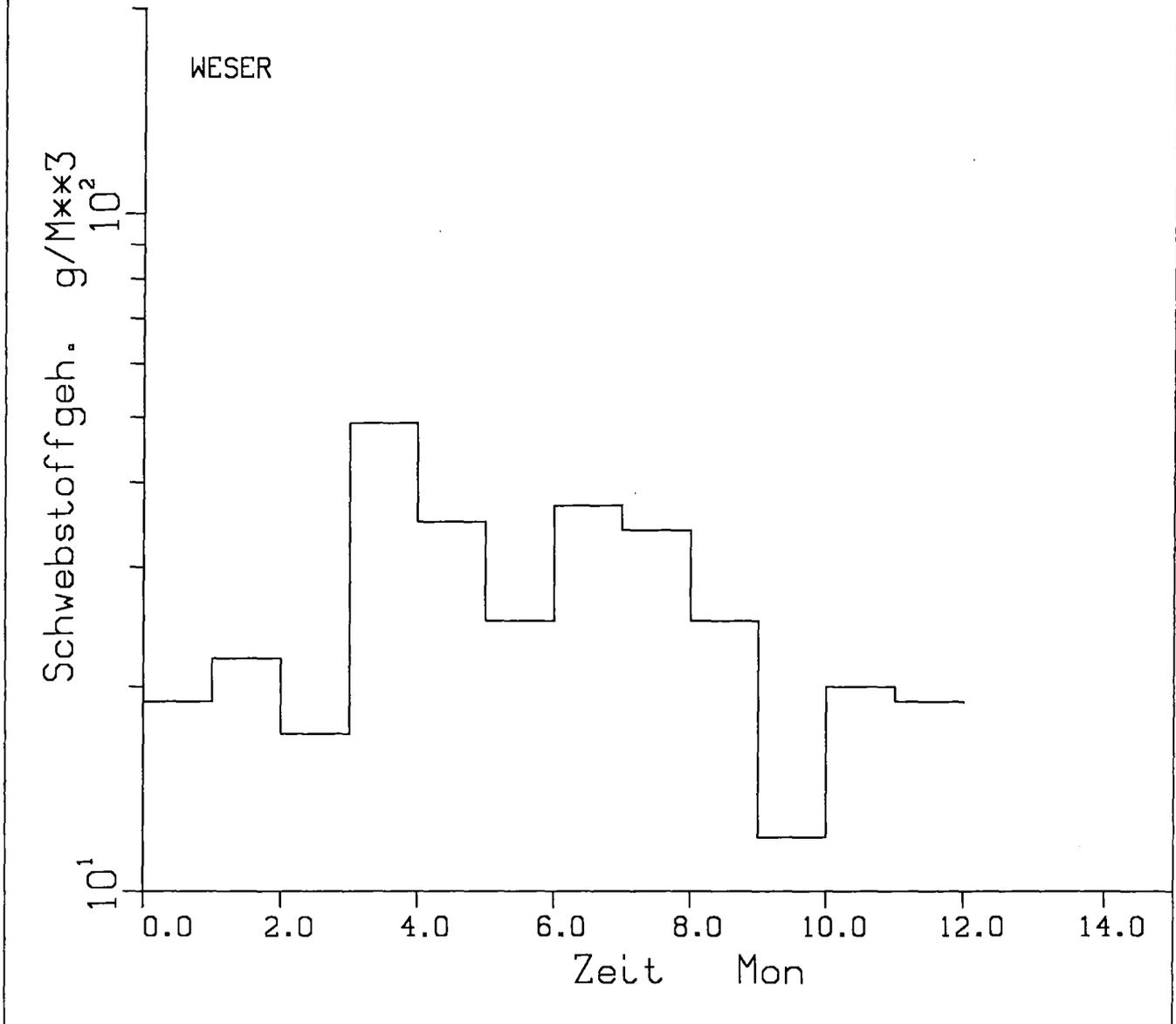


Abb.6-3 : Monatliche Mittelwerte des Schwebstoffgehalts im Abflußjahr 1983 für den Fluß-km 110,72 an der Weser

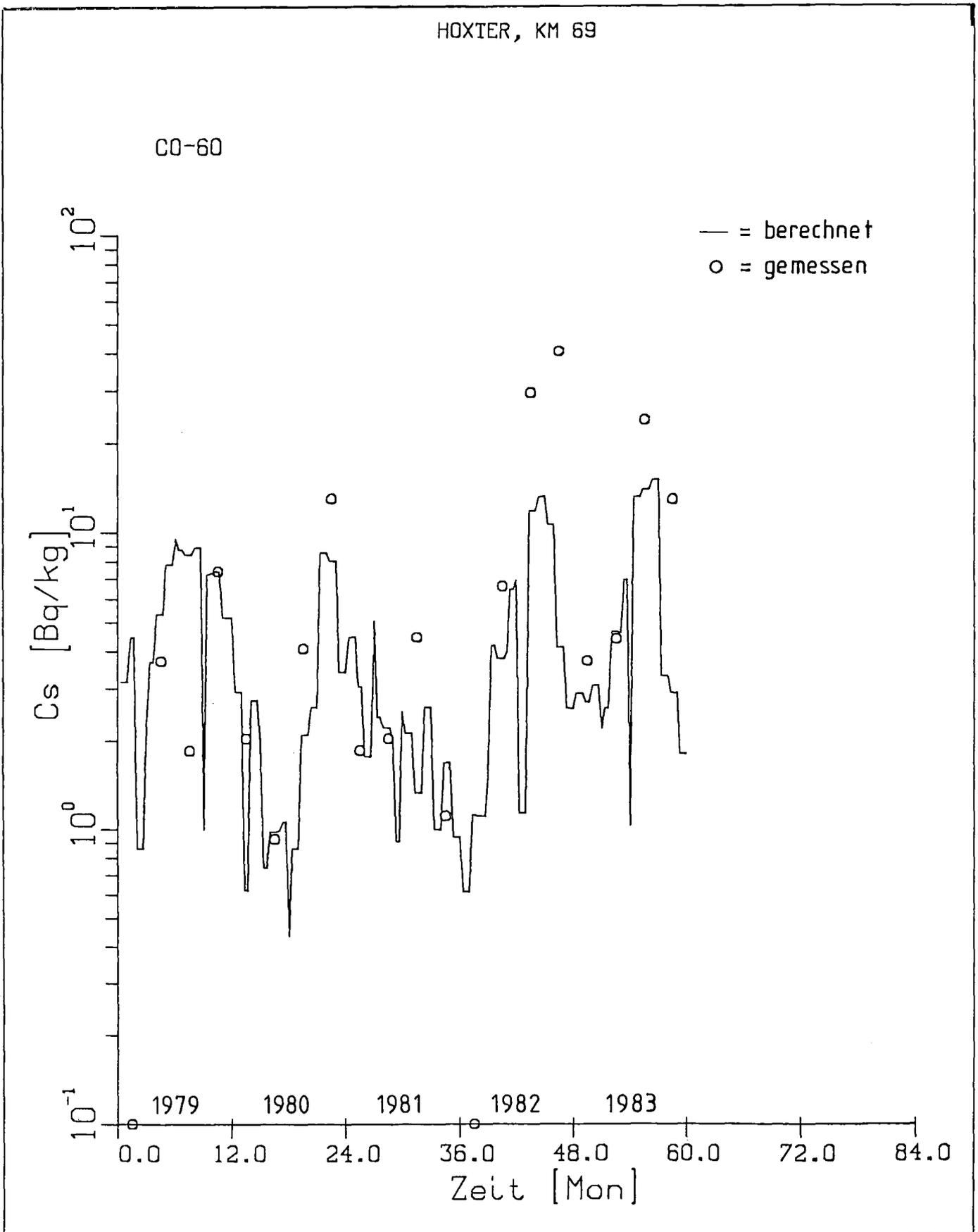


Abb.6-4 : Berechnete Aktivitätskonzentrationen an den Schwebstoffen für eine Zeitspanne von 60 Monaten (1979-1983) im Vergleich zu den mittleren gemessenen Quartalswerten für den Fluß-km 69 an der Weser

CO-60

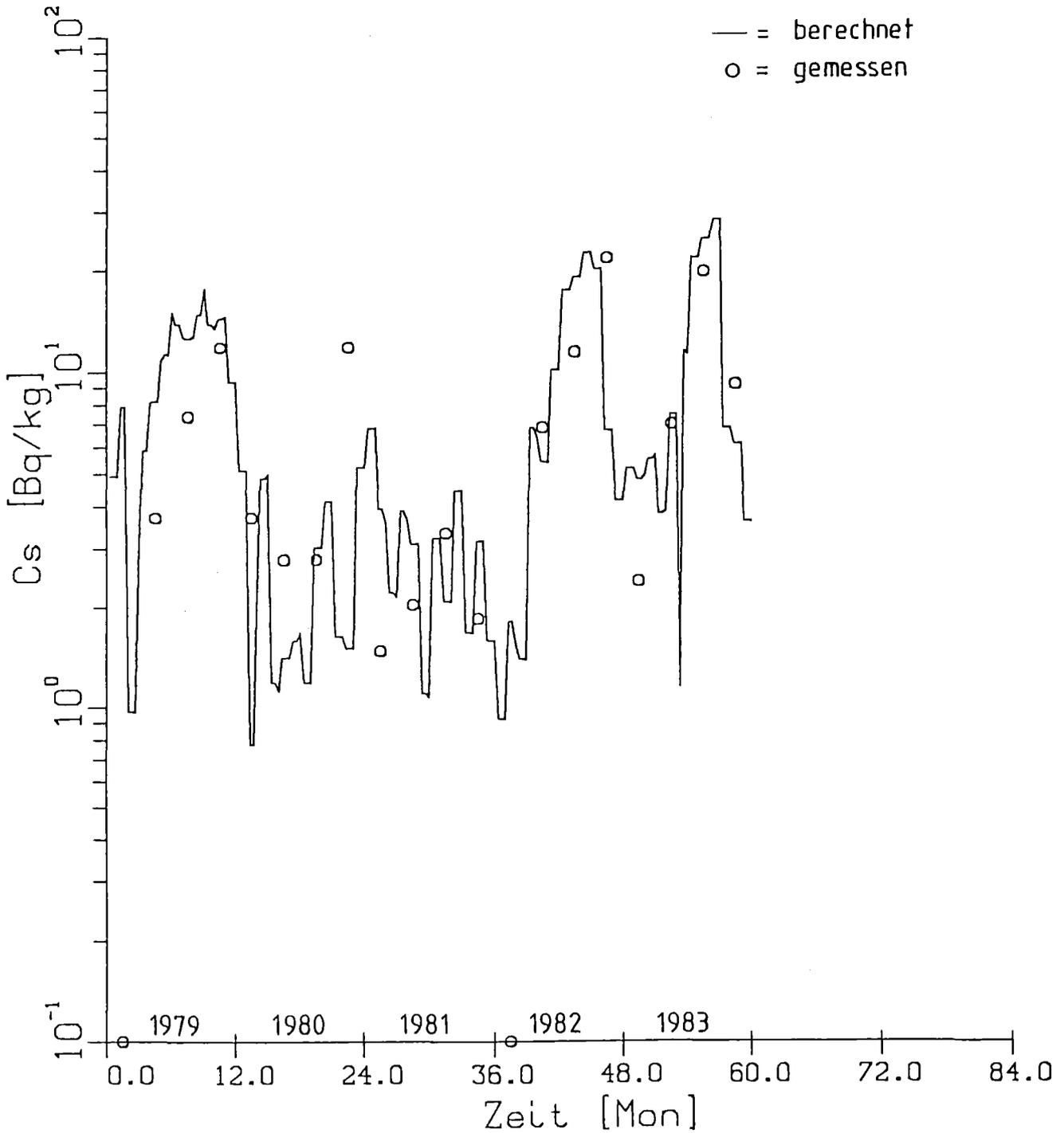


Abb.6-5 : Berechnete Aktivitätskonzentrationen an den Schwebstoffen für eine Zeitspanne von 60 Monaten (1979-1983) im Vergleich zu den mittleren gemessenen Quartalswerten für den Fluß-km 164 an der Weser

SEPTEMBER 1983

CO-60

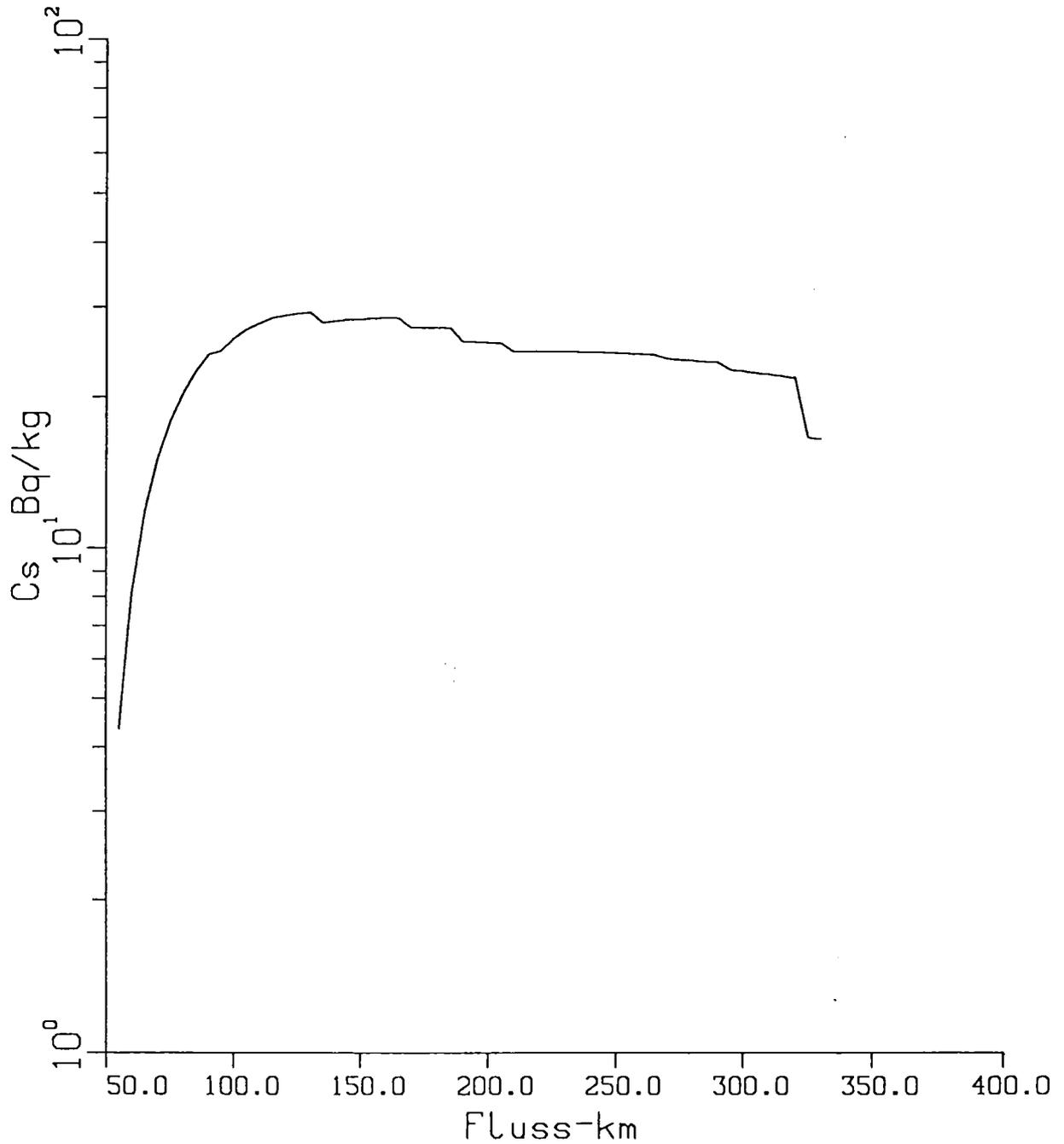


Abb.6-6 : Berechneter Verlauf der Aktivitätskonzentrationen an den Schwebstoffen entlang der berücksichtigten Fließstrecke im September 1983

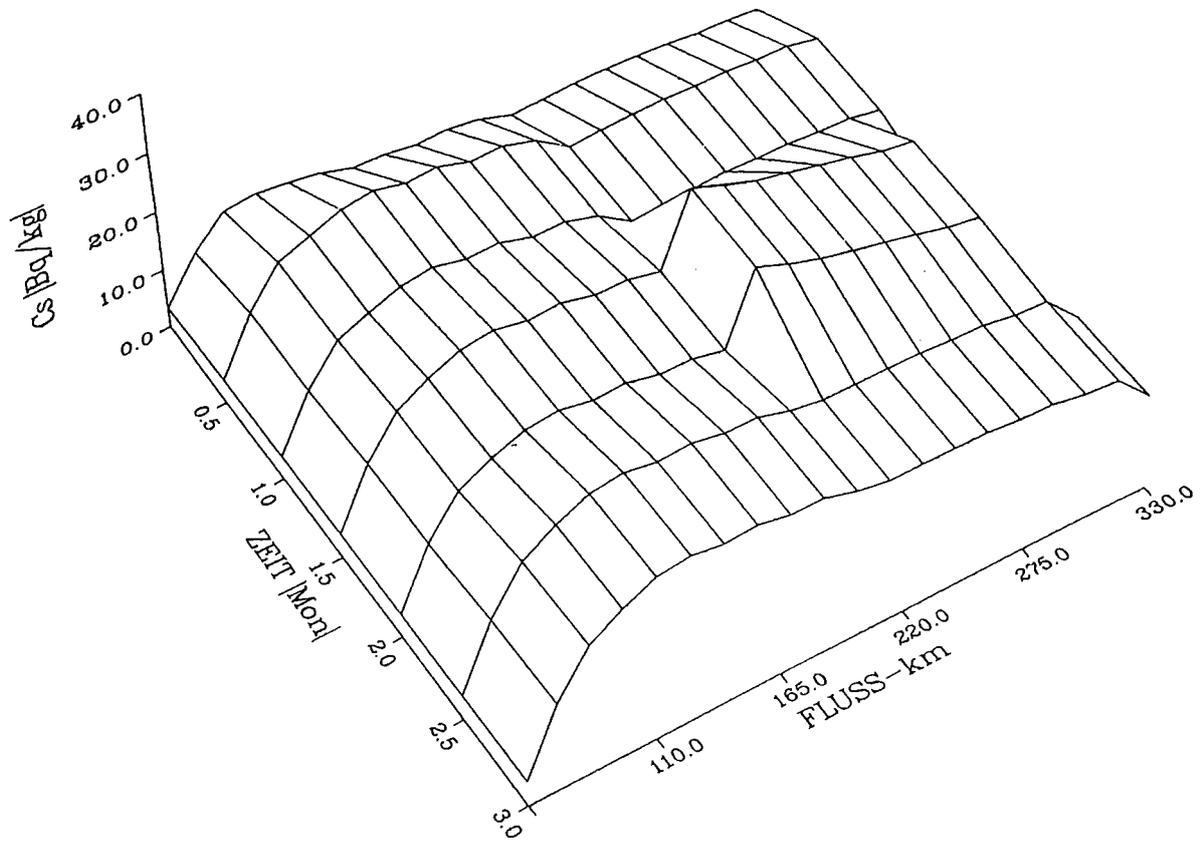


Abb.6-7 : Berechnete Aktivitätskonzentrationen an den Schwebstoffen in
 Abhängigkeit vom Fluß-km für eine Zeitspanne von 3 Monaten
 (juli-September 1983)

Sediment , Weser - km 135

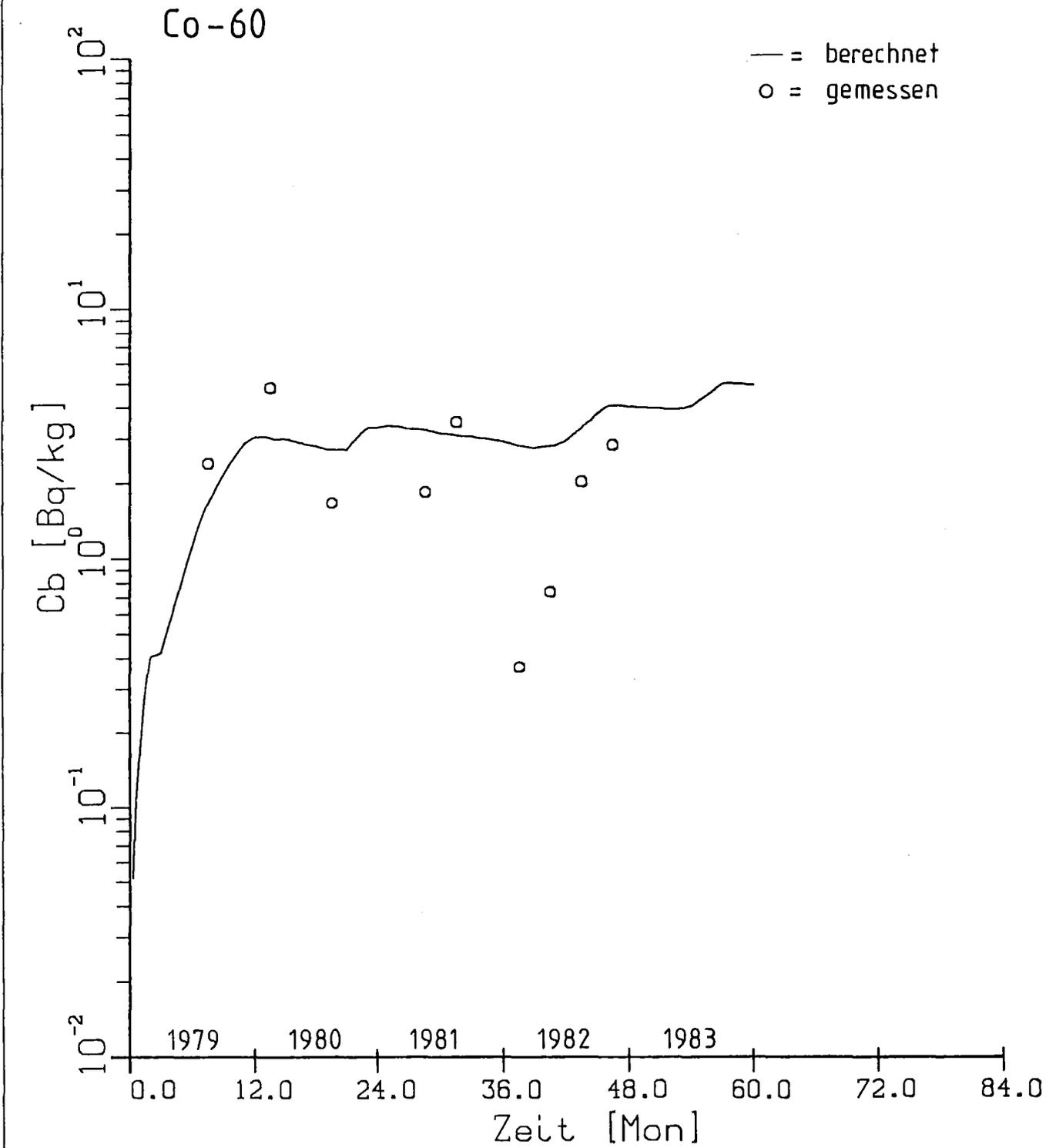


Abb.6-8 : Berechnete Aktivitätskonzentrationen an den Sedimenten für eine Zeitspanne von 60 Monaten (1979-1983) im Vergleich zu den mittleren gemessenen Quartalswerten für den Fluß-km 134,5 an der Weser

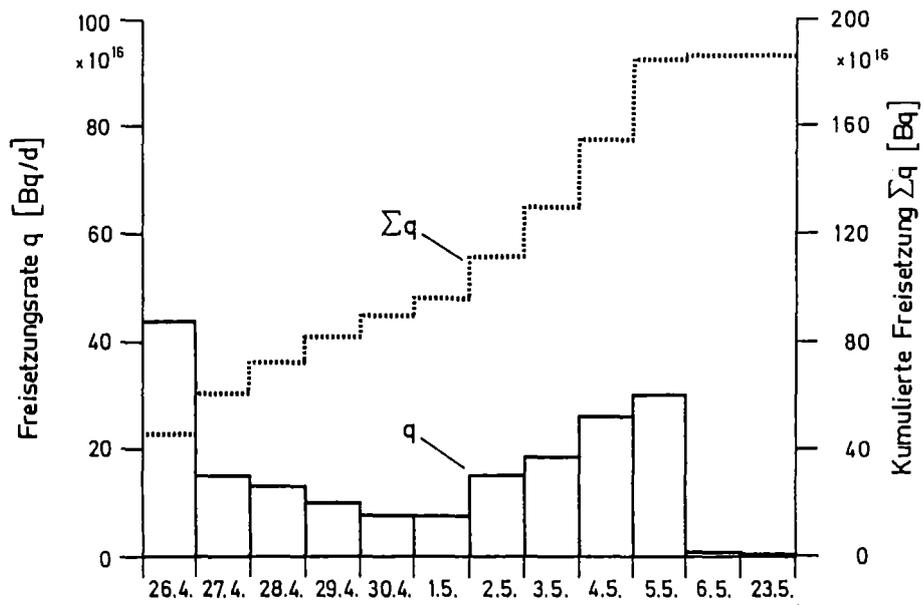


Abb. B-1: Freisetzungsrates bzw. kumulierte Freisetzung für radioaktive Stoffe nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl, bezogen auf den 6. Mai 1986 /Mu87/

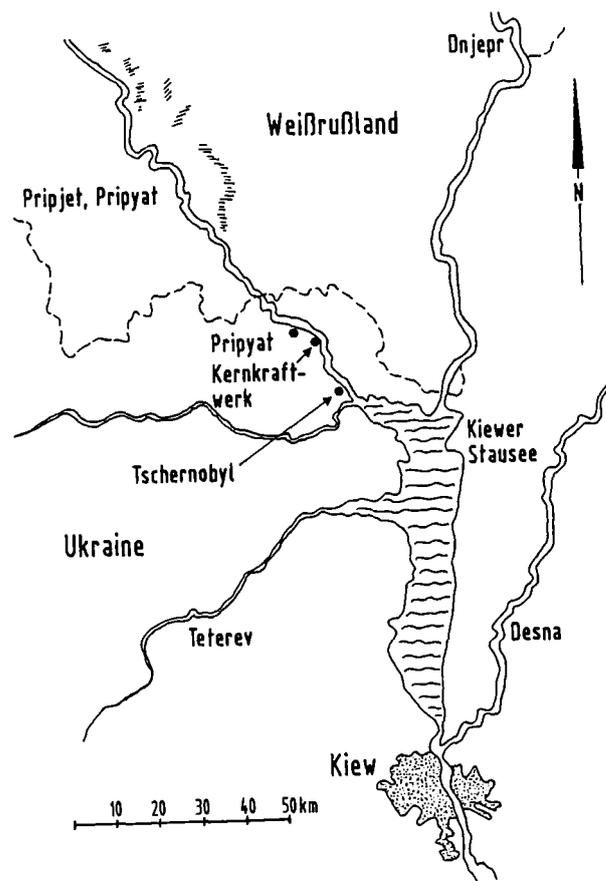


Abb. B-2: Lage des Kernkraftwerks Tschernobyl

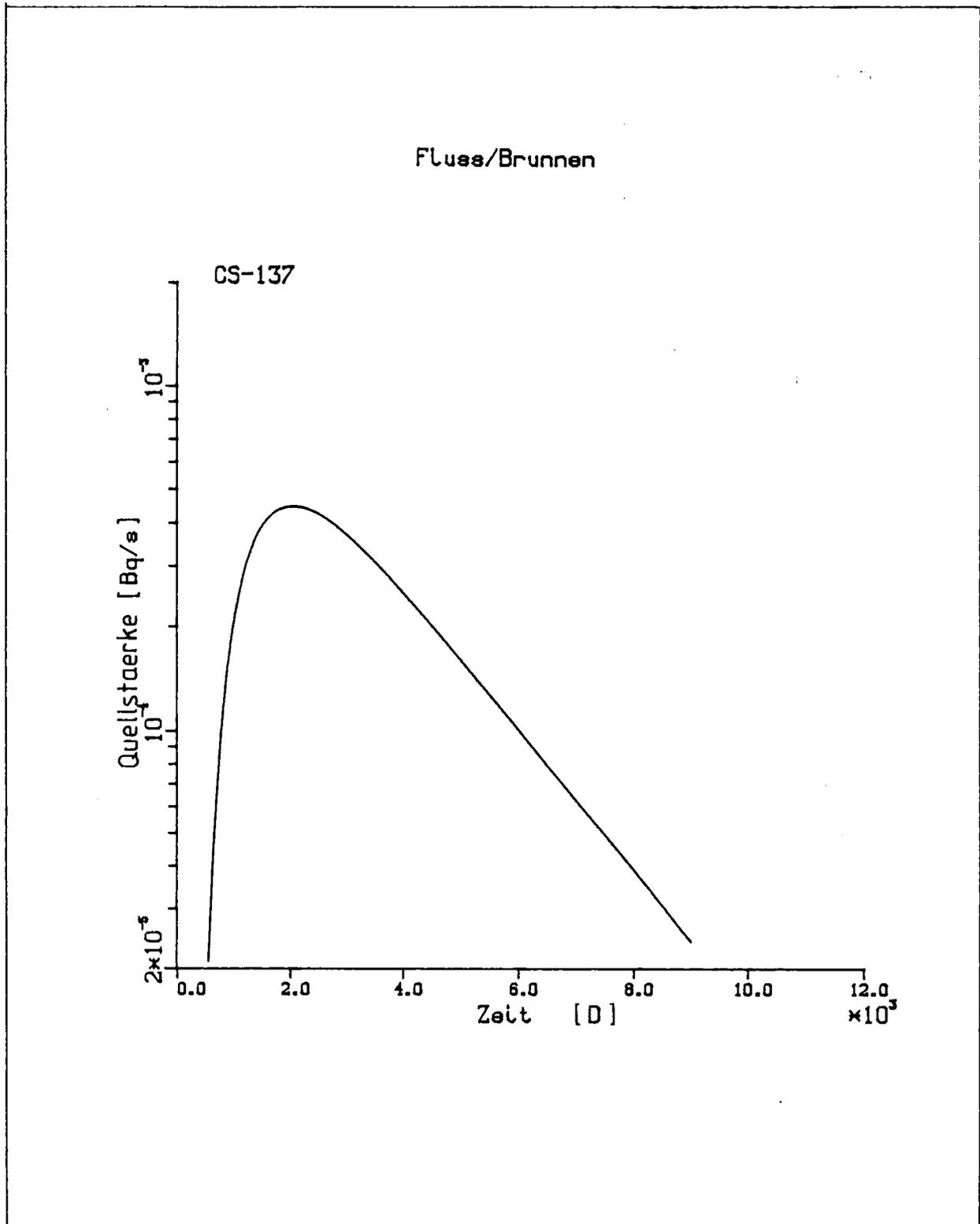


Abb.C-1 : Zeitabhängiger Quellterm für Cs-137 in einen Brunnen aufgrund einer 4-stündigen Freisetzung von insgesamt $1.85E+05$ Bq in den Brunneneinzugsbereich über einen Vorfluter

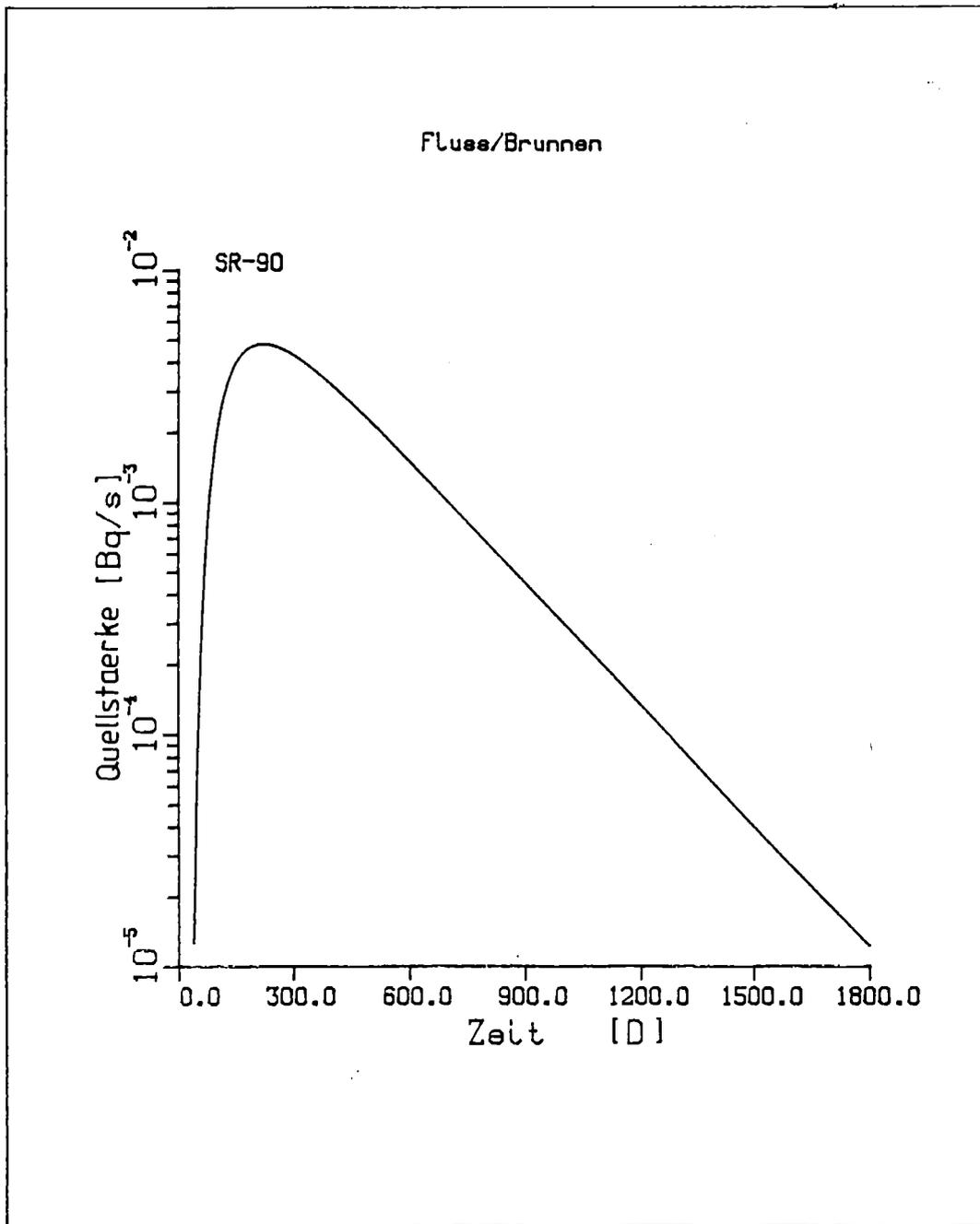


Abb.C-2 : Zeitabhängiger Quellterm für Sr-90 in einen Brunnen aufgrund einer 4-stündigen Freisetzung von insgesamt $1.85E+05$ Bq in den Brunneneinzugsbereich über einen Vorfluter

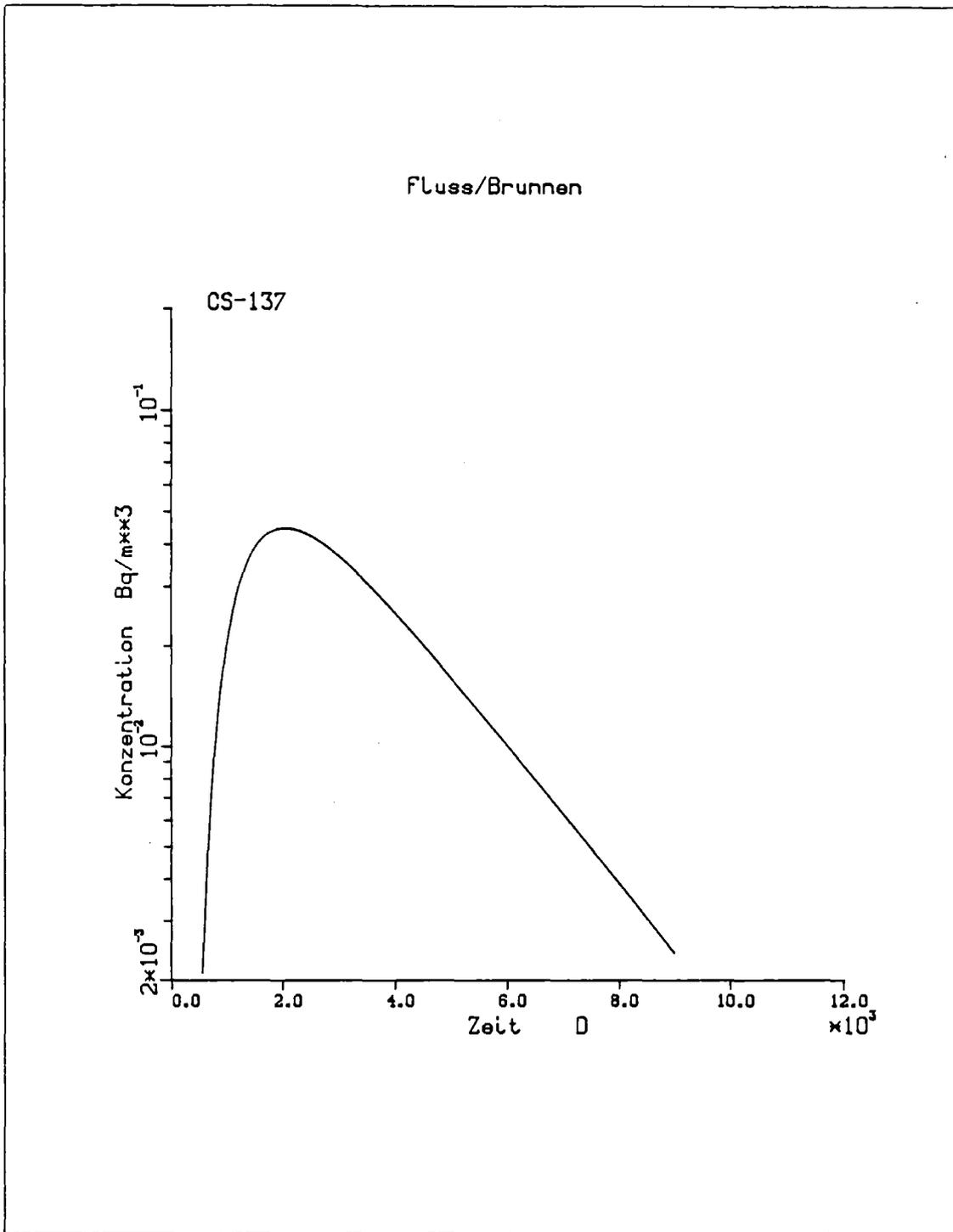


Abb.C-3 : Zeitabhängige Aktivitätskonzentration von Cs-137 im Brunnenwasser

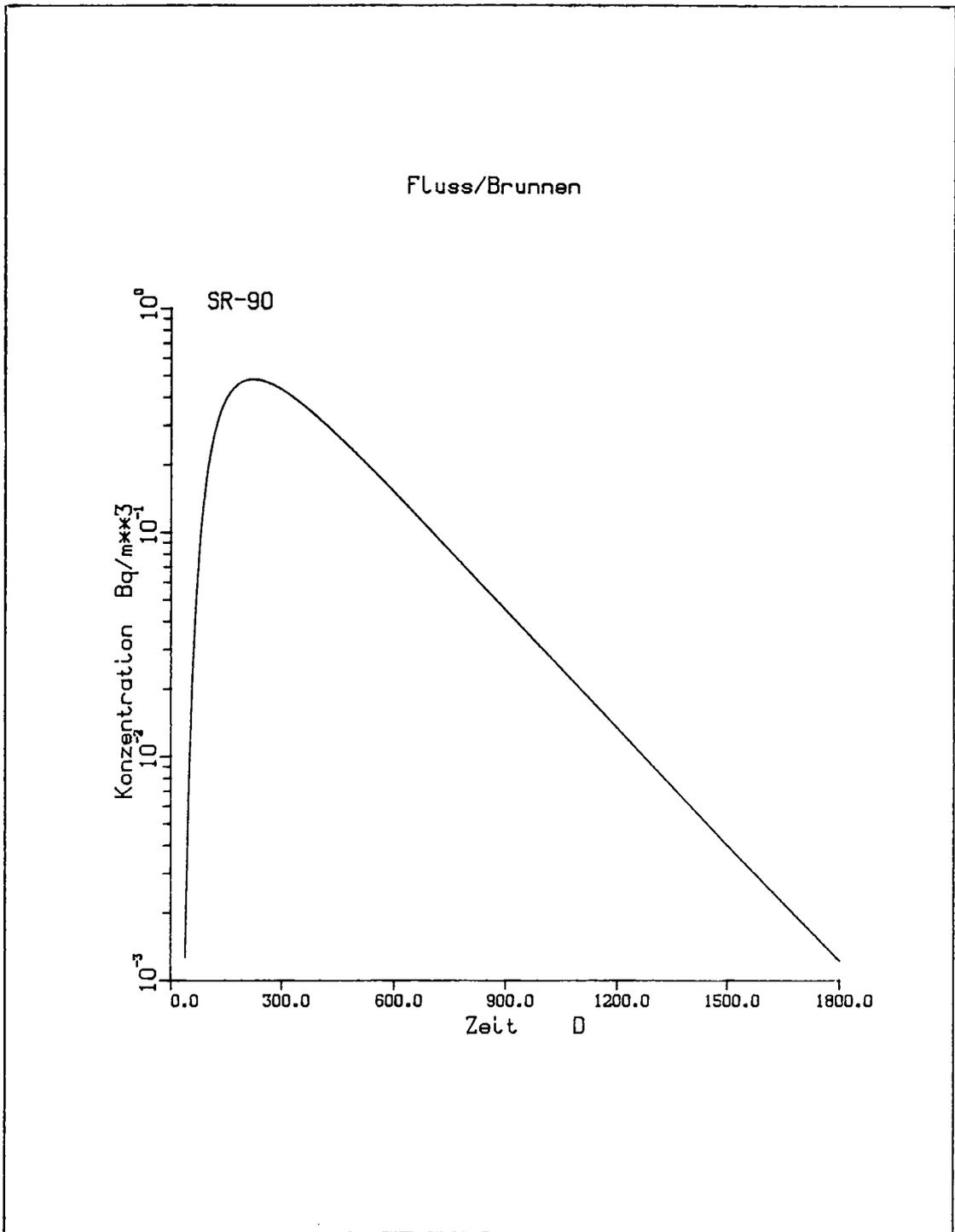


Abb.C-4 : Zeitabhängige Aktivitätskonzentration von Sr-90 im Brunnenwasser