



KfK 4512  
Oktober 1989

# **Abschätzung der Radionuklidverteilung und der Strahlenexposition bei Auslaugung einer erstarrten Kernmaterial-Beton-Schmelze durch Grundwasser**

A. Bayer, I. Al-Omari, W. Tromm  
Institut für Neutronenphysik und Reaktortechnik  
Institut für Reaktorbauelemente  
Projektgruppe LWR-Sicherheit

**Kernforschungszentrum Karlsruhe**



KERNFORSCHUNGSZENTRUM KARLSRUHE

Institut für Neutronenphysik und Reaktortechnik  
Institut für Reaktorbauelemente  
Projektgruppe LWR-Sicherheit

KfK 4512

Abschätzung der Radionuklidverteilung und der Strahlenexposition  
bei Auslaugung einer erstarrten Kernmaterial-Beton-Schmelze  
durch Grundwasser

Anton Bayer\*, Imad Ai-Omari, Walter Tromm

\*seit 1988: Institut für Strahlenhygiene, Bundesgesundheitsamt,  
München-Neuherberg

Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH, Karlsruhe

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

Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH  
Postfach 3640, 7500 Karlsruhe 1

ISSN 0303-4003

## Kurzfassung

In der Folge eines Kernschmelzen-Unfalls in einem Kernkraftwerk kann nicht ganz ausgeschlossen werden, daß die Schmelze, bestehend aus Kerninventar und Strukturmaterial, in das Fundament eindringt und dieses teilweise durchdringt. Für eine wiedererstarrte Kernmaterial-Beton-Schmelze eines 1300 MWe-Druckwasserreaktors wird auf der Basis zweier Modellannahmen die Auslaugung von Radionukliden durch das vorbeiströmende Grundwasser abgeschätzt. Mit Hilfe eines analytischen Ausbreitungsmodells wird die Verfrachtung der gelösten Radionuklide mit dem Grundwasser simuliert; dabei werden hydrogeologische Parameter, wie sie für den Oberrheingraben charakteristisch sind, zugrunde gelegt. Es werden die daraus resultierenden Konzentrationen im Grundwasser sowie im Wasser eines Flusses, in den das Grundwasser übertritt, berechnet. Für verschiedene Expositionspfade werden mit Hilfe einfacher Modelle die daraus resultierenden Strahlenexpositionen abgeschätzt. Danach sind die höchsten Strahlenexpositionen über die Expositionspfade "Beregnung von Gemüse mit Grundwasser" und "Trinkwasser aus Grundwasser" zu erwarten; das Radionuklid Sr-90 liefert hierbei den wesentlichen Beitrag. Die entsprechenden Strahlenexpositionen, die aus der Verwendung kontaminierten Flußwassers resultieren, sind etwa um den Faktor  $10^5$  niedriger; auch hier dominiert das Radionuklid Sr-90. Für die getroffene Annahme, daß nach 1000 Tagen die Ausbreitung der Radionuklide gestoppt werden kann, verkürzt sich entsprechend die Zeitdauer des Auftretens der maximalen Radionuklidkonzentration und somit auch der maximalen Strahlenexposition. Es wird eine Reihe technischer und administrativer Maßnahmen angegeben, mit deren Hilfe es möglich ist, die Radionuklidkonzentration im Grundwasser bzw. die Strahlenexposition wesentlich zu reduzieren.

## Estimation of Radionuclide Distribution and Radiation Exposure in the Process of Solidified Core-Concrete-Melt Leaching out by Groundwater

### Abstract

After a core meltdown accident in a nuclear power plant it cannot be completely ruled out that the melt consisting of core inventory and structural material is reaching and partly penetrating the concrete foundation. The amount of radionuclides leached out by the passing groundwater is estimated on the basis of two model assumptions for a resolidified core-concrete-melt of a 1300 MWe pressurized water reactor. The transport of dissolved radionuclides in groundwater is simulated by an analytical dispersion model; the underlying parameters being the hydrogeological characteristics of the Upper Rhine Valley. They are the basis for calculating the resulting concentrations in the groundwater and in the river water into which the groundwater has flown. Using simple models the ensuing radiation exposures are estimated for various exposure pathways. Accordingly, the highest radiation exposures must be anticipated to occur via the exposure pathways "irrigation of vegetables with groundwater" and "drinking water from groundwater", with the major contribution made by the radionuclide Sr-90. The radiation exposures resulting from the use of contaminated river water are lower by approx. the factor  $10^5$ , with the radionuclide Sr-90 also dominating here. Assuming that at the end of 1.000 days the dispersion of radionuclides can be stopped, the duration of occurrence of the maximum radionuclide concentration and hence also of the maximum radiation exposure is shortened accordingly. A number of technical and administrative measures are indicated which allow the radionuclide concentration in the groundwater and the radiation exposure, respectively, to be reduced considerably.

## Verzeichnis der Tabellen

- Tab.1: Kerninventar und prozentualer Anteil in der Schmelze
- Tab.2: Hydrogeologische Daten des Oberrheingrabens
- Tab.3: Maximale Radionuklidkonzentrationen in einem Brunnen  
in Abhängigkeit von der Entfernung
- Tab.4: Maximale Radionuklidübertrittsrates in einen Fluß  
in Abhängigkeit von der Entfernung
- Tab.5: Dosisfaktoren für Ingestion Kleinkind
- Tab.6: Dosisfaktoren für Ingestion Jugendlicher
- Tab.7: Dosisfaktoren für Ingestion Erwachsener
- Tab.8: Altersabhängige Nahrungsmittelaufnahmen
- Tab.9: Umrechnungsfaktoren der Dosisfaktoren für Ingestion
- Tab.10: Dosisleistungsfaktoren für Gammastrahlung vom Boden

## Verzeichnis der Abbildungen

- Abb. 1: Erosion eines DWR- Fundamentes nach einem Kernschmelzunfall
- Abb. 2: Ausbreitung der Schmelzfront in einem DWR- Fundament bei Kühlung an der Fundamentunterseite
- Abb. 3: Grundwasservorkommen im Lockergestein
- Abb. 4: Die verschiedenen Grundwasserleiter im mittleren Oberrheingraben
- Abb. 5: Übersicht über den Ablauf geologischer Ereignisse in Südwest- Deutschland
- Abb. 6: Aktivitäts- Konzentration in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Reaktor- Brunnen für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen
- Abb. 7: Aktivitäts- Übertrittsrate in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Reaktor- Fluß für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen
- Abb. 8: Effektive Jahresäquivalentdosis eines Erwachsenen für den Expositionspfad:  
'Trinkwasser aus Grundwasser'  
in Abhängigkeit von der Entfernung Reaktor- Brunnen für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen
- Abb. 9: Effektive Jahresäquivalentdosis eines Erwachsenen für den Expositionspfad:  
'Gemüse mit Brunnenwasser beregnet'  
in Abhängigkeit von der Entfernung Reaktor- Brunnen für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen
- Abb.10: Effektive Jahresäquivalentdosis eines Erwachsenen für den Expositionspfad:  
'Trinkwasser aus Flußwasser'  
in Abhängigkeit von der Entfernung Reaktor- Fluß für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen
- Abb.11: Effektive Jahresäquivalentdosis eines Erwachsenen für den Expositionspfad:  
'Gemüse mit Flußwasser beregnet'  
in Abhängigkeit von der Entfernung Reaktor- Fluß für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen



Abb.12: Effektive Jahresäquivalentdosis eines Erwachsenen  
für den Expositionspfad:  
'Fischverzehr'  
in Abhängigkeit von der Entfernung Reaktor- Fluß  
für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen

Abb.13: Effektive Jahresäquivalentdosis eines Erwachsenen  
für den Expositionspfad:  
'Aufenthalt auf Überschwemmungsgebieten'  
in Abhängigkeit von der Entfernung Reaktor- Fluß  
für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen

## INHALTSVERZEICHNIS

1. Einleitung . . . . .	9
2. Eindringen der Kernschmelze und Auslaugung der erstarrten Schmelze .	13
2.1 Eindringen der Kernschmelze in das Reaktorfundament . . . . .	13
2.2 Auslaugung der erstarrten Kernmaterial-Beton-Schmelze . . . . .	15
3. Radionuklidtransport im Grundwasser . . . . .	17
3.1 Grundwasser und Grundwasserströmung . . . . .	17
3.2 Radionuklidtransport im Grundwasser . . . . .	19
3.3 Verhalten radioaktiver Stoffe im Boden . . . . .	21
4. Grundwasserverhältnisse im Oberrheingraben und am Standort Philipps- burg . . . . .	23
4.1 Hydrogeologische Gegebenheiten . . . . .	23
4.2 Geologische Gegebenheiten . . . . .	24
4.3 Hydrologische Gegebenheiten . . . . .	25
4.3.1 Grundwasser . . . . .	25
4.3.2 Oberflächenwasser . . . . .	26
5. Ermittlung der Radionuklidverteilungen im Grundwasser und im Flußwas- ser . . . . .	27
5.1 Aufgabe der Modelle und erforderliche Beschränkungen . . . . .	27
5.2 Beschreibung des angewandten Modells . . . . .	28
6. Strahlenexposition über potentielle Expositionspfade . . . . .	34
6.1 Darstellung potentieller Expositionspfade . . . . .	34
6.2 Beschreibung der berücksichtigten Expositionspfade . . . . .	36
7. Darstellung der Ergebnisse . . . . .	38
7.1 Radionuklidkonzentrationen im Grundwasser und im Flußwasser . . .	38
7.2 Strahlenexposition über verschiedene Expositionspfade . . . . .	41
7.3 Diskussion der Ergebnisse . . . . .	42
8. Mögliche Gegenmaßnahmen . . . . .	46
8.1 Technische Maßnahmen . . . . .	46
8.2 Administrative Maßnahmen . . . . .	49
9. Zusammenfassung und Schlußfolgerungen . . . . .	50

Anhang A: Kernschmelzenunfall in einem Druckwasserreaktor . . . . .	57
Anhang B: Grundwasserbewegung . . . . .	59
<i>B.1 Grundwasserfließgeschwindigkeit</i> . . . . .	59
<i>B.2 Bestimmung der Grundwasserströmungsrichtung</i> . . . . .	61
Anhang C. Entwicklungsgeschichte des Oberrheingrabens . . . . .	63
Anhang D: Untersuchungen zum Radionuklidtransport im Grundwasser . . .	65
<i>D1: Bericht der Kernforschungsanlage Jülich</i> . . . . .	66
<i>D2: Bericht des Projekts Sicherheitsstudien Entsorgung</i> . . . . .	68
<i>D3: Bericht des Central Electricity Generating Board</i> . . . . .	69
<i>D4: Bericht der Sandia National Laboratories</i> . . . . .	71
Literaturverzeichnis . . . . .	73

## 1. EINLEITUNG

Neuere Untersuchungen zum Kernschmelzunfall in einem Kernkraftwerk mit Druckwasserreaktor vom Typ Biblis B, die mit Hilfe von Modellrechnungen zur Betonzerstörung (WECHSL) /1/ durchgeführt wurden, zeigen, daß die Kernschmelze die Unterseite des 6 m dicken Fundaments des Reaktorgebäudes etwa 4 - 5 Tage nach Unfallbeginn erreicht. Eventuell durch die wirksam werdende Grundwasserkühlung noch vorhandene dünne Betonschichten von wenigen Zentimetern Dicke zwischen Schmelze und Grundwasser verhindern nicht ein Auslaugen der Radionuklide aus der erstarrten Kernmaterial- Beton- Schmelze durch das vorbeiströmende Grundwasser über Risse und Klüfte im Beton. /6/. Bei den in der Schmelze vorhandenen Radionukliden handelt es sich vorwiegend um schwerflüchtige Elemente, die während des Kernschmelzens und danach nahezu vollständig im Schmelzgemisch verbleiben. Bei den leichterflüchtigen Elementen kann angenommen werden, daß sie zu mehr als 90 % in den Sicherheitsbehälter freigesetzt werden /5/.

Um die aus einem derartigen Ereignis möglicherweise resultierende Strahlenexposition abzuschätzen, gilt es, folgende Teilaspekte zu untersuchen:

- Material-Zusammensetzung und Radionuklidinventar der erstarrten Kernmaterial- Beton- Schmelze
- Auslaugungsvorgang der erstarrten Schmelze durch das vorbeiströmende Grundwasser
- Radionuklidverteilung im strömenden Grundwasser und nach Übertritt in Oberflächengewässer
- Strahlenexposition bei angenommener Nutzung des Grundwassers und des Oberflächenwassers
- Mögliche technische Gegenmaßnahmen zur Begrenzung der Radionuklidausbreitung und deren Wirksamkeit
- Mögliche administrative Gegenmaßnahmen zur Begrenzung der Strahlenexposition und deren Wirksamkeit

Die erstarrte Kernschmelze besteht aus einem geringen Anteil metallischen Stahls und einer etwa 1000 m<sup>3</sup> umfassenden oxidischen Schmelze, zusammenge-

setzt aus Brennstoff, Metalloxiden und den Zersetzungsprodukten des erschmolzenen Betons, wobei  $\text{SiO}_2$  den Hauptanteil stellt.

Für die folgenden Untersuchungen wird angenommen, daß die Kernschmelze im Betonfundament eine kreisförmige Kontaktfläche von 16 m Durchmesser zum Grundwasserbereich ausbildet. Es wird weiterhin angenommen, daß sich die Randzonen der Schmelze verkrusten, da die Wärme in den kalten Beton abgeführt wird. Etwa 20 Tage nach Unfalleintritt kann davon ausgegangen werden, daß das Grundwasser über Risse und Klüfte des Restbetons mit der Kruste der Schmelze in Kontakt kommt. Da die Randbereiche der Schmelze irregulär und mit Hohlräumen erstarren, muß davon ausgegangen werden, daß die Oberfläche, die vom Grundwasser erreicht werden kann, um etwa den Faktor 10 größer ist als die geometrische Kreisfläche, wie dies z. B. bei HAW- Glaskokillen der Fall ist. Die Temperatur der Kernmaterial- Beton- Schmelze liegt etwa bei  $100^\circ \text{C}$ , d.h. es sind noch Siedeprozesse in der Kontaktregion zu erwarten /6/.

Aus der teilerstarrten Kernmaterial- Beton- Schmelze wird in der Folgezeit von dem Grundwasser Material herausgelöst und mit dem Grundwasserstrom verfrachtet. Über diesen Auslaugungsvorgang der als glasartig anzunehmenden Kruste liegen wenige Kenntnisse vor. Es wird daher angenommen, daß die Auslaugung ähnlich erfolgt wie bei der Auslaugung von verglasten Abfallprodukten des kerntechnischen Brennstoffkreislaufes, mit dem Unterschied, daß hier, da es sich um wenig resistentes Glas handelt, von einer gegenüber den verglasten Abfallprodukten höheren Auslaugrate ausgegangen werden kann.

Im Hinblick auf den zeitlichen Verlauf der Auslaugung wird von zwei Modellannahmen ausgegangen. Der ersten Modellvorstellung wird eine zeitlich konstante Auslaugung zugrunde gelegt. Nach dem zweiten Modell nimmt die Auslaugung mit der Zeit ab. Diese Annahme geht davon aus, daß durch Bildung einer Schicht aus nicht oder schwerer löslichen Bestandteilen an der Oberfläche eine Diffusionssperre entstehen kann, die den Auslaugungsprozess verzögert.

Die ausgelaugten Stoffe werden mit dem Grundwasserstrom verfrachtet. Der Ausbreitungsvorgang der Radionuklide im Grundwasser wird durch eine Reihe von Prozessen bestimmt. Zum einen bestimmen die Geschwindigkeit des Grundwasserstromes sowie die Struktur des Grundwasserleiters die Ausbreitung, zum anderen bewirken die Adsorptions- und Desorptionseigenschaften des Grundwasserleiters gegenüber den betreffenden Radionukliden eine Anlagerung am Gestein und Remobilisierung und damit eine gewisse Verzögerung des Trans-

portes. Schließlich führt der radioaktive Zerfall zu einer Abnahme der Radionuklidkonzentration.

In dieser Arbeit wird, um erste Abschätzungen über die Radionuklidausbreitung zu ermöglichen:

- Die Radionuklidquelle geometrisch vereinfacht dargestellt (Vereinfachung zu einer Linienquelle senkrecht zur Ausbreitungsrichtung)
- Homogenität und Isotropie des Grundwasserleiters angenommen
- Gleichförmigkeit und Stationarität der Grundwasserströmung angenommen
- Die Ausbreitung der Radionuklide mittels eines analytischen Modells simuliert, das die Strömungsgeschwindigkeit, die Dispersionsprozesse, die Adsorption und Desorption der Nuklide sowie den radioaktiven Zerfall berücksichtigt

Für die Ermittlung der Radionuklidkonzentration wird in diesem Rahmen von einem einheitlich aufgebauten Aquifer mit konstanter Mächtigkeit, Porosität und Dispersivität ausgegangen, wie es für die Sand- und Kies- Region des Oberrheingrabens charakteristisch ist und für die Standorte Philippsburg und Biblis Gültigkeit hat.

Mit dem verwendeten Modell lassen sich ebenfalls die Übertrittsraten in einen Fluß ermitteln. Die Radionuklidkonzentrationen im Flußwasser berechnen sich damit durch Multiplikation mit der Abflußrate (für den Rhein wurden  $1.000 \text{ m}^3/\text{s}$  zugrunde gelegt).

Anhand der ermittelten Konzentrationen im Grundwasser und im Flußwasser wird mit Hilfe von Expositionsmodellen die Strahlenexposition abgeschätzt. Diese Abschätzung erfolgt über 6 Expositionspfade:

- Konsum von Trinkwasser, das aus kontaminiertem Grundwasser ohne Dekontaminationsverfahren gewonnen wurde
- Konsum von Trinkwasser, das ohne Dekontaminationsverfahren aus dem Fluß entnommen wurde, in den das kontaminierte Grundwasser übergetreten ist
- Verzehr von Fisch aus kontaminiertem Flußwasser
- Verzehr von Gemüse, das mit kontaminiertem Grundwasser bewässert wurde.
- Verzehr von Gemüse, das mit kontaminiertem Flußwasser bewässert wurde.

- Aufenthalt auf periodisch überschwemmten Uferzonen

Als Realisierung von technischen Maßnahmen zur Eingrenzung der Ausbreitung aufgrund bisher entwickelter Techniken im Bereich von Deponien bieten sich folgende Möglichkeiten an:

- Einziehen von Dichtungswänden um die Anlage
- Grundwasserabpumpung zur Trockenlegung des Reaktorfundamentes
- Niederbringen von Abschöpfbrunnen, die verhindern, daß Grundwasser über den Standortbereich hinausgelangt
- Gezielte Einsetzung der Bodengefriertechnik
- Dekontamination des Trinkwassers bei der Wasseraufbereitung

Zur Eingrenzung der Strahlenexposition sind folgende administrative Gegenmaßnahmen denkbar:

- Stilllegung der Entnahmebrunnen, die zur Trinkwassergewinnung und zu Beregnungszwecken dienten.
- Absperrung des radioaktiv kontaminierten Gebietes
- befristetes Fangverbot für die Binnenfischerei

Auf diese Möglichkeiten und ihre Wirksamkeit wird in Kap. 8 eingegangen.

## 2. EINDRINGEN DER KERNSCHMELZE UND AUSLAUGUNG DER ERSTARRTEN SCHMELZE

### 2.1 Eindringen der Kernschmelze in das Reaktorfundament

Nach Modellrechnungen mit dem Code WECHSL sowie nach Abschätzungen mit anderen Wärmeleitcodes durchdringt bei einem Kernschmelzunfall in einem Kernkraftwerk mit Druckwasserreaktor der 1300 MW- Klasse die Schmelze das 6 m dicke Fundament des Reaktors nach etwa 4 - 5 Tagen nach Unfallbeginn nahezu /2/. Abb. 1 zeigt die Fundamenterosion und lokale Fundamentdurchdringung zur Zeit  $t = 5.0$  Tagen, die mit dem Code WECHSL berechnet wurden. Der Beton des Reaktorfundaments besteht zu fast 80% aus Zuschlagsstoffen (überwiegend silikatischer Kies), zu etwa 4% aus Wasser in den Poren des Betons und zu 16% aus einer Zementphase, die überwiegend aus Kalziumhydroxid besteht.

Der Zersetzungsprozeß von Beton beginnt bei etwa  $100^{\circ}\text{C}$  mit der Freisetzung des physikalisch gebundenen Wassers. Auf einem Temperaturniveau um  $550^{\circ}\text{C}$  finden neben der Freisetzung von Wasserdampf auch der Wechsel von  $\alpha$ - zu  $\beta$ -Quarz sowie die Zersetzung von  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  unter Wasserabgabe statt. Bei  $700 - 800^{\circ}\text{C}$  folgt die Freisetzung des chemisch fester gebundenen Hydrat- Wassers. Die Erweichungs- bzw. Schmelztemperatur des Betons liegt etwa bei  $1300$  bis  $1400^{\circ}\text{C}$ .

Beim Eindringen der Kernschmelze in den Beton verringert sich innerhalb von 0,5 Std. die Temperatur der ursprünglichen Kernschmelze von ca.  $2400^{\circ}\text{C}$  auf ca.  $1500^{\circ}\text{C}$ . Damit wird auch die anfänglich hohe Aufschmelzgeschwindigkeit reduziert.

Die Zusammensetzung der Gesamtschmelze im hier interessierenden Zeitraum lässt sich wie folgt charakterisieren: Sie besteht aus einer etwa  $1000\text{ m}^3$  oder mehr umfassenden oxidischen Schmelze, zusammengesetzt aus Brennstoff ( $\text{UO}_2$ ), Metalloxiden ( $\text{ZrO}_2$ ,  $\text{Cr}_2\text{O}_3$ ,  $\text{FeO}$ , etc.) und den Zersetzungsprodukten des erschmolzenen Betons ( $\text{SiO}_2$ ,  $\text{Al}_2\text{O}_3$ ,  $\text{CaO}$ ). Dominierend ist dabei mit mehr als 75% der Gehalt an  $\text{SiO}_2$ . Der Anteil des Stahls ist gering.

In der oxidischen Schmelze sind die schwerflüchtigen Spalt- und Aktivierungsprodukte gelöst; bei den Modellrechnungen wird deren örtliche Verteilung in der Schmelze als homogen angenommen. Die leichtflüchtigen Spaltprodukte sind nicht mehr oder nur noch zu geringen Mengen in der Schmelze vorhanden; der größte Anteil wurde in den Sicherheitsbehälter (Containment)



freigesetzt. Aus Gründen der Konservativität wird in dieser Arbeit ein in der Schmelze verbliebener Anteil von 10% angenommen.

Während der ersten 200 Tage nach Eindringen der Schmelze in den Beton verbreitert sich die Schmelze im Fundamentbereich horizontal bis zu einem Radius von etwa 12 Meter. Vertikal dringt die Schmelze innerhalb von 4 - 5 Tagen bis auf eine Tiefe von 6 m vor. Nach 200 Tagen wird die noch anfallende Nachwärme stabil über die Ränder der Schmelze abgeführt (s. Abb. 2) /6/.

Bei dem hier betrachteten Referenzstandort Kernkraftwerk Philippsburg(4) (Oberrheingraben) befindet sich die Unterkante des Reaktorfundamentes im Grundwasser und wird daher ständig von Grundwasser benetzt. Die mit Grundwasserkontakt einsetzende Kühlung der Schmelze verlangsamt ein weiteres Vordringen in den Untergrund; die Schmelze bildet eine glasartige, silikathaltige Kruste aus.

Es wird im folgenden davon ausgegangen, daß die Kernmaterial- Beton- Schmelze mit dem Grundwasser eine geometrische Kreisfläche von 16 m Durchmesser ausbildet; infolge der Risse und Klüfte im Beton wird die tatsächliche Kontaktfläche aber um einen Faktor 10 größer angenommen.

---

(4) Für den Standort Biblis gelten praktisch die gleichen Aussagen

## 2.2 Auslaugung der erstarrten Kernmaterial-Beton-Schmelze

Eventuell noch vorhandene dünne Betonschichten zwischen der Schmelze und dem Grundwasser haben nur eine geringe Barrierewirkung und können somit den Zutritt des vorbeiströmenden Grundwassers über Klüfte und Risse an die Unterseite der Schmelze nicht mehr verhindern. Es wird angenommen, daß etwa 20 Tage nach Unfalleintritt die großflächige Auslaugung von Bedeutung wird. Wegen der geringen Strömungsgeschwindigkeit des Grundwassers von ca. 0.5 m/d ist mit lokalen Siedeprozessen (unterkühltes Sieden) an der Krustenunterseite zu rechnen. Die charakteristische Temperatur, bei der die Auslaugung abläuft, beträgt etwa 100 ° C /6/.

Das Grundwasser dringt in den zerklüfteten Beton ein, es kommt zu lokalen Siede- und Kondensationsprozessen; dabei kann bei dem metallischen Anteil der Schmelze möglicherweise auch Dampfkorrosion auftreten. Es wird angenommen, daß sich die ausgelaugten Produkte homogen in den Grundwasserstrom einmischen. Der tatsächliche Einmischungsprozess dürfte sehr kompliziert sein und ist noch nicht erforscht.

Die Materialien werden von der glasartigen Oberfläche der wiedererstarteten Schmelze in das Grundwasser ausgelaugt. Es bilden sich verschiedene Schichtungen in der verkrusteten Oberfläche der Schmelze aus. Anfangs wird eine höhere Löslichkeit vorhanden sein, die aufgrund von Sättigungserscheinungen langsam abnimmt. Bei Überschreiten der Sättigung des Grundwassers wird das gelöste Material der Schmelze dann wieder ausfallen' /3/.

Bei der Festlegung der Auslaugrate der glasigen Kruste wurde von einem Wert ausgegangen, wie er im Zusammenhang mit verglasten Abfallprodukten aus der Wiederaufarbeitung ermittelt wurde. Dieser beträgt nach /3,4/:

$$A = 10^{-4} \text{ g}/(\text{cm}^2 * \text{d})$$

(2.2.1)

Da die tatsächlichen Krusten der wiedererstarteten Schmelze eine geringere Auslaugresistenz erwarten lassen als speziell entwickelte Gläser, wurde der Wert nach /3/ um den Faktor 100 erhöht:

$$A = 10^{-2} \text{ g}/(\text{cm}^2 * \text{d})$$

(2.2.2)

Dieser Wert darf als konservativ betrachtet werden.(5)

Bezüglich des Auslaugungsprozesses wurden in den hier durchgeführten Untersuchungen 2 Modellvorstellungen zugrundegelegt.

Der ersten Modellvorstellung wird eine zeitlich konstante Auslaugung zugrunde gelegt:

$$r_1(t) = A$$

(2.2.3)

Der zweiten Modellvorstellung wird eine mit der Zeit abnehmende Auslaugung zugrunde gelegt; diese Annahme geht davon aus, daß durch Bildung einer Schicht aus nicht oder schwerer löslichen Bestandteilen an der Oberfläche eine Diffusionssperre entstehen kann, welche die Auslaugung verzögert /10/:

$$r_2(t) = A (t/t_0)^{-0.334}$$

(2.2.4)

t, t<sub>0</sub> in Stunden

Mit den in Abschnitt 2.1 getroffenen Annahmen über die Kontaktfläche der Kernmaterial- Beton- Schmelze mit dem Grundwasser ergibt sich damit bei konstanter Auslaugrate eine tägliche Auslaugung von 200 kg. Bei der Zeitabhängigen gilt dieser Wert anfänglich ebenfalls; er fällt dann aber innerhalb von 40 Tagen auf 1/10 (20 kg) des anfänglichen Wertes ab.

Der Wert für den Auslaugfaktor A erscheint sehr hoch, da aber über die hier auftretenden Auslaugprozesse und Sättigungserscheinungen keine genauen Kenntnisse vorliegen, wurden die Untersuchungen mit diesem Wert durchgeführt.

---

(5) Ein im Kernforschungszentrum Karlsruhe, INE, durchgeführter Versuch ergab einen Anhaltswert für die Auslaugrate von  $8 * 10^{-4} \text{ g}/(\text{cm}^2\text{d})$ . Es wurden dazu Probekörper nach Vorgaben aus den BETA- Experimenten hergestellt und diese in der Soxhlet- Apparatur des INE einer Auslaugung unterzogen. /Prof. Dr. H. Pentinghaus, INE-KfK: Persönliche Mitteilung, 1989/

### 3. RADIONUKLIDTRANSPORT IM GRUNDWASSER

#### 3.1 Grundwasser und Grundwasserströmung

Grundwasser ist nach DIN 4049 /11/ Wasser, das Hohlräume der Erdrinde zusammenhängend ausfüllt und dessen Bewegung nahezu ausschließlich von der Schwerkraft bzw. von den durch die Bewegung selbst verursachten Reibungskräften bestimmt wird. Das Grundwasser kann mit freiem Wasserspiegel auf einer undurchlässigen Bodenschicht anstehen, oder zwischen 2 undurchlässigen Bodenschichten in gewissen Bereichen infolge des hydrostatischen Druckes gespannt(6) anzutreffen sein.

Es können mehrere Grundwasserstockwerke (gespanntes und ungespanntes Grundwasser) übereinander liegen. Abb. 3 /11/ gibt einen Überblick über die verschiedenen möglichen Grundwasservorkommen im Lockergestein. Die Strömung des Grundwassers ist eine i. a. laminare Bewegung des Wassers durch die Poren oder Klüfte des Bodens; sie wird verursacht durch ein vorhandenes Grundwassergefälle. Ausgesprochene Turbulenzerscheinungen sind im Grundwasserbereich verhältnismäßig selten und meist auf Karstgrundwasserleiter beschränkt. Nach H. Darcy (1803 - 1858) kann die Geschwindigkeit des Grundwassers (Filtergeschwindigkeit)(7) bei laminarer Bewegung wie folgt beschrieben werden:

$$v_f = k_f * dH/dl \quad (3.1.1)$$

$v_f$  = Filtergeschwindigkeit

$k_f$  (m/d) = Durchlässigkeitsbeiwert(8)

---

(6) gespanntes Grundwasser = Grundwasser unter einer Deckfläche ohne freien Wasserspiegel

(7) Filtergeschwindigkeit = Darcy- oder auch Durchgangsgeschwindigkeit

Die verschiedenen in der Hydrogeologie verwandten Geschwindigkeiten sind in Anhang B erläutert

(8)  $k_f$  bezeichnet den Durchlässigkeitsbeiwert des Grundwasserleiters, der die Filtergeschwindigkeit je Gefälle ausdrückt und von der Boden- bzw. Wasserbeschaffenheit abhängig ist.

$dH/dl$  = Potentialgefälle

mit

$dH$  (m) = Potentialunterschied

$dl$  (m) = auf  $dH$  bezogene Entfernung

Die Filtergeschwindigkeit  $v_f$  bezeichnet also die Geschwindigkeit, mit der ein bestimmtes Volumen Wasser eine Fläche durchströmt. Die mittlere Geschwindigkeit  $v_a$  eines Wasserteilchens zwischen zwei Beobachtungspunkten (Abstandsgeschwindigkeit) ist größer als die Filtergeschwindigkeit  $v_f$ , da die Summe der Porenquerschnitte kleiner als der Durchflußquerschnitt ist. Es gilt:

$$v_a = v_f / n_e \quad (3.1.3)$$

$v_a$  (m/d) = Abstandsgeschwindigkeit

$n_e$  (-) = effektive Porosität

Die effektive Porosität bezeichnet das Verhältnis aus durchströmtem Volumen zum Gesamtvolumen. Die Gültigkeit des Darcy'schen Gesetzes ist auf laminares Fließen beschränkt. Mit Hilfe der Reynolds- Zahl, dem Verhältnis aus Trägheitskräften zu Reibungskräften, kann man die Grenzen für das Darcy- Gesetz näherungsweise ermitteln:

$$Re = \rho * v_f * d / \eta \quad (3.1.4)$$

$Re$  (-) = Reynoldszahl

$\rho$  (kg/m<sup>3</sup>) = Dichte des Wassers

$v_f$  (m/d) = Filtergeschwindigkeit (siehe Gl. 3.1.1)

$d$  (m) = charakteristische Länge (Korndurchmesser)

$\eta$  (kg/m/s) = dynamische Viskosität des Wassers

Mit  $Re$  gleich 1 ist eine obere Grenze für die Gültigkeit des Darcy'schen Gesetzes gegeben, da ab dann turbulentes Fließen vorliegen kann. Die untere Grenze ist bestimmt durch die Adhäsionskräfte, die bei sehr kleinen Poren (Porendurchmesser  $< 8 * 10^{-6}$  m) zwischen dem Festmaterial des Bodens und dem vorbeiströmenden Wasser wirksam werden.

### 3.2 Radionuklidtransport im Grundwasser

In einem flüssigkeitsgesättigten, porösen Medium wird die Vermischung und Verteilung der gelösten Substanzen im Strömungsfeld während des Transports durch molekulare Diffusion, mechanische Dispersion, Turbulenzen, Adsorptions- und Desorptionsprozesse, Ausfilterung, Abbau und radioaktiven Zerfall bestimmt.

Das Zusammenwirken von mechanischer Dispersion und molekularer Diffusion bezeichnet man als hydrodynamische Dispersion, die infolge mikroskopischer Fließgeschwindigkeitsunterschiede zu einer räumlichen und zeitlichen Verteilung der Radionuklidkonzentration  $C(x,y,z,t)$  im Grundwasser führt.

Auf das Adsorptions- und Desorptionsverhalten der Radionuklide mit dem Gestein des Grundwasserleiters wird im nächsten Kapitel eingegangen.

Der Dispersionskoeffizient  $D$  ist das Produkt von mittlerer Abstandsgeschwindigkeit  $v_a$  und Dispersivität  $\alpha$  /12/:

$$D = \alpha * v_a \quad (3.2.1)$$

$D$  ( $m^2 / d$ ) = Dispersionskoeffizient

$\alpha$  (m) = Dispersivität(9)

$v_a$  (m / d) = Abstandsgeschwindigkeit (s.Gl. 3.1.3)

Die Komponenten der Dispersion in x-, y- und z- Richtung werden longitudinale ( $D_l$ ), transversale ( $D_t$ ) und vertikale Dispersion ( $D_v$ ) genannt. Da in dieser Arbeit ein räumlich homogener Aquifer vorausgesetzt wird, kann die transversale und die vertikale Dispersion gleichgesetzt werden, d. h.  $D_t = D_v$ .

Nach gegenwärtigem Wissensstand ist die Dispersion in Fließrichtung des Grundwassers erheblich größer als die transversale oder vertikale Dispersion.

Der hydrodynamische Dispersionskoeffizient ist von der Korngrößenverteilung, der Kornform, der Orientierung der Körner sowie von der Abstandsgeschwin-

---

(9) Dispersivität = Verteilungsgrad

digkeit des Grundwassers abhängig. Dazu treten bei gröberklastischen(10) natürlichen Aquifersystemen noch die Einflüsse durch Gefügemerkmale (Schräg- bzw. Diagonalschichtung, gradierte Schichtung(11), Rippelschichtung(12) usw.) sowie lokale Fazieswechsel (Erosionsrinnen, Sandlinsen, Überflutungsbereiche, Rollkieslagen usw.) hinzu. Sich ändernde Gefügemerkmale und Fazieswechsel bewirken eine zusätzliche z. T. dominierende Erhöhung des Dispersionskoeffizienten. Eine durch geologische Schichtung oder Fazieswechsel beeinflusste Dispersion wird als Makrodispersion bezeichnet.

Mit zunehmender Entfernung nimmt der Einfluß geologisch bedingter Inhomogenitäten zu, so daß die Dispersionsparameter generell mit der Fließstrecke zunehmen. Eine Konstanz der Dispersivität läßt sich erst oberhalb von 1000 m vermuten, s. z.B. /12/.

---

(10) klastisches Gestein = Trümmergestein

(11) gradierte Schichtung = innerhalb einer Schicht von Sedimentgestein nimmt die Korngröße von unten nach oben ab

(12) Rippelschichtung = Wellenschichtung

### 3.3 Verhalten radioaktiver Stoffe im Boden

Der Boden wirkt einem Eindringen von Fremdstoffen über verschiedene Mechanismen entgegen. Er wirkt als mechanisches Filter, als Fällungsreagenz und als Ionenaustauscher, indem er Ionen, insbesondere Kationen (Cs, Sr usw.), adsorbiert und äquivalente Mengen an die Lösung desorbiert (abgibt).

Diese verschiedenen Mechanismen sind von folgenden Faktoren abhängig /7/:

- Die Filterwirksamkeit des Bodens ist von dem Durchmesser seiner Poren abhängig.
- Als Fällungsreagenz kann der Boden wirken, indem er bestimmte Stoffe bindet und zur Ausfällung bringt.
- Voraussetzung für eine mögliche Adsorption von Radionukliden im Boden ist, daß die Radionuklide in echt gelöster Form vorliegen. Dieser Vorgang ist vorwiegend chemischer Natur. Als Maß für die Adsorption von Radionukliden wurde der Verteilungskoeffizient eingeführt. Er und seine Abhängigkeit von den wichtigsten Parametern sollen im folgenden näher betrachtet werden.

Der Adsorptionskoeffizient oder Verteilungskoeffizient  $K_d$  beschreibt das Adsorptionsgleichgewicht zwischen dem Adsorbens und dem Adsorbat, d.h. der  $K_d$ -Wert besitzt nur Gültigkeit bei vollständiger Reversibilität von Sorption und Desorption. Er ist abhängig von:

- der Größe der inneren Oberfläche, bei Sand von der Korngröße
- der Materialzusammensetzung des Adsorbens
- der Konzentration des betrachteten Radionuklids in der Lösung
- der Fremdionenkonzentration in der Lösung
- der Temperatur und
- dem pH-Wert der Lösung.

Der Verteilungskoeffizient ist wie folgt definiert:

$$K_d = q / c \quad (3.3.1)$$



$K_d$  (ml/g) = Verhältnis aus der Konzentration im Boden  
zur Konzentration in der Lösung  
nach Einstellung des Gleichgewichtes

$q$  (g/g) = Konzentration im Boden nach Einstellung des Gleichgewichtes

$c$  (g/ml) = Konzentration in der Lösung nach Einstellung des  
Gleichgewichtes

Somit entspricht ein hoher Wert für den Verteilungskoeffizienten also einer großen Aufnahmefähigkeit des Bodens. Die Konzentration des betrachteten Radionuklids beeinflusst je nach Bodenart die Größe des Verteilungskoeffizienten sehr stark. Bei Sandböden nimmt die Aufnahmefähigkeit mit wachsender Konzentration sehr schnell ab, während tonige Böden aufgrund ihrer großen Oberfläche eine sehr große Aufnahmefähigkeit besitzen und somit erst viel später Sättigungseffekte aufzeigen.

Der pH-Wert hat auch einen großen Einfluß auf die Sorptionsfähigkeit eines Bodens; im allgemeinen fällt mit sinkendem pH-Wert auch der  $K_d$ -Wert. Die Verringerung des  $K_d$ -Wertes bei Abnahme des pH-Wertes wird auf die Erhöhung der  $H^+$ -Ionenkonzentration zurückgeführt /7/. Die  $H^+$ -Ionen treten, indem sie die Stellen des Minerals mit negativer Ladung, bzw. die austauschbaren Positionen einnehmen, in Konkurrenz mit den Lösungskationen.

Die Fremdionenkonzentration beeinflusst ebenfalls sehr stark den Verlauf des Verteilungskoeffizienten. Mit zunehmender Fremdionenkonzentration kommt es zu Ionen-Verdrängungseffekten, die Aufnahmefähigkeit des Bodens in Hinblick auf das betrachtete in der Lösung befindliche Radionuklid nimmt ab.

Aufgrund der angegebenen Abhängigkeiten kann der  $K_d$ -Wert für verschiedene Gegebenheiten sehr unterschiedliche Werte annehmen. Die Übertragung des bei bestimmten wassergesättigten Konzentrationen im Reagenzglas (Batch- oder Schüttelversuch) ermittelten Verteilungskoeffizienten auf den Transport und die Rückhaltung von Radionukliden im Grundwasser ist nur sehr eingeschränkt möglich, da der  $K_d$ -Wert die Konzentrationsverteilung ohne Berücksichtigung eines Fließvorganges im wasserungesättigten Boden beschreibt. Für konkrete Gegebenheiten ist es deshalb sinnvoll, durch Experimente die ortsspezifischen  $K_d$ -Werte zu bestimmen, um so die Schwankungsbreite einzuengen. Zur Beurteilung von Transportprozessen werden Durchlaufsäulenexperimente durchgeführt, die die Berücksichtigung des Transportvorganges und Einflüsse der Reaktionskinetik erlauben. Ferner können Untersuchungen in situ notwendig sein.

## 4. GRUNDWASSERVERHÄLTNISSE IM OBERRHEINGRABEN UND AM STANDORT PHILIPPSBURG

### 4.1 Hydrogeologische Gegebenheiten

Bedingt durch den heterogenen geologischen Aufbau der Lockergesteinsfüllung im Oberrheingraben sind die detaillierten hydrogeologischen Verhältnisse kompliziert. Die großräumigen Zusammenhänge sind jedoch bekannt; zum Standort Philippsburg liegen darüber hinaus Aufschlüsse aus zahlreichen Erkundungsbohrungen vor.

Die Vielzahl der wasserführenden Schichten kann nach bisherigem Kenntnisstand regional zu 5 wesentlichen Grundwasserleitern zusammengefaßt werden. Diese sind von oben nach unten (siehe auch Abb. 4)/13/:

- Oberes Kieslager
- Mittleres Kieslager
- Altquartär
- Oberes Pliozän
- Unteres Pliozän

Oberes Kieslager, oberer Zwischenhorizont und mittleres Kieslager bilden zusammen das Jungquartär, Oberes und Unteres Pliozän gehören zum Tertiär.

Diese Grundwasserleiter werden durch schwerer durchlässige Schichten, vor allem Schluffe (13) und Tone, voneinander getrennt. Gebietsweise auch innerhalb dieser Grundwasserleiter auftretende Schluff- und Ton- Einlagerungen können lokal eine zusätzliche hydraulische Untergliederung bewirken.

Trotz ihrer weitgehenden hydrogeologischen Eigenständigkeit haben die 5 wesentlichen Grundwasserleiter hydraulische Verbindungen untereinander, d.h. es findet in gewissem Umfang Austausch von Grundwasser zwischen ihnen statt. Dies wird dadurch ermöglicht, daß auch die Trennschichten teilweise durchlässig oder stellenweise unterbrochen sind und die Leiter unterschiedliche hydraulische Potentiale (= Druckhöhen) besitzen. Wo die Trennschichten zwi-

---

(13) Schluff = Grobton

schen Grundwasserleitern gebietsweise fehlen oder sehr geringmächtig sind, können zwei oder mehrere Leiter zusammen eine hydraulische Einheit bilden.

Abb. 4 zeigt, welche geologischen Schichten den oberen Grundwasserleiter nach dem gegenwärtigen Kenntnisstand in dem Bereich des Referenzstandortes aufbauen. Demnach ist fast im gesamten rechtsrheinischen Bereich des Raumes Philippsburg das Obere Kieslager identisch mit dem oberen Grundwasserleiter. Lediglich entlang eines Streifens westlich der Randschollenverwerfung sind das Obere und Mittlere Kieslager nicht mehr hydraulisch voneinander getrennt.

In der linksrheinischen Niederung besteht der obere Grundwasserleiter entweder aus dem Oberen Kieslager allein oder aus beiden jungquartären Kieslagern.

#### 4.2 Geologische Gegebenheiten

Das Kernkraftwerk Philippsburg als Referenzstandort liegt im Tiefgestade des Oberrheingrabens. Im Standortbereich liegt unter einer Humusschicht bis zu einer Tiefe von etwa 3,30 m schwach bindiger Boden, der bis zu etwa 12 m unter dem Erdboden von einer sandigen Kiesschicht unterlagert ist /14/.

Unter dieser Kies- und Sandschicht lagern bis zu einer Tiefe von 50 m unter dem Erdboden Sandschichten aus Fein- und Mittelsanden von unterschiedlicher Mächtigkeit, die in größeren Tiefen an einzelnen Stellen von Kies durchsetzt oder mit Schluff vermischt sind. Bis zu einer Tiefe von 90 m schließen sandige und tonige Schluffe an, gefolgt von Schluffen und Sanden mit Einlagerungen von Grobsand- und Kiesbänken bis 120 m Tiefe.

Ab hier beginnen pleistozäne Schichten mit Wechsellagerungen von Sanden mit Schluff- und Tonbänken und einer Kiesfolge im tieferen Bereich. Ab etwa 450 m folgen felsartige Zwischenlagerungen aus Tonstein und halbfesten Tonmergeln.

## 4.3 Hydrologische Gegebenheiten

### 4.3.1 Grundwasser

Im Bereich des Standortes Philippsburg kann davon ausgegangen werden, daß die Kiese und Sande und die in Tiefen von mehr als 50 m liegenden tonigen und sandigen Schluffe bis hin zu den tertiären Tonschichten in ca. 300 m Tiefe grundwasserführend sind. Geringfügige Differenzierungen in den verschieden gut durchlässigen Schichten sind vorhanden. Die durchlässigsten Schichten sind zwischen 37 und 50 m unter der Oberfläche zu finden /14/.

Das Grundwasser des oberen Grundwasserleiters strömt im Hochgestade aus Ost-Süd-Ost dem Tiefgestade zu. Bedingt durch den morphologischen Höhen-sprung zwischen Hoch- und Tiefgestade und die Vorfluter im Tiefgestade fällt der Grundwasserspiegel mit zunehmendem Gefälle am Rand des Hochgestades zum Tiefgestade hin ab. In diesem Grenzbereich tritt auch Grundwasser in die zahlreichen Oberflächengewässer der Rheinniederung aus.

Im Tiefgestade wird das Grundwasser bezüglich Fließrichtung und Höhe in erster Linie vom Rhein und den angeschlossenen Altrheinarmen beeinflusst. Die Schwankung des Grundwasserspiegels beträgt über 3 m. Im Mittel liegt das Grundwasser bei 93,5 m ü NN, das ist ca. 3 m (= Flurabstand) unter der natürlichen Geländehöhe. Bei Hochwasser wird ein Austritt von Grundwasser in den unberührten Bodenschichten durch die bindigen Deckschichten in Mächtigkeiten bis zu 2,80 m verhindert, wodurch ein entsprechender Auftriebsdruck auf die aus Auelehm bestehende Deckschicht wirksam wird.

Die Strömungsrichtung des Grundwassers am Standort ist starken zeitlichen Schwankungen unterworfen. Hierfür ist für jeden Betrachtungszeitpunkt die jeweilige Vorgeschichte in der Rheinwasserspiegelganglinie maßgebend. Der Schwankungsbereich umfasst die intensive Auffüllung des Grundwasserleiters während und nach einer Hochwasserperiode, die intensive Entleerung des Grundwasserleiters am Ende einer längeren Niedrigwasserperiode und sämtliche Zustände zwischen diesen Extrema.

Die Durchlässigkeitsbeiwerte des Untergrundes schwanken je nach Bodenart und Lagerungsdichte zwischen  $k_f = 1,0 * 10^{-1}$  cm/s und  $k_f = 2,3 * 10^{-2}$  cm/s. Lediglich die Durchlässigkeit der Schlufflinsen weicht mit  $k_f = 1,5 * 10^{-7}$  cm/s erheblich von den vorgenannten Werten ab. Die typische Filtergeschwindigkeit dieses Grundwasserleiters beträgt 0,5 m/d. Wichtig für die Migrationsbe-

trachtungen ist jedoch die mittlere Abstandsgeschwindigkeit. Aufgrund der effektiven Porosität des Grundwasserleiters von  $n_e = 0,15$  errechnet sie sich damit zu  $v_a = 3,3 \text{ m/d}$  (s. Gl. 3.1.3 und Tab. 2).

#### 4.3.2 Oberflächenwasser

Alle oberirdischen Abflüsse im Umkreis von 10 km um den Standort Philippsburg werden vom Rhein aufgenommen, der westlich vom Standort in einem Abstand von etwa 800 m vorbeifließt und Vorfluter für das KKW Philippsburg ist /14/.

Das Niveau des Standortes liegt bei 100,30 m ü NN, die amtliche HHW- Marke des Rheins in Höhe des Kraftwerkgeländes liegt bei 99,33 m ü NN. Der niedrigste Wasserstand während des Beobachtungszeitraumes (seit 1821) lag bei 92,07 m ü NN.

Der Standort liegt nicht im Bereich eines Trinkwasserschutzgebietes. In der näheren Umgebung sind einige kleinere Trinkwasserversorgungsanlagen zur Deckung örtlichen Bedarfs vorhanden. In allen Fällen wird dabei Grundwasser gefördert.

## 5. ERMITTLUNG DER RADIONUKLIDVERTEILUNGEN IM GRUNDWASSER UND IM FLUßWASSER

### 5.1 Aufgabe der Modelle und erforderliche Beschränkungen

Wegen der relativ einfachen hydrogeologischen Gegebenheiten und wegen des Fehlens von Daten für detaillierte vielparametrische Modelle, erschien es sinnvoll, die Untersuchungen mit Hilfe eines Modells durchzuführen, das eine geringe Dateneingabe erforderlich macht, für die auch die entsprechenden Parameter vorliegen, sowie geringe Rechenzeit beansprucht und einfach bedienbar ist.

Die vorhandenen numerischen Transportmodelle bedienen sich der Finiten Differenzenmethode, z.B. /15/, bzw. der Finiten Elementemethode, z.B. /16, 17/(14). Der Einsatz dieser numerischen Transportmodelle setzt jedoch eine umfangreiche Kenntnis charakteristischer Daten voraus, die nicht immer vorliegen bzw. meist erst ermittelt werden müssen. So müssen z. B. Zahlenwerte für repräsentative Parameter insbesondere für den Dispersionsvorgang zur Verfügung stehen. Meßergebnisse über Dispersionsparameter wurden aber bisher überwiegend aus Laborversuchen oder speziell vorbereiteten kleindimensionalen Versuchsfeldern gewonnen. In der Literatur sind jedenfalls eine große Anzahl von Laborwerten /19/ und nur vergleichsweise wenige Feldwerte dokumentiert, wobei die letzteren infolge des Einflusses der Makrodispersion(15) in der Regel um Größenordnungen höher sind.

Aus den genannten Gründen wurde ein Rechenprogramm angewandt, das die Ausbreitung einer Kontamination im Grundwasser mittels einer analytischen Lösung der Transportgleichung beschreibt. Es handelt sich hierbei um das Modell, das von R. B. Codell et al. /20/ entwickelt wurde. Da der Grundwasserleiter bis zu einer Tiefe von 50 m relativ einheitlich aufgebaut ist, können auch die Zahlenwerte der für dieses Modell verwandten Parameter als räumlich konstant angesehen werden. Dieses Modell, das im folgenden beschrieben wird, stellt deshalb eine für die Aufgabenstellung ausreichend gute Näherung dar.

---

(14) Ein Modell zur Beschreibung der Ausbreitung in Karstgrundwasserleitern findet sich z.B. in /18/.

(15) Makrodispersion = Dispersion durch Inhomogenitäten des Grundwasserleiters

## 5.2 Beschreibung des angewandten Modells

Der Transport einer im Grundwasser gelösten Substanz wird durch die allgemeine Transportgleichung beschrieben. Um sie analytisch zu lösen, werden im allgemeinen folgende vereinfachende Annahmen getroffen:

- Die Substanz verändert nicht die physikalischen und chemischen Eigenschaften des Grundwassers.
- Die Substanz wird direkt in den gesättigten Grundwasserbereich, den eigentlichen Aquifer, eingegeben.
- Das Aquifer besteht aus einem festen, homogenen und isotropen porösen Medium.
- Die mittlere Abstandsgeschwindigkeit  $v_a$  ist konstant in Richtung und Betrag und im gesamten Strömungsfeld gilt das lineare Fließgesetz (Darcy-Gesetz s. auch Gl. 3.1.1).

In der folgenden Gleichung beschreiben  $n$  und  $n_e$  die totale und effektive Porosität. Dabei ist die totale Porosität das Verhältnis aus dem gesamten Porenanteil und dem Gesamtvolumen und die effektive Porosität stellt das Verhältnis aus tatsächlich durchströmtem Volumen zum Gesamtvolumen dar. Damit ist  $n - n_e$  der Teil der Poren, der nicht von Wasser durchströmt wird. Wird nun vorausgesetzt, daß die Diffusion in den nichtdurchströmten Poren vernachlässigbar gegenüber der Dispersion in den durchströmten Poren ist, läßt sich eine Massenbilanz für das differentielle Volumenelement  $dV = dx dy dz$  in folgender Weise aufstellen /20/:

$$n_e \frac{\delta C}{\delta t} + (n - n_e) \frac{\delta G}{\delta t} + (1 - n) \frac{\delta q}{\delta t} + n_e v_a \frac{\delta C}{\delta x} =$$

$$(a) \qquad (b) \qquad (c) \qquad (d)$$

$$n_e (D_x \frac{\delta^2 C}{\delta x^2} + D_y \frac{\delta^2 C}{\delta y^2} + D_z \frac{\delta^2 C}{\delta z^2})$$

$$(e)$$

$$- n_e \lambda C - (n - n_e) \lambda G - (1 - n) \lambda q$$

$$(5.2.1)$$

$$(f)$$

$$(g)$$

$$(h)$$

mit

$n (-)$  = totale Porosität

- $n_e$  (-) = effektive Porosität  
 $n - n_e$  (-) = nicht durchströmte Porenanteil  
 $C$  (Bq/m<sup>3</sup>) = Konzentration in der flüssigen Phase  
in den durchströmten Poren  
 $G$  (Bq/m<sup>3</sup>) = Konzentration in der flüssigen Phase  
in den nichtdurchströmten Poren  
 $q$  (Bq/m<sup>3</sup>) = Konzentration in der festen Phase  
 $D_x, D_y, D_z$  (m<sup>2</sup>/d) = Dispersionskoeffizienten in der x-, y-, z- Richtung  
 $\lambda$  (1/s) = Zerfallskonstante

Für Gleichung (5.2.1) gilt:

- (a) Konzentration in den durchströmten Poren
- (b) Konzentration im nichtdurchströmten Porenanteil
- (c) Konzentration im Gestein (feste Phase)
- (d) advektiver Transport
- (e) Dispersionsvorgang
- (f), (g), (h) radioaktive Zerfallsterme für die jeweilige Phase

Es wird die Annahme getroffen, daß feste und flüssige Phase im Gleichgewicht stehen, und daß ihre Konzentrationen in folgender Beziehung miteinander stehen /20/:

$$q n = K_d R_s [C n_e + G (n - n_e)] \quad (5.2.2)$$

$K_d$  ist der Verteilungskoeffizient (s. Gl. 3.3.1) und  $R_s$  (g/cm<sup>3</sup>) die Gesteinskörperdichte.

Daraus folgt die Schüttdichte  $\rho_b$  (g/cm<sup>3</sup>) zu:

$$\rho_b = R_s (1 - n) \quad (5.2.3)$$

Unter der vereinfachenden Voraussetzung, daß  $G = C$  ist, können Term (b) und (c) in Gl. 5.2.1 nach Einsetzen von Gl. 5.2.2 wie folgt geschrieben werden:



$$\begin{aligned}
(n - n_e) \delta G / \delta t + (1 - n) \delta q / \delta t &= (n - n_e) \delta C / \delta t + (1 - n) K_d R_s \delta C / \delta t \\
&= (1 - n_e) K \delta C / \delta t
\end{aligned}
\tag{5.2.4}$$

mit

$$K = (n - n_e) / (1 - n_e) + (1 - n) / (1 - n_e) K_d R_s
\tag{5.2.5}$$

$K (-)$  = dimensionslose Konstante

Mit

$$R_d = 1 + ((1 - n_e) / n_e) K
\tag{5.2.6}$$

als Rückhaltefaktor

kann Gleichung (5.2.1) umgeschrieben werden zu:

$$\delta C / \delta t + v_a / R_d \delta C / \delta x = D_x / R_d \delta^2 C / \delta x^2 + D_y / R_d \delta^2 C / \delta y^2 + D_z / R_d \delta^2 C / \delta z^2 - \lambda C
\tag{5.2.7}$$

$$R_d = n / n_e + (\rho_b / n_e) K_d
\tag{5.2.8}$$

oder, falls  $n = n_e$ :

$$R_d = 1 + (\rho_b / n) K_d
\tag{5.2.9}$$

Jede Substanz, die von dem Gestein des Grundwasserleiters adsorbiert wird, hat einen  $K_d$ -Wert größer als 0, und damit einen  $R_d$ -Wert größer als 1. Das bedeutet, daß die im Grundwasser gelöste Substanz langsamer im Aquifer transportiert wird als das Grundwasser fließt.

Bei dem bereits weiter oben zitierte Modell von R. B. Codell et al. /20/ wird die Gl. 5.2.7 analytisch gelöst. Das Modell besteht aus zwei Teilmodellen, dem Point-Concentration-Model und dem Flux-Model.

Point - Concentration - Model:

Das Point- Concentration- Model berechnet die Konzentration von eingebrachten Substanzen in einem Grundwasserleiter an einer beliebigen Stelle stromabwärts der Einleitungsstelle, so z.B. auch die Konzentration des Grundwassers in einem Wasserentnahmebrunnen.

Die Gleichung 5.2.7 wird mittels Green'schen Funktionen gelöst:

$$C(x,y,z,t) = C_0 / (n_e * R_d) * X(x,t) * Y(y,t) * Z(z,t) \quad (5.2.10)$$

mit

$C$  (Bq/m<sup>3</sup>) = die Konzentration an einer Stelle des Grundwasserleiters für eine pulsförmige Einleitung von  $C_0 = 1$  Bq.

$X, Y, Z$  = die Green'schen Funktionen für die jeweilige Koordinatenrichtung.

Für eine punktförmige Quelle an der Stelle  $(0, 0, z_s)$  in einem Aquifer unbegrenzter Ausdehnung in  $x, y$ - Richtung und der Mächtigkeit  $h$  ergibt sich folgende Lösung:

$$C = 1/(n_e * R_d) * X_1 * Y_1 * Z_1 \quad (5.2.11)$$

wobei

$$X_1 = 1/(4\pi E_x t/R_d)^{1/2} \exp [ - (x-v_a t/R_d)^2 / (4E_x t/R_d) - \lambda t ] \quad (5.2.12)$$

$$Y_1 = 1/(4\pi E_y t/R_d)^{1/2} \exp [ - y^2 / (4E_y t/R_d) ] \quad (5.2.13)$$

$$Z_1 = 1/h \{ 1 + 2 \sum_{m=1}^{\infty} \exp [ - (m^2 \pi^2 E_z t) / (h^2 R_d) \cos (m\pi z_s/h) \cos (m\pi z/h) ] \} \quad (5.2.14)$$

Für eine horizontale Linienquelle der Länge  $b$ , deren Mittelpunkt auf dem Punkt  $(0, 0, z_s)$  liegt, ergibt sich die Konzentration  $C$  wie folgt:

$$C = 1/(n_e * R_d) * X_1 * Y_2 * Z_1 \quad (5.2.15)$$

mit

$$Y_2 = 1/2b \{ \operatorname{erf}[(b/2 + y)/(4E_y t/R_d)^{1/2}] \operatorname{erf} [ (b/2 - y)/(4E_y t/R_d)^{1/2} ] \} \quad (5.2.16)$$

Für eine senkrecht über die Mächtigkeit des Aquifers gemittelte Konzentrationsverteilung ergibt sich folgende Gleichung:

$$C = 1/(n_e * R_d) * X_1 * Y_2 * Z_2 \quad (5.2.17)$$

mit

$$Z_2 = 1/h \quad (5.2.18)$$

Die Gleichungen (5.2.16) und (5.2.18) werden in dem Programm für das Punktmodell verwendet.

#### Flux - Model:

Das Flux- Modell berechnet die Übertrittsrate an Radionukliden durch eine gedachte Fläche senkrecht zur Ausbreitungsrichtung, so z.B. auch die Übertrittsrate in einen Fluß. Dabei wird angenommen, daß der Fluß in direkter hydraulischer Verbindung mit dem Grundwasserleiter steht und daß das gesamte im Grundwasser vorhandene radioaktive Material in den Fluß übertritt. Das Programm berechnet somit den Gesamtübertritt in einer Entfernung x von der Einleitungsstelle.

Setzt man ein eindimensionales Strömungsfeld voraus, so läßt sich die Übertrittsrate F an Radionukliden, die eine senkrecht zur Strömungsrichtung stehende Fläche A durchquert, wie folgt berechnen:

$$dF/dA = n_e (v_a C - E_x \delta C/\delta x) \quad (5.2.19)$$

F (Bq/s) = Radionuklid-Übertrittsrate

A (m<sup>2</sup>) = Fläche

dabei stellt C die ortsabhängige Konzentration im Grundwasser dar. Damit ergibt sich die Übertrittsrate F wie folgt:

$$F = n_e \int_0^h \int_{-\infty}^{\infty} (v_a C - E_x \delta C/\delta x) dy dz \quad (5.2.20)$$

Wenn C die Konzentration einer pulsförmigen Einleitung von 1 Bq zur Zeit t = 0 und an der Stelle x = 0 ist, wie in Gleichung (5.2.8) dargestellt, so ergibt sich für Gleichung (5.2.20) folgende Lösung:

$$F = (x + v_a t/R_d) / 4(\pi E_x t^3/R_d)^{1/2} \exp [-(x-v_a t/R_d)^2/(4E_x t/R_d) - \lambda t] \quad (5.2.21)$$

Um die pulsformige Einleitung der Ausbreitung in den Gleichungen auch zeitabhängige Quellen zu transformieren, wird die pulsformige Quelle über ein Faltungsintegral integriert:

$$C(t) = \int_0^t f(\tau) C(t - \tau) d\tau \quad (5.2.22)$$

mit

$C(t)$  = die Konzentration zur Zeit  $t$  für eine zeitabhängige Quelle

$C(t - \tau)$  = die Konzentration für die Zeit  $t$  für eine Spontaneinleitung zur Zeit  $\tau$

$f(\tau)$  = die Quellstärke zur Zeit  $\tau$  in Bq/s

Anhand der beiden oben beschriebenen Modelle werden die Radionuklidkonzentrationen im Grundwasser und bei Übertritt ins Flußwasser entfernungs- und zeitabhängig berechnet. Als zeitabhängige Quellterme dienen dabei die Auslaugraten der Radionuklide aus der wiedererstarteten Kernschmelze durch das Grundwasser, wie sie in Kapitel 2.2 beschrieben sind.

## 6. STRAHLENEXPOSITION ÜBER POTENTIELLE EXPOSITIONSPFADE

### 6.1 Darstellung potentieller Expositionspfade

Die Strahlung der nach einem Kernschmelzenunfall aus der erstarrten Kernmaterial- Beton- Schmelze ausgelaugten und mit dem Grundwasser verfrachteten Radionuklide kann den Menschen über verschiedene Expositionspfade erreichen.

Bei dem in den vorausgegangenen Abschnitten beschriebenen Szenario können u. a. folgende potentielle Expositionspfade von Bedeutung sein /21/:

Radionuklide im Grundwasser:

- externe Strahlenexposition durch die Aktivität des Grundwasserleiters
- externe Strahlenexposition durch die über Brunnen entnommene und bei Bewässerungsvorgängen am Boden abgelagerte Aktivität
- interne Strahlenexposition durch die über Brunnen entnommene und mit dem Trinkwasser inkorporierte Aktivität
- interne Strahlenexposition durch die mit den Nahrungsmitteln aus Bewässerungsgebieten inkorporierte Aktivität

Radionuklide im Flußwasser:

- externe Strahlenexposition durch die Aktivität der beim Übertritt in den Fluß gelangten Radionuklide
- externe Strahlenexposition durch die bei Bewässerungsvorgängen und Überschwemmungen am Boden abgelagerte Aktivität
- interne Strahlenexposition durch aus dem Fluß entnommene und mit dem Trinkwasser inkorporierte Aktivität
- interne Strahlenexposition durch die mit den Nahrungsmitteln aus Bewässerungs- und Überschwemmungsgebieten inkorporierte Aktivität

Zur Ermittlung der radiologischen Belastung gilt für alle Expositionspfade generell folgende Beziehung:

$$D = g * U * T * \chi * Q \quad (6.1.1)$$

mit

D = Dosis

g = Dosisfaktor

U = Nutzung der Transport- bzw. Folgemedien

T = Transferfaktor für den Übergang in Folgemedien (ggf.)  
(Boden, Pflanze, Tier etc./ Sediment, Boden, Fisch etc.)

$\chi$  = Ausbreitungsfaktor der Transportmedien (Luft/ Wasser)

Q = Quellstärke

Diese Beziehung muß für die einzelnen Expositionspfade genauer spezifiziert werden.

## 6.2 Beschreibung der berücksichtigten Expositionspfade

Um einen Überblick über die nach einem derartigen Ereignis möglicherweise zu erwartenden Strahlenexpositionen zu erzielen, wurden im Rahmen dieser Arbeit fünf Expositionspfade betrachtet, die die interne Strahlenexposition durch inkorporierte Aktivität berücksichtigen. Zudem wurde als externer Expositionspfad die Strahlenexposition durch Aufenthalt auf periodisch überschwemmten Uferzonen berechnet.

Die ersten beiden Expositionspfade berücksichtigen die Strahlenexpositionen, die sich aus der Kontamination des Grundwassers ergeben:

- Es wird angenommen, daß Wasser aus Entnahmebrunnen, die in Fließrichtung des Grundwassers liegen, in der Nähe des Standortes entnommen und ohne weitere Prozesse der Trinkwasserversorgung zugeführt wird. Die Radionuklidaufnahme erfolgt dann durch Konsum des kontaminierten Trinkwassers.
- Es wird angenommen, daß Wasser aus Entnahmebrunnen, die in Fließrichtung des Grundwassers liegen, in der Nähe des Standortes entnommen und zur Beregnung von Feldern genutzt wird, die dem Gemüseanbau dienen. Die Radionuklidaufnahme erfolgt dann durch Verzehr des kontaminierten Gemüses.

Die weiteren vier Expositionspfade berücksichtigen die Strahlenexpositionen, die sich aus der Kontamination des Flußwassers ergeben, in das kontaminiertes Grundwasser übergetreten ist:

- Es wird angenommen, daß Flußwasser flußabwärts in der Nähe des Standortes entnommen und ohne weitere Prozesse der Trinkwasserversorgung zugeführt wird. Die Radionuklidaufnahme erfolgt dann durch Konsum des kontaminierten Trinkwassers.
- Es wird angenommen, daß Flußwasser flußabwärts in der Nähe des Standortes entnommen und zur Beregnung von Feldern genutzt wird, die dem Gemüseanbau dienen. Die Radionuklidaufnahme erfolgt dann durch Verzehr des kontaminierten Gemüses.
- Es wird angenommen, daß der Fluß flußabwärts zum Fischfang genutzt wird. Die Radionuklidaufnahme erfolgt dann durch Verzehr von kontaminiertem Fisch.

- Es wird angenommen, daß der Fluß flußabwärts Teile der Uferzonen periodisch überflutet. Die Strahlenexposition erfolgt dann durch Aufenthalt auf diesen Gebieten.

Die Grundlagen zur Berechnung sowie die dazu benötigten Zahlenwerte, soweit sie für die einzelnen Nuklide vorlagen, wurden /21/ entnommen. Die übrigen Daten wurden aus der IAEA-Safety-Series No.57 /22/ übernommen.

Es wurden für die Berechnungen folgende Annahmen getroffen:

- Keine Dekontaminationsmaßnahmen
- Keine administrativen Maßnahmen
- Der Berechnungszeitraum beträgt 60 Tage
- Nach der Ernte wird das Gemüse direkt dem Verbraucher zugeführt
- Nach dem Fang wird der Fisch direkt dem Verbraucher zugeführt
- Die Abflußmenge des Flußes beträgt  $1000 \text{ m}^3/\text{s}$  (entspricht mittlerem Oberrhein)
- Es wird homogene Vermischung des kontaminierten Grundwassers mit dem Flußwasser angenommen
- Der Überflutungszeitraum beträgt 3 Monate
- Ununterbrochener Aufenthalt an dem Flußufer

Für die beschriebenen Expositionspfade sind die zu erwartenden Strahlenexpositionen pro Jahr in Sv/a angegeben für 4 verschiedene Äquivalentdosen:

- effektive Äquivalentdosis
- Knochenhaut Äquivalentdosis
- Knochenmark Äquivalentdosis
- Schilddrüse Äquivalentdosis

Es sind die Werte angegeben, die ein Erwachsener zu erwarten hätte bei einem Konsum von 440 l/a Trinkwasser und einer Nahrungsmittelaufnahme von 60 kg/a Gemüse sowie einem Verzehr von 0.4 kg/a Süßwasserfisch.



## 7. DARSTELLUNG DER ERGEBNISSE

### 7.1 Radionuklidkonzentrationen im Grundwasser und im Flußwasser

In den vorliegenden Untersuchungen wurden 15 Radionuklide berücksichtigt; sie sind in Tab.1 wiedergegeben. Zusätzlich sind in dieser Tabelle für jedes Radionuklid die Halbwertszeit in Tagen und in Jahren, das Kerninventar in Bq und der Anteil der Spaltprodukte, der in der Schmelze verbleibt, angegeben.

Ursprünglich wurden in den Berechnungen 20 Radionuklide aufgrund ihres relativ hohen Kerninventars, ihrer radiologischen Bedeutung und einer Literaturrecherche ausgewählt. Von diesen 20 Nukliden, die anfänglich in den Berechnungen Eingang fanden, lieferten 5 Nuklide (Ru-103, Ru-106, Te-125m, Te-129m, Cm-242) für die Aktivitätskonzentrationen keinen oder einen nur sehr geringen Beitrag über die gesamte berechnete Entfernung vom Reaktorstandort. Die Ursache hierfür liegt in ihren großen  $K_d$ -Werten, aufgrund dessen die Migrationsgeschwindigkeit stark verzögert wird(16) , und in ihren kleinen Halbwertszeiten, so daß ihr Beitrag zur Strahlenexposition vernachlässigt werden konnte. Diese 5 Nuklide wurden deshalb in den Berechnungen nicht weiter berücksichtigt.

In den Tabellen 3 und 4 sind die maximalen Konzentrationen und Radionuklidübertrittsraten in 100 - 1.000 m Entfernung vom Standort zu dem Zeitpunkt, bei dem die höchste Konzentration der einzelnen Radionuklide auftritt, für alle Freisetzungsszenarien aufgelistet.

Bei der Ermittlung der Konzentrationen werden 4 verschiedene Freisetzungsszenarien berücksichtigt:

- Konstante Auslaugung bei einer Freisetzungsdauer von 20.000 Tagen
- Zeitabhängige Auslaugung bei einer Freisetzungsdauer von 100.000 Tagen

---

(16) Der Verteilungskoeffizient ( $K_d$ - Wert) eines Elements (Konzentration in der Lösung zu Konzentration im Feststoff) bestimmt ganz wesentlich den Rückhaltefaktor  $R_d$  und damit die Transportgeschwindigkeit des betreffenden Elements im Grundwasserleiter (s. auch Tab.2).

- Konstante Auslaugung bei einer Freisetzungsdauer von 1.000 Tagen
- zeitabhängige Auslaugung bei einer Freisetzungsdauer von 1.000 Tagen

Bei der Freisetzungsdauer von 1.000 Tagen wird bei beiden Auslaugungsmodellen impliziert, daß es in diesem Zeitraum gelungen ist, durch eine Gegenmaßnahme den Auslaugungsprozeß zu stoppen; der aber bereits in das Grundwasser gelangte Anteil an Radionukliden unterliegt weiterhin den Transportprozessen. Dem Zeitraum 20.000 Tage bei dem konstanten Auslaugungsmodell liegt zugrunde, daß nach 20.000 Tagen bei konstanter Auslaugung das Inventar in der Schmelze vollständig ausgelaugt ist. Bei dem Modell der zeitabhängigen Auslaugung wird davon ausgegangen, daß nach dem betrachteten Zeitraum von 100.000 Tagen das Schmelzinventar ebenfalls praktisch ausgelaugt ist. Deshalb wurden die Berechnungen zu diesem Zeitpunkt abgebrochen.

Die Konzentrationsberechnung erfolgte in Hauptströmungsrichtung im Grundwasserleiter, d.h. für die Orte der maximalen Konzentration.

In den Abbildungen 6.1 - 6.11 sind die Konzentrationen für 11 Leitnuklide dargestellt, die aus Entnahmebrunnen resultieren, wenn

- a) die Auslaugung zeitlich konstant ist und keine Gegenmaßnahmen ergriffen werden
- b) die Auslaugung zeitabhängig ist und keine Gegenmaßnahmen ergriffen werden
- c) die Auslaugung zeitlich konstant ist und Gegenmaßnahmen nach 1.000 d wirksam werden
- d) die Auslaugung zeitabhängig ist und Gegenmaßnahmen nach 1.000 d wirksam werden

Die Übertrittsraten in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte werden in den Abbildungen 7.1 - 7.11 dargestellt. Dabei werden auch hier die oben genannten Annahmen a bis d berücksichtigt. Aus diesen Übertrittsraten lassen sich die Konzentrationen im Flußwasser unter der Annahme homogener Durchmischung mittels Division durch die zeitlich konstant angenommene Abflußrate des Flusses berechnen.

Da der Beitrag der Nuklide Sb-125, Te-127m, Pu-241 und Cm-244 für keinen der berücksichtigten Expositionspfade von Bedeutung ist, wurden sie auch nicht in die Abbildungen der Aktivitätskonzentrationen und Übertrittsraten aufgenommen.

Bedingt durch die unterschiedlichen Migrationsgeschwindigkeiten der einzelnen Elemente erreichen die verschiedenen Nuklide zu teilweise sehr stark voneinander abweichenden Zeiten ihre maximale Bedeutung für die Kontamination des Grundwassers.

Die Berechnungen mit der zeitabhängigen Auslaugung führen zu ca. einer Größenordnung niedrigeren Konzentrationen. Für die getroffene Annahme, daß nach 1.000 Tagen die Auslaugung gestoppt werden kann, verkürzt sich entsprechend die Zeitdauer des Auftretens der maximalen Radionuklidkonzentrationen.

Für das Leitnuklid Sr-90 wurden auch Rechnungen durchgeführt unter der Annahme, daß nach 500 Tagen und 250 Tagen die Auslaugung gestoppt ist. Die Zeitdauer der maximalen Konzentrationen verkürzen sich entsprechend weiterhin. Das Ergebnis zeigt, daß die maximalen Konzentrationen in etwa jeweils um den Faktor 2 abnehmen.

Aufgrund der mathematischen Simulation des Auslaugungsvorganges ändern sich die Radionuklidkonzentrationen in der gleichen Weise wie die Auslaugrate. Würde also z.B. der Auslaugungsvorgang mit einer um 2 Größenordnungen niedrigeren Auslaugrate wiedergegeben, wie im Zusammenhang mit verglasten Abfallprodukten aus der Wiederaufarbeitung ermittelt, so sind auch die Radionuklidkonzentrationen um 2 Größenordnungen geringer.

Für das dominierende Radionuklid Sr-90 wurden desweiteren Rechnungen durchgeführt für verschiedene  $K_d$ -Werte. Der  $K_d$ -Wert bestimmt die Migrationsgeschwindigkeit des jeweiligen Elementes gegenüber der Grundwasserabstandsgeschwindigkeit. Der  $K_d$ -Wert in den Rechnungen beträgt für Sr-90 1,3 und wurde aus Standortuntersuchungen im Oberrheingraben ermittelt. Da aber an anderen Standorten durch abweichende hydrogeologische Gegebenheiten auch andere  $K_d$ -Werte möglich sind, wurde als Parametervariation desweiteren auch mit  $K_d$ -Werten von 0, 10 und 20 gerechnet.

Die maximalen Konzentrationen ändern sich dadurch praktisch nicht, treten aber durch die geänderte Migrationsgeschwindigkeit zu unterschiedlichen Zeiten auf. Für einen  $K_d$ -Wert von 0 wird schon nach 100 Tagen in 300 m Entfernung eine Konzentration von über  $10^9$  Bq/m<sup>3</sup> erreicht. Bei einem  $K_d$ -Wert von 10 und 20 verzögert sich das Auftreten der Radionuklidkonzentration, so daß bei  $K_d = 10$  erst nach 5.000 Tagen in 300 m Entfernung eine Konzentration von etwa  $10^6$  Bq/m<sup>3</sup> erreicht wird, bei  $K_d = 20$  tritt diese Konzentration erst nach 10.000 Tagen auf. Nach 20.000 Tagen erreichen auch für diese  $K_d$ -Werte die maximalen Radionuklidkonzentrationen Werte von  $10^9$  Bq/m<sup>3</sup> in 300 m Entfernung.

## 7.2 Strahlenexposition über verschiedene Expositionspfade

Um beurteilen zu können, in welchem Umfang die Kontamination durch die angeführten Radionuklide für den Menschen von Bedeutung ist, wurde bei den Berechnungen zur Strahlenexposition von einer konstanten Auslaugung und einer Freisetzungsdauer von 20.000 Tagen ausgegangen, da dieses Freisetzungsszenario die höchsten Konzentrationen und damit Dosiswerte liefert.

In den Abbildungen 8 - 13 sind die effektiven Äquivalentdosen eines Erwachsenen für die berücksichtigten 11 Leitnuklide dargestellt. In den Abbildungen 8 und 9 wurden die Strahlenexpositionen berechnet, die aus der Entnahme von kontaminiertem Grundwasser resultieren. Zum einen dient dabei das Grundwasser dem Konsum von Trinkwasser, zum anderen wird es für die Berechnung von Gemüse verwendet.

In den Abbildungen 10 - 13 wurden für die ausgewählten Radionuklide die Strahlenexpositionen berechnet, die aus dem kontaminierten Flußwasser resultieren. Es handelt sich dabei um die Expositionspfade Konsum von Trinkwasser, Verzehr von bereinigtem Gemüse, Fischverzehr und dem externen Expositionspfad Aufenthalt auf Überschwemmungsgebieten.

Um nun nicht nur die Berechnungen für die effektiven Äquivalentdosen eines Erwachsenen zu erhalten, sind in Tabelle 7 die Dosisfaktoren durch Ingestion für die effektive und 3 Organdosen (Knochenhaut, Knochenmark, Schilddrüse) angegeben. Desweiteren sind in Tab. 5 und 6 diese Werte für die Altersklasse Kleinkind und Jugendlicher angegeben. Um eine Umrechnung der in den Abbildungen dargestellten Dosiswerte auf das betreffende Organ der bestimmten Altersgruppe zu vereinfachen, sind in Tab. 9 die Umrechnungsfaktoren der Dosisfaktoren für die 11 Leitnuklide aufgelistet. Zusätzlich sind in Tab. 8 die durchschnittlichen Verzehrgeohnheiten der jeweiligen Altersstufen aufgeführt.

Die dargestellten Dosiswerte, multipliziert mit dem Verhältnis der Verzehr-faktoren und dem betreffenden Umrechnungsfaktor der Äquivalentdosen ergibt somit also den gewünschten Dosiswert.

In der Tabelle 10 sind die Äquivalentdosen für die externe Strahlenexposition durch Bodengammastrahlung aufgeführt.

### 7.3 Diskussion der Ergebnisse

In der nachfolgenden Darstellung sollen die Ergebnisse für Grundwasser und Flußwasser getrennt betrachtet werden (s. auch Tab. 3 u. 4):

Für Grundwasser:

Die Aktivitätskonzentrationen für die 4 Freisetzungsszenarien der verschiedenen Radionuklide sind aus den Abbildungen 6 und Tabelle 5 ersichtlich.

Für das Freisetzungsszenario konstante Auslaugung, keine Gegenmaßnahme sind die aus dem Konsum von Trinkwasser und dem Verzehr von beregnetem Gemüse zu erwartenden Dosiswerte für die bedeutendsten Nuklide in den Abbildungen 8 und 9 dargestellt. Die Ergebnisse für diese 11 Radionuklide werden im folgenden diskutiert. Generell lässt sich sagen, daß das Nuklid Sr-90 den größten Beitrag zur Strahlenexposition liefert. Alle anderen Nuklide liegen in der Strahlenexposition um mindestens 3 Größenordnungen unter Sr-90. Lediglich anfangs im Zeitraum 200-500 Tage nach dem Unfall dominiert Tc-99, und später, d.h. im Zeitraum 50-150 Jahre dominiert Cs-137 die Gesamtstrahlenexposition. Sie erreicht aber zu diesen Zeiten nie die hohen Dosen, wie sie durch Sr-90 während des übrigen Zeitraumes verursacht werden.

Ni-59:

Die beiden Expositionspfade Trinkwasser und Verzehr von beregnetem Gemüse tragen für dieses Nuklid etwa gleich zur Strahlenexposition bei. Beide Expositionspfade erreichen ihren Höchstwert von ca.  $10^{-4}$  Sv/a für die effektive Dosis aber erst nach 20.000 d in 100 m Entfernung vom Reaktor aufgrund des  $K_d$ - Wertes von 10.

Co-60:

Kobalt hat den gleichen  $K_d$ - Wert wie Nickel. Das bedeutet, daß auch das Auftreten der maximalen Konzentrationen in etwa gleich ist. Nach 20.000 d erreichen die beiden Expositionspfade einen maximalen Wert von ca.  $10^{-1}$  Sv/a für die effektive Dosis 100 m vom Reaktor entfernt.

Sr-89:

Aufgrund der kleinen Halbwertszeit von 52 d trägt Sr-89 nur bis zu einem Zeitraum von 1.000 d und bis zu einer Entfernung von 200 m zur Strahlenex-

position bei. Der Maximalwert von 1 Sv/a tritt dabei nach 100 m und zum Zeitpunkt 500 d auf.

Sr-90:

Aufgrund des kleinen  $K_d$ -Wertes von 1,3 und einer Halbwertszeit von 11.000 d trägt Sr-90 über einen sehr langen Zeitraum zur Strahlenbelastung bei. Es ist das Nuklid mit dem größten Beitrag zur Strahlenexposition, wobei der Expositionspfad "Beregnung von Gemüse" mit ca.  $10^3$  Sv/a für die effektive Dosis um ca. eine Größenordnung über dem Expositionspfad "Trinkwasser" liegt. Die Knochenhaut ist durch Sr-90 das am stärksten belastete Organ, der Wert liegt mit ca.  $10^4$  Sv/a nochmal um eine Größenordnung über der effektiven Dosis.

Tc-99:

Aufgrund eines  $K_d$ - Wertes von 0,1, einer großen Halbwertszeit und einem hohen Kerninventar trägt Tc-99 über den gesamten berücksichtigten Zeitraum zur Strahlenbelastung mit ca.  $10^{-2}$  Sv/a für Beregnung und ca.  $10^{-4}$  Sv/a für Trinkwasser bei. Über beide Expositionspfade wird die Schilddrüse von allen Organen am meisten belastet. Für dieses Organ liegt der Expositionspfad Beregnung mit ca.  $10^{-1}$  Sv/a um etwa 1 Größenordnung über der effektiven Dosis.

I-129:

Auch Iod belastet von allen Organen am stärksten die Schilddrüse. I-129 hat eine lange Halbwertszeit und einen  $K_d$ - Wert von 0, d.h., die Migrationsgeschwindigkeit des Iods ist gleich der des Grundwassers. Es trägt deshalb über den gesamten Zeitraum zur Strahlenbelastung bei bis zu einer Entfernung von 600 m. Über beide Expositionspfade ergeben sich in etwa gleich hohe Dosiswerte von ca.  $10^{-5}$  Sv/a für die effektive Dosis und von ca.  $10^{-4}$  Sv/a für die Schilddrüse.

I-131

Aufgrund der kurzen Halbwertszeit trägt Iod-131 nur in einem Zeitraum bis 200 d zur Strahlenbelastung bei. Über beide Expositionspfade werden gleiche Werte erreicht, das Maximum wird für das Organ Schilddrüse mit ca. 1 Sv/a schon nach 100 d erreicht für eine Entfernung von 100 m; die Werte für die effektive Dosis liegen bei dieser Entfernung bei  $10^{-1}$  Sv/a.

Cs-134:

Aufgrund der kurzen Halbwertszeit von 750 d trägt dieses Nuklid nur bis zu einer Entfernung von 300 m zur Strahlenexposition bei. Der Maximalwert von 0.1 Sv/a wird in 100 m Entfernung nach 5.000 d erreicht.

Cs-137:

Der  $K_d$ - Wert für Cäsium beträgt 20. Daher tritt Cs in 500 m Entfernung vom Reaktorgebäude erst nach 20.000 d auf. Aufgrund der großen Halbwertszeit von 11.000 d tritt aber dennoch eine hohe Strahlenexposition auf. Der maximale Wert liegt für beide Expositionspfade bei ca.  $10^1$  Sv/a für die effektive Dosis.

Np-237:

Neptunium-237 hat eine große Halbwertszeit und einen  $K_d$ - Wert von 1. Deshalb tritt die Strahlenexposition durch Neptunium nach 1.000 d auf und bleibt über den gesamten betrachteten Zeitraum auf hohen Werten. Beide Expositionspfade erreichen für die effektive Dosis mit ca.  $10^{-2}$  Sv/a in etwa gleiche Werte. Das am stärksten belastete Organ ist die Knochenhaut mit einer Strahlenexposition von ca.  $10^{-1}$  Sv/a.

Pu-239:

Aufgrund des großen  $K_d$ - Wertes (250 ml/g) erreicht Pu-239 erst nach 100.000 d seinen Maximalwert von ca. 1 Sv/a in 100 m Entfernung vom Reaktor. Bei 300 m Entfernung ist der Dosiswert allerdings schon auf unter  $10^{-5}$  Sv/a abgesunken.

Flußwasser:

Die Aktivitäts- Übertrittsraten in den Fluß für die 4 Freisetzungsszenarien sind aus Tab. 4 und den Abbildungen 7 für die verschiedenen Radionuklide ersichtlich. Die Strahlenexposition, die aus den 11 Nukliden resultiert, ist aus den Abbildungen 10 - 13 zu ersehen. Sie ist wesentlich geringer als die Strahlenexposition durch Grundwasser, da von einer vollständigen Durchmischung des in das Flußwasser übergetretenen kontaminierten Grundwassers ausgegangen wird.

Dennoch kommt den drei Expositionspfaden Trinkwasser, Beregnung von Gemüse und Verzehr von Fisch, die aus dem kontaminierten Flußwasser resultieren, eine große Bedeutung zu, da, im Gegensatz zu den Brunnen, die in der Umgebung

des Standortes Grundwasser entnehmen und leicht geschlossen werden können, eine Schließung der an dem Flußlauf gelegenen Wasserentnahmebrunnen über längere Zeiträume hinweg schwieriger erscheint.

Die Zeiträume der Strahlenexposition sind die gleichen wie bei den Expositionspfaden durch Grundwasser. Es soll daher auf eine Diskussion jedes einzelnen Nuklides verzichtet werden.

Lediglich Sr-90 erreicht über den Expositionspfad "Beregnung von Gemüse" für das Organ Knochenhaut einen Wert von ca.  $10^{-2}$  Sv/a in einem Zeitraum zwischen 2.000 d und 20.000 d, wobei der maximale Wert von ca.  $10^{-1}$  Sv/a nach 5.000 d für den Expositionspfad Beregnung von Gemüse auftritt. Die entsprechenden Werte für den Expositionspfad "Trinkwasser" liegen um ca. eine Größenordnung niedriger. Der Expositionspfad "Verzehr von Fisch" führt zu einer maximalen Strahlenexposition von  $10^{-3}$  Sv/a ebenfalls nach etwa 5.000 d. Die Dosiswerte für Sr-90 durch Nutzung von Flußwasser liegen also um etwa 5 Größenordnungen unter den Werten, die aus Grundwasserentnahmebrunnen resultieren.

Desweiteren trägt nur Cs-137 (und für den Expositionspfad "Verzehr von beregnetem Gemüse" ganz geringfügig auch Co-60) zur Strahlenexposition bei. Allerdings liegen bei beiden Nukliden die Dosiswerte unter  $10^{-4}$  Sv/a und treten nur bis zu einer angenommenen Entfernung Fluß - Reaktor von 300 m auf.

Alle anderen Nuklide erreichen in keinem der drei Expositionspfade einen Wert, der größer ist als  $10^{-5}$  Sv/a, und erhöhen deshalb die natürliche Strahlenexposition praktisch nicht.

Bei dem externen Expositionspfad Aufenthalt auf Überschwemmungsgebieten erreichen als einzige die beiden Nuklide Cs-137 und Co-60 Dosiswerte von ca.  $10^{-4}$  Sv/a bei einer Entfernung Fluß - Reaktor von 300 m. Alle übrigen berücksichtigten Nuklide sind entweder reine Beta-Strahler oder die Dosiswerte sind kleiner als  $10^{-5}$  Sv/a.

Bei Berücksichtigung der zeitabhängigen Auslaugraten und Wirksamkeit der Gegenmaßnahmen nach 1.000 d reduzieren sich die Dosiswerte um die gleichen Größenordnungen wie die Konzentrationen (s. Kap. 7.1).



## 8. MÖGLICHE GEGENMAßNAHMEN

Um den Auslaugungsvorgang, den Ausbreitungsvorgang und letztlich auch die Strahlenexposition der Bevölkerung so gering wie möglich zu halten oder ganz auszuschließen, sind zum einen technische Gegenmaßnahmen denkbar, die eine Ausbreitung der Radionuklide verhindern, und zum anderen administrative Maßnahmen, die die Bevölkerung vor der potentiellen Strahlenexposition schützen.

### 8.1 Technische Maßnahmen

Die verschiedenen möglichen technischen Gegenmaßnahmen, die getroffen werden können, lassen sich in sechs Gruppen einteilen, die einzeln, aber auch miteinander kombiniert angewandt werden können:

- Einbringen von Dichtungswänden zur Einschließung des kontaminierten Grundwassers
- 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
- Vereisung des Untergrundes, um eine Auslaugung der Radionuklide ins Grundwasser zu verhindern
- Dekontamination von Trinkwasser, um die Strahlenexposition für diese Expositionspfade zu senken

Zu Einbringen von Dichtungswänden:

Für eine vertikale Abdichtung des Grundwasserleiters stehen grundsätzlich 2 Lösungsmöglichkeiten zur Verfügung /23/:

- Verdrängung oder Aushub des anstehenden Materials und Einbau eines dichtenden Materials
- Verringerung der Durchlässigkeit des anstehenden Bodens durch Verminderung oder Füllen des Porenvolumens durch Verpressen von Zement bzw. Zement- Ton- Suspensionen oder Silikatlösungen

Einen Überblick über die verschiedenen Verfahren gibt u.a. H. Simons /23/.

Zu Bohrungen für Abschöpfbrunnen:

Um mittels Abschöpfbrunnen das kontaminierte Grundwasser abpumpen zu können, ist es sinnvoll, mindestens 4 Abschöpfbrunnen in der Umgebung des Reaktorstandorts zu installieren, wobei jeder Brunnen etwa eine Pumpleistung von 50- 100 l/s haben müßte /24/. Desweiteren wären noch Grundwassermeßstellen einzurichten, die so angeordnet sein müssen, daß der Zustand des Grundwassers in der weiteren Umgebung des Standortes überwacht werden kann.

Zu Grundwasserabsenkung:

Das Verfahren der Grundwasserabsenkung besteht im Niederbringen von Wasserentnahmebrunnen in Sand- oder Kiesböden und der stetigen Wasserförderung aus denselben. Durch diese ständige Wasserentziehung wird im Bereich der Anlage der Grundwasserspiegel abgesenkt, so daß der obere Teil des Erdreiches wasserfrei gehalten werden kann. Mittels dieser Grundwasserabsenkung könnte der Kontakt des Grundwassers mit der Kernmaterial- Beton- Schmelze verhindert oder zumindest stark herabgesetzt werden, so daß als Folge davon die Auslaugung des radioaktiven Materials erheblich verringert würde. Allerdings müßten die Pumpleistungen der installierten Abschöpfbrunnen bei ca. 50 - 100 l/s liegen. Zu bedenken ist weiterhin, daß unter dieser Bedingung die Schmelze erheblich tiefer in das Erdreich eindringen würde, da die Nachwärmeleistung nicht abgeführt werden kann.

Zu Injektion von Wasser, kombiniert mit Entnahmebrunnen:

Ringförmig um den Reaktorstandort angelegte Pumpstationen, die Wasser in den Anlagenbereich einspeisen würden, könnten eine Art "Wasserwand" um das Reaktorgebäude erzeugen. Das injizierte Grundwasser müßte von kreisförmig um den Standort angelegten Entnahmebrunnen gespeist werden, damit nicht in der direkten Umgebung des Reaktors eine Quelle entsteht und dadurch sogar eine Grundwasserbeschleunigung ermöglicht würde.

Zu Vereisung des Untergrundes:

Ein ähnliches Ziel würde eine Vereisung des Untergrundes des Reaktorfundamentes verfolgen. Das Grundwasser könnte nicht in den kontaminierten Bereich

unterhalb des Reaktors vordringen. Die Vereisungstechnik ist heute ein im Tunnelbau allgemein praktiziertes Verfahren.

Generell läßt sich sagen, daß technische Maßnahmen, die direkt am Reaktorstandort getroffen werden, z.B. eine Vereisung des Untergrundes, früher vollzogen werden müssen, um die Strahlenbelastung im Grundwasser zu begrenzen, als technische Maßnahmen, die eine Abdichtung des Grundwasserleiters in einer bestimmten Entfernung vom Standort vorsehen.

Falls z.B. nach 500 d in einer Entfernung von 300 m um den Reaktorstandort eine Dichtungswand installiert wird, könnte die Strahlenbelastung im Grundwasser um ca. 3 Größenordnungen reduziert werden. Nur Tc-99 würde noch die natürliche Strahlenbelastung im Grundwasser deutlich erhöhen.

Zu Dekontamination von Trinkwasser:

Eine Dekontamination des Trinkwassers von in der Umgebung des Standortes oder flußabwärts gelegenen Trinkwassergewinnungsanlagen könnte als zusätzliche technische Maßnahme einen weiteren Beitrag zur Reduktion der Strahlenexposition der Bevölkerung liefern. Günstig wären hierzu Dekontaminationsanlagen, die spezifisch einzelne chemische Elemente (z.B. Sr) aus dem Trinkwasser filtern könnten. Allerdings wären nur die Expositionspfade 'Trinkwasser aus Grundwasser' und 'Trinkwasser aus Flußwasser' von dieser Gegenmaßnahme betroffen.

Bei allen aufgeführten Arten von möglichen Gegenmaßnahmen und erst recht bei entsprechenden Kombinationen besteht grundsätzlich eine Vielzahl von Einsatzmöglichkeiten. Sowohl der Schadensfall selber als auch die natürlichen zeitabhängigen Randbedingungen während des Unfalls müssen deshalb betrachtet werden.

Die Bereitstellung festgelegter Handlungsanweisungen ist daher mit der Gefahr verbunden, daß Gegenmaßnahmen ineffektiv sind oder sogar den Schaden vergrößern können. Im Hinblick auf die vielfältigen möglichen technischen Gegenmaßnahmen entsteht also im Falle eines Unfalls akuter Entscheidungsbedarf /24/.

Notwendig erscheint deshalb die Bereitstellung eines Entscheidungsinstrumentariums, das eine flexible Berücksichtigung der aktuellen Bedingungen des Unfalls ermöglicht.

## 8.2 Administrative Maßnahmen

Zu den administrativen vorsorgenden Gegenmaßnahmen gehört:

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

## 9. ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUßFOLGERUNGEN

In der Folge eines Unfalls in einem Kernkraftwerk mit Druckwasserreaktor mit nachfolgendem Kernschmelzen kann es aufgrund neuerer Untersuchungen nicht ganz ausgeschlossen werden, daß eine Schmelze, bestehend aus Kerninventar und Strukturmaterial, in den Beton des Fundaments eindringt und dieses schließlich teilweise durchdringt.

Die eventuell durch die wirksam werdende Grundwasserkühlung noch vorhandenen dünnen Betonschichten von wenigen Zentimetern Dicke zwischen Schmelze und Grundwasser verhindern nicht ein Auslaugen der Radionuklide aus der erstarrten Kernmaterial- Beton- Schmelze durch das vorbeiströmende Grundwasser über Risse und Klüfte im Beton.

Der Untersuchung der Auswirkungen dieses Auslaugungsprozesses werden in dieser Arbeit zwei Modellvorstellungen zugrundegelegt. Die erste Modellvorstellung setzt eine zeitlich konstante Auslaugung voraus. Die zweite Modellvorstellung setzt eine mit der Zeit abnehmende Auslaugung voraus, da durch Bildung einer Schicht aus nicht oder schwerer löslichen Bestandteilen an der Oberfläche eine Diffusionssperre entstehen kann. Die mit der Zeit abnehmende Auslaugung führt bei den Berechnungen zu niedrigeren Konzentrationen im Grundwasser und im Flußwasser. Dementsprechend sind auch die Strahlenexpositionen geringer.

Unberücksichtigt bleibt hierbei, daß die Auslaugung bzw. Freisetzungsraten unter Umständen durch die Löslichkeitsgrenzen der Nuklide im Grundwasser begrenzt werden kann. Dies würde möglicherweise zu einer geringeren Radionuklidkonzentration im Grundwasser führen als in dieser Studie ermittelt wurde.

Die ausgelaugten Radionuklide werden von der Grundwasserströmung verfrachtet. Die Adsorptions- und Desorptionseigenschaften des Gesteins des Grundwasserleiters gegenüber den betreffenden Radionukliden bestimmen, in welchem Ausmaß die Wanderungsgeschwindigkeit der Radionuklide gegenüber der Grundwasserabstandsgeschwindigkeit verzögert wird.

Für die Ermittlung der Radionuklidkonzentration wurde in dieser Arbeit ein einheitlich aufgebautes Aquifer mit konstanter Porosität, konstanter Dispersivität und Mächtigkeit angenommen. Den Untersuchungen wurde als Referenzstandort das Kernkraftwerk Philippsburg im Oberrheingraben zugrunde gelegt, für den auch diese Annahmen näherungsweise zutreffen; für den Standort

Biblis- ebenfalls im Oberrheingraben- sind die örtlichen Bedingungen ähnlich und die entsprechenden Ergebnisse vom Standort Phillipsburg mit gewissen Einschränkungen prinzipiell übertragbar.

Unter diesen Voraussetzungen konnte ein Rechenprogramm angewandt werden, das die Ausbreitung einer Kontamination im Grundwasser mittels einer analytischen Lösung der Transportgleichung beschreibt.

Infolge der Verfrachtung können die Radionuklide dort, wo das Grundwasser den Lebensraum des Menschen erreicht, über verschiedene Pfade zur Strahlenexposition des Menschen beitragen. Dies ist möglich zum einen durch Entnahme von kontaminiertem Grundwasser aus Brunnen in der Umgebung des Standortes und der weiteren Verwendung bzw. Verarbeitung dieses Wassers und zum anderen nachdem Grundwasser in das betreffende Oberflächengewässer übergetreten ist durch Nutzung des Flusses sowie auch hier durch Entnahme von Flußwasser und Verwendung bzw. Verarbeitung dieses Wassers.

Um die räumliche und zeitliche Verteilung der Radionuklidkonzentrationen im Grundwasser und im Flußwasser zu ermitteln, wurden 4 verschiedene Freisetzungsszenarien berücksichtigt:

- Konstante Auslaugung bei einer Freisetzungsdauer von 20.000 Tagen
- Zeitabhängige Auslaugung bei einer Freisetzungsdauer von 100.000 Tagen
- Konstante Auslaugung bei einer Freisetzungsdauer von 1.000 Tagen
- zeitabhängige Auslaugung bei einer Freisetzungsdauer von 1.000 Tagen

Bei der Freisetzungsdauer von 1.000 Tagen wird bei beiden Auslaugungsmodellen impliziert, daß es in diesem Zeitraum gelungen ist, eine Gegenmaßnahme erfolgreich zu installieren und in Betrieb zu nehmen. Dabei wird in den Berechnungen von einer Gegenmaßnahme direkt unter dem Reaktorfundament ausgegangen, durch die die Auslaugung beendet wird.

Dem Zeitraum 20.000 Tage bei dem konstanten Auslaugungsmodell liegt zugrunde, daß nach 20.000 Tagen bei konstanter Auslaugung das Schmelzinventar vollständig ausgelaugt ist.

Bei dem Modell der zeitabhängigen Auslaugung wird davon ausgegangen, daß nach dem betrachteten Zeitraum von 100.000 Tagen das Schmelzinventar ebenfalls

praktisch ausgelaugt ist. Deshalb wurden die Berechnungen zu diesem Zeitpunkt abgebrochen.

Anhand der so ermittelten im Grundwasser und im Flußwasser zu erwartenden Konzentrationen wird die Strahlenexposition abgeschätzt. Diese Abschätzung erfolgt über 6 Expositionspfade:

1. Konsum von Trinkwasser, das aus kontaminiertem Grundwasser in der Umgebung des verunglückten Reaktors ohne Dekontaminationsverfahren gewonnen wird
2. Konsum von Trinkwasser, das aus einem Fluß ebenfalls ohne Dekontaminationsverfahren gewonnen wird, in den das kontaminierte Grundwasser übergetreten ist
3. Verzehr von Fisch aus dem kontaminierten Flußwasser
4. Verzehr von Gemüse, das mit kontaminiertem Grundwasser bewässert wird.
5. Verzehr von Gemüse, das mit kontaminiertem Flußwasser bewässert wird.
6. Aufenthalt auf Uferzonen, die mit kontaminiertem Flußwasser überschwemmt werden.

Anhand der Abschätzung der Strahlenexposition für den Fall konstanter Auslaugung und ohne Gegenmaßnahmen lassen sich folgende Ergebnisse herausstellen:

- I-131 dominiert zu Beginn die Strahlenexposition und trägt etwa ab 100 Tagen zur Strahlenexposition bei, klingt aber aufgrund einer Halbwertszeit von 8 Tagen schnell ab.
- Tc-99 wird sehr schnell mit dem Grundwasser mittransportiert und trägt deshalb praktisch über den gesamten Zeitraum zur Strahlenexposition bei.
- Die größte Strahlenexposition wird durch Sr-90 nach ca. 5.000 Tagen erreicht. Die Knochenhaut ist dabei das am stärksten belastete Organ. Die effektive Äquivalentdosis eines Erwachsenen erreicht für den Expositionspfad 'Gemüse mit Brunnenwasser berechnet' Werte größer als  $10^3$  Sv/a.
- Bei extrem langen Zeiträumen (ab 10.000 d) gewinnen die Nuklide Cs-137 und Np-237 an Bedeutung. Die effektive Äquivalentdosis eines Erwachsenen

für den Expositionspfad 'Gemüse mit Brunnenwasser beregnet' erreicht Werte größer als  $10^{-1}$  Sv/a.

- Insgesamt ist die externe Strahlenexposition von untergeordneter Bedeutung, nur die beiden Nuklide Cs-137 und Co-60 erreichen Dosiswerte zwischen  $10^{-5}$  und  $10^{-4}$  Sv/a.

Bei den verschiedenen Expositionspfaden dominiert die Strahlenexposition durch kontaminiertes Grundwasser. Sowohl über die Aufnahme von Trinkwasser als auch durch die Beregnung von Gemüse tritt eine gegenüber den anderen vier Expositionspfaden sehr hohe Strahlenexposition auf. Da das Grundwasser bei Übertritt ins Flußwasser sehr stark verdünnt wird, sind die Konzentrationen dementsprechend niedriger.

Durch administrative Gegenmaßnahmen wie Schließung der Trinkwasserbrunnen in der Umgebung des Standortes sollte die Strahlenexposition durch Grundwasser allerdings gut beherrschbar sein. Bei den übrigen 4 Expositionspfaden sind administrative Maßnahmen schwieriger durchzuführen, so daß auch diese Pfade detailliert bewertet werden müssen.

Als mögliche technische Maßnahmen zur Eingrenzung der Radionuklidenausbreitung ist das Einziehen von Dichtungswänden um die Anlage denkbar, eine Grundwasserabpumpung zur Trockenlegung des Reaktorfundamentes, Abschöpfbrunnen, die verhindern, daß Grundwasser über den Standortbereich hinausgelangt, und eine gezielte Einsetzung der Bodengefriertechnik. Aufgrund der vielfältigen möglichen technischen Gegenmaßnahmen erscheint die Bereitstellung eines Entscheidungsinstrumentariums, das eine flexible Berücksichtigung der aktuellen Bedingungen des Unfalls ermöglicht, als notwendig.

Zur Eingrenzung der Strahlenexposition ist eine Stilllegung der Trinkwasserbrunnen und eine Dekontamination des Flußwassers bei der Trinkwasseraufbereitung möglich, sowie ein Fischfangverbot in einem bestimmten Bereich des Flusses.

Die in diesem Bericht vorgestellten Ergebnisse wurden mit Hilfe von vereinfachten Annahmen und Modellen ermittelt, die der derzeitigen Zielsetzung einer größenordnungsmäßigen Abschätzung der Grundwasserkontamination als Folge eines Kernschmelzunfalls adäquat sind. Weitergehende Untersuchungen könnten sich an folgenden Einzelaspekten orientieren, deren Behandlung im Rahmen dieser Arbeit nicht im Vordergrund des Interesses stand:

- 'prompter Quellterm'



- Auslaugungsprozeß
- Ausbreitung im Grundwasser
- Expositionspfade
- Mögliche Gegenmaßnahmen

Zu 'prompter Quellterm':

Es wird die Möglichkeit diskutiert, daß auch kontaminiertes Sumpfwasser aus dem Reaktorsicherheitsbehälter über Risse im Fundament direkt in das Grundwasser übertritt. Dieser 'prompte' Quellterm blieb in dieser Untersuchung unberücksichtigt, sollte aber in späteren Untersuchungen Eingang finden.

Zu Auslaugungsprozeß:

Die derzeitige Modellierung der Wechselwirkung der Kernschmelze mit dem Grundwasser stellt eine noch verbesserungsfähige Simulation der komplexen Vorgänge dar. In dieser Arbeit wurden 2 Ansätze verwandt, zum einen eine zeitlich konstante Auslaugung und zum anderen eine zeitabhängige, die nach einem Exponentialgesetz abnimmt. Bei beiden wird die Auslaugfläche als konstant angenommen. Aus den Abschätzungen ergeben sich nützliche Hinweise über die Größenordnung der Kontamination und deren Ausbreitung für entsprechende Risikobetrachtungen.

Für weitere Untersuchungen sollte jedoch geklärt werden, wie der genaue physikalische und chemische Prozeß der Auslaugung vonstatten geht (Sättigung von Spaltprodukten im Grundwasser und daran anschließendes eventuelles Ausfällen) und wie sich die verkrustete Oberfläche der Kernschmelze als Funktion der Zeit verhält. Desweiteren bleibt in diesen einfachen Modellen die Temperatur des Grundwassers unberücksichtigt, sie hat aber z.B. einen Einfluß auf die Auslaugung und den Durchlässigkeitsbeiwert der Strömung.

Zu Ausbreitung im Grundwasser:

In dem angewandten Ausbreitungsmodell werden nur homogene poröse Grundwasserleiter berücksichtigt. Es ist aber wünschenswert, die hydro-geologischen Verhältnisse an einem Standort mit verfeinerten Methoden zu simulieren, um genauere Aussagen über die Strömung machen zu können. Dies kann durch Tracerexperimente im Gelände unterstützt werden. Es wäre desweiteren wünschenswert, wenn diejenigen hydrogeologischen Parameter, die noch nicht zufriedenstellend bestimmbar sind, durch eine experimentelle Untersuchung mit

Messungen am Standort validiert werden könnten. Genauer zu spezifizieren sind auf diesem Gebiet folgende Parameter:

- Durchlässigkeitsbeiwerte
- Dispersionskoeffizienten
- Verteilungskoeffizienten

Zur Ermittlung der Radionuklidmigration wären weitere Untersuchungen (Berücksichtigung relevanter Boden- und Sedimentzusammensetzungen, Säulenversuche und Geländeversuche mit chemisch verwandten, nicht radioaktiven Tracern sowie konservativen Vergleichstracern) wünschenswert, da die mit Hilfe der  $K_d$ -Werte ermittelten Retardationsfaktoren um 1-3 Größenordnungen höher sein können als die in Säulenexperimenten bzw. im Geländeexperiment ermittelten. Außerdem wäre eine bessere Darstellung des Geschwindigkeitsfeldes hilfreich, da in den vorliegenden Berechnungen nur von einer konstanten Geschwindigkeit in Flußrichtung ausgegangen wird. Der Übergang der Radionuklide in den Fluß wird mittels Integration über der gesamten grundwasserleitenden Schicht ermittelt und somit von einem Übergang an einem Punkt am Flußufer ausgegangen. Tatsächlich treten die Radionuklide aber über die gesamte Schicht aus, sodaß nicht der gesamte Aktivitätsübertritt in den Fluß gelangt.

Zu Expositionspfaden:

Die Berechnung der Expositionspfade erfolgte für zeitlich konstante Bedingungen. Um jedoch den Expositionspfad Beregnung von Gemüse genauer abschätzen zu können, wäre eine Programmerweiterung zur Erfassung zeitlicher Änderungen und Wachstumsperioden vorteilhaft.

Zu mögliche Gegenmaßnahmen:

In dieser Arbeit ist auf sechs Typen von technischen Gegenmaßnahmen hingewiesen und ihre Anwendung kurz beschrieben worden. Im einzelnen sind dies:

- Einbringen von Dichtungswänden
- Bohrungen für Abschöpfbrunnen
- Grundwasserabsenkung
- Injektion von Wasser

- Vereisung des Untergrundes der Kernschmelze
- Dekontamination von Trinkwasser

Die Untersuchung ihrer individuellen Wirksamkeit hinsichtlich der Kontaminationseingrenzung stellt ein separates Thema dar.

## ANHANG A: KERNSCHMELZENUNFALL IN EINEM DRUCKWASSERREAKTOR

Bei einem hypothetischen Kernschmelzenunfall werden beispielhaft 2 verschiedene auslösende Ereignisse angenommen:

- Bruch einer Hauptkühlmittelleitung
- Vollständiges Versagen der sekundärseitigen Wärmeabfuhr

In beiden Fällen kommt es zu einer Verdampfung des Wassers des Primärkreises. Um die Brennelemente weiterhin kühlen zu können, fördern Pumpen aus Vorratsbehältern Wasser in den Reaktordruckbehälter und nach Leerpumpen der Vorratsbehälter schalten sich Pumpen an, die den kondensierten Wasserdampf aus dem Gebäudesumpf wieder in den Reaktordruckbehälter fördern.

Nimmt man an, daß diese Gebäudesumpfpumpen vollständig versagen, kann man den sich entwickelnden Kernschmelzenunfall in 4 Zeitphasen unterteilen:

- Phase 1: Kernaufheizung
- Phase 2: Restwasserverdampfung
- Phase 3: Aufheizung und Versagen des Reaktordruckbehälters
- Phase 4: Betondurchdringung

Die ersten 3 Phasen beschreiben das Geschehen des einsetzenden Kernschmelzenunfalls innerhalb des Reaktordruckbehälters, die 4. Phase beschreibt die Wechselwirkung der Schmelze mit dem Beton des Reaktorfundamentes.

Zu Beginn des Unfalls ist der RDB bis zur Kernoberkante geflutet. Durch die Nachzerfallswärme wird das Wasser verdampft, der Kern heizt sich auf. Bei etwa 1900 ° C schmilzt das Hüllrohrmaterial auf und löst im Innern der Brennelemente UO<sub>2</sub> an.

Nach ca. 1 Stunde ab Unfallbeginn versagt die Kerntragestruktur. Das in der unteren Kalotte des RDB angesammelte Wasser wird durch herabfallende Teile des Kerns verdampft und es bildet sich ein Schmelzsee aus, der aus ca. 120 t Brennstoff, 28 t Zirkaloy und 24 t Strukturmaterial besteht. In diesem Schmelzsee liegen die Temperaturen bei ca. 2400 ° C.

Nach ca. 3 h ab Unfallbeginn versagt der RDB kurz unterhalb der Oberfläche des Schmelzsees. Es ergießen sich 70 t Metallschmelze und 160 t Oxidschmelze mit einer Temperatur von 2400 ° C auf die Betonkaverne.

Damit beginnt die Betondurchdringungsphase. Die obere Schicht der Schmelze wird von der oxidischen Phase gebildet, während die untere Schicht aus der spezifisch schwereren Metallphase besteht. Die erschmolzenen Betonbestandteile vermischen sich dann mit der oxidischen Phase der Schmelze.

## ANHANG B: GRUNDWASSERBEWEGUNG

Die Bestimmung der Grundwasserbewegung über die direkte meßtechnische Erfassung der Bewegungsvorgänge ist schwieriger als in oberirdisch fließenden Gewässern.

Im Lockergesteinsbereich kann die Bestimmung der Grundwasserfließrichtung über die Ermittlung des Gefälles der Grundwasseroberfläche erfolgen. In Festgesteinen kann regional gesehen ebenfalls die Grundwasserfließrichtung wie bei Lockergesteinen über das Gefälle des Grundwasserspiegels bestimmt werden. Im Detail sind die Abweichungen von der so bestimmten Strömungsrichtung dann allerdings größer.

### B.1 Grundwasserfließgeschwindigkeit

Da beim Fließen des Grundwassers nur ein Teil des Grundwasserleiters genutzt werden kann, nämlich der, der durch die durchströmten Poren und Klüfte bestimmt ist, und da weiter die Fließbahnen nicht geradlinig verlaufen, unterscheidet man verschiedene Geschwindigkeitsbegriffe /25/:

- Die Abstandsgeschwindigkeit  $v_a$  ist der Quotient aus der geraden Weglänge zwischen 2 Punkten und der Zeit, in der ein Wasserteilchen diesen Weg zurücklegt. Zur Bestimmung der Abstandsgeschwindigkeit wird ein Indikator an einer bestimmten Stelle dem Grundwasserstrom beigegeben und an einer anderen in Fließrichtung liegenden Stelle der Nachweis des Eintreffens des Indikators geführt, wobei die maximale Abstandsgeschwindigkeit der Zeit bis zum ersten Auftreten des Tracers entspricht, die dominierende Abstandsgeschwindigkeit der Zeit bis zum Auftreten der maximalen Konzentration des Markierungsstoffes und die i.a. verwendete mittlere Abstandsgeschwindigkeit entspricht der Schwerpunktszeit der Durchgangskonzentration. Zu den bekanntesten dieser Verfahren zählen das Färbe- und Salzungsverfahren, es werden aber auch Radioisotope verwendet.
- Die Filtergeschwindigkeit  $v_f$  des Grundwassers errechnet sich aus dem Durchfluß  $Q$  eines Grundwasserstromes pro Zeiteinheit durch eine senkrecht zur Bewegungsrichtung stehende Fläche  $F$  ( Mächtigkeit  $\times$  Breite des durchströmten Querschnittes ). Die Formel dafür lautet:

$$v_f = Q / F \quad (B.1.1.)$$

Außerdem gilt für die Filtergeschwindigkeit die Beziehung:

$$v_f = k_f * dH/dl \quad (B.1.2)$$

die von Darcy anhand von Filterversuchen gefunden wurde und als Darcy'sches Gesetz bekannt ist.

$K_f$  bezeichnet den Durchlässigkeitsbeiwert eines Grundwasserleiters und stellt eine Materialkonstante dar.  $H$  ist das hydraulische Potential der Grundwasseroberfläche und  $l$  die Länge der durchflossenen Wegstrecke. Danach wird:

$$Q = k_f * I * F \quad (B.1.3)$$

Zur mittleren Abstandsgeschwindigkeit  $v_a$  des Grundwassers steht die Filtergeschwindigkeit  $v_f$  in der Beziehung

$$v_f = v_a * n_e \quad (B.1.4)$$

wobei  $n_e$  den nutzbaren Porengehalt (effektive Porosität) des Grundwasserleiters darstellt.

## B.2 Bestimmung der Grundwasserströmungsrichtung

Nach Brown et. al. /26/ kann der Zusammenhang zwischen Grundwasser und Flußwasser in 3 verschiedene Kategorien eingeteilt werden:

- Der Grundwasserleiter hat keine direkte hydraulische Verbindung mit dem Flußwasser
- Der Grundwasserleiter steht in ständiger Verbindung mit dem Flußwasser
- Der Grundwasserleiter steht nur zeitweise mit dem Flußwasser in hydraulischer Verbindung

Im Oberrheingraben sind Fluß- und Grundwasser ständig miteinander verbunden, er zählt also zur 2. Kategorie. Liegt dieser Sachverhalt vor, so wird bei einem Anstieg des Flußwassers der hydraulische Gradient zwischen Grundwasser und Flußwasser verringert; es entsteht ein geringerer Grundwasserabfluß oder es kann sich sogar ein Zufluß in das Grundwasser aus dem Fluß einstellen.

Der tatsächliche Verlauf der Strömungsrichtung und der Strömungsgeschwindigkeit des Grundwassers ist abhängig von:

- der Wasserstandsganglinie des Flusses
- dem Wasserstand der Bäche, die aus der Umgebung zufließen
- der Regenrate und Niederschlagsdauer
- der Rate der Grundwasserneubildung aus Niederschlagszusickerung
- der Infiltrationsrate der Böden
- der Struktur des Grundwasserleiters und des Flußbettes
- den Durchlässigkeitsbeiwerten des Grundwasserleiters und des Flußbettes

Bis auf die geologischen und geographischen Gegebenheiten sind somit letztlich alle anderen Einflußfaktoren auf die Niederschlagsintensität zurückzuführen und damit jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen.

Um den Einfluß der Niederschläge zu verdeutlichen, sollen die Abflußganglinien des Grundwassers und des Flusses bei einsetzendem Regen betrachtet werden.



Vor Beginn des Niederschlages möge nur Grundwasser zum Fluß fließen. Der Beginn der Niederschläge verursacht einen Anstieg der Abflußganglinie. Er zeigt den Beginn des Oberflächenabflusses an. Beginn der Niederschläge und Beginn des Oberflächenabflusses sind zeitlich voneinander getrennt, und zwar umso mehr, je höher die Infiltration und die Interzeption(17) des Bodens ist.

Nach Erreichen des Abflußmaximums fällt die Ganglinie zunächst steil, dann abflachend ab und erreicht den Ausgangsabfluß, sofern keine zusätzlichen Niederschläge fallen. Am unteren Teil des fallenden Astes läßt sich oft eine Knickstelle erkennen, die das Ende des Oberflächenabflusses anzeigt. Sie liegt über dem Ausgangszustand, da durch Infiltration während des Beobachtungszeitraumes der Grundwasserzufluß höher ist als vorher.

Über den Verlauf des Grundwasserabflusses kann keine zuverlässige Aussage gemacht werden. Der Gipfel des Grundwasserabflusses liegt zeitlich verschoben nach dem Gipfel der Gesamtabflußganglinie, weil der Zufluß von Grundwasser aus den Böden und dem Grundwasserumsatzraum langsamer erfolgt als der aus dem Oberflächenabfluß.

---

(17) Verdunstungsverlust bei Niederschlägen

## ANHANG C. ENTWICKLUNGSGESCHICHTE DES OBERRHEINGRABENS

Mit einer Länge von etwa 300 km und einer durchschnittlichen Breite von 36 km ist der Oberrheingraben eine der markantesten Erscheinungen im geologischen Aufbau Europas und das Modellbeispiel eines Großgrabens /27/.

Der Oberrheingraben wird seitlich von alten variszischen Grundgebirgsrümpfen begrenzt: Im Westen durch die Vogesen und den Pfälzerwald, im Osten durch Schwarzwald und Odenwald.

Allerdings ist das den Graben begleitende Grundgebirge nach Norden hin teilweise weniger stark herausgehoben und dementsprechend in weiter Erstreckung von Rotliegendem und Buntsandstein bedeckt: Nordvogesen, Pfälzerwald, Nordschwarzwald, südöstlicher Odenwald. Im Grabenbereich selbst bilden im Süden jurassische Ablagerungen, weiter nach Norden Trias und endlich Rotliegendes den vortertiären Untergrund. Im Süden, im Els- und Sundgau, stößt der Oberrheingraben gegen den Schweizer Jura, im Norden gegen das Rheinische Schiefergebirge.

Der Oberrheingraben ist Teilstück eines Bruch- und Grabensystems, das Westeuropa von der Eurasischen Platte trennt. Er gliedert sich in den tief eingesenkten Trogbereich sowie einen westlichen und östlichen Grabenrandbereich. Nach außen schließen die unterschiedlich stark herausgehobenen Flankenbereiche an. Die Sprunghöhen der Haupttrandverwerfungen betragen z. T. über 1.000 m bei einer maximalen Sprunghöhe von ca. 4.400 m.

Während in der Kreidezeit und im ältesten Tertiär Abtragungs-, Verwitterungs- und Verkarstungsprozesse das Geschehen im Bereich des Oberrheingrabens beherrscht haben, zeugen Süßwassersedimente des Eozäns bereits von Absenkungsprozessen. Diese waren im mittleren Eozän noch von lokaler Natur, im Obereozän zeichnet sich hingegen schon die Konfiguration des späteren Grabens ab. Im jüngsten Eozän oder im unteren Oligozän erfolgt dann der Übergang zur eigentlichen Grabensedimentation; es bilden sich Haupttrandverwerfungen heraus. Noch später kam es zur Zerstückelung des Grabeninhalts und zur Entstehung zahlreicher Teilschollen.

Am Ende des Tertiärs floß der Alpenrhein wie auch die Aare über den damals noch nicht vorhandenen Bodensee zur Donau in die Gegend von Ulm. Er durchbrach im Pleistozän die Alptafel oberhalb von Waldshut und floß über die Sundgauschotter in das Doubs- Rhone- System ab. Durch die plio- pleistozänen Bewegungen des Oberrheingrabens entwickelte sich dann eine starke Flußero-

sion, wodurch der Hochrhein mit in das Grabensystem einbezogen wurde. Am Ende der letzten Eiszeit füllte sich dadurch der Rheingraben mit fluviatilen und fluvioglazialen Sedimenten, vorwiegend aus dem Alpenraum, die heute das Kieslager darstellen. (Zum Ablauf der geologischen Ereignisse s. Abb. 5 /27/)

## ANHANG D: UNTERSUCHUNGEN ZUM RADIONUKLIDTRANSPORT IM GRUNDWASSER

Es werden im folgenden 4 Arbeiten vorgestellt, die sich mit der Radionuklidausbreitung in Grundwasserleitern beschäftigt haben.

Im Bericht der Kernforschungsanlage Jülich /7/ wird ein Radionuklidausbreitungsmodell angewandt, das zeit- und ortsabhängig die Radionuklidkonzentration in einem Grundwasserleiter berechnet. Desweiteren wurden verschiedene Ausbreitungspfade von Radionukliden aus einer unterirdischen Reaktoranlage miteinander verglichen.

Der Bericht des Projektes Sicherheitsstudien Entsorgung /10/ untersucht in einer Sicherheitsanalyse den Störfall Wassereintrich in einem Endlager mit anschließender Auslaugung der radioaktiven Spaltprodukte und ihrer Verfrachtung in den Grundwasserbereich.

In dem Bericht der Central Electricity Generating Board /9/ wird eine Risikoanalyse für den Radionuklidtransport im Grundwasser für den Reaktorstandort Sizewell B durchgeführt. Es werden die Folgen einer radiologischen Kontamination des Grundwassers nach einem Kernschmelzunfall untersucht.

In dem Bericht der Sandia National Laboratories /8/ wird eine umfangreiche Sicherheitsbetrachtung für die Freisetzung in die Hydrosphäre nach einem Reaktorunfall durchgeführt. Dabei wurde nicht nur eine Kontamination des Grundwassers untersucht, sondern auch die Kontamination von Küsten, Seen und Flüssen.

## D1: Bericht der Kernforschungsanlage Jülich

Dieser Bericht /7/ befaßt sich mit dem Radionuklidtransport im Boden.

In dieser Arbeit werden mit Hilfe eines Modells die zeit- und ortsabhängige Radionuklidkonzentration für verschiedene Freisetzungspfade aus einer unterirdischen Reaktoranlage untersucht. Der das Reaktorgebäude umschließende Boden stellt dabei eine zusätzliche Sicherheitsbarriere dar. Es wird dabei zwischen einer halbabgesenkten und einer ganzabgesenkten Anlage unterschieden. Als oberirdisches Referenzkraftwerk diente die 1300 MW el. Standardanlage der KWU mit Druckwasserreaktor. Um eine Vergleichbarkeit zu ermöglichen, wurden die wesentlichen Konzeptmerkmale der oberirdischen Anlage übernommen.

Für diese Arbeit von Interesse waren die beiden Freisetzungspfade, die eine Kontamination des Grundwassers zur Folge haben. Sie werden im folgenden kurz beschrieben:

### 1. Ausbreitung durch die Reaktorwand:

Bei diesem Schadensmodell wird ein Dichtigkeitsverlust durch Risse in der Reaktorgebäudefwand vorausgesetzt. Durch diese Risse strömt der radioaktiv kontaminierte Dampf in die angrenzende Grundwasserschicht und kondensiert. Beim Durchtritt der Störfallatmosphäre durch die Risse und Spalten in der Reaktorgebäudefwand und im angrenzenden Erdreich werden die in Aerosolform vorliegenden Spaltprodukte ausgefiltert. Bei den löslichen Spaltprodukten wird pessimistischerweise angenommen, daß sie im Wasser als Ionen vorliegen. Diese Annahme kann für die diesen Freisetzungspfad betreffenden Elemente Sr und Cs getroffen werden. Beide Elemente sind sehr gut wasserlöslich und würden somit als Kationen im Grundwasser vorliegen.

Maßgebend für die beim Störfall freigesetzte Spaltproduktmenge ist die Ausströmmenge des radioaktiv kontaminierten Wasserdampfes. Es ergeben sich etwa 9 t für die halbeingebettete und 18 t Dampf für die ganzeingebettete Bauweise.

Das dominierende Radionuklid für diesen Freisetzungspfad ist Sr-90. Grund ist das hohe Aktivitätsinventar, die große Freisetzungsrates und der gering angenommene  $K_d$ -Wert des Elementes.

### 2. Eindringen der Coreschmelze in den Boden und deren Auslaugung durch das Grundwasser:

Dieses Schadensmodell beschreibt das Eindringen der Coreschmelze in eine grundwasserführende Bodenschicht. Zur Berechnung der Konzentration in einem gewissen Quellabstand wurden folgende Annahmen getroffen:

- Die Schmelze dringt in eine grundwasserführende Schicht ein und erstarrt.
- Sie bildet dabei einen glasartigen Körper aus.
- Die Aktivität ist in der Schmelze homogen verteilt.
- Das Grundwasserstockwerk hat eine Höhe von 50 m.
- Die Grundwassergeschwindigkeit beträgt 1 m/Tag.

Zur Berechnung der Auslaugrate  $r(t)$  wurde die zeitabhängige Auslaugfunktion aus der Reactor Safety Study /28/ angewandt:

$$r(t) = 1 / 10^{(5.222 + 0.334 \log t)}$$

$$r(t) = \text{Auslaugrate ( g/(cm}^2\text{d) )}$$

$$t = \text{Auslaugzeit ( h )}$$

Der Autor merkt zu der Auslaugfunktion kritisch an, ob der Auslaugvorgang nicht mit einer um 2 Größenordnungen höheren Auslaugrate realistischer beschrieben würde, da diese niedrigen Werte für im Labor hergestellte spezielle Gläser gelten. Deshalb wurden in diesem Bericht auch die Radionuklidkonzentrationen mit einer um 2 Größenordnungen höheren Auslaugrate berechnet.

Folgende Nuklide haben eine größere Bedeutung: Sr-90, Tc-99, Ru-106, Sm-151, U-235, U-238, Pu-239, Pu-240, Pu-242. Auch hier ist Sr-90 wieder das dominierende Nuklid.

## D2: Bericht des Projekts Sicherheitsstudien Entsorgung

Von diesem Bericht /10/ waren die beiden folgenden Detailuntersuchungen für den Störfall 'Wassereinbruch' in das Endlager 'Salzstock Gorleben' von Interesse:

### 1. Ausbreitung von Radionukliden in grundwasserführenden Schichten:

Die aus dem Salzstock in das Deckgebirge freigesetzten Radionuklide werden vom Grundwasserstrom erfaßt und entsprechend der Freisetzungsrates und der Grundwassergeschwindigkeit verdünnt. Eine weitere Verdünnung entsteht durch Diffusion und Dispersion. Durch Sorption der Radionuklide an den Festkörpern im Deckgebirge erfolgt eine zeitweilige Fixierung der Nuklide und damit eine z. T. starke Verzögerung des Transportes. Diese genannten physikalisch-chemischen Effekte wurden durch das Programmsystem SWIFT erfaßt, an die Gegebenheiten des Deckgebirges über dem Salzstock Gorleben angepaßt und ihr Zusammenwirken berechnet.

### 2. Modellierung der Strahlenexposition der Bevölkerung in der Umgebung des Endlagers:

Bei Kenntnis der maximalen Nuklidkonzentration im Grundwasser wurde die maximale Strahlenexposition (Individualdosis) eines Menschen in der Umgebung des Endlagers berechnet unter Berücksichtigung verschiedener Expositionspfade. In dieser Studie wurde dazu die Aktivitätszufuhr über

- Trinkwasser
- Beregnung (Pflanzen)
- Viehtränke (Milch, Fleischverzehr)

aus grundwasserführenden oberflächennahen Schichten berücksichtigt, und zwar am Ort und zum Zeitpunkt maximaler Konzentration des jeweiligen Radionuklids.

Als Ergebnis ist die maximale Individualdosis für alle betrachteten Radionuklide berechenbar. Als relevante Nuklide werden C-14, Se-79, Tc-99, I-129, U-234 und Np-237 angegeben. Bei dem Störfallereignis "Zutritt von Lösungen in ein versiegeltes Bergwerk zu Beginn der Nachbetriebsphase" in einem Endlager liegt die zu erwartende maximale Individualdosis in der Größenordnung von  $10^{-4}$  Sv/a. Das Aktivitätsmaximum tritt ca. 7000 Jahre nach dem Eintritt des Ereignisses auf.

### D3: Bericht des Central Electricity Generating Board

In dem Bericht /9/ der CEGB wird für das KKW Sizewell B (Typ Druckwasserreaktor) eine Sicherheitsanalyse durchgeführt, die die Auswirkungen eines Kernschmelzunfalls für die Hydrosphäre untersucht.

Es werden 2 Quellterme betrachtet, über die Spaltprodukte aus dem Containment ins Grundwasser gelangen können:

- Der 'prompte' Quellterm setzt sich aus der 'Druckentlastungsfreisetzung' der flüchtigen Spaltproduktgase, die sich in der Containment- Atmosphäre befanden, und dem Gebäudesumpfwasser zusammen. Da der Anteil des Sumpfwassers bei weitem überwiegt, wird nur dieser prompte Quellterm berücksichtigt; dabei wird in Übereinstimmung mit Niemczyk et.al. /8/ angenommen, daß das Sumpfwasser nur zur Hälfte ins Grundwasser gelangt.

- Der verzögerte Quellterm resultiert aus dem Kontakt von Grundwasser mit der wiedererstarteten Kernmaterial- Beton- Schmelze. In diesem Bericht werden die Auslaugraten aus /8/ verwendet, die für jedes Radionuklid getrennt ermittelt wurden. Diese speziellen Auslaugraten wurden mit einem zeitlich konstanten Quellterm kombiniert, wobei angenommen wird, daß die Aktivität gleichförmig über eine bestimmte Zeitspanne ausgelaugt wird. Die Radionuklide mit der größten Auslaugzeit (Pu, Am etc.) werden innerhalb von 10.000 Jahren ausgelaugt, die anderen Nuklide werden abhängig von der Auslaugzeit schneller ausgelaugt. Die Kollektivdosis hängt aber nicht signifikant von der Auslaugung der Schmelze ab, da die kurzlebigen Nuklide überwiegend in dem prompten Quellterm auftreten und die langlebigen Nuklide nur geringfügig zur Kollektivdosis beitragen.

In der hydrogeologischen Beschreibung wird davon ausgegangen, daß der Grundwasserleiter aus einer homogenen Schicht mit einer Mächtigkeit von 50 m besteht, da sich nach unten eine wasserundurchlässige Tonschicht anschließt.

Die Grundwassergeschwindigkeit beträgt 16 m/a, zum Vergleich wird aber auch mit 160 m/a gerechnet. Die Entfernung zum Meer beträgt 250 m und die Strömungsrichtung wird als direkt vom Reaktor zum Meer angenommen.

Für die Strahlenexposition von Bedeutung sind 2 Expositionspfade, zum einen die Kontamination von Meeresfrüchten und zum anderen die externe  $\gamma$ - Strahlenbelastung in der Gezeitenzone.



Bei dem prompten Quellterm ergibt sich eine maximale jährliche Effektivdosis von  $3 * 10^{-3}$  Sv/a für den Expositionspfad 'Strand' und von  $3 * 10^{-4}$  Sv/a für den Expositionspfad 'Verzehr von Meersefrüchten'.

Für den Auslaugungsquellterm liegen die Werte bei  $5 * 10^{-5}$  Sv/a für den Expositionspfad 'Strand' bzw. bei  $4 * 10^{-6}$  Sv/a für den Expositionspfad 'Verzehr von Meersfrüchten'.

Im Anhang werden noch 2 weitere Expositionspfade berücksichtigt, zum einen der Genuß von Trinkwasser aus einem Brunnen in der Umgebung des Standortes, zum anderen der Verzehr von landwirtschaftlichen Produkten (Milch und Gemüse), die aber beide von untergeordneter Bedeutung sind, zumal das Grundwassergefälle ausschließlich in Richtung Meer weist.

Den kurzlebigen Radionukliden Ag-110m und Ru-106 kommt die größte Bedeutung zu, wobei allerdings zu beachten ist, daß für beide Nuklide angenommen wird, daß sie nicht an dem Gestein des Grundwasserleiters adsorbiert werden. Größere  $R_d$ -Werte (100 bis 1000) würden dazu führen, daß beide Nuklide vollständig vernachlässigbar wären. Bei den langlebigen Nukliden rührt der größte Beitrag von Np-237 und Pu-239 her.

Die Expositionspfade durch den 'prompten Quellterm' liegen um etwa 2 Größenordnungen höher als diejenigen durch den 'Quellterm Auslaugung', zu beachten ist aber, daß die max. jährliche Dosis der Nuklide immer unter dem Wert von 5 mSv/a bleibt.

#### D4: Bericht der Sandia National Laboratories

Wie in der Reactor Safety Study /28/ werden auch in diesem Bericht /8/ 2 verschiedene Reaktortypen behandelt, Druckwasser- und Siedewasserreaktor. Es wird die radiologische Belastung der Bevölkerung untersucht, die sich aus einem Kernschmelzunfall mit anschließender Verfrachtung der freigesetzten Spaltprodukte in der Hydrosphäre ergibt. Dabei hängt die Größe der Folgen und die Wahrscheinlichkeit des Eintretens eines Kernschmelzunfalls sehr stark von dem Reaktortyp, der Beschaffenheit des Reaktorfundaments sowie den Standortgegebenheiten (z. B. Aufbau des Grundwasserleiters) ab.

Es werden drei verschiedene Freisetzungsszenarien für die Radionuklide untersucht:

- Auslaugung der Kernschmelze durch Grundwasser
- Eindringen des Gebäudesumpfwassers in den Grundwasserleiter
- Freisetzung der Containmentatmosphäre in den Grundwasserleiter

Die beiden ersten Quellterme können einen großen Anteil des gesamten Kerninventars beinhalten, während der Quellterm 'Freisetzung der Containmentatmosphäre' nur einen geringen Anteil enthält. Zudem können die beiden letztgenannten Quellterme nur bei bestimmten Reaktortypen auftreten.

Die Ausbreitung der Radionuklide und damit die Strahlenexposition, der die Bevölkerung ausgesetzt sein wird, sind stark abhängig von den verschiedenen hydrologischen Standortgegebenheiten. Die verschiedenen Standorte wurden deshalb in 4 Klassen unterteilt:

- an einem See gelegen
- an einer Flußmündung gelegen
- am Meer gelegen
- an einem Flußlauf gelegen

Um die Strahlenexposition der Bevölkerung abschätzen zu können, wurden 5 Expositionspfade berücksichtigt:

- Verzehr von Trinkwasser
- Verzehr von Fisch

- Verzehr von bewässerten Lebensmitteln
- Externe Strahlenexposition durch Aufenthalt an den Uferzonen
- Externe Strahlenexposition durch Aufenthalt auf dem Wasser

Für die Kontamination der Bevölkerung durch Grundwasser sind 2 Expositionspfade dominierend, zum einen die Aufnahme von Trinkwasser und zum anderen der Verzehr von bewässerten Lebensmitteln, bei beiden Expositionspfaden ist die Gefährdung der Bevölkerung jedoch gering.

Bei einer Übertrittszeitdauer des Grundwassers von 100 Tagen in einen Fluß beträgt die effektive Individualdosis, die aus dem Flußwasser resultiert, 1.4 rem/a, bei einer Übertrittszeitdauer von 1000 Tagen nur noch 110 mrem/a.

## LITERATURVERZEICHNIS

- /1/ M. Reimann:  
Verification of the WECHSL- Code on Melt- Concrete  
Interaction and Application to the  
Core Melt Accident;  
Nuclear Engineering and Design 103, 127 - 137  
Amsterdam 1987.
- /2/ H. Alsmeyer:  
Recent Results from BETA / WECHSL Melt- Concrete Interaction Analysis;  
International Conference on Thermal Reactor Safety,  
2.- 7. October 1988; Vol. 3 pp 897- 906;  
Palais des Papes, Avignon- France.
- /3/ B. Kienzler:  
persönliche Mitteilung;  
Kernforschungszentrum Karlsruhe 1987.
- /4/ L. Kahl et al.:  
Herstellung und Charakterisierung eines verbesserten  
Borosilikatglases zur Verfestigung von hochradioaktiven  
Spaltproduktlösungen (HAW),  
Bericht KfK-3251 (1987)
- /5/ H. Albrecht:  
persönliche Mitteilung;  
Kernforschungszentrum Karlsruhe 1987.
- /6/ H. Alsmeyer:  
persönliche Mitteilung;  
Kernforschungszentrum Karlsruhe 1987.
- /7/ K. Schwarzer:  
Radionuklidtransport im Boden  
Bericht KfA-1572 (1979)
- /8/ S. J. Niemczyk et al.:  
The Consequences from Liquid Pathways after a Reactor Meltdown Accident  
Sandia National Laboratories  
Report NUREG/CR-1596 (1981)

- /9/ P. R. Maul:  
An Assessment of the Radiological Consequences of Releases to Ground-  
water Following a Core- Melt Accident at Sizewell PWR;  
Central Electricity Generating Board, Berkeley  
Report TPRD/B/0426/N84 (1984)
- /10/ Projekt Sicherheitsstudien Entsorgung;  
Hahn- Meitner- Institut für Kernforschung Berlin GmbH, Berlin 1981.
- /11/ Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im DIN Deutsches Institut für Normung  
e.V.:  
DIN 4049 Teil 1 Hydrologie Begriffe quantitativ;  
Beuth Verlag GmbH, Berlin, Köln 1979.
- /12/ R. Schweizer, I. Stober, G. Strayle:  
Auswertungsmöglichkeiten und Ergebnisse von Tracerversuchen im Grund-  
wasser  
aus: K. Münzing  
Hydrogeologie in Baden-Württemberg  
Abhandlungen des Geologischen Landesamtes Baden-Württ., H. 11  
Freiburg i. Br. (1985)
- /13/ Hydrogeologische Kartierung und Grundwasserbewirtschaftung im Raum  
Karlsruhe- Speyer;  
Zwischenbericht (unveröffentlicht), Stand 1981.
- /14/ Standortbeschreibung Kernkraftwerk Philippsburg.
- /15/ S. L. Hoeffner:  
Radionuclide Sorption on Savannah River Plant Burial Ground Soil - A  
Summary and Interpretation of Laboratory Data;  
Savannah River Laboratory, Aiken 1985.
- /16/ J. E. Campbell et al.:  
Risk Methodology for Geological Disposal of Radioactive Waste  
Report NUREG/CR-0458 (1978)
- /17/ R. Atkinson et al.:  
Review of the Groundwater Flow and Radionuclide Transport Modelling in  
KBS- 3;  
United Kingdom Atomic Energy Authority, Oxfordshire 1984.
- /18/ 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)
- /19/ W. Bertsch:  
Die Koeffizienten der longitudinalen und transversalen hydrodynamischen Dispersion, ein Literaturüberblick;  
Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 22, Koblenz 1978.
- /20/ R. B. Codell, K. T. Key, G. Whelan:  
A Collection of Mathematical Models for Dispersion in Surface Water and Groundwater  
Report NUREG-0868 (1982)
- /21/ A. Bayer:  
Die Radiologische Belastung der Bevölkerung der Rhein- Maas- Region;  
Kommission der Europäischen Gemeinschaften, Luxemburg 1981.
- /22/ IAEA-Safety-Series No. 57:  
Generic Models and Parameters for Assessing the Enviromental Transfer of Radionuclides from Routine Releases;  
Exposures of Critical Groups;  
Wien 1982.
- /23/ H. Simons:  
Mitteilung des Lehrstuhls für Grundbau und Bodenmechanik der Technischen Universität Braunschweig;  
Braunschweig 1982.
- /24/ M. Gengnagel:  
Persönliche Mitteilung;  
Landesanstalt für Umweltschutz Karlsruhe 1987.
- /25/ R. Herrmann:  
Einführung in die Hydrologie;  
B. G. Teubner, Stuttgart 1977.
- /26/ R. H. Brown et al.:  
Groundwater Studies;  
UNESCO, Paris 1983.
- /27/ O. F. Geyer, M. P. Gwinner:  
Geologie von Baden- Württemberg;

E. Schweizerbart' sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart 1986.

/28/ Nuclear Regulatory Commission:

Reactor Safety Study:

An Assessment of Accident Risks in U.S. Commercial Nuclear Power Plants  
Report WASH- 1400 (1975)

/29/ K. Henrichs et. al.

Dosisfaktoren für Inhalation oder Ingestion von Radionuklidverbindun-  
gen;

ISH- Heft 78, Bundesgesundheitsamt, 1985

/30/ K. Henrichs et. al.

Dosisfaktoren für Inhalation oder Ingestion von Radionuklidverbindun-  
gen;

ISH- Heft 80, Bundesgesundheitsamt, 1985

/31/ K. Henrichs et. al.

Dosisfaktoren für Inhalation oder Ingestion von Radionuklidverbindun-  
gen;

ISH- Heft 82, Bundesgesundheitsamt, 1985

/32/ H.-G. Friederichs:

Persönliche Mitteilung;

Gesellschaft für Reaktorsicherheit (GRS), Köln 1987

/33/ M. Pimpl:

persönliche Mitteilung;

Kernforschungszentrum Karlsruhe 1987.

TAB. 1: KERNINVENTAR UND PROZENTUALER ANTEIL IN DER SCHMELZE

Radionuklid	Halbwertszeit	Halbwertszeit	Kerninventar (Bq) /32/	Anteil
	T 1/2 (d)	T 1/2 (a)		Schmelze (%) /5/
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	1.1E+4	30.1	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. 2: HYDROGEOLOGISCHE DATEN DES OBERRHEINGRABENS /24/

Mächtigkeit des Grundwasserleiters:  $H = 50 \text{ m}$

Filtergeschwindigkeit:  $v_f = 0,5 \text{ m/d}$

Porosität des Bodens:  $n = 0,2$

Effektive Porosität:  $n_e = 0,15$

Abstandsgeschwindigkeit:  $v_a = v_f/n_e = 3,3 \text{ m/d}$

Longitudinale Dispersivität:  $\alpha_L = 10 \text{ m}$

Transversale Dispersivität:  $\alpha_T = 0,5 \text{ m}$

Dispersionskoeffizienten:  $E_x = 33 \text{ m}^2/\text{d}$   
 $E_y = E_z = 1,65 \text{ m}^2/\text{d}$

Trockenraumdichte:  $\rho_b = 2,12 \text{ g/cm}^3$  (Schüttdichte)

$K_d$ -Werte /33/:

Element	$K_d$ (ml/g)
Ni	10
Co	10
Sr	1,3
Tc	0,1
Sb	20
Te	10
I	0
Cs	20
Np	1
Pu	250
Cm	200

TAB. 3: MAXIMALE RADIONUKLIDKONZENTRATIONEN IN EINEM BRUNNEN  
IN ABHÄNGIGKEIT VON DER ENTFERNUNG (BQ/M<sup>3</sup>)

Radionuklid: Ni-59

Zeitpunkt: 50.000 d

Entfernung (m)	const. Auslaugung		zeitabh. Auslaugung	
	Freisetzungsdauer		Freisetzungsdauer	
	1000 d	20.000 d	1000 d	100.000 d
100	8.5e-07	2.1e-01	4.1e-08	4.0e+04
200	6.6e-05	1.2e-01	3.2e-06	2.2e+04
300	3.3e-03	3.2e+02	1.6e-04	1.6e+04
400	1.1e-01	4.5e+03	5.2e-03	1.2e+04
500	2.3e+00	3.3e+04	1.1e-01	1.1e+04
600	3.1e+01	1.3e+05	1.5e+00	9.6e+03
700	2.8e+02	3.1e+05	1.4e+01	9.0e+03
800	1.6e+03	4.5e+05	8.0e+01	8.6e+03
900	6.1e+03	4.7e+05	3.0e+02	8.3e+03
1.000	1.5e+04	4.1e+05	7.5e+02	7.7e+03

Radionuklid: Co-60

Zeitpunkt: 20.000 d

Entfernung (m)	const. Auslaugung		zeitabh. Auslaugung	
	Freisetzungsdauer		Freisetzungsdauer	
	1000 d	20.000 d	1000 d	100.000 d
100	1.7e+02	4.8e+07	8.4e+00	7.6e+05
200	4.9e+03	8.6e+06	2.4e+02	1.4e+05
300	4.7e+04	3.1e+06	2.3e+03	5.8e+04
400	1.5e+05	1.7e+06	7.5e+03	4.2e+04
500	1.6e+05	6.7e+05	8.1e+03	2.0e+04
600	5.6e+04	1.3e+05	2.9e+03	4.6e+03
700	6.7e+03	1.1e+04	3.7e+02	4.3e+02
800	2.7e+02	3.5e+02	1.6e+01	1.6e+01
900	3.8e+00	4.2e+00	2.2e-01	2.2e-01
1.000	1.8e-02	1.8e-02	1.1e-03	1.1e-03

Radionuklid: Sr-89

Zeitpunkt: 1.000 d

Entfernung (m)	const. Auslaugung		zeitabh. Auslaugung	
	Freisetzungsdauer		Freisetzungsdauer	
	1000 d	20.000 d	1000 d	100.000 d
100	2.8e+06	2.8e+06	1.4e+05	1.4e+05
200	3.6e+05	3.6e+05	2.7e+04	2.7e+04
300	8.5e+03	8.5e+03	8.0e+02	8.0e+02
400	1.8e+01	1.8e+01	2.0e+00	2.0e+00
500	2.5e-03	2.5e-03	4.2e-04	4.2e-04
600	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
700	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
800	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
900	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
1.000	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00

Radionuklid: Sr-90

Zeitpunkt: 5.000 d

Entfernung (m)	const. Auslaugung		zeitabh. Auslaugung	
	Freisetzungsdauer		Freisetzungsdauer	
	1000 d	20.000 d	1000 d	100.000 d
100	3.5e+03	3.6e+10	1.3e+02	7.7e+08
200	1.8e+05	1.9e+10	7.0e+03	4.3e+08
300	4.6e+06	1.3e+10	1.8e+05	3.1e+08
400	6.0e+07	9.9e+09	2.4e+06	2.6e+08
500	3.9e+08	7.9e+09	1.6e+07	2.3e+08
600	1.3e+09	6.5e+09	5.9e+07	2.2e+08
700	2.5e+09	5.0e+09	1.1e+08	1.9e+08
800	2.5e+09	3.3e+09	1.3e+08	1.5e+08
900	1.5e+09	1.6e+09	8.3e+07	8.3e+07
1.000	5.1e+08	5.1e+08	3.2e+07	3.2e+07

Radionuklid: Tc-99

Zeitpunkt: 500 d

Entfernung (m)	const. Auslaugung		zeitabh. Auslaugung	
	Freisetzungsdauer	Freisetzungsdauer	Freisetzungsdauer	Freisetzungsdauer
	1000 d	20.000 d	1000 d	100.000 d
100	8.7e+06	8.7e+06	4.1e+05	4.1e+05
200	4.6e+06	4.6e+06	2.3e+05	2.3e+05
300	3.2e+06	3.1e+06	1.8e+05	1.8e+05
400	2.3e+06	2.3e+06	1.6e+05	1.6e+05
500	1.6e+06	1.6e+06	1.4e+05	1.4e+05
600	8.8e+05	8.8e+05	9.8e+04	9.8e+04
700	2.9e+05	2.9e+05	4.2e+04	4.2e+04
800	5.3e+04	5.3e+04	9.6e+03	9.6e+03
900	4.6e+03	4.6e+03	1.0e+03	1.0e+03
1.000	1.9e+02	1.9e+02	5.2e+01	5.2e+01

Radionuklid: Sb-125

Zeitpunkt: 10.000 d

Entfernung (m)	const. Auslaugung		zeitabh. Auslaugung	
	Freisetzungsdauer	Freisetzungsdauer	Freisetzungsdauer	Freisetzungsdauer
	1000 d	20.000 d	1000 d	100.000 d
100	1.0e+05	9.4e+05	5.1e+03	2.6e+04
200	1.8e+04	3.5e+04	9.6e+02	1.4e+03
300	3.9e+01	4.4e+01	2.3e+00	2.3e+00
400	1.2e-03	1.1e-03	8.0e-05	6.5e-05
500	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
600	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
700	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
800	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
900	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
1.000	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00

Radionuklid: Te-127m

Zeitpunkt: 2.000 d

Entfernung (m)	const. Auslaugung		zeitabh. Auslaugung	
	Freisetzungsdauer		Freisetzungsdauer	
	1000 d	20.000 d	1000 d	100.000 d
100	2.0e+02	2.0e+02	1.3e+01	1.3e+01
200	6.8e-04	6.8e-04	6.1e-05	6.1e-05
300	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
400	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
500	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
600	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
700	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
800	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
900	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
1.000	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00

Radionuklid: I-129

Zeitpunkt: 500 d

Entfernung (m)	const. Auslaugung		zeitabh. Auslaugung	
	Freisetzungsdauer		Freisetzungsdauer	
	1000 d	20.000 d	1000 d	100.000 d
100	1.9e+03	1.9e+03	8.7e+01	8.7e+01
200	1.0e+03	1.0e+03	4.9e+01	4.9e+01
300	7.1e+02	7.1e+02	3.4e+01	3.4e+01
400	5.4e+02	5.4e+02	2.7e+01	2.7e+01
500	4.3e+02	4.3e+02	2.3e+01	2.3e+01
600	3.6e+02	3.6e+02	2.0e+01	2.0e+01
700	3.1e+02	3.1e+02	1.9e+01	1.9e+01
800	2.7e+02	2.7e+02	1.8e+01	1.8e+01
900	2.4e+02	2.4e+02	1.8e+01	1.8e+01
1.000	2.1e+02	2.1e+02	1.8e+01	1.8e+01

Radionuklid: I-131

Zeitpunkt: 100 d

Entfernung (m)	const. Auslaugung		zeitabh. Auslaugung	
	Freisetzungsdauer		Freisetzungsdauer	
	1000 d	20.000 d	1000 d	100.000 d
100	5.2e+06	5.2e+06	5.1e+05	5.1e+05
200	1.7e+06	1.7e+06	3.2e+05	3.2e+05
300	3.7e+05	3.7e+05	1.3e+05	1.3e+05
400	2.0e+04	2.0e+04	1.1e+04	1.1e+04
500	1.9e+02	1.9e+02	1.3e+02	1.3e+02
600	2.9e-01	2.9e-01	2.4e-01	2.4e-01
700	6.9e-05	6.9e-05	6.1e-05	6.1e-05
800	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
900	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
1.000	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00

Radionuklid: Cs-134

Zeitpunkt: 10.000 d

Entfernung (m)	const. Auslaugung		zeitabh. Auslaugung	
	Freisetzungsdauer		Freisetzungsdauer	
	1000 d	20.000 d	1000 d	100.000 d
100	6.4e+04	6.8e+05	3.2e+03	1.8e+04
200	1.1e+04	2.3e+04	6.1e+02	9.3e+02
300	2.5e+01	2.8e+01	1.5e+00	1.5e+00
400	7.5e-04	7.5e-04	5.1e-05	5.1e-05
500	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
600	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
700	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
800	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
900	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
1.000	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00

Radionuklid: Cs-137

Zeitpunkt: 50.000 d

Entfernung (m)	const. Auslaugung		zeitabh. Auslaugung	
	Freisetzungsdauer		Freisetzungsdauer	
	1000 d	20.000 d	1000 d	100.000 d
100	1.4e+02	2.4e+05	6.7e+00	4.3e+06
200	5.5e+03	5.1e+06	2.7e+02	2.4e+06
300	9.5e+04	3.2e+07	4.8e+03	1.9e+06
400	6.9e+05	6.7e+07	3.5e+04	1.6e+06
500	2.1e+06	6.1e+07	1.1e+05	1.2e+06
600	2.8e+06	3.1e+07	1.5e+05	6.7e+05
700	1.5e+06	8.9e+06	8.0e+04	2.2e+05
800	3.6e+05	1.3e+06	1.9e+04	3.7e+04
900	3.6e+04	9.5e+04	1.9e+03	2.8e+03
1.000	1.5e+03	3.1e+03	8.1e+01	1.0e+02

Radionuklid: Np-237

Zeitpunkt: 2.000 d

Entfernung (m)	const. Auslaugung		zeitabh. Auslaugung	
	Freisetzungsdauer		Freisetzungsdauer	
	1000 d	20.000 d	1000 d	100.000 d
100	4.1e+03	1.7e+05	1.5e+02	5.4e+03
200	3.1e+04	9.0e+04	1.2e+03	3.2e+03
300	5.0e+04	5.7e+04	2.3e+03	2.5e+03
400	3.1e+04	3.1e+04	1.7e+03	1.7e+03
500	9.5e+03	9.5e+03	6.6e+02	6.6e+03
600	1.2e+03	1.2e+03	1.0e+02	1.0e+02
700	5.9e+01	5.9e+01	5.4e+00	5.4e+00
800	9.8e-01	9.8e-01	9.7e-02	9.7e-02
900	5.5e-03	5.5e-03	5.8e-04	5.8e-04
1.000	1.0e-05	1.0e-05	1.2e-06	1.2e-06

Radionuklid: Pu-239

Zeitpunkt: 100.000 d

Entfernung (m)	const. Auslaugung		zeitabh. Auslaugung	
	Freisetzungsdauer		Freisetzungsdauer	
	1000 d	20.000 d	1000 d	100.000 d
100	2.6e+06	5.6e+07	1.3e+05	1.9e+06
200	1.3e+05	1.3e+06	6.7e+03	2.8e+04
300	3.2e+01	1.5e+02	1.6e+00	3.5e+00
400	3.8e-05	1.1e-04	2.0e-06	2.9e-06
500	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
600	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
700	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
800	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
900	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
1.000	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00

Radionuklid: Pu-241

Zeitpunkt: 100.000 d

Entfernung (m)	const. Auslaugung		zeitabh. Auslaugung	
	Freisetzungsdauer		Freisetzungsdauer	
	1000 d	20.000 d	1000 d	100.000 d
100	1.3e+03	3.5e+04	6.6e+01	1.6e+03
200	6.5e+01	7.4e+02	3.4e+00	1.6e+01
300	1.6e-02	7.9e-02	8.3e-04	1.8e-03
400	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
500	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
600	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
700	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
800	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
900	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
1.000	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00



Radionuklid: Cm-244

Zeitpunkt: 50.000 d

Entfernung (m)	const. Auslaugung		zeitabh. Auslaugung	
	Freisetzungsdauer		Freisetzungsdauer	
	1000 d	20.000 d	1000 d	100.000 d
100	3.1e+04	4.2e+05	1.6e+03	9.0e+03
200	1.2e+01	4.1e+01	6.2e-01	1.1e+00
300	8.9e-07	1.5e-06	4.9e-08	5.6e-08
400	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
500	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
600	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
700	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
800	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
900	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
1.000	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00

TAB. 4: MAXIMALE RADIONUKLIDÜBERTRITTSRATE IN EINEN FLUß  
IN ABHÄNGIGKEIT VON DER ENTFERNUNG (BQ/S)

Radionuklid: Ni-59

Zeitpunkt: 50.000 d

Entfernung (m)	const. Auslaugung		zeitabh. Auslaugung	
	Freisetzungsdauer		Freisetzungsdauer	
	1000 d	20.000 d	1000 d	100.000 d
100	9.5e-09	1.6e-03	4.6e-10	8.3e+01
200	7.9e-07	9.9e-02	3.9e-08	8.6e+01
300	4.3e-05	3.0e+00	2.1e-06	9.0e+01
400	1.5e-03	4.7e+01	7.3e-05	9.4e+01
500	3.4e-02	3.8e+02	1.6e-03	9.9e+01
600	4.9e-01	1.7e+03	2.4e-02	1.1e+02
700	4.6e+00	4.2e+03	2.3e-01	1.2e+02
800	2.8e+01	6.8e+03	1.4e+00	1.3e+02
900	1.1e+02	7.8e+03	5.6e+00	1.4e+02
1.000	2.9e+02	7.3e+03	1.4e+01	1.4e+02

Radionuklid: Co-60

Zeitpunkt: 20.000 d

Entfernung (m)	const. Auslaugung		zeitabh. Auslaugung	
	Freisetzungsdauer		Freisetzungsdauer	
	1000 d	20.000 d	1000 d	100.000 d
100	8.9e-01	9.1e+04	4.3e-02	1.5e+03
200	3.0e+01	3.1e+04	1.5e+00	5.1e+02
300	3.3e+02	1.7e+04	1.6e+01	3.3e+02
400	1.2e+03	1.2e+04	5.9e+01	3.0e+02
500	1.4e+03	5.7e+03	7.2e+01	1.8e+02
600	5.5e+02	1.3e+03	2.9e+01	4.5e+01
700	7.2e+01	1.2e+02	3.9e+00	4.6e+00
800	3.2e+00	4.1e+00	1.8e-01	1.8e-01
900	4.8e-02	5.2e-02	2.8e-03	2.8e-03
1.000	2.4e-04	2.4e-04	1.5e-05	1.5e-05

Radionuklid: Sr-89

Zeitpunkt: 1.000 d

Entfernung (m)	const. Auslaugung		zeitabh. Auslaugung	
	Freisetzungsdauer		Freisetzungsdauer	
	1000 d	20.000 d	1000 d	100.000 d
100	5.3e+03	5.3e+03	2.7e+02	2.7e+02
200	1.2e+03	1.2e+03	8.9e+01	8.9e+01
300	3.7e+01	3.7e+01	3.5e+00	3.5e+00
400	9.5e-02	9.5e-02	1.1e-02	1.1e-02
500	1.6e-05	1.6e-05	2.7e-06	2.7e-06
600	1.7e-10	1.7e-10	4.7e-11	4.7e-11
700	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
800	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
900	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
1.000	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00

Radionuklid: Sr-90

Zeitpunkt: 5.000 d

Entfernung (m)	const. Auslaugung		zeitabh. Auslaugung	
	Freisetzungsdauer		Freisetzungsdauer	
	1000 d	20.000 d	1000 d	100.000 d
100	2.6e+01	7.4e+07	1.0e+00	1.6e+06
200	1.5e+03	7.4e+07	5.9e+01	1.7e+06
300	4.3e+04	7.4e+07	1.7e+03	1.8e+06
400	6.2e+05	7.4e+07	2.5e+04	1.9e+06
500	4.5e+06	7.4e+07	1.9e+05	2.2e+06
600	1.6e+07	7.2e+07	7.3e+05	2.4e+06
700	3.3e+07	6.4e+07	1.6e+06	2.5e+06
800	3.6e+07	4.6e+07	1.9e+06	2.1e+06
900	2.3e+07	2.4e+07	1.3e+06	1.3e+06
1.000	8.4e+06	8.4e+06	5.3e+05	5.3e+05

Radionuklid: Tc-99

Zeitpunkt: 500 d

Entfernung (m)	const. Auslaugung		zeitabh. Auslaugung	
	Freisetzungsdauer		Freisetzungsdauer	
	1000 d	20.000 d	1000 d	100.000 d
100	1.8e+04	1.8e+04	8.4e+02	8.4e+02
200	1.8e+04	1.8e+04	9.2e+02	9.2e+02
300	1.8e+04	1.8e+04	1.0e+03	1.0e+03
400	1.7e+04	1.7e+04	1.2e+03	1.2e+03
500	1.5e+04	1.5e+04	1.3e+03	1.3e+03
600	9.2e+03	9.2e+03	1.0e+03	1.0e+03
700	3.4e+03	3.4e+03	5.0e+02	5.0e+02
800	6.7e+02	6.7e+02	1.2e+02	1.2e+02
900	6.4e+01	6.4e+01	1.4e+01	1.4e+01
1.000	2.9e+00	2.9e+00	7.7e-01	7.7e-01

Radionuklid: Sb-125

Zeitpunkt: 10.000 d

Entfernung (m)	const. Auslaugung		zeitabh. Auslaugung	
	Freisetzungsdauer		Freisetzungsdauer	
	1000 d	20.000 d	1000 d	100.000 d
100	2.1e+02	1.7e+03	1.1e+01	4.9e+01
200	5.6e+01	1.1e+02	3.0e+00	4.3e+00
300	1.6e-01	1.8e-01	9.7e-03	9.7e-03
400	6.1e-06	6.1e-06	4.1e-07	4.1e-07
500	3.2e-12	3.2e-12	2.4e-13	2.4e-13
600	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
700	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
800	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
900	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
1.000	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00

Radionuklid: Te-127m

Zeitpunkt: 2.000 d

Entfernung (m)	const. Auslaugung		zeitabh. Auslaugung	
	Freisetzungsdauer		Freisetzungsdauer	
	1000 d	20.000 d	1000 d	100.000 d
100	3.3e-01	3.3e-01	2.2e-02	2.2e-02
200	1.9e-06	1.9e-06	1.8e-07	1.8e-07
300	4.2e-16	4.2e-16	8.2e-17	8.2e-17
400	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
500	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
600	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
700	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
800	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
900	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
1.000	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00

Radionuklid: I-129

Zeitpunkt: 500 d

Entfernung (m)	const. Auslaugung		zeitabh. Auslaugung	
	Freisetzungsdauer		Freisetzungsdauer	
	1000 d	20.000 d	1000 d	100.000 d
100	3.9e+00	3.9e+00	1.8e-01	1.8e-01
200	4.0e+00	4.0e+00	1.9e-01	1.9e-01
300	4.0e+00	4.0e+00	1.9e-01	1.9e-01
400	4.0e+00	4.0e+00	2.0e-01	2.0e-01
500	4.0e+00	4.0e+00	2.1e-01	2.1e-01
600	4.0e+00	4.0e+00	2.3e-01	2.3e-01
700	4.0e+00	4.0e+00	2.5e-01	2.5e-01
800	4.0e+00	4.0e+00	2.7e-01	2.7e-01
900	3.9e+00	3.9e+00	2.9e-01	2.9e-01
1.000	3.8e+00	3.8e+00	3.2e-01	3.2e-01

Radionuklid: I-131

Zeitpunkt: 100 d

Entfernung (m)	const. Auslaugung		zeitabh. Auslaugung	
	Freisetzungsdauer		Freisetzungsdauer	
	1000 d	20.000 d	1000 d	100.000 d
100	1.0e+04	1.0e+04	1.0e+03	1.0e+03
200	6.3e+03	6.3e+03	1.2e+03	1.2e+03
300	1.8e+03	1.8e+03	6.6e+02	6.6e+02
400	1.2e+02	1.2e+02	6.6e+01	6.6e+01
500	1.3e+00	1.3e+00	9.6e-01	9.6e-01
600	2.4e-03	2.4e-03	1.9e-03	1.9e-03
700	6.2e-07	6.2e-07	5.5e-07	5.5e-07
800	2.4e-11	2.4e-11	2.2e-11	2.2e-11
900	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
1.000	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00

Radionuklid: Cs-134

Zeitpunkt: 10.000 d

Entfernung (m)	const. Auslaugung		zeitabh. Auslaugung	
	Freisetzungsdauer		Freisetzungsdauer	
	1000 d	20.000 d	1000 d	100.000 d
100	1.4e+02	1.2e+03	6.8e+00	3.5e+01
200	3.5e+01	7.1e+01	1.9e+00	2.8e+00
300	1.0e-01	1.2e-01	6.1e-03	6.1e-03
400	3.8e-06	3.8e-06	2.6e-07	2.6e-07
500	2.0e-12	2.0e-12	1.6e-13	1.6e-13
600	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
700	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
800	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
900	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
1.000	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00

Radionuklid: Cs-137

Zeitpunkt: 50.000 d

Entfernung (m)	const. Auslaugung		zeitabh. Auslaugung	
	Freisetzungsdauer		Freisetzungsdauer	
	1000 d	20.000 d	1000 d	100.000 d
100	8.5e-01	1.1e+03	4.2e-02	8.9e+03
200	4.0e+01	2.8e+04	2.0e+00	9.2e+03
300	7.8e+02	2.1e+05	3.9e+01	1.1e+04
400	6.3e+03	5.2e+05	3.2e+02	1.2e+04
500	2.1e+04	5.5e+05	1.1e+03	1.1e+04
600	3.0e+04	3.2e+05	1.6e+03	6.9e+03
700	1.8e+04	1.0e+05	9.4e+02	2.5e+03
800	4.6e+03	1.7e+04	2.4e+02	4.6e+02
900	4.9e+02	1.3e+03	2.6e+01	3.9e+01
1.000	2.2e+01	4.5e+01	1.2e+00	1.5e+00

Radionuklid: Np-237

Zeitpunkt: 2.000 d

Entfernung (m)	const. Auslaugung		zeitabh. Auslaugung	
	Freisetzungsdauer		Freisetzungsdauer	
	1000 d	20.000 d	1000 d	100.000 d
100	1.4e+01	3.5e+02	5.1e-01	1.1e+01
200	1.4e+02	3.5e+02	5.5e+00	1.2e+01
300	2.9e+02	3.2e+02	1.3e+01	1.4e+01
400	2.2e+02	2.2e+02	1.2e+01	1.2e+01
500	7.8e+01	7.7e+01	5.5e+00	5.2e+00
600	1.1e+01	1.1e+01	9.4e-01	9.4e-01
700	6.1e-01	6.1e-01	5.6e-02	5.6e-02
800	1.1e-02	1.1e-02	1.1e-03	1.1e-03
900	6.8e-05	6.8e-05	7.2e-06	7.2e-06
1.000	1.4e-07	1.4e-07	1.6e-08	1.6e-08

Radionuklid: Pu-239

Zeitpunkt: 100.000 d

Entfernung (m)	const. Auslaugung		zeitabh. Auslaugung	
	Freisetzungsdauer		Freisetzungsdauer	
	1000 d	20.000 d	1000 d	100.000 d
100	5.1e+03	1.1e+05	2.6e+02	3.5e+03
200	3.9e+02	3.9e+03	2.0e+01	8.1e+01
300	1.3e-01	6.1e-01	6.6e-03	1.4e-02
400	1.9e-07	5.3e-07	9.9e-09	1.5e-08
500	1.3e-15	2.6e-15	7.1e-17	9.9e-17
600	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
700	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
800	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
900	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
1.000	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00

Radionuklid: Pu-241

Zeitpunkt: 100.000 d

Entfernung (m)	const. Auslaugung		zeitabh. Auslaugung	
	Freisetzungsdauer		Freisetzungsdauer	
	1000 d	20.000 d	1000 d	100.000 d
100	2.6e+00	6.6e+01	1.3e-01	2.9e+00
200	1.9e-01	2.2e+00	1.0e-02	4.8e-02
300	6.3e-05	3.1e-04	3.3e-06	7.3e-06
400	9.4e-11	2.7e-10	5.0e-12	8.0e-12
500	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
600	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
700	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
800	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
900	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
1.000	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00



Radionuklid: Cm-244

Zeitpunkt: 50.000 d

Entfernung (m)	const. Auslaugung		zeitabh. Auslaugung	
	Freisetzungsdauer 1000 d	Freisetzungsdauer 20.000 d	Freisetzungsdauer 1000 d	Freisetzungsdauer 100.000 d
100	5.2e+01	6.9e+02	2.7e+00	1.5e+01
200	3.3e-02	1.1e-01	1.7e-03	3.1e-03
300	3.4e-09	5.9e-09	1.9e-10	2.2e-10
400	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
500	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
600	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
700	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
800	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
900	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00
1.000	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00	0.0e-00

TAB. 5: DOSISFAKTOREN FÜR INGESTION KLEINKIND /29/

ÄQUIVALENTDOSIS PRO ZUGEFÜHRTE EINHEITSAKTIVITÄT (SV/BQ)

Radionuklid	Effektiv	Kn-Oberfl.	Kn-Mark	Schilddr.
Ni-59	5.4e-10	5.4e-10	6.9e-10	2.5e-10
Co-60	8.4e-08	6.8e-08	1.1e-07	2.8e-08
Sr-89	2.5e-08	9.5e-08	4.6e-08	6.3e-09
Sr-90	1.7e-07	1.0e-06	4.7e-07	1.7e-08
Tc-99	3.1e-09	4.5e-10	4.5e-10	1.9e-08
I-129	2.8e-07	5.1e-09	6.6e-09	8.5e-06
I-131	1.1e-07	1.3e-09	1.7e-09	3.5e-06
Cs-134	1.2e-08	1.1e-08	1.2e-08	1.1e-08
Cs-137	9.3e-09	9.0e-09	9.5e-09	9.0e-09
Np-237	3.0e-06	4.5e-05	4.4e-06	2.0e-10
Pu-239	3.6e-07	4.8e-06	4.7e-07	1.1e-14

TAB. 6: DOSISFAKTOREN FÜR INGESTION JUGENDLICHER /30/

ÄQUIVALENTDOSIS PRO ZUGEFÜHRTE EINHEITSAKTIVITÄT (SV/BQ)

Radionuklid	Effektiv	Kn-Oberfl.	Kn-Mark	Schilddr.
Ni-59	1.5e-10	8.0e-11	9.1e-11	7.6e-11
Co-60	2.4e-08	1.1e-08	1.7e-08	9.0e-09
Sr-89	6.8e-09	1.8e-08	9.4e-09	1.5e-09
Sr-90	4.0e-08	4.4e-07	1.7e-07	3.9e-09
Tc-99	8.2e-10	1.2e-10	1.2e-10	4.2e-09
I-129	1.1e-07	9.3e-10	1.1e-09	3.5e-06
I-131	2.8e-08	2.7e-10	3.2e-10	8.5e-07
Cs-134	1.2e-08	1.2e-08	1.3e-08	1.2e-08
Cs-137	9.3e-09	9.0e-09	9.4e-09	8.9e-09
Np-237	1.5e-06	2.5e-05	2.1e-06	1.1e-10
Pu-239	1.7e-07	2.7e-06	2.3e-07	6.7e-15

TAB. 7: DOSISFAKTOREN FÜR INGESTION ERWACHSENER /31/

ÄQUIVALENTDOSIS PRO ZUGEFÜHRTE EINHEITSAKTIVITÄT (SV/BQ)

Radionuklid	Effektiv	Kn-Oberfl.	Kn-Mark	Schilddr.
Ni-59	5.7e-11	3.6e-11	3.6e-11	3.9e-11
Co-60	7.3e-09	4.8e-09	5.5e-09	4.7e-09
Sr-89	2.5e-09	4.8e-09	3.2e-09	2.4e-10
Sr-90	3.5e-08	3.9e-07	1.7e-07	1.3e-09
Tc-99	3.9e-10	6.0e-11	6.0e-11	1.6e-09
I-129	6.7e-08	2.0e-10	2.0e-10	2.2e-06
I-131	1.3e-08	8.1e-11	8.8e-11	4.3e-07
Cs-134	2.0e-08	1.7e-08	1.9e-08	1.8e-08
Cs-137	1.4e-08	1.3e-08	1.3e-08	1.3e-08
Np-237	1.1e-06	1.9e-05	1.5e-06	8.1e-11
Pu-237	1.2e-07	2.1e-06	1.6e-07	3.7e-15

TAB. 8:

ALTERSABHÄNGIGE NAHRUNGSMITTELAUFNAHMEN (KG/A) /21/

Nahrungsmittel	Kleinkind (1a)	Jugendlicher (10a)	Erwachsener
Gemüse	18	58	60
Süßwasserfisch	--	0.31	0.40
Trinkwasser	180	440	440

TAB. 9:

## UMRECHNUNGSFAKTOREN DER DOSISFAKTOREN FÜR INGESTION

Ni-59	Effektiv	Kn-Oberfl.	Kn-Mark	Schilddr.
Erwachsene	1	0.63	0.63	0.68
Jugendlicher	2.6	1.4	1.6	1.3
Kleinkind	9.5	9.5	12.1	4.4
Co-60	Effektiv	Kn-Oberfl.	Kn-Mark	Schilddr.
Erwachsene	1	0.6	0.75	0.64
Jugendlicher	3.2	1.5	2.3	1.2
Kleinkind	11.5	9.3	15.1	3.8
Sr-89	Effektiv	Kn-Oberfl.	Kn-Mark	Schilddr.
Erwachsene	1	1.9	1.3	0.09
Jugendlicher	2.7	7.2	3.8	0.6
Kleinkind	10.0	38.0	18.4	2.5
Sr-90	Effektiv	Kn-Oberfl.	Kn-Mark	Schilddr.
Erwachsene	1	11.1	4.8	0.04
Jugendlicher	1.1	12.5	4.8	0.11
Kleinkind	4.8	28.5	13.4	0.48
Tc-99	Effektiv	Kn-Oberfl.	Kn-Mark	Schilddr.
Erwachsene	1	0.15	0.15	4.1
Jugendlicher	2.1	0.3	0.3	10.7
Kleinkind	7.9	1.1	1.1	48.7
I-129	Effektiv	Kn-Oberfl.	Kn-Mark	Schilddr.
Erwachsene	1	0.003	0.003	32.8
Jugendlicher	1.6	0.01	0.02	52.2
Kleinkind	4.2	0.08	0.09	126.8

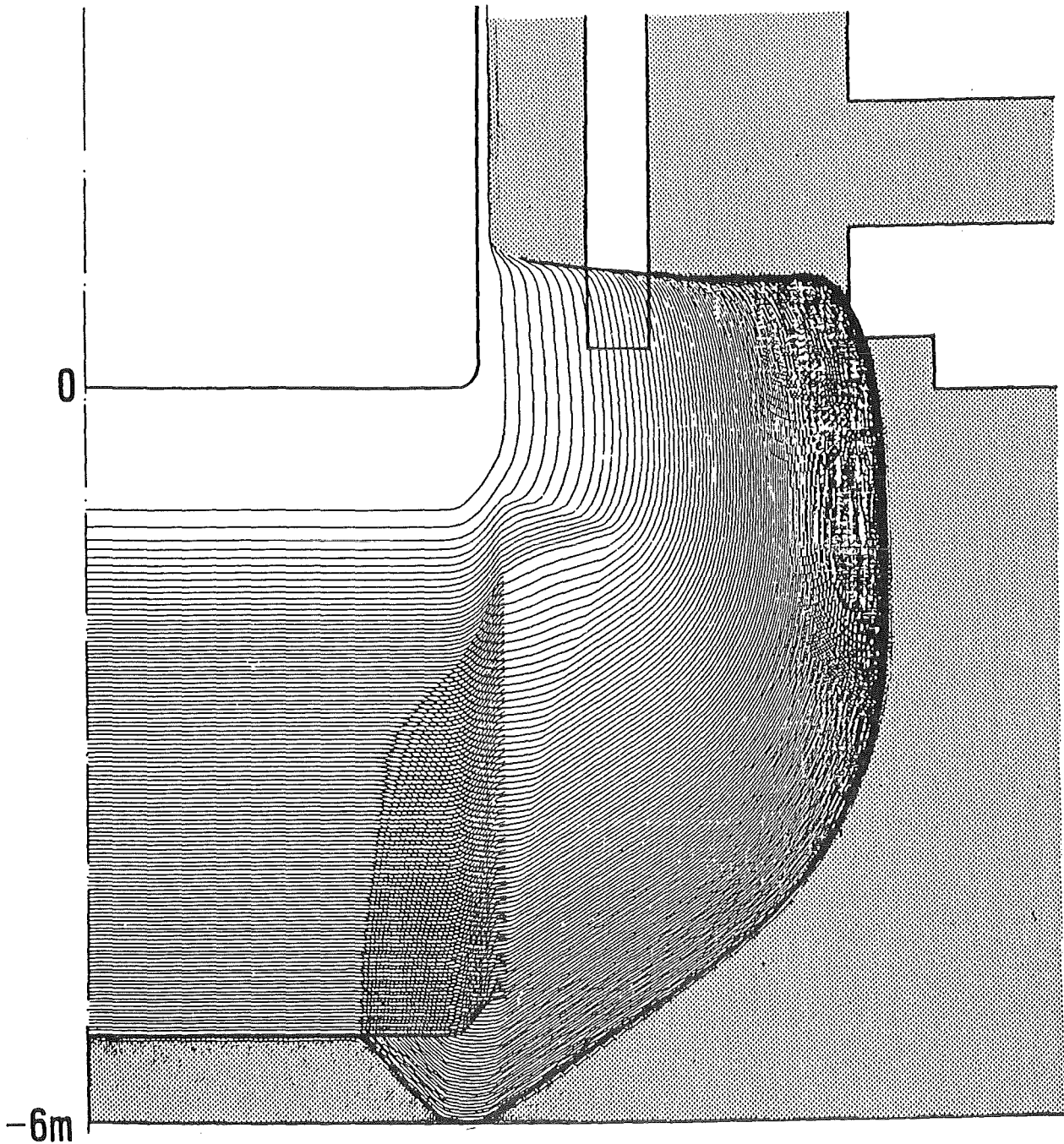
I-131	Effektiv	Kn-Oberfl.	Kn-Mark	Schilddr.
Erwachsene	1	0.006	0.007	33.1
Jugendlicher	2.1	0.02	0.02	65.3
Kleinkind	8.4	0.1	0.13	269.2
Cs-134	Effektiv	Kn-Oberfl.	Kn-Mark	Schilddr.
Erwachsene	1	0.85	0.95	0.9
Jugendlicher	0.6	0.6	0.65	0.6
Kleinkind	0.6	0.55	0.6	0.55
Cs-137	Effektiv	Kn-Oberfl.	Kn-Mark	Schilddr.
Erwachsene	1	0.9	0.9	0.9
Jugendlicher	0.6	0.6	0.6	0.6
Kleinkind	0.6	0.6	0.7	0.6
Np-237	Effektiv	Kn-Oberfl.	Kn-Mark	Schilddr.
Erwachsene	1	11.8	1.3	7.3e-5
Jugendlicher	1.3	22.7	1.9	1.0e-4
Kleinkind	2.7	40.9	4.0	1.8e-4
Pu-239	Effektiv	Kn-Oberfl.	Kn-Mark	Schilddr.
Erwachsene	1	17.5	1.3	3.0e-8
Jugendlicher	1.4	22.5	1.9	5.6e-8
Kleinkind	3.0	40.0	3.9	9.0e-8

TAB.10: DOSISLEISTUNGSFAKTOREN FÜR GAMMA-STRAHLUNG VOM BODEN

DOSISFAKTOREN ((SV/S)/(BQ/M<sup>2</sup>))

Radionuklid	Effektiv	Kn-Oberfl.	Kn-Mark	Schilddr.
Ni-59	2.8e-19	1.7e-20	5.3e-21	1.9e-20
Co-60	2.3e-15	2.3e-15	2.2e-15	2.6e-15
Sr-89	-	-	-	-
Sr-90	-	-	-	-
Tc-99	-	-	-	-
I-129	2.6e-17	4.7e-17	8.3e-18	2.2e-17
I-131	3.7e-16	4.2e-16	3.5e-16	4.2e-16
Cs-134	1.5e-15	1.5e-15	1.4e-15	1.7e-15
Cs-137	5.5e-16	5.7e-16	5.1e-16	6.0e-16
Np-237	2.2e-16	3.0e-16	1.9e-16	2.4e-16
Pu-239	3.9e-19	2.8e-19	7.8e-20	1.7e-19





Zeitschritt = 3600s , Maßstab  $\begin{array}{|c|c|c|} \hline 0 & 1 & 2\text{m} \\ \hline \end{array}$

Anfangstemperatur der Schmelze = 2400°C

DWR, ND\*-Pfad (DRS: B10 - Daten)

Abb.1: Erosion eines DWR- Fundamentes nach einem Kernschmelzunfall,  
Durchdringung nach 5- Tagen /2/

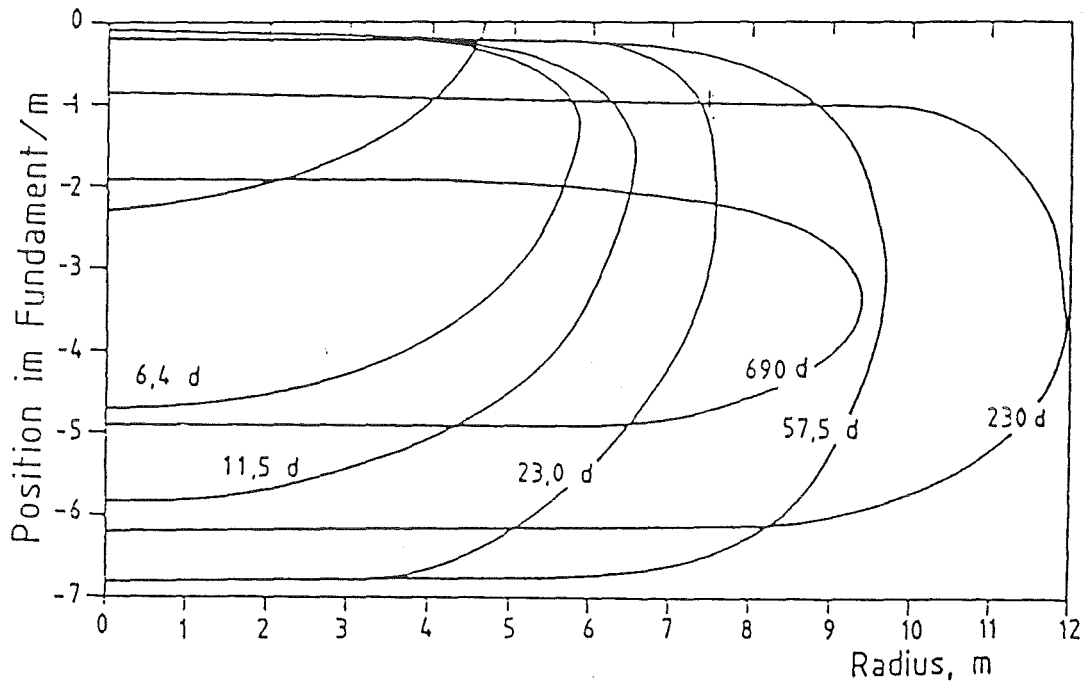


Abb.2: Ausbreitung der Schmelzfront in einem DWR- Fundament bei Kühlung an der Fundamentunterseite /2/

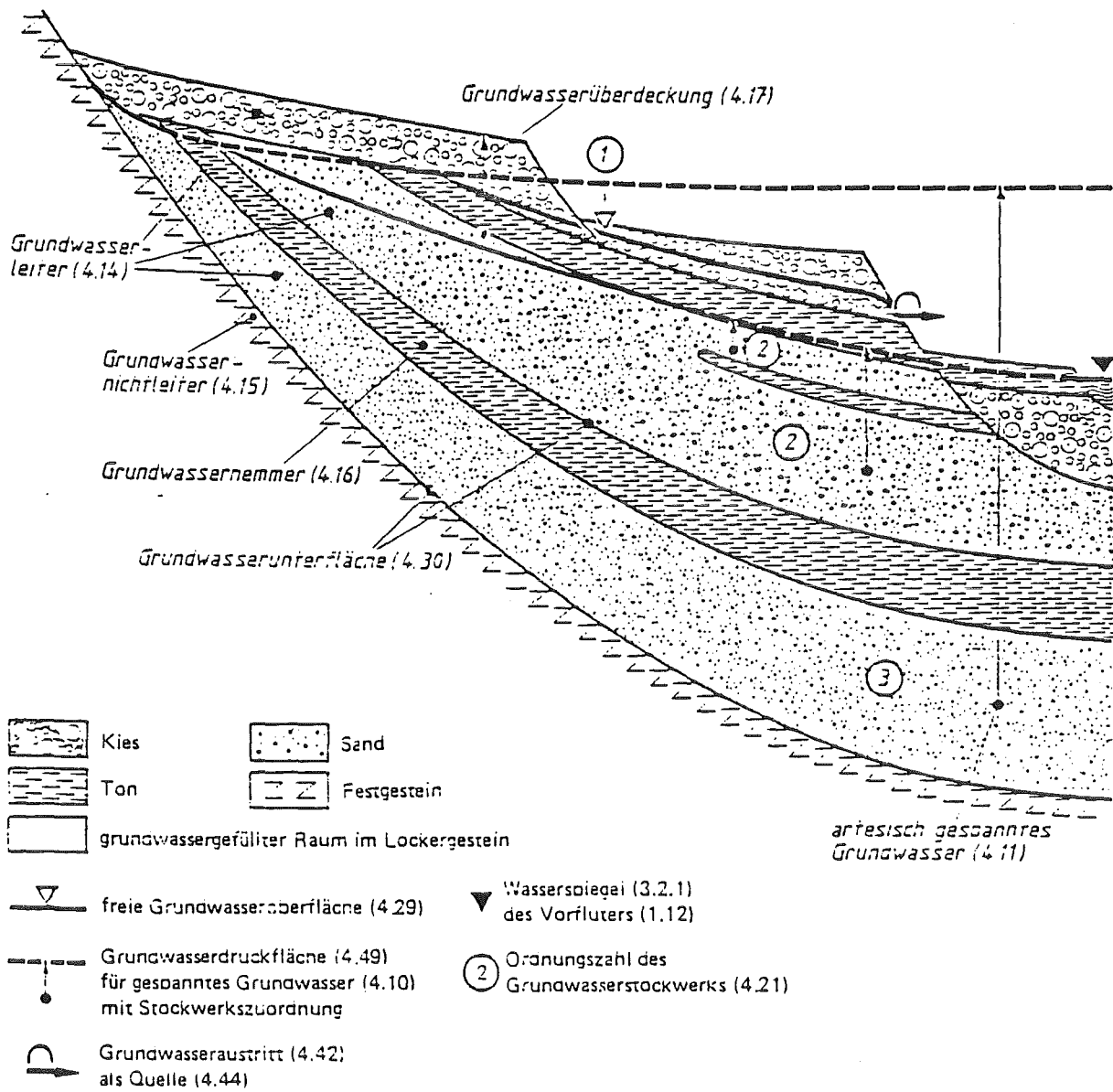


Abb.3: Grundwasservorkommen im Lockergestein /11 /

W

E

Quartär u. Pliozän

Schluff u. Ton

Sand

Kies u. kiesiger Sand

Miozän ungegliedert

Niederterrasse

Rhein-Niederung

Niederterrasse

Kinzig-Murg-Niederung

Buntsandstein  
Rotliegendes  
Grundgebirge

Tertiär  
Lias,  
Keuper  
Muschelkalk  
Buntsandst.

Löss  
Pliozän  
Miozän

Pliozän

Jungquartär

Rhein

Oberes  
Kieslager  
Oberer Zwischenhorizont  
Mittleres Kieslager

Jungquartär

Holozän  
Pliozän  
Oligozän  
Dogger

Tertiär,  
Muschelkalk,  
Buntsandstein

Dogger  
Lias  
Keuper  
Muschelkalk  
Bunt.sandstein

Pliozän III  
Pliozän II  
Pliozän I

Miozän

Altquartär  
Leopoldshafener  
verwertung

Pliozän I  
Pliozän II

Miozän

westliche Grabenscholle östliche

Randscholle

Vorbergzone

Randgeb.

Abb.4: Die verschiedenen Grundwasserleiter im mittleren Oberrheingraben

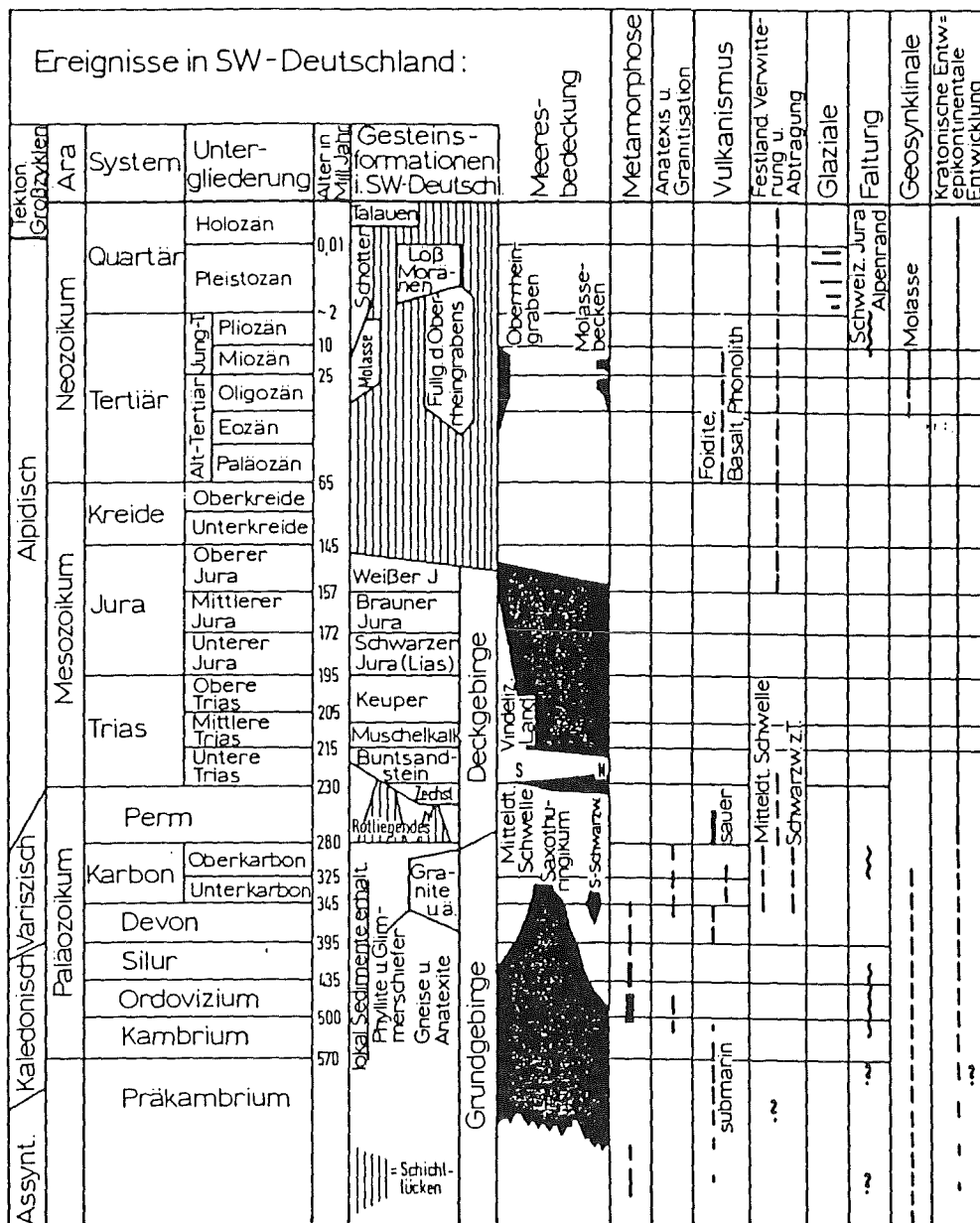


Abb.5: Übersicht über den Ablauf geologischer Ereignisse in Südwest-Deutschland

# GRUNDWASSER

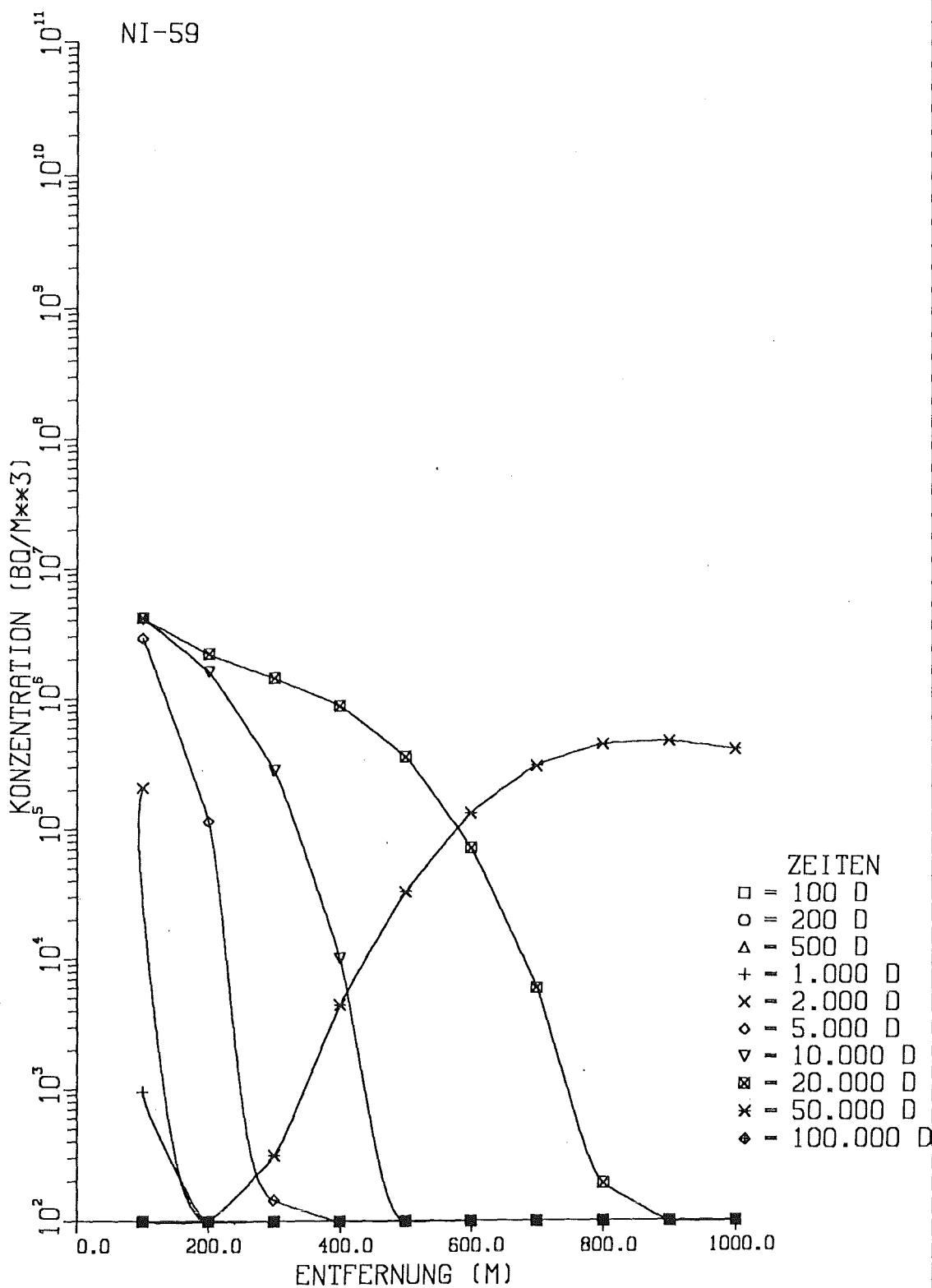


Abb.6.1.a: Aktivitäts- Konzentration von Ni-59 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen- Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# GRUNDWASSER

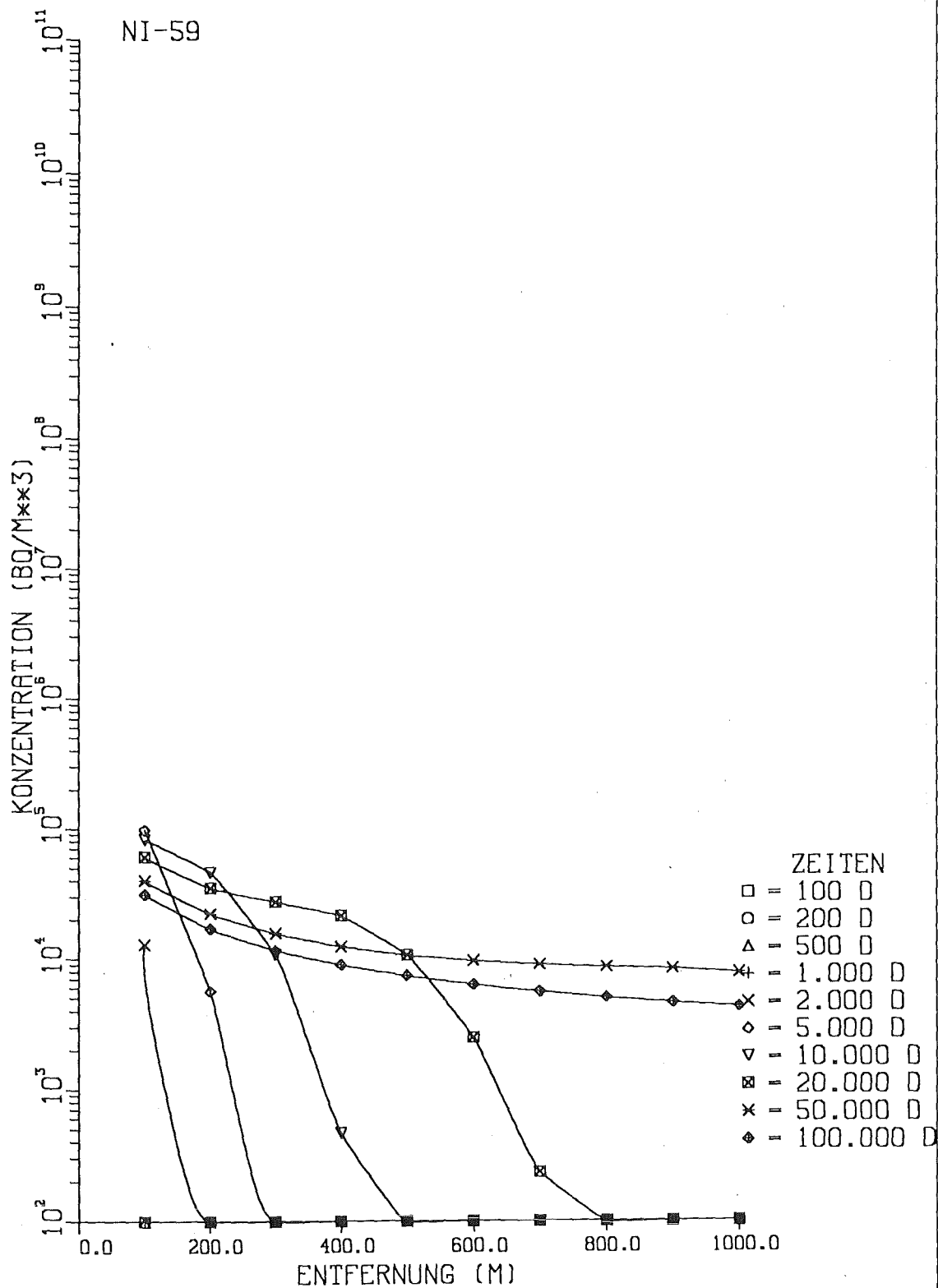


Abb.6.1.b: Aktivitäts- Konzentration von Ni-59 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen- Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: keine

# GRUNDWASSER

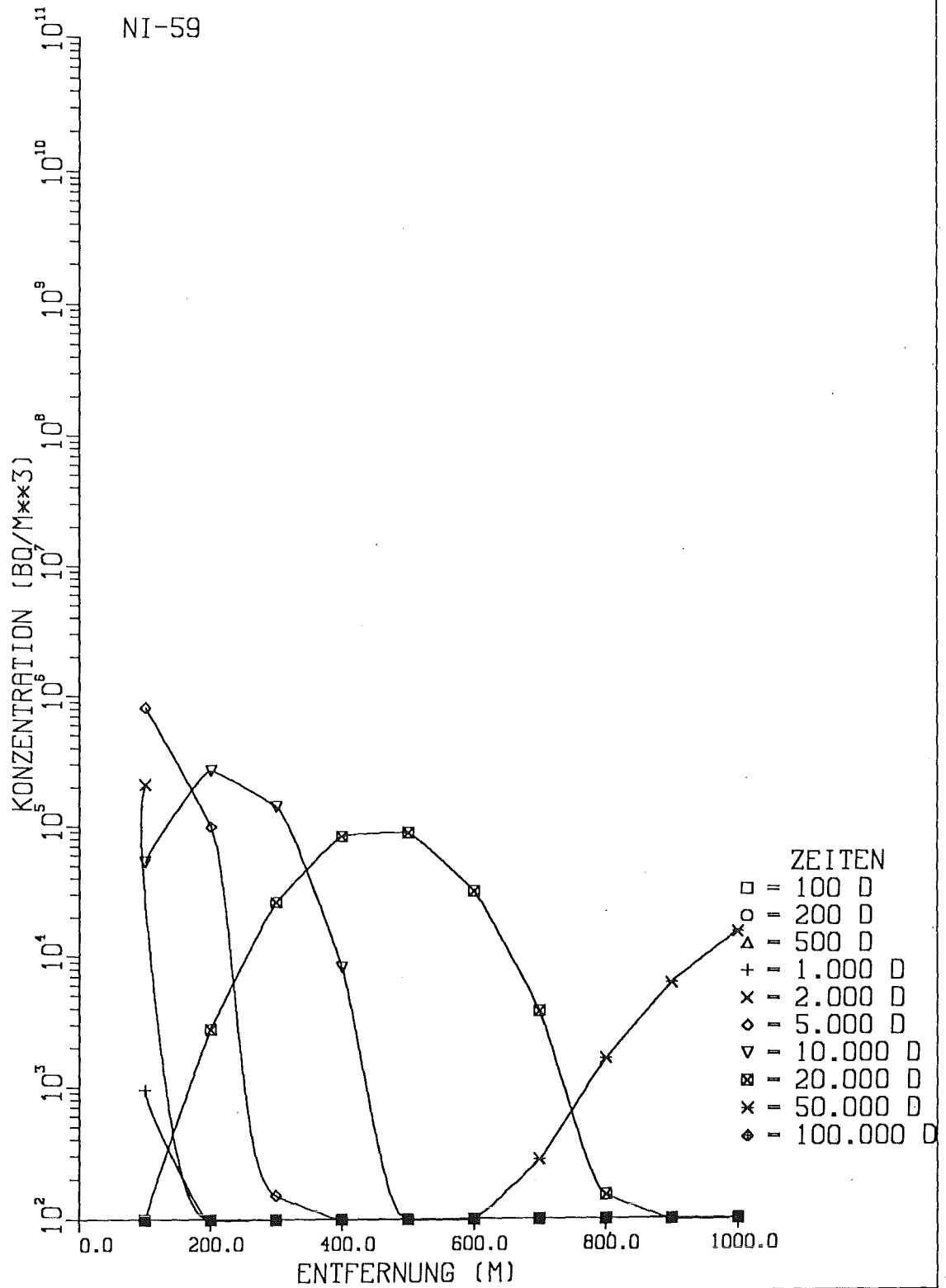


Abb.6.1.c: Aktivitäts- Konzentration von Ni-59 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen- Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: nach 1000 d



# GRUNDWASSER

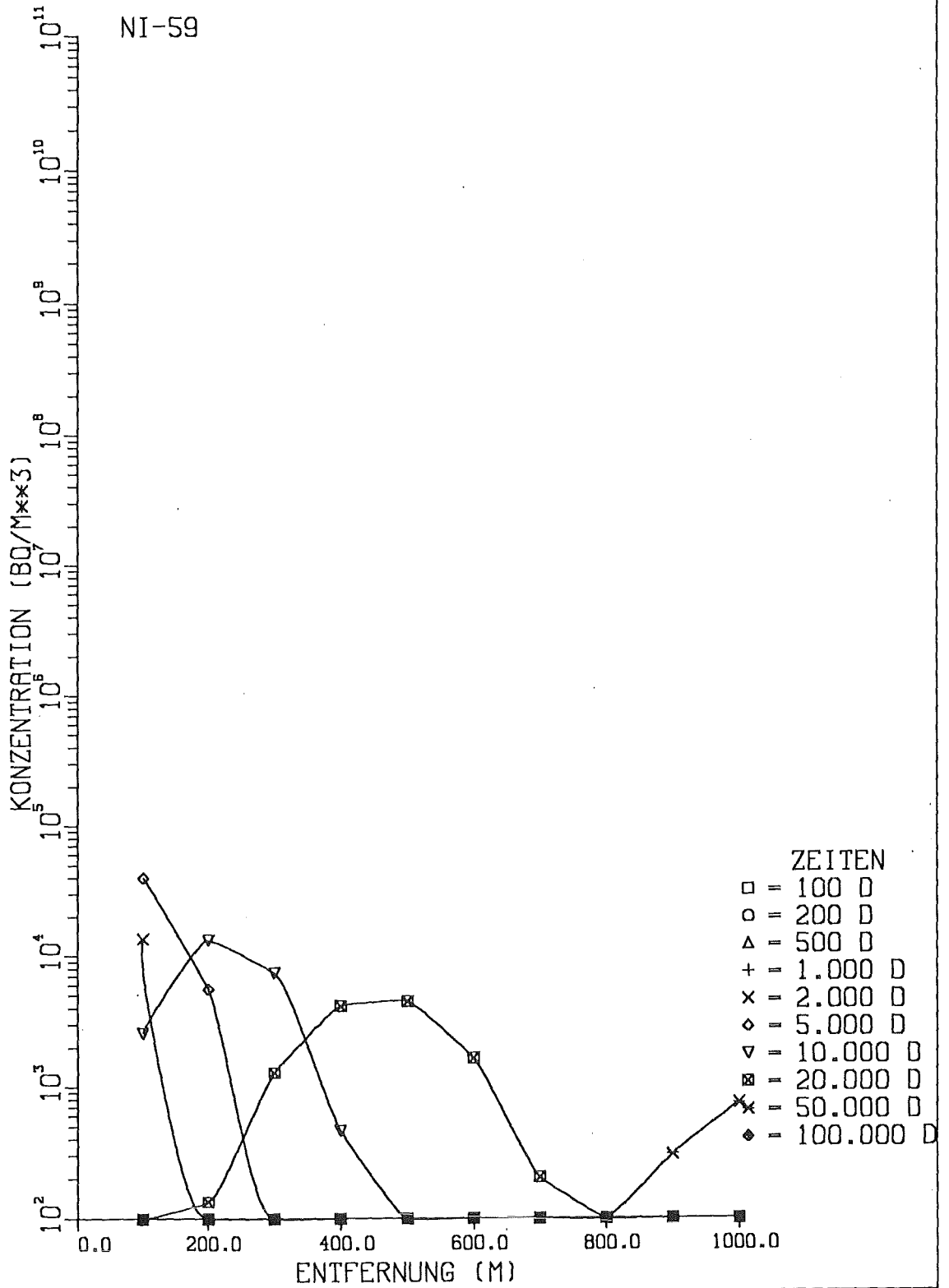


Abb.6.1.d: Aktivitäts- Konzentration von Ni-59 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen- Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: nach 1000 d

# GRUNDWASSER

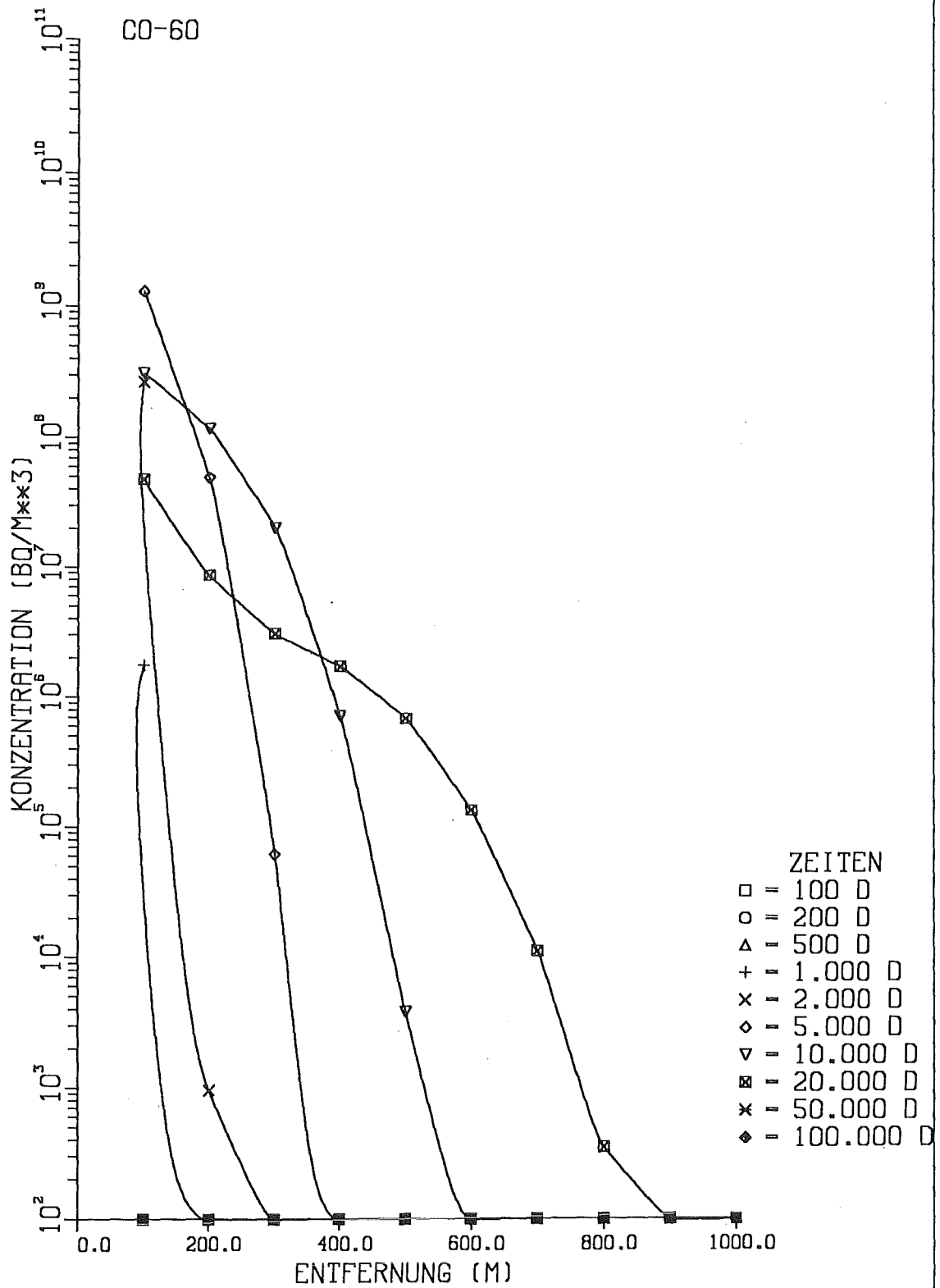


Abb. 6.2.a: Aktivitäts-Konzentration von CO-60 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# GRUNDWASSER

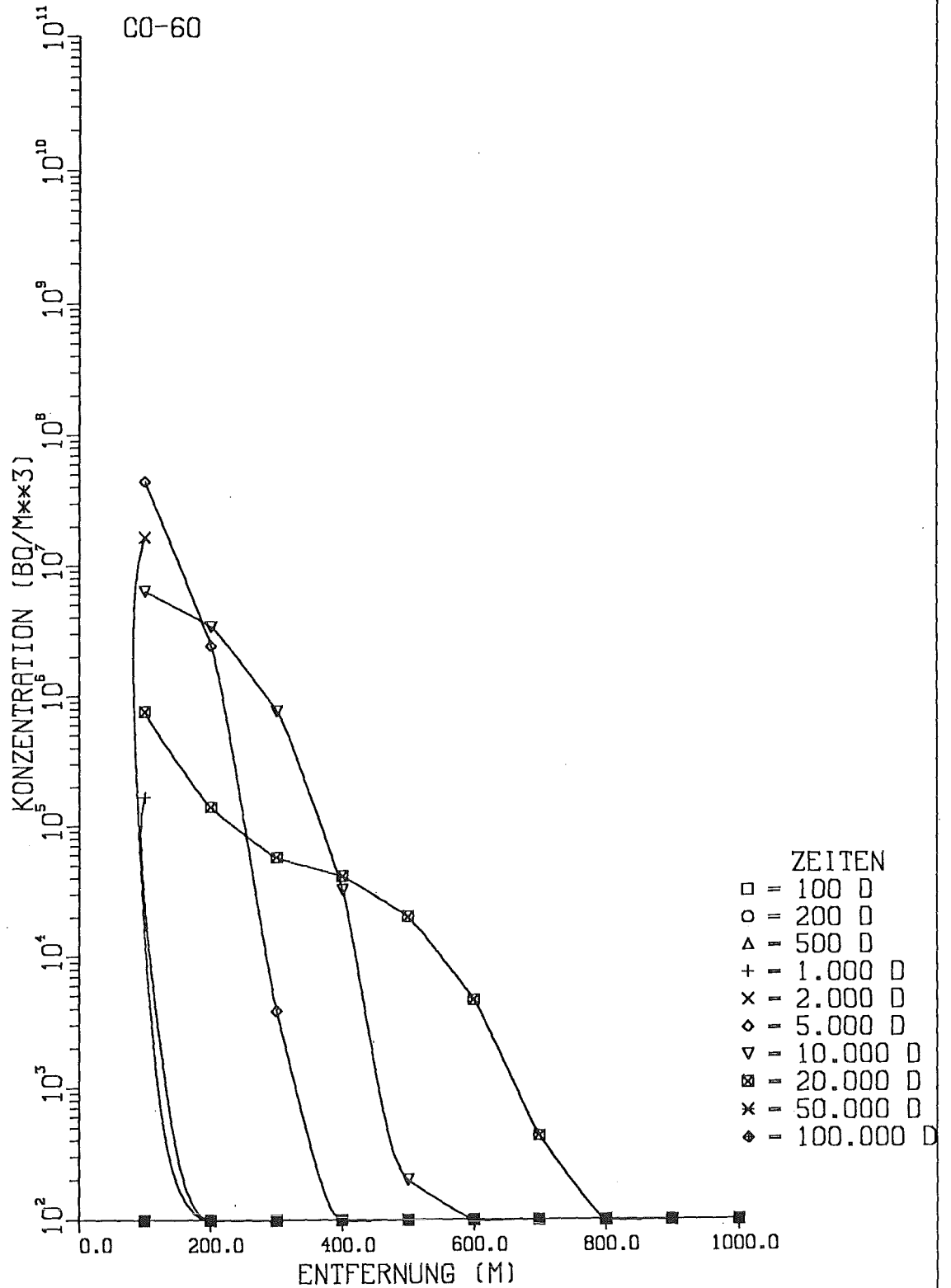


Abb. 6.2.b: Aktivitäts-Konzentration von CO-60 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: keine

# GRUNDWASSER

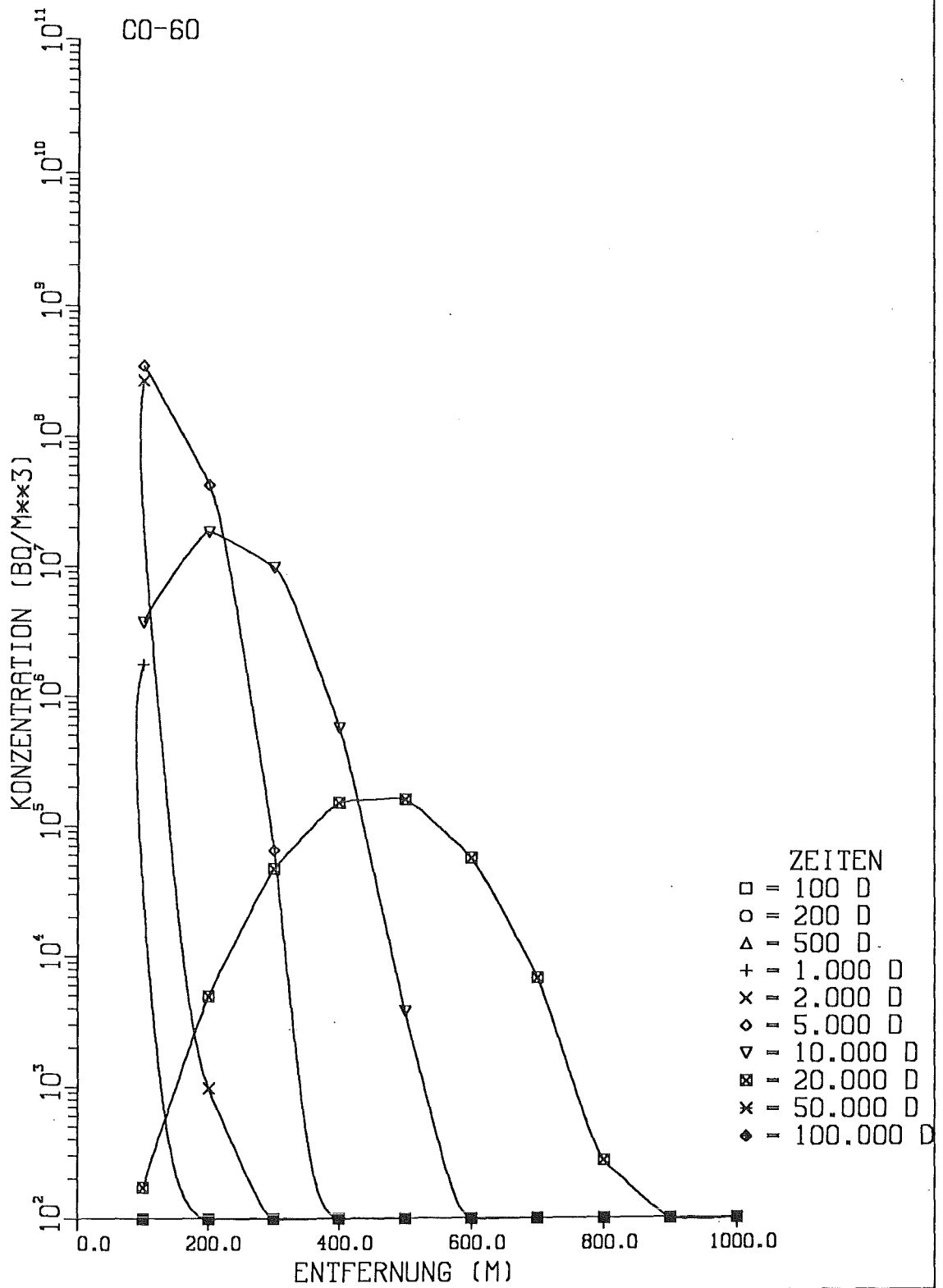


Abb. 6.2.c: Aktivitäts-Konzentration von CO-60 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: nach 1000 d

# GRUNDWASSER

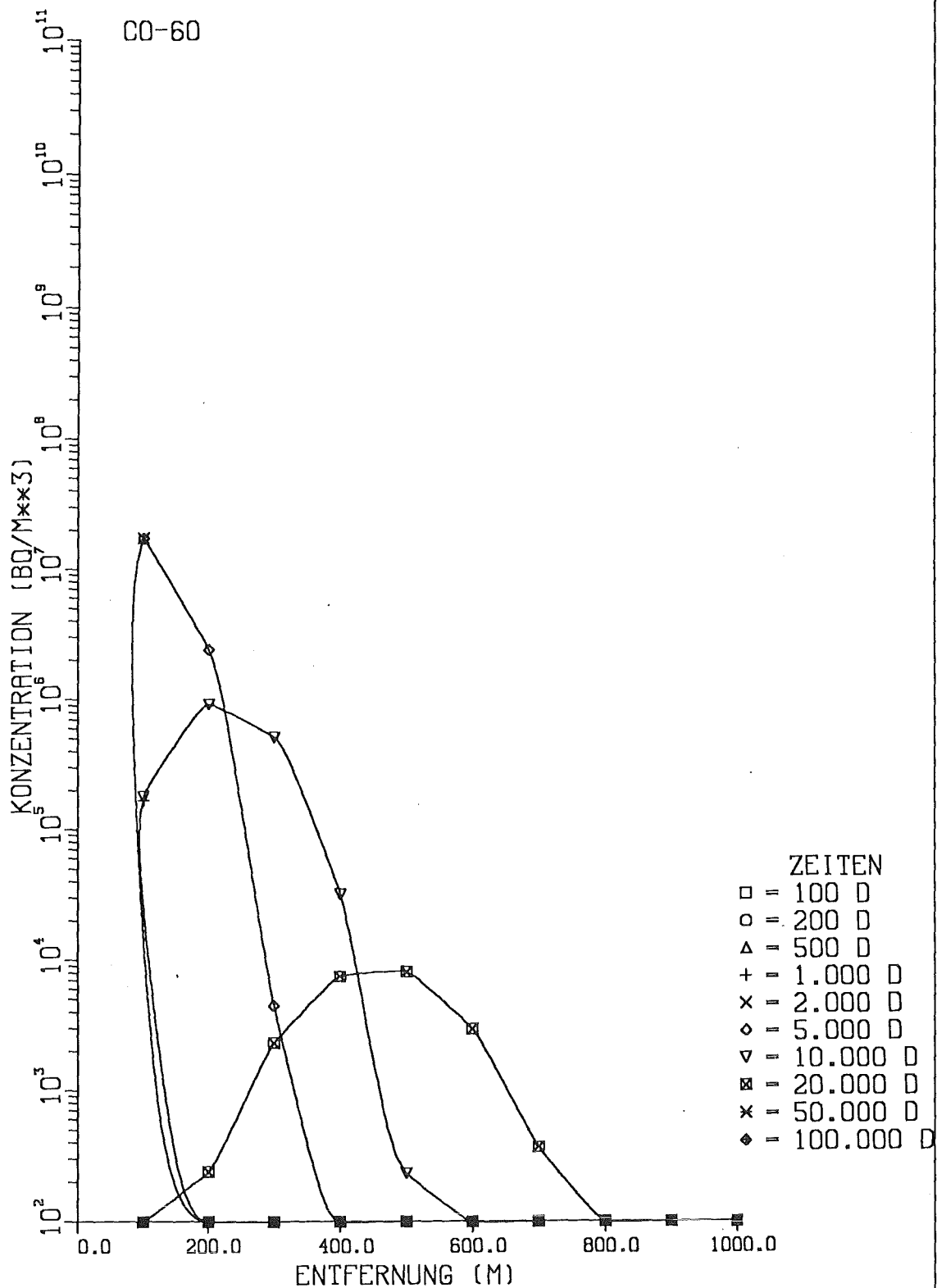


Abb. 6.2.d: Aktivitäts-Konzentration von CO-60 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: nach 1000 d

# GRUNDWASSER

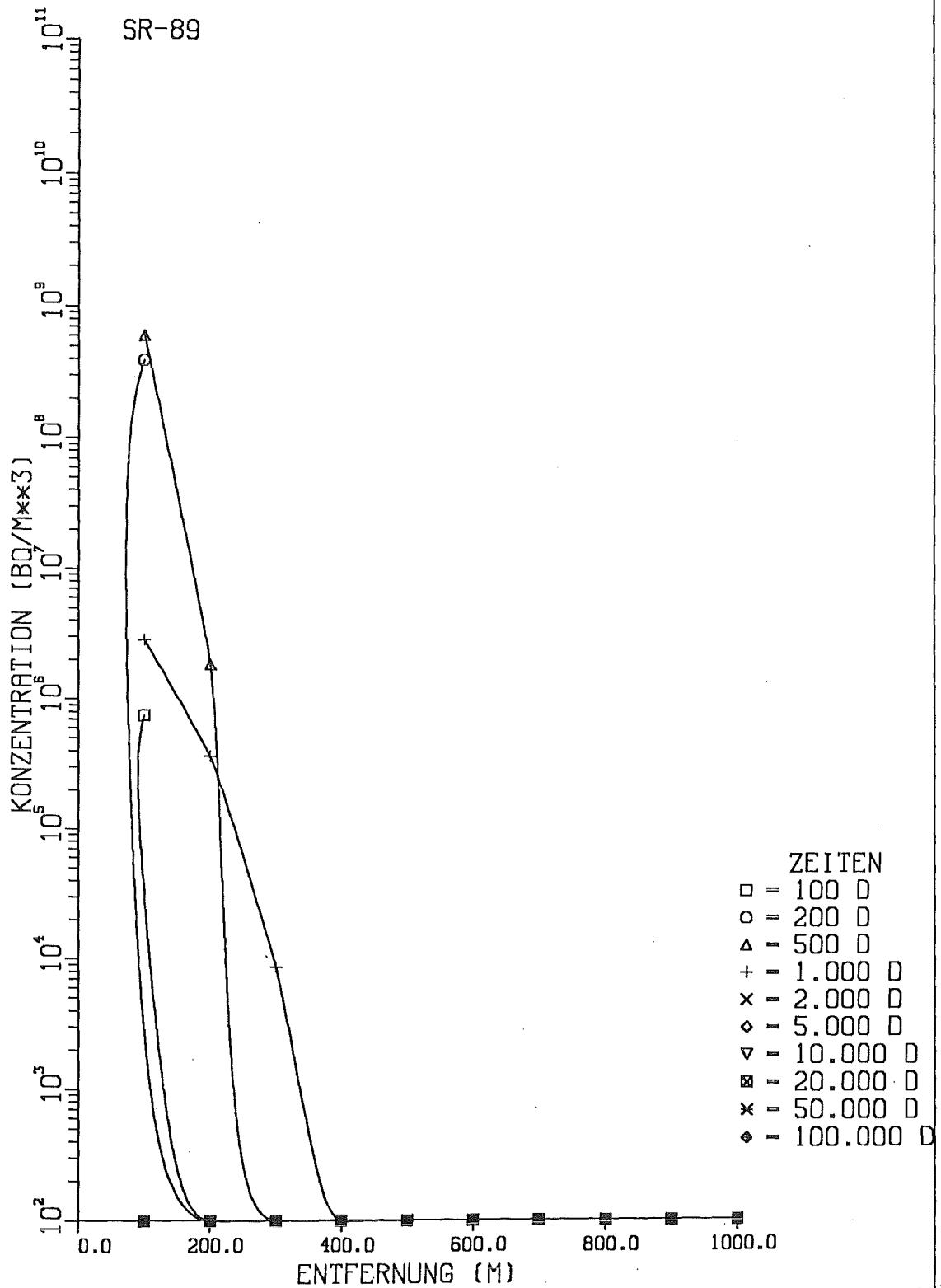


Abb. 6.3.a: Aktivitäts-Konzentration von SR-89 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# GRUNDWASSER

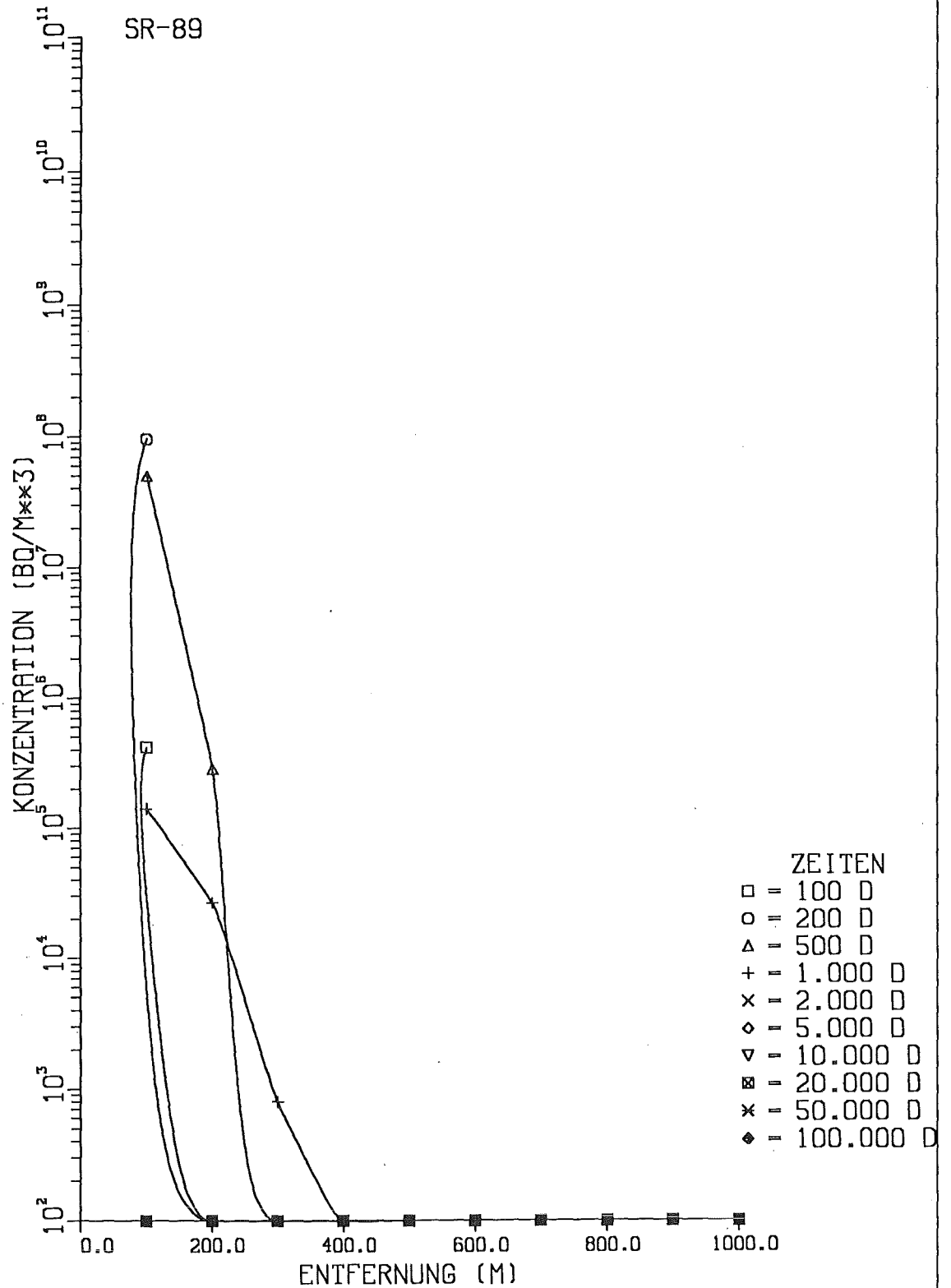


Abb. 6.3.b: Aktivitäts-Konzentration von SR-89 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: keine

# GRUNDWASSER

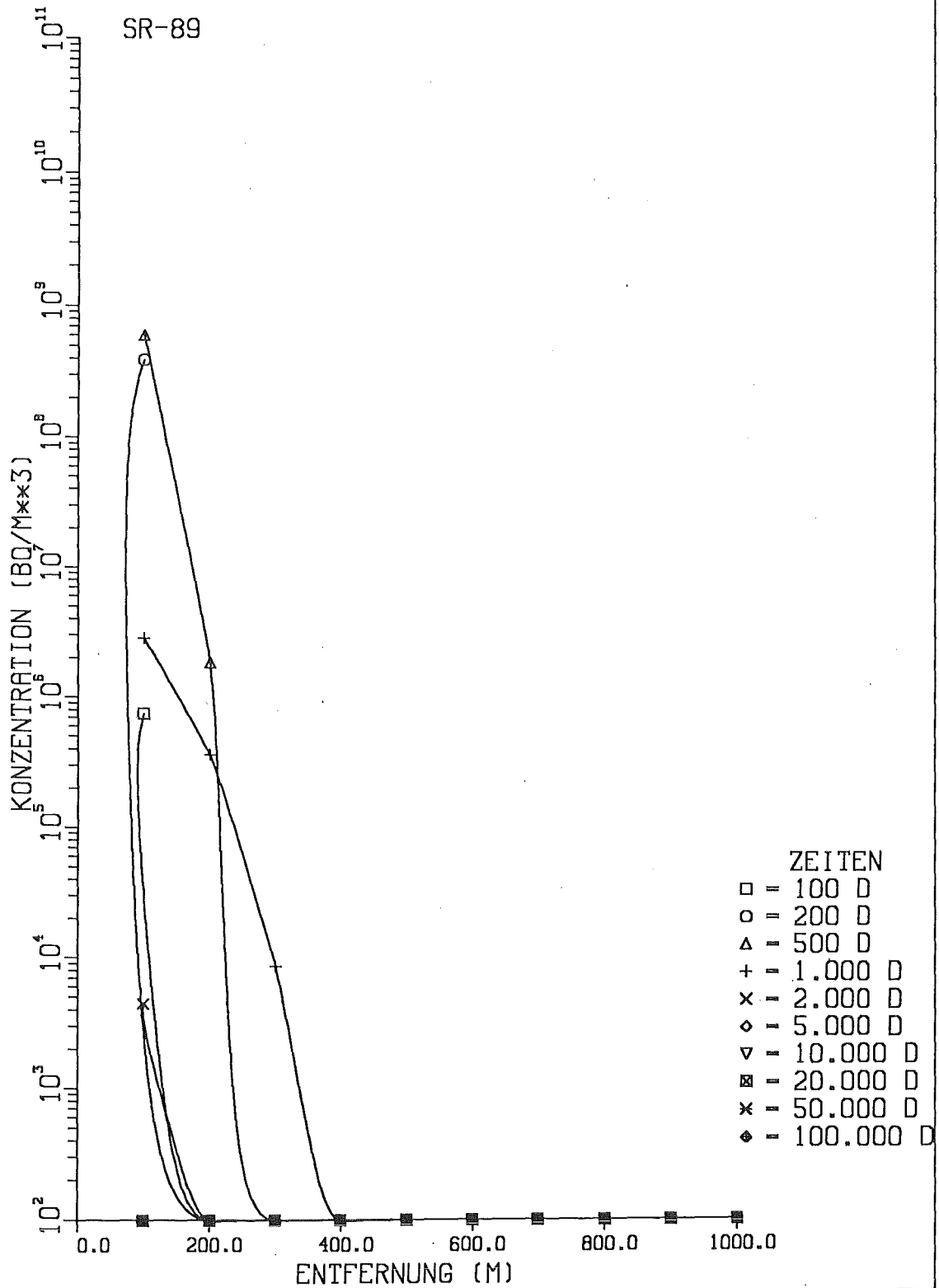


Abb. 6.3.c: Aktivitäts-Konzentration von SR-89 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: nach 1000 d



# GRUNDWASSER

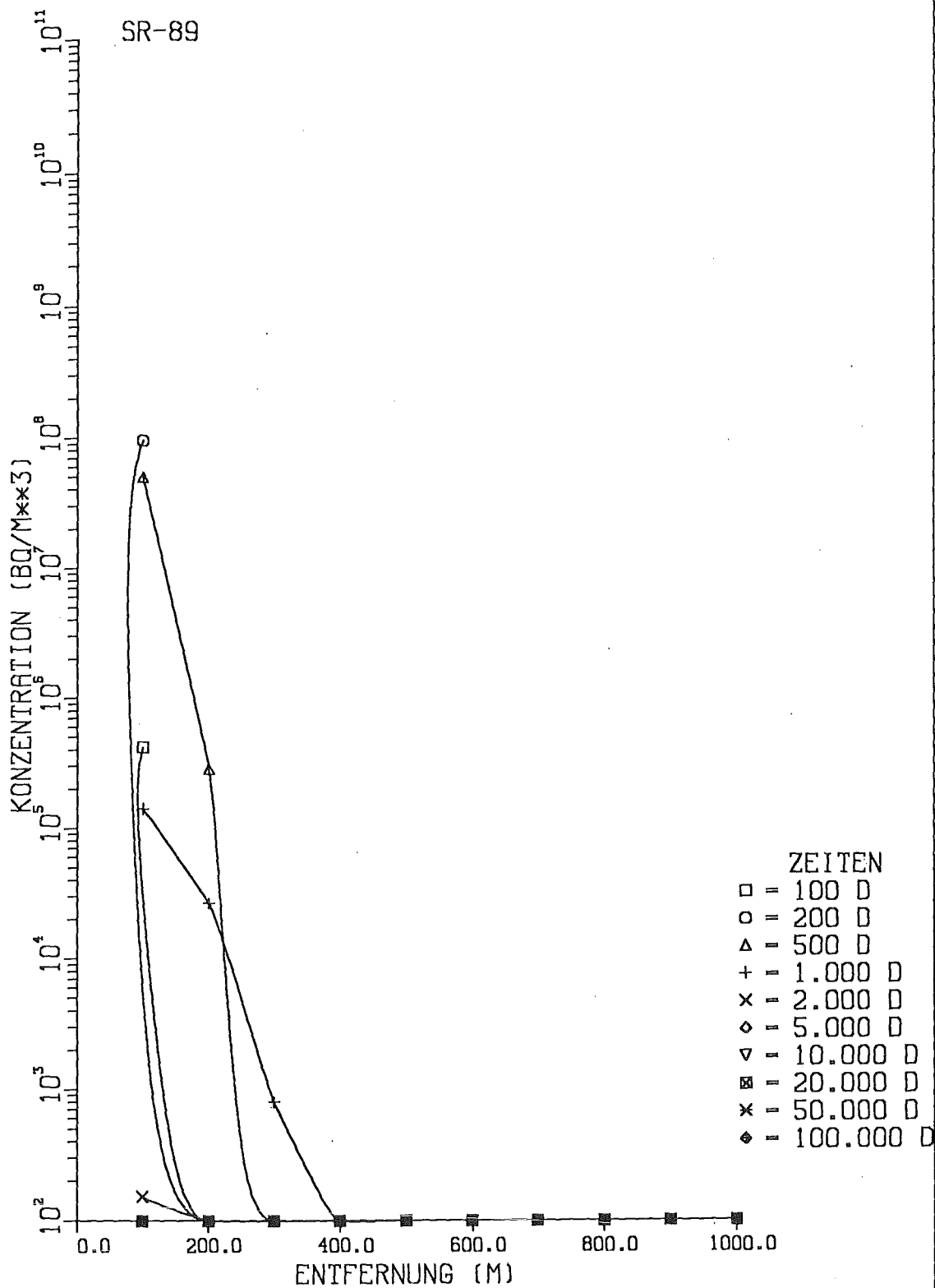


Abb. 6.3.d: Aktivitäts-Konzentration von SR-89 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: nach 1000 d

# GRUNDWASSER

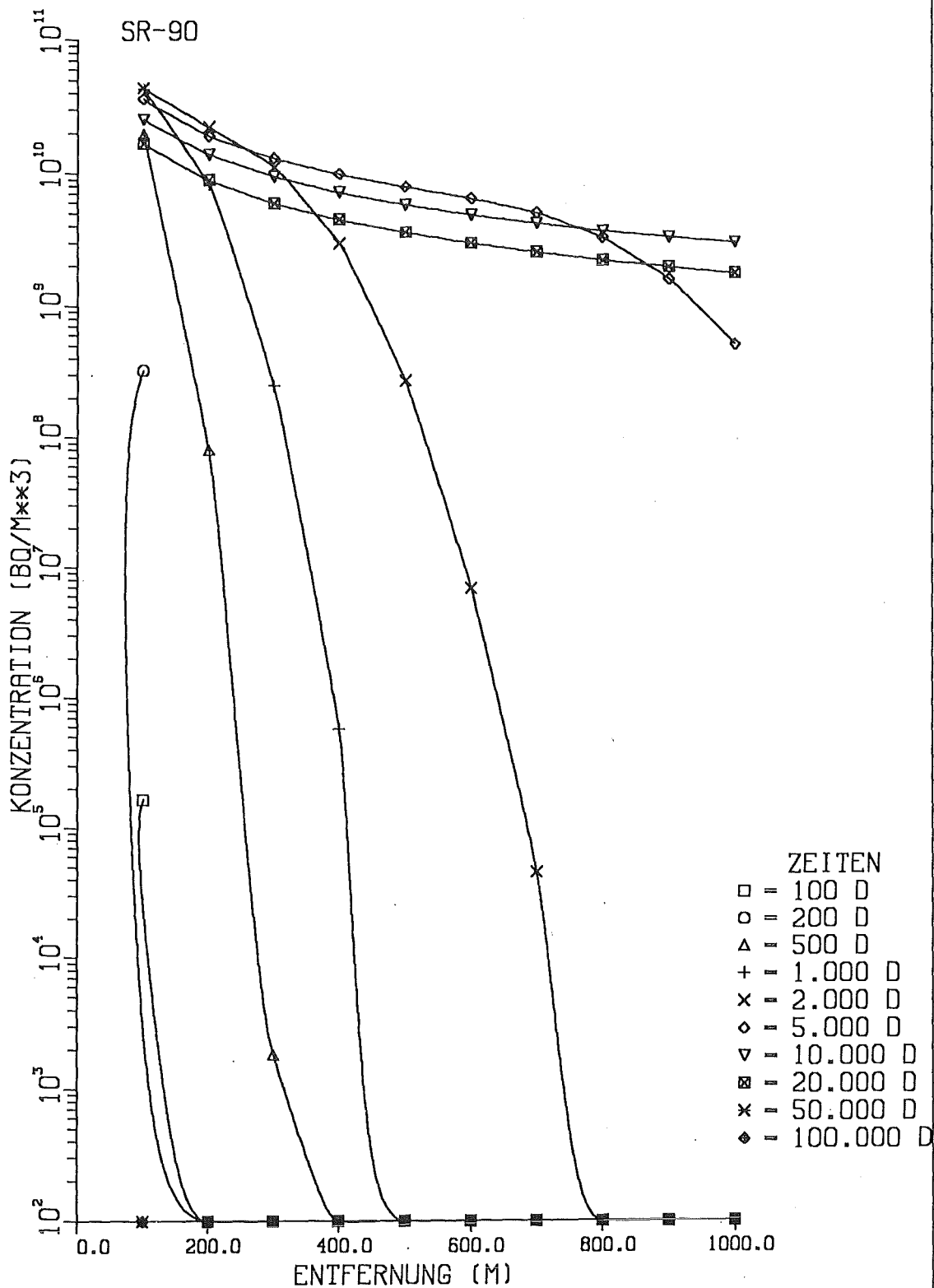


Abb. 6.4.a: Aktivitäts-Konzentration von SR-90 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen  
 Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# GRUNDWASSER

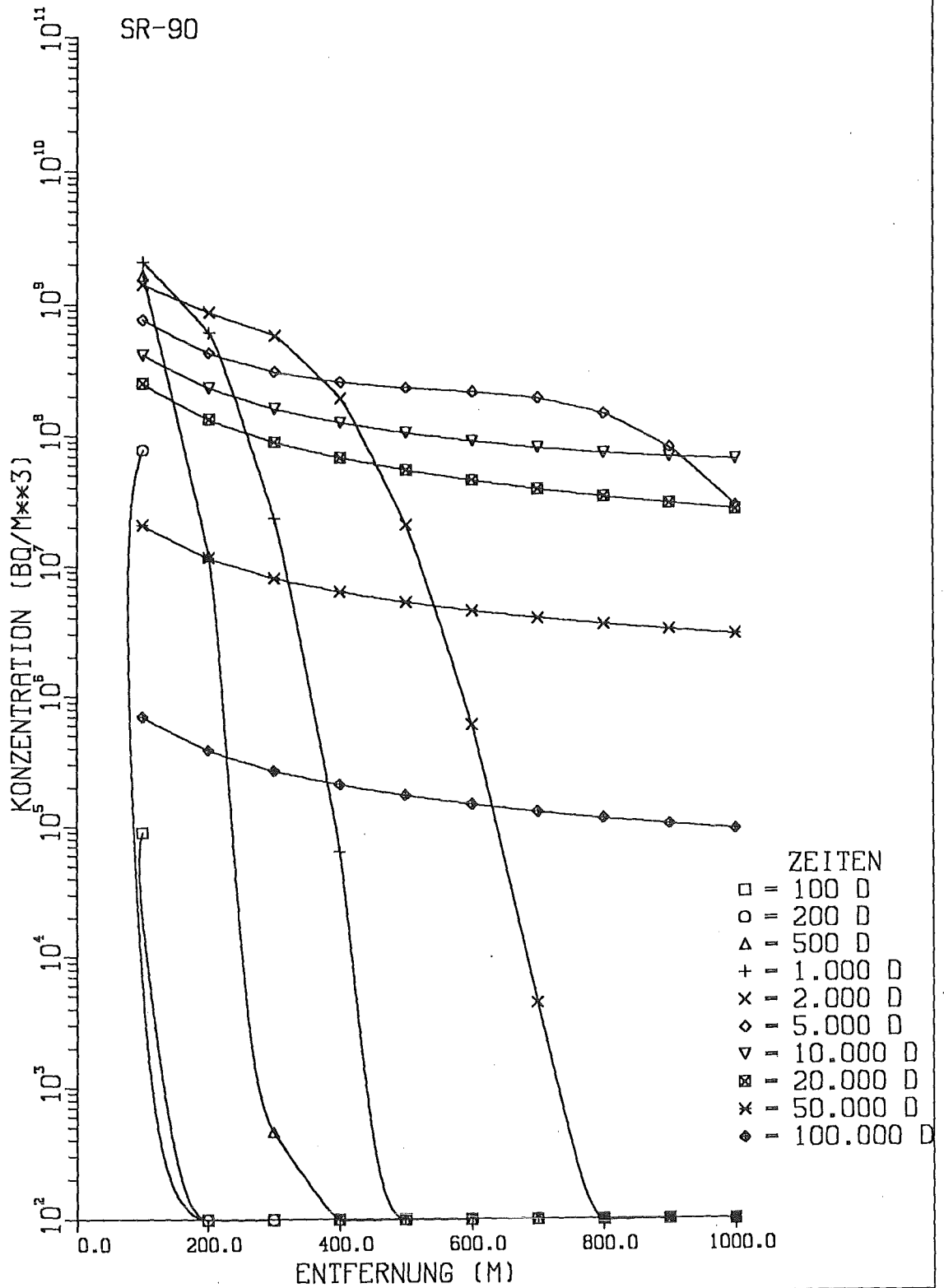


Abb. 6.4.b: Aktivitäts-Konzentration von SR-90 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: keine

# GRUNDWASSER

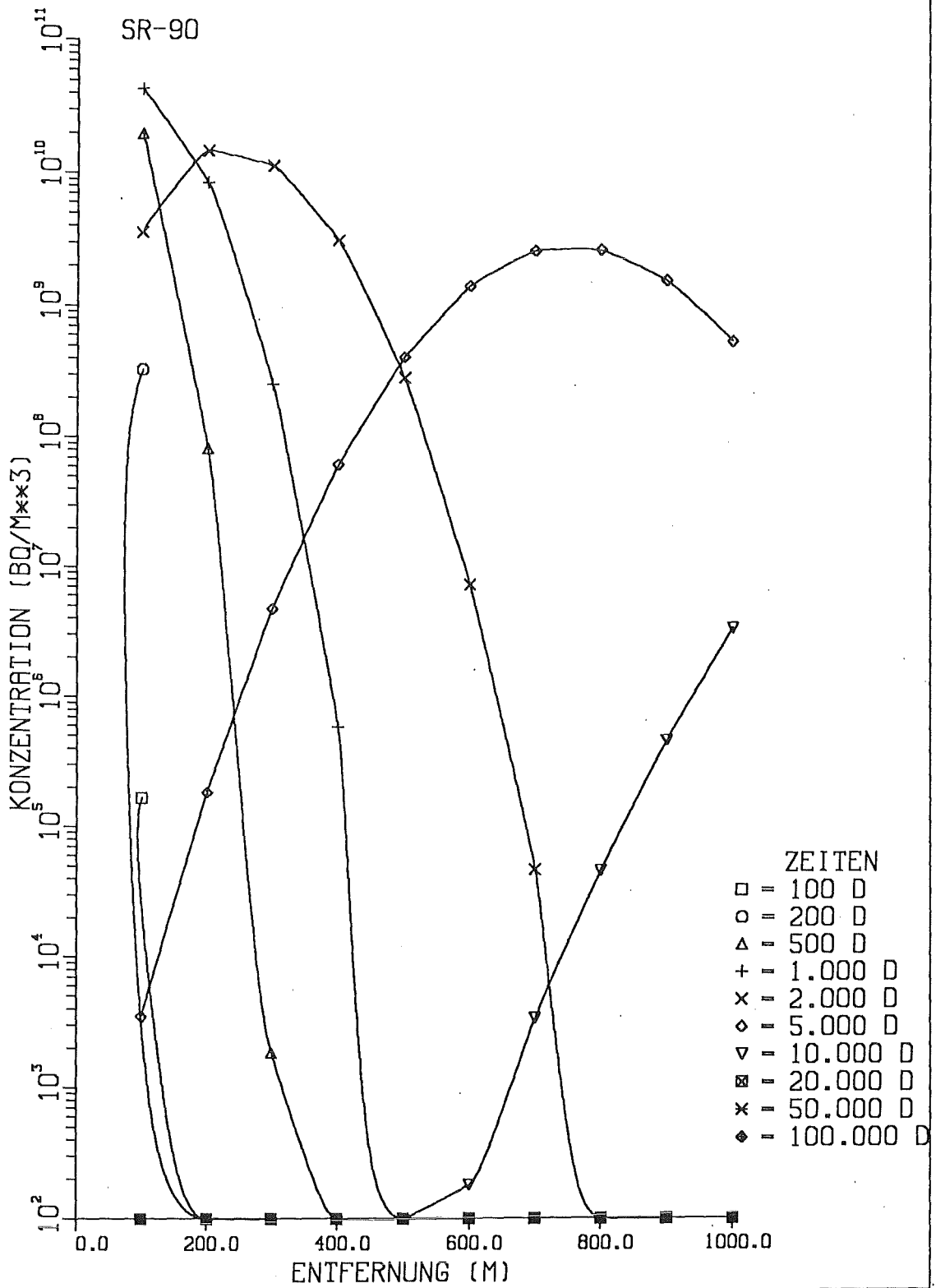


Abb. 6.4.c: Aktivitäts-Konzentration von SR-90 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: nach 1000 d

# GRUNDWASSER

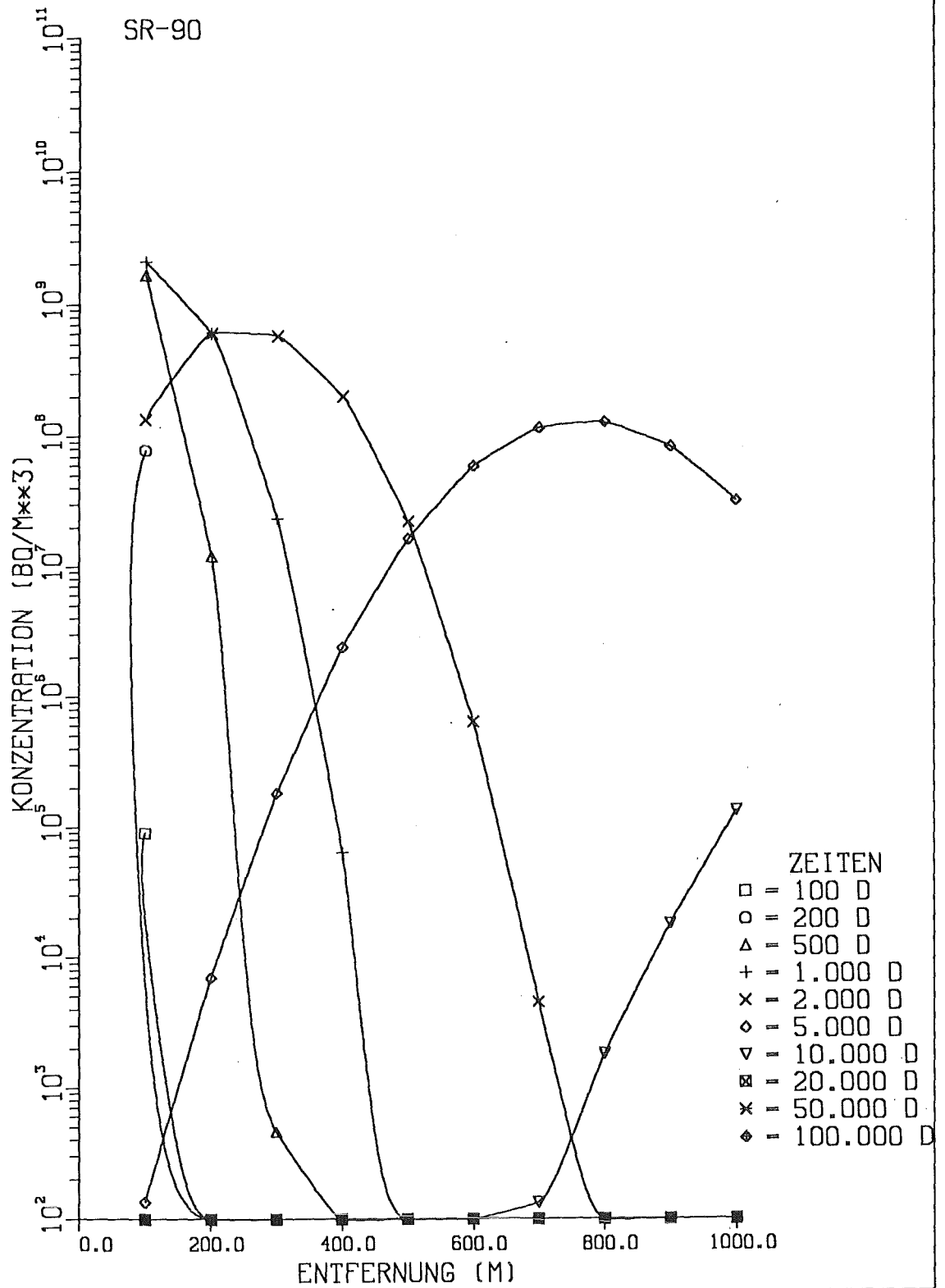


Abb. 6.4.d: Aktivitäts-Konzentration von SR-90 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: nach 1000 d

# GRUNDWASSER

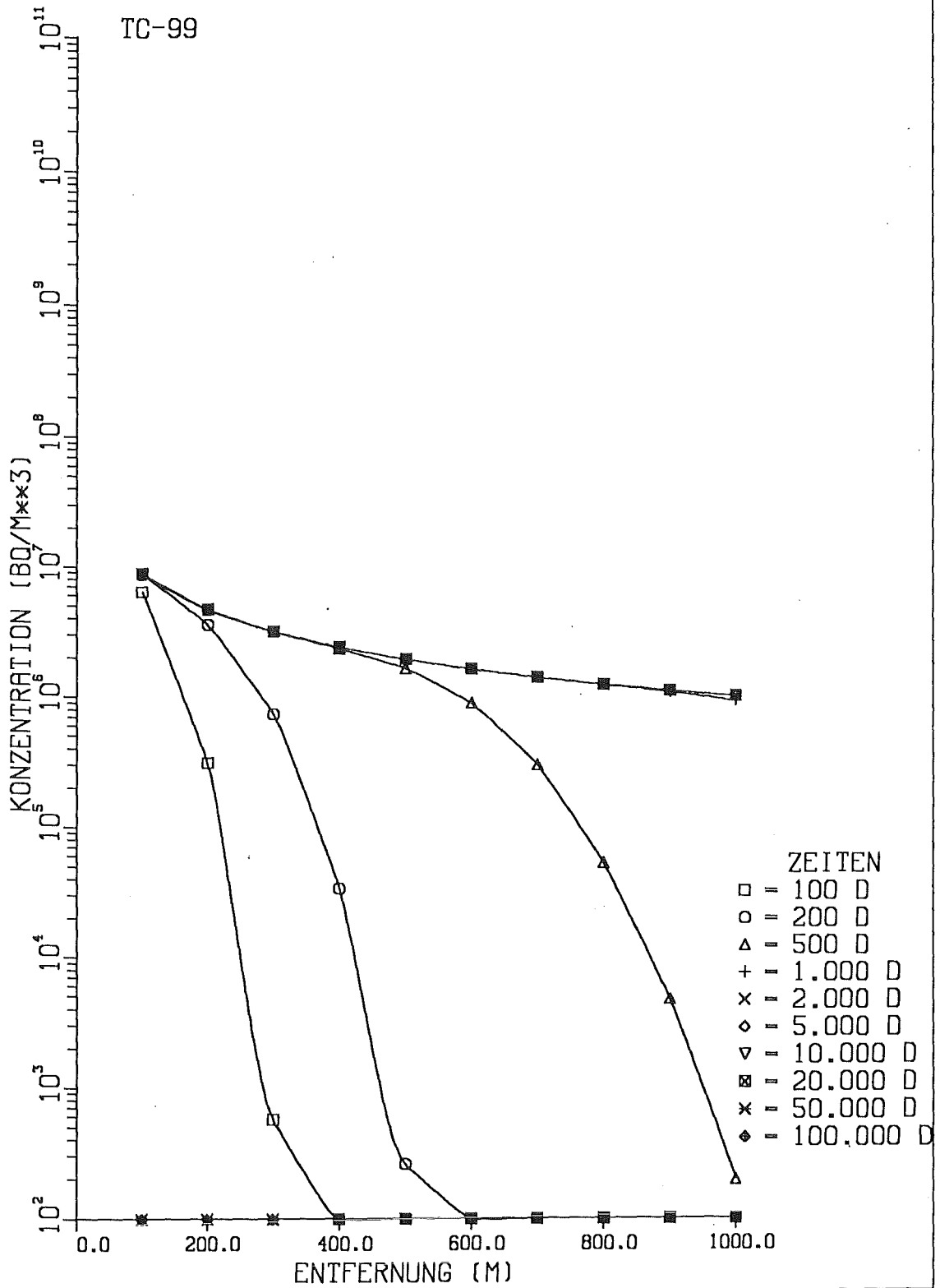


Abb. 6.5.a: Aktivitäts-Konzentration von TC-99 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# GRUNDWASSER

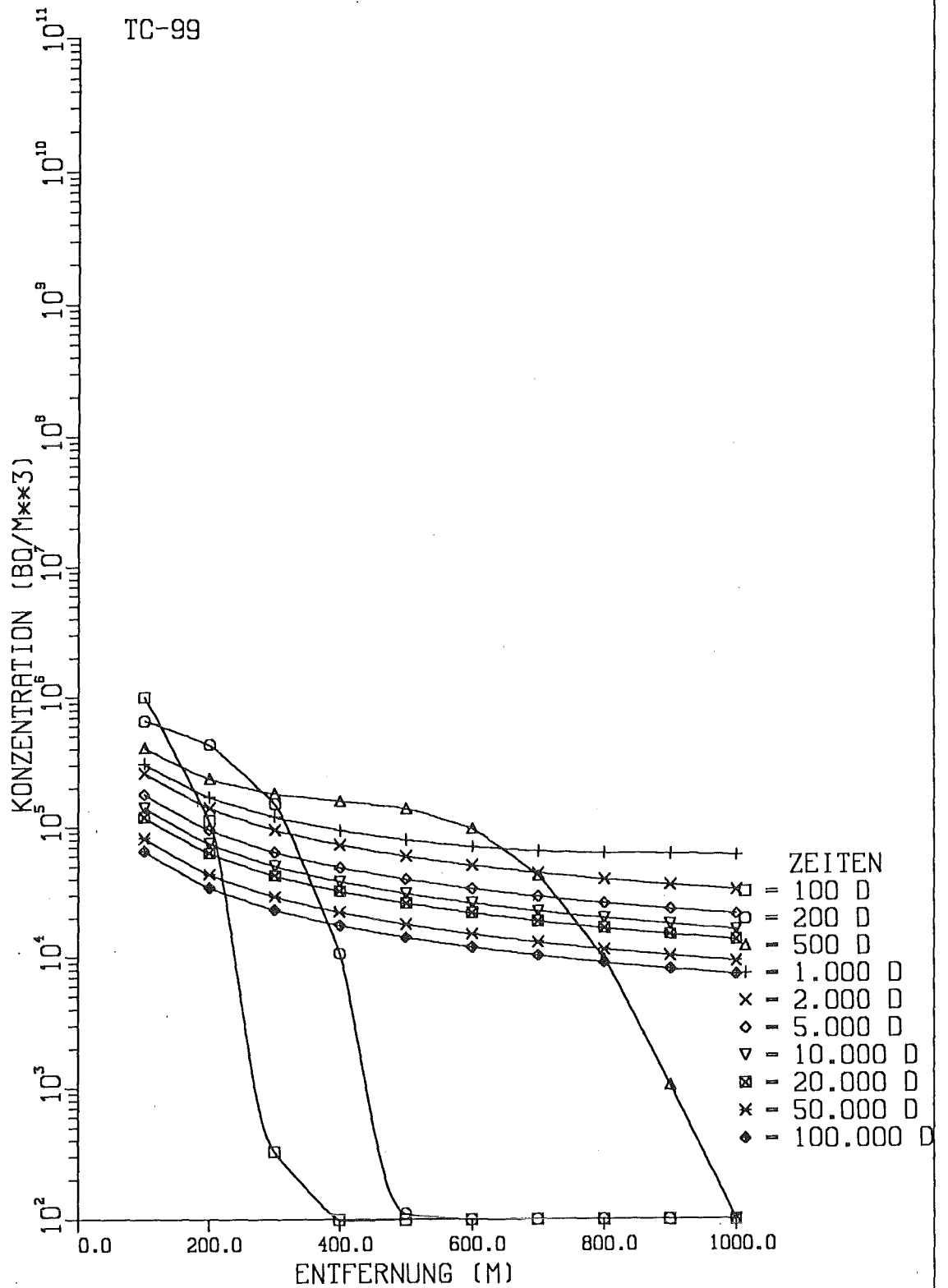


Abb. 6.5.b: Aktivitäts-Konzentration von TC-99 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung; zeitabhängig; Maßnahmen: keine

# GRUNDWASSER

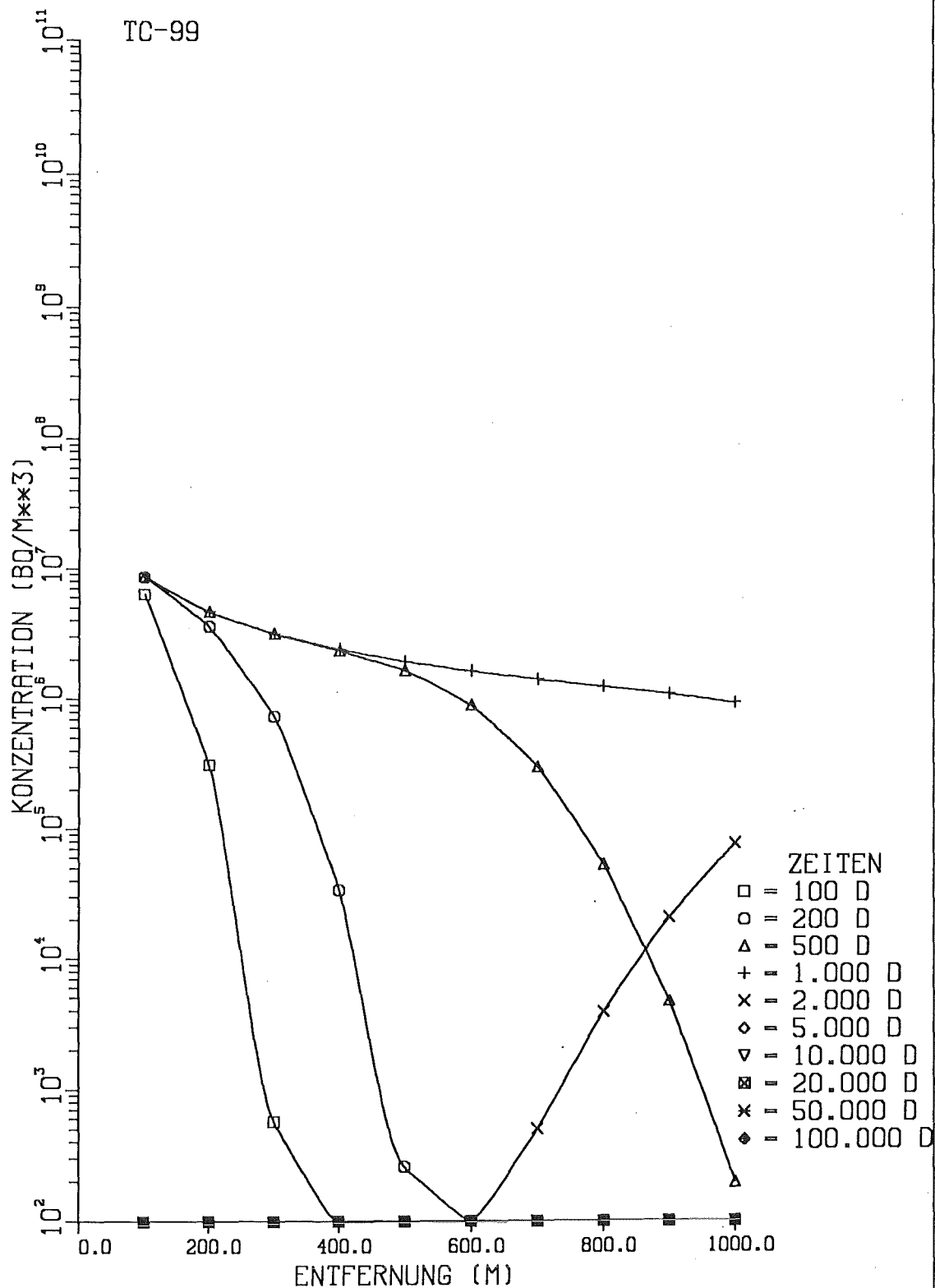


Abb. 6.5.c: Aktivitäts-Konzentration von TC-99 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: nach 1000 d



# GRUNDWASSER

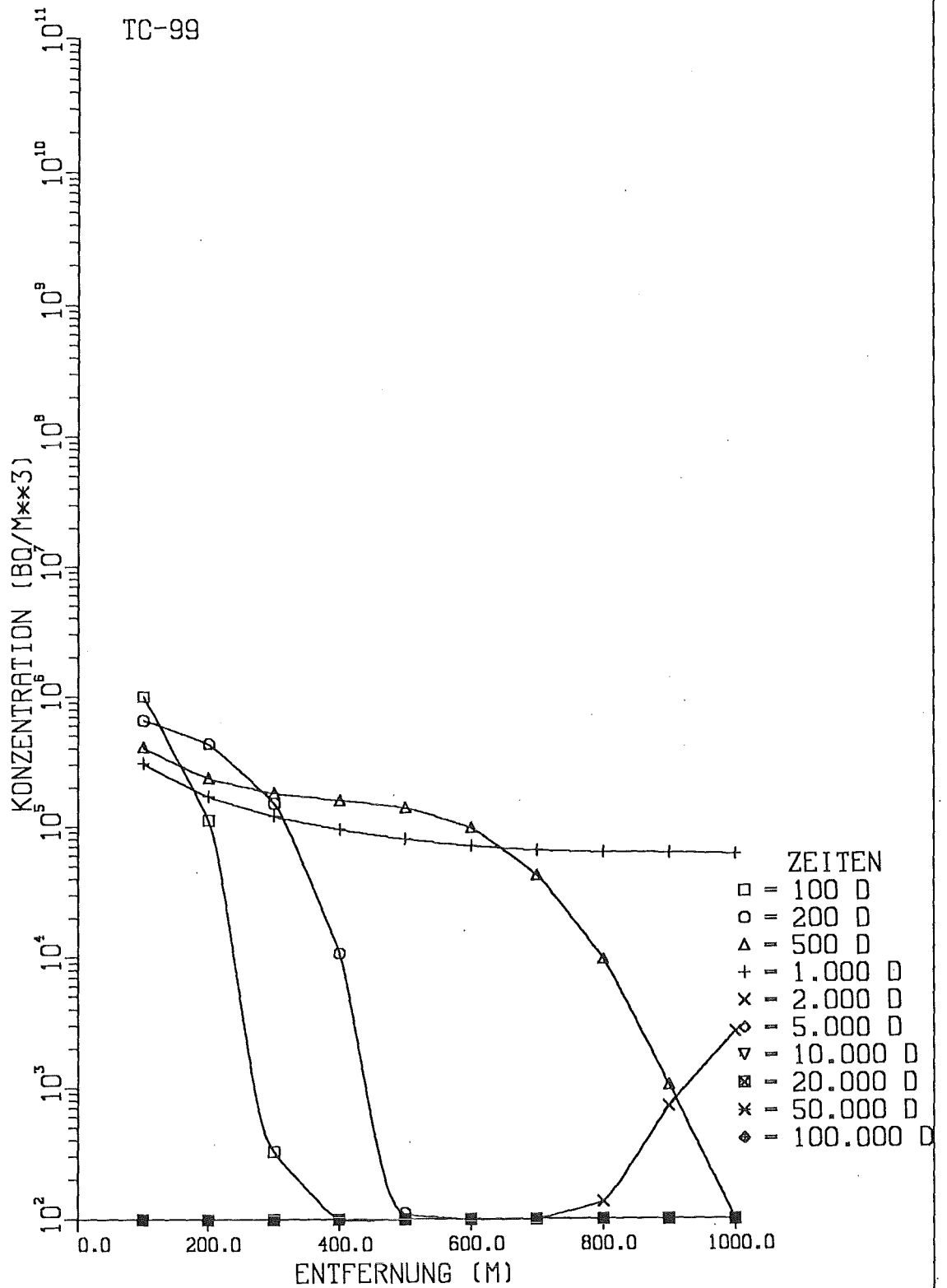


Abb. 6.5.d: Aktivitäts-Konzentration von TC-99 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: nach 1000 d

# GRUNDWASSER

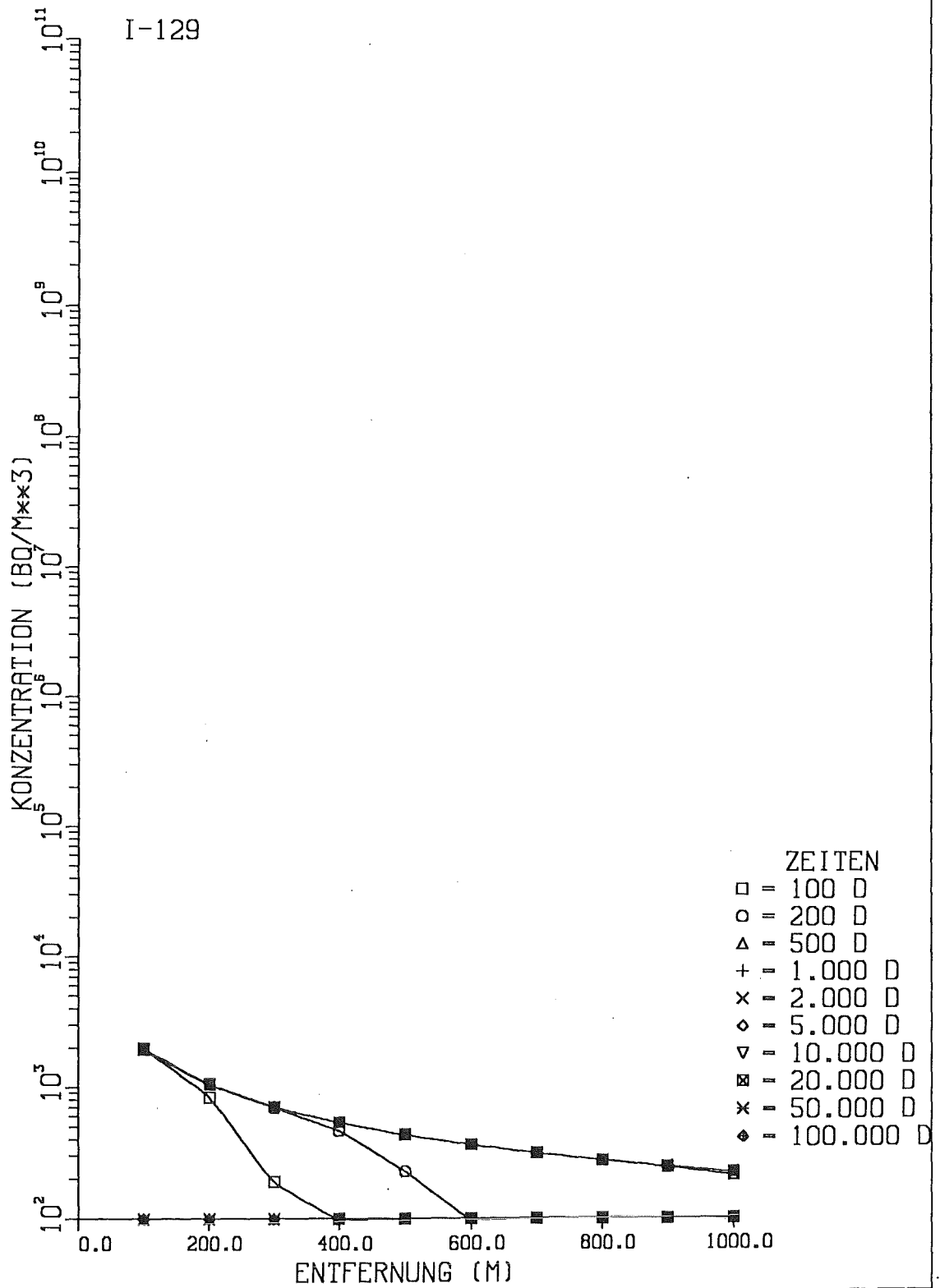


Abb. 6.6.a: Aktivitäts-Konzentration von I-129 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# GRUNDWASSER

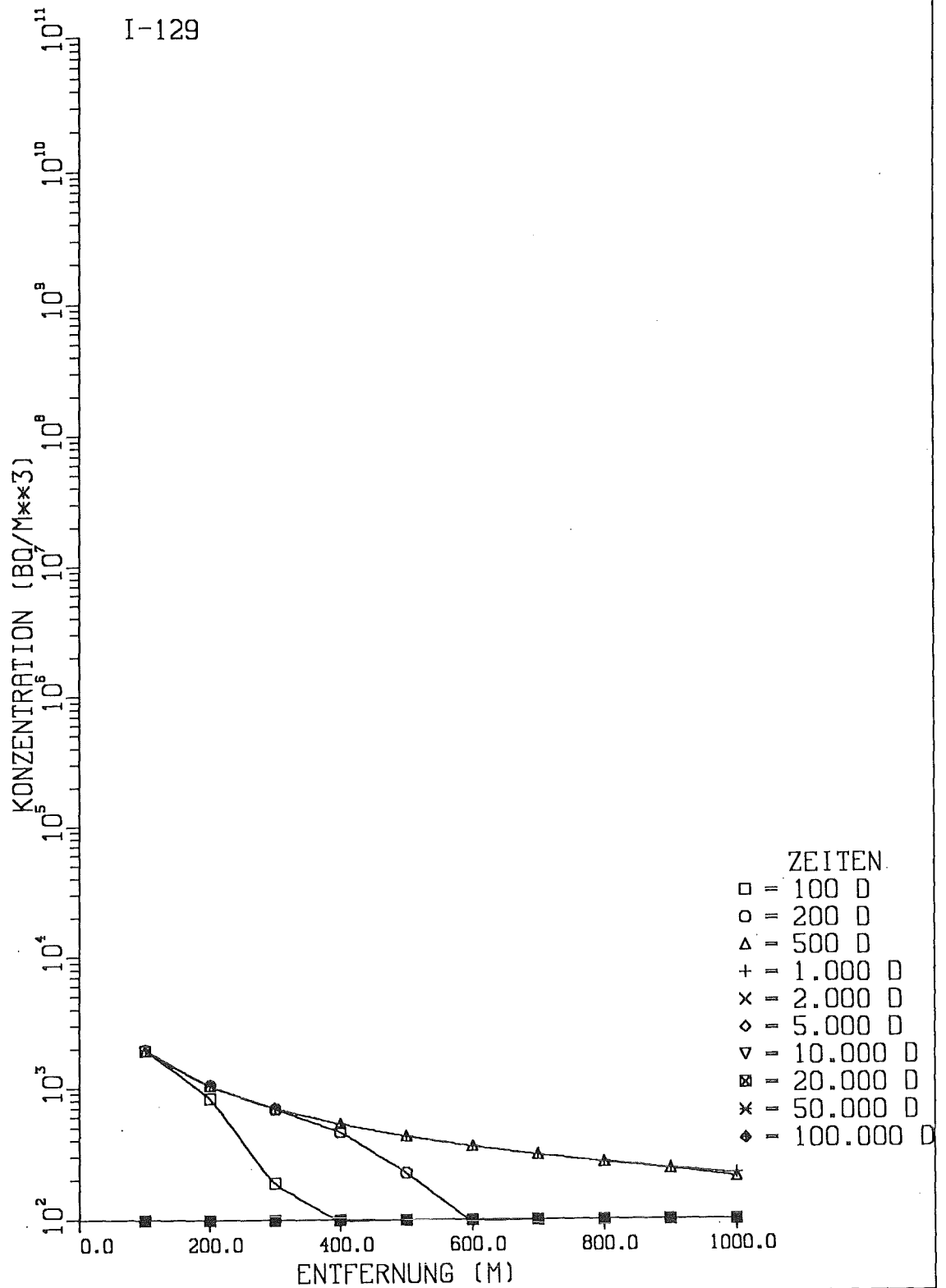


Abb. 6.6.b: Aktivitäts-Konzentration von I-129 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: keine

# GRUNDWASSER

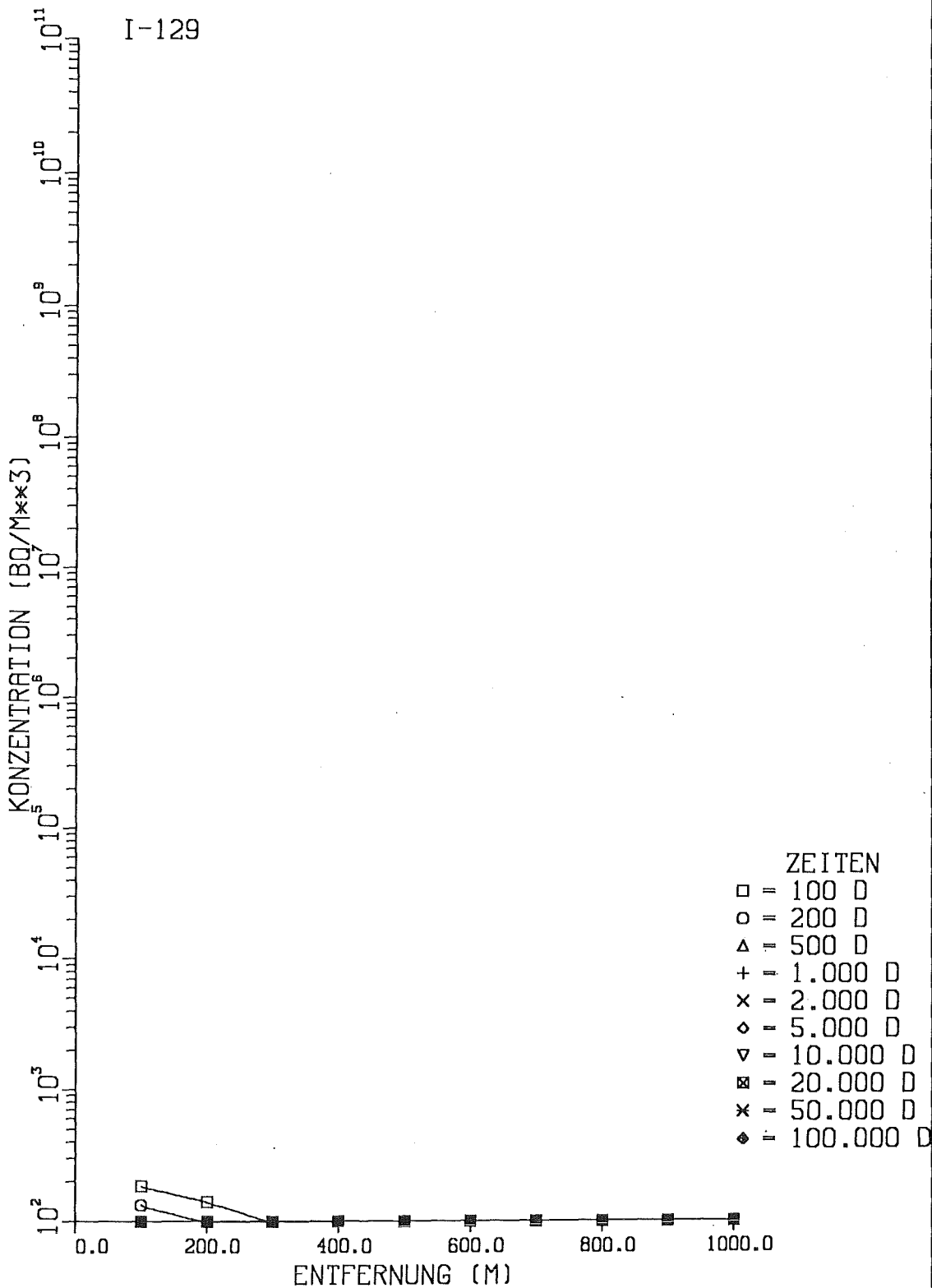


Abb. 6.6.c: Aktivitäts-Konzentration von I-129 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: nach 1000 d

# GRUNDWASSER

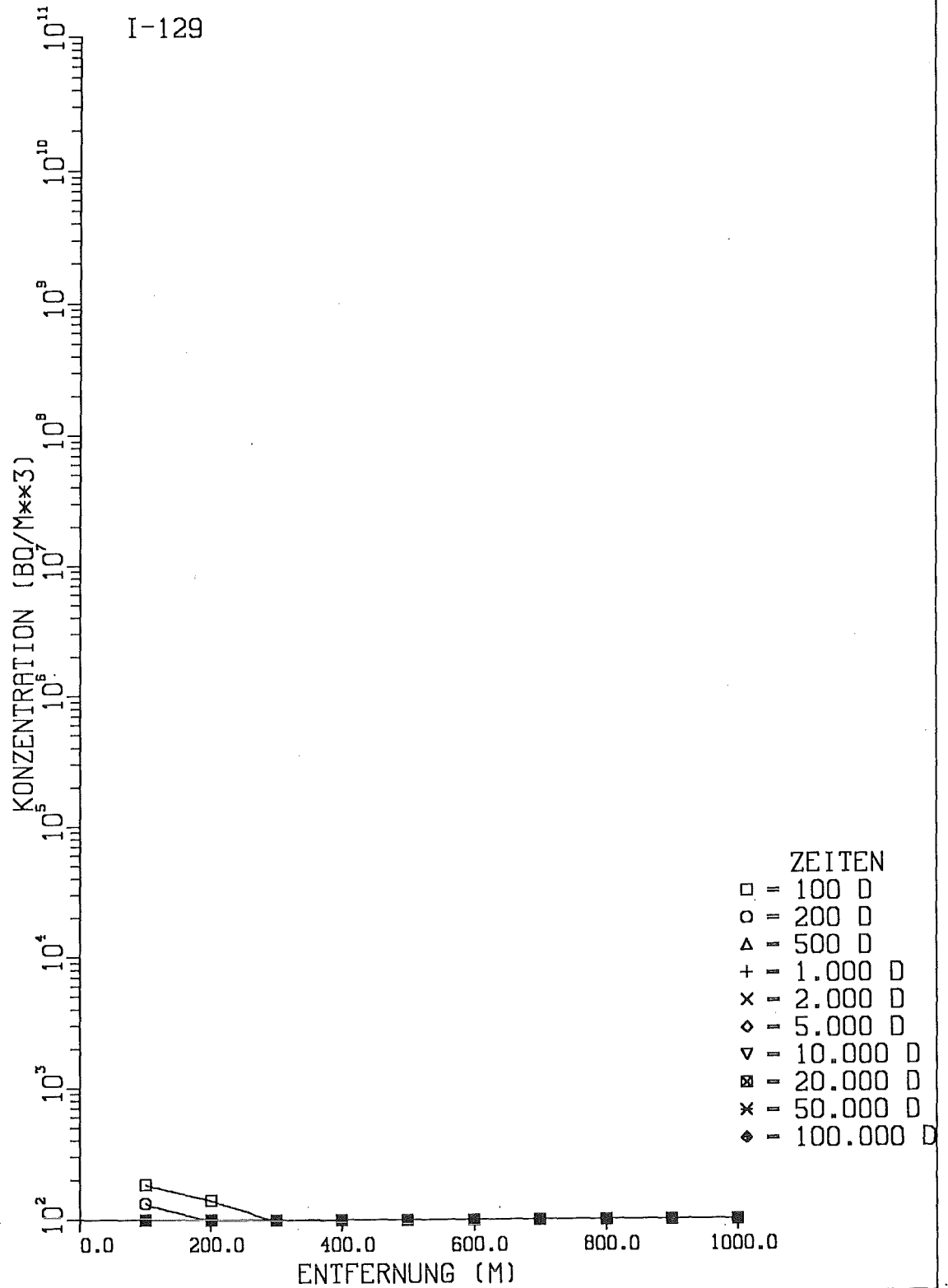


Abb. 6.6.d: Aktivitäts-Konzentration von I-129 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: nach 1000 d

# GRUNDWASSER

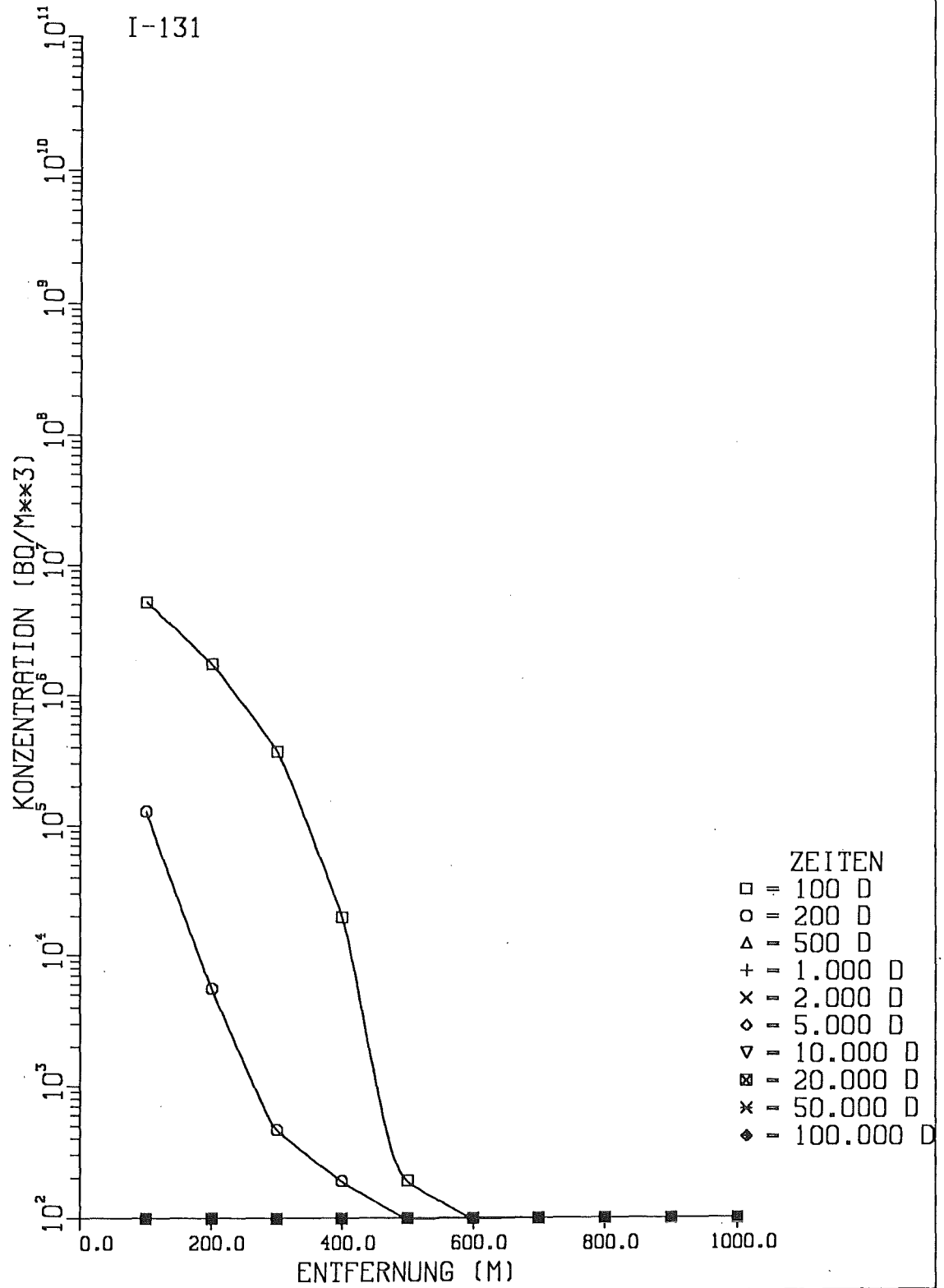


Abb. 6.7.a: Aktivitäts-Konzentration von I-131 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# GRUNDWASSER

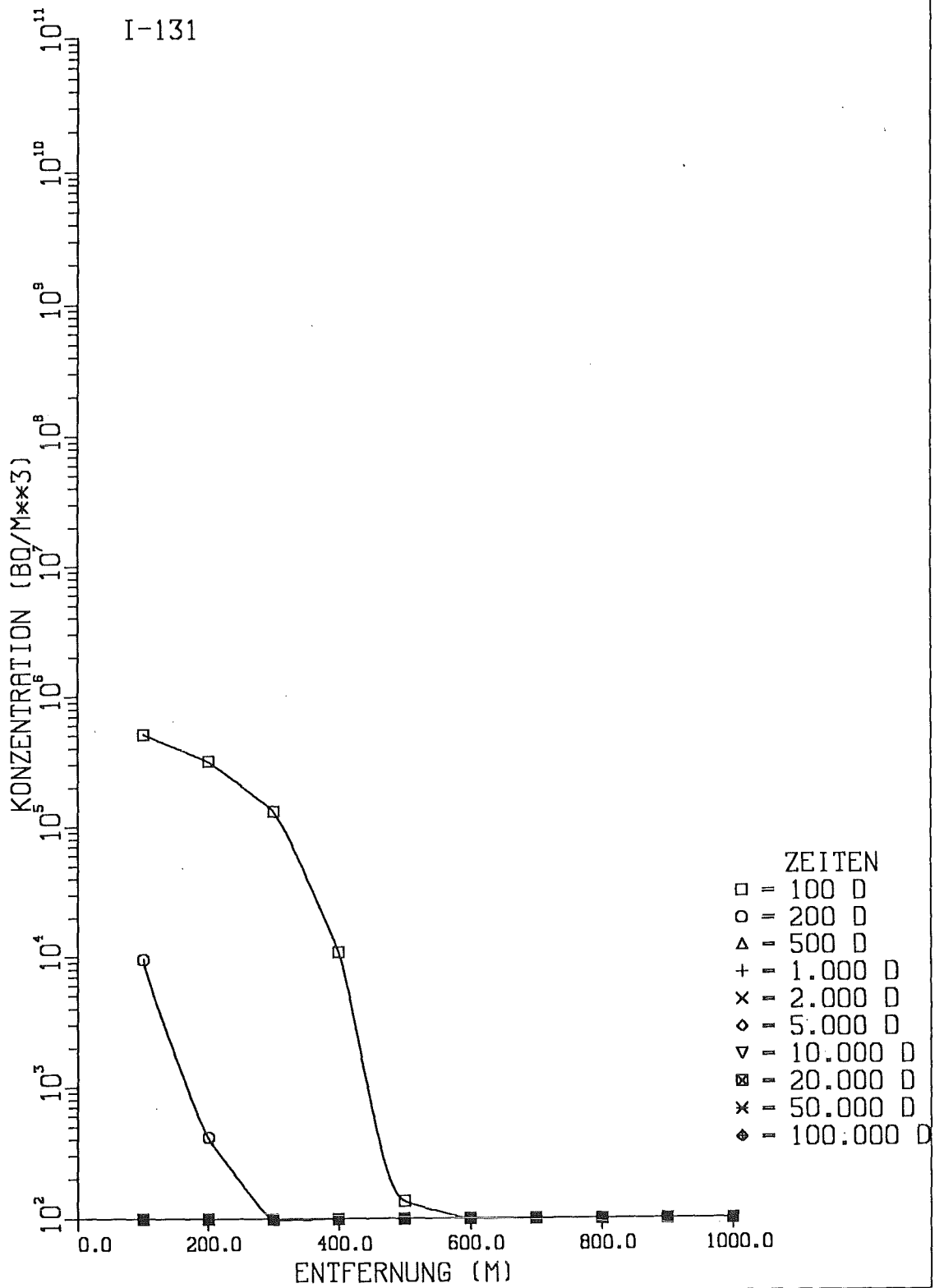


Abb. 6.7.b: Aktivitäts-Konzentration von I-131 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: keine

# GRUNDWASSER

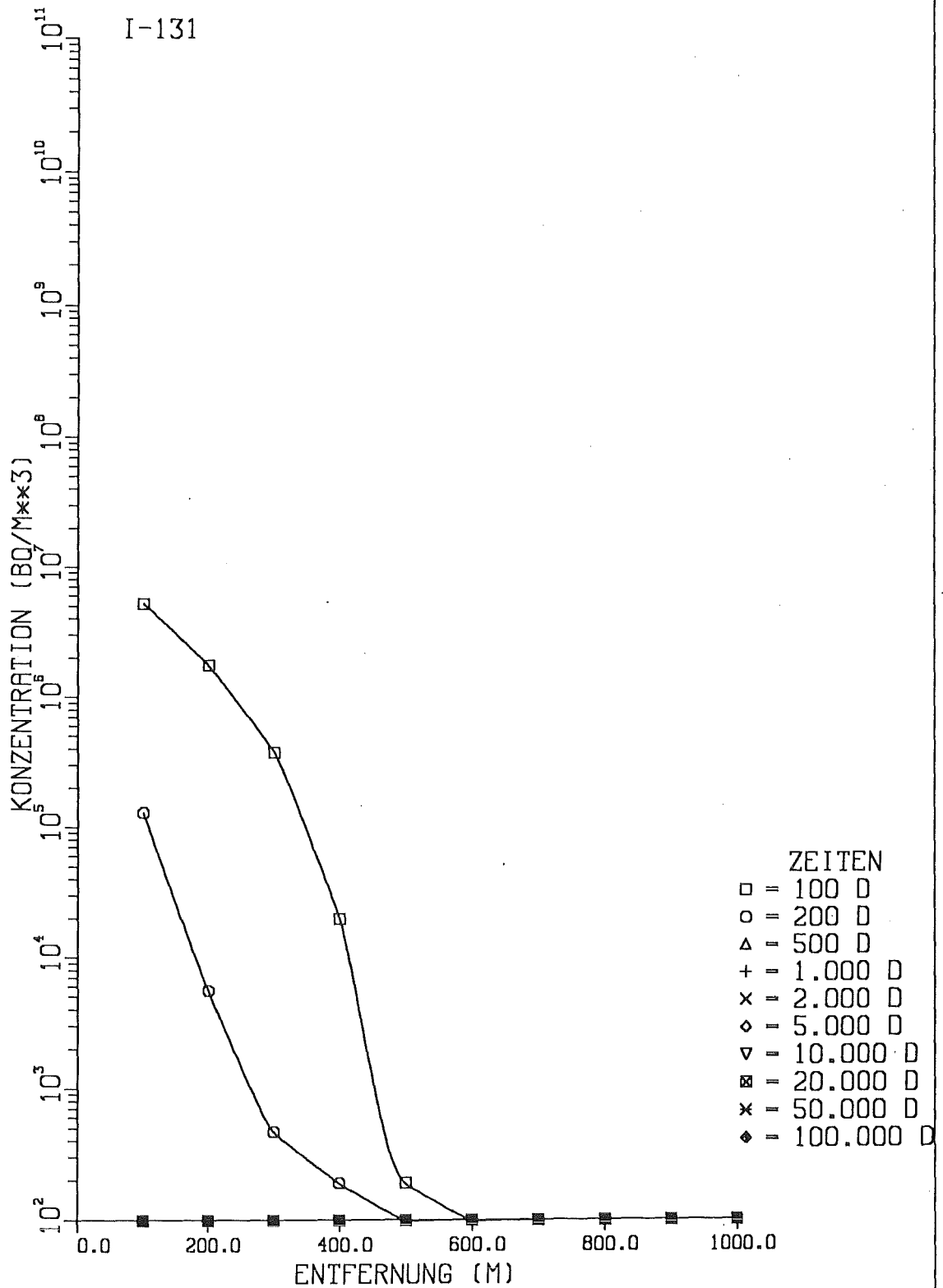


Abb. 6.7.c: Aktivitäts-Konzentration von I-131 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: nach 1000 d



# GRUNDWASSER

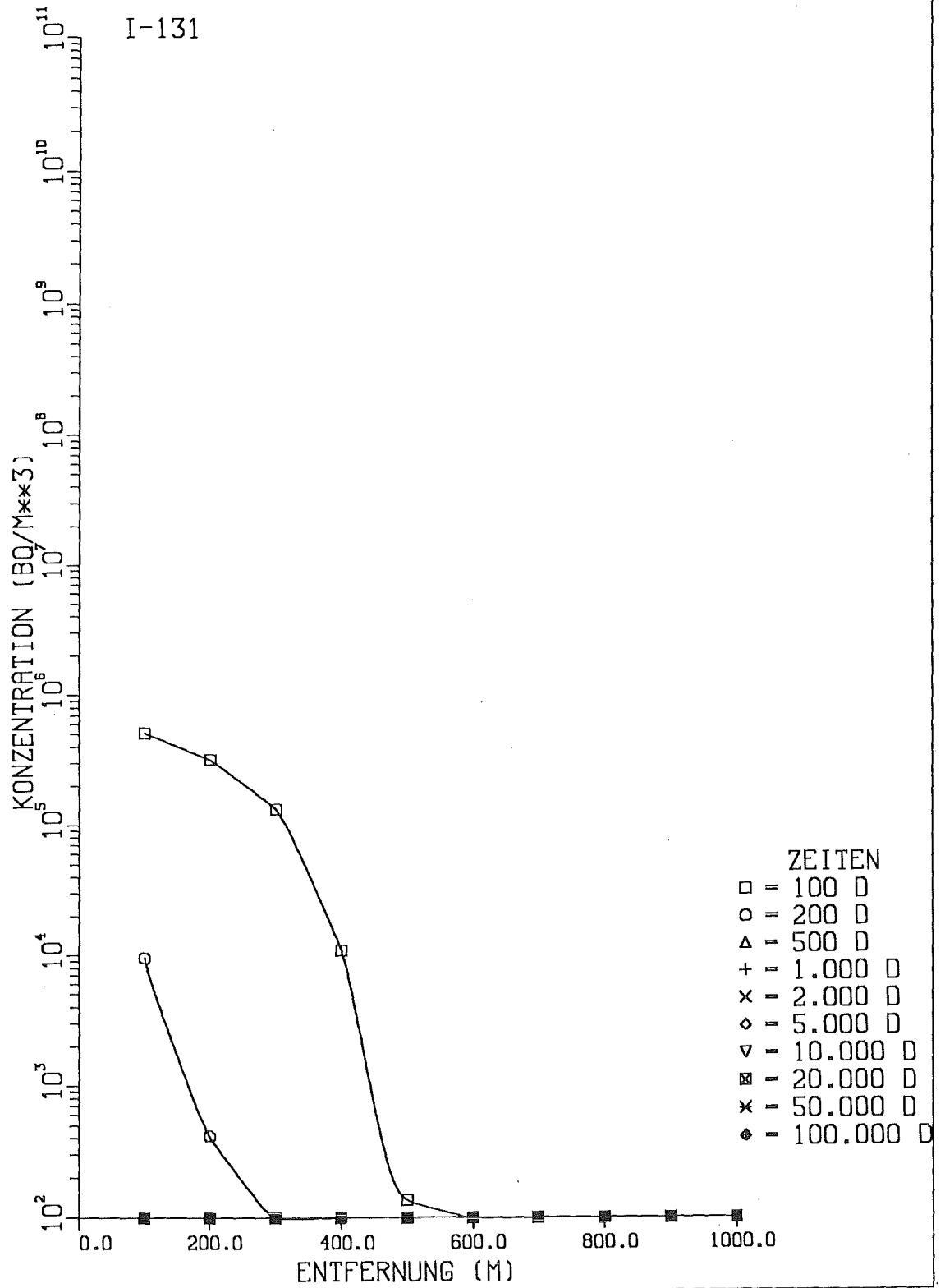


Abb. 6.7.d: Aktivitäts-Konzentration von I-131 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: nach 1000 d

# GRUNDWASSER

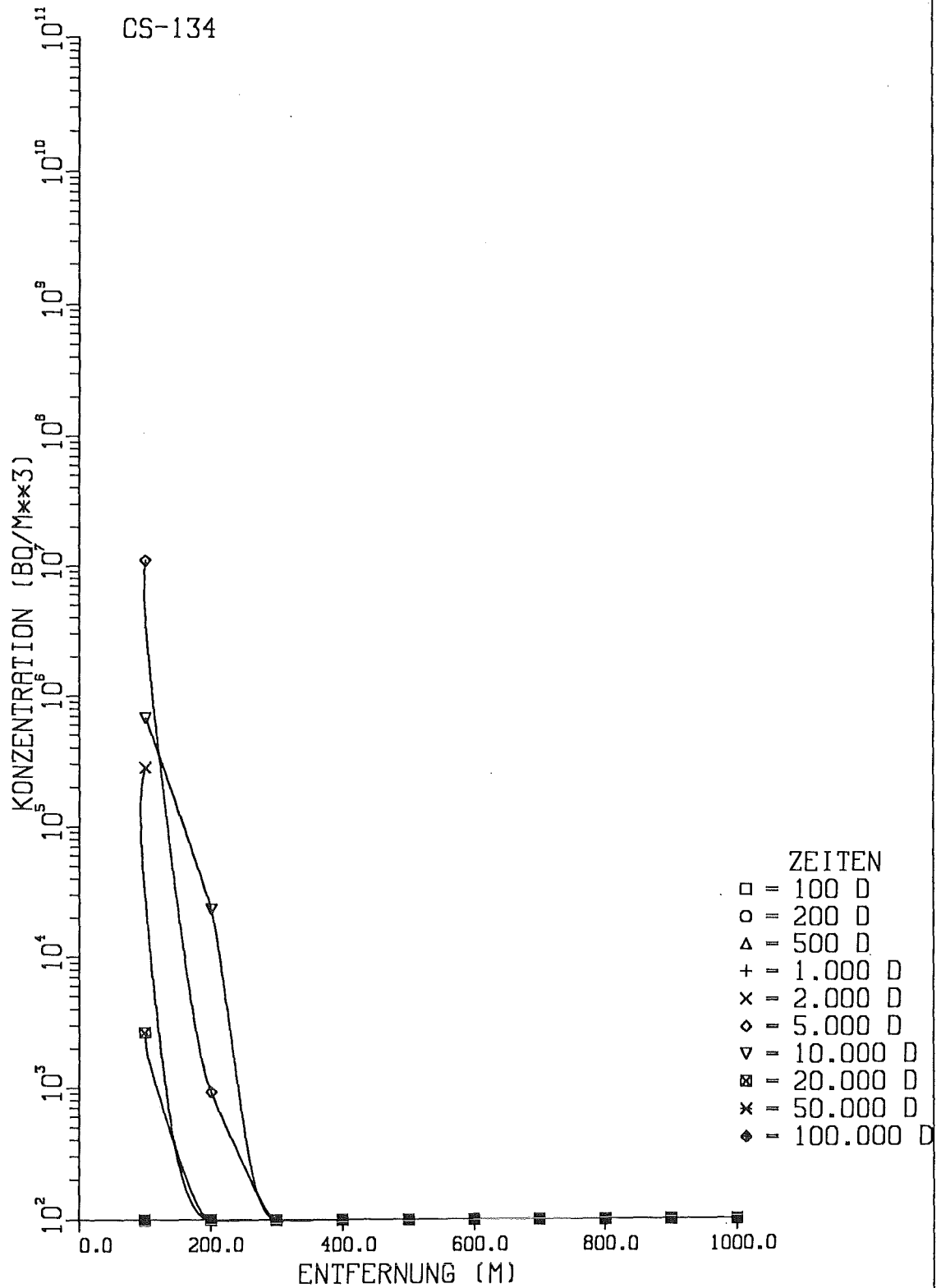


Abb. 6.8.a: Aktivitäts-Konzentration von CS-134 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# GRUNDWASSER

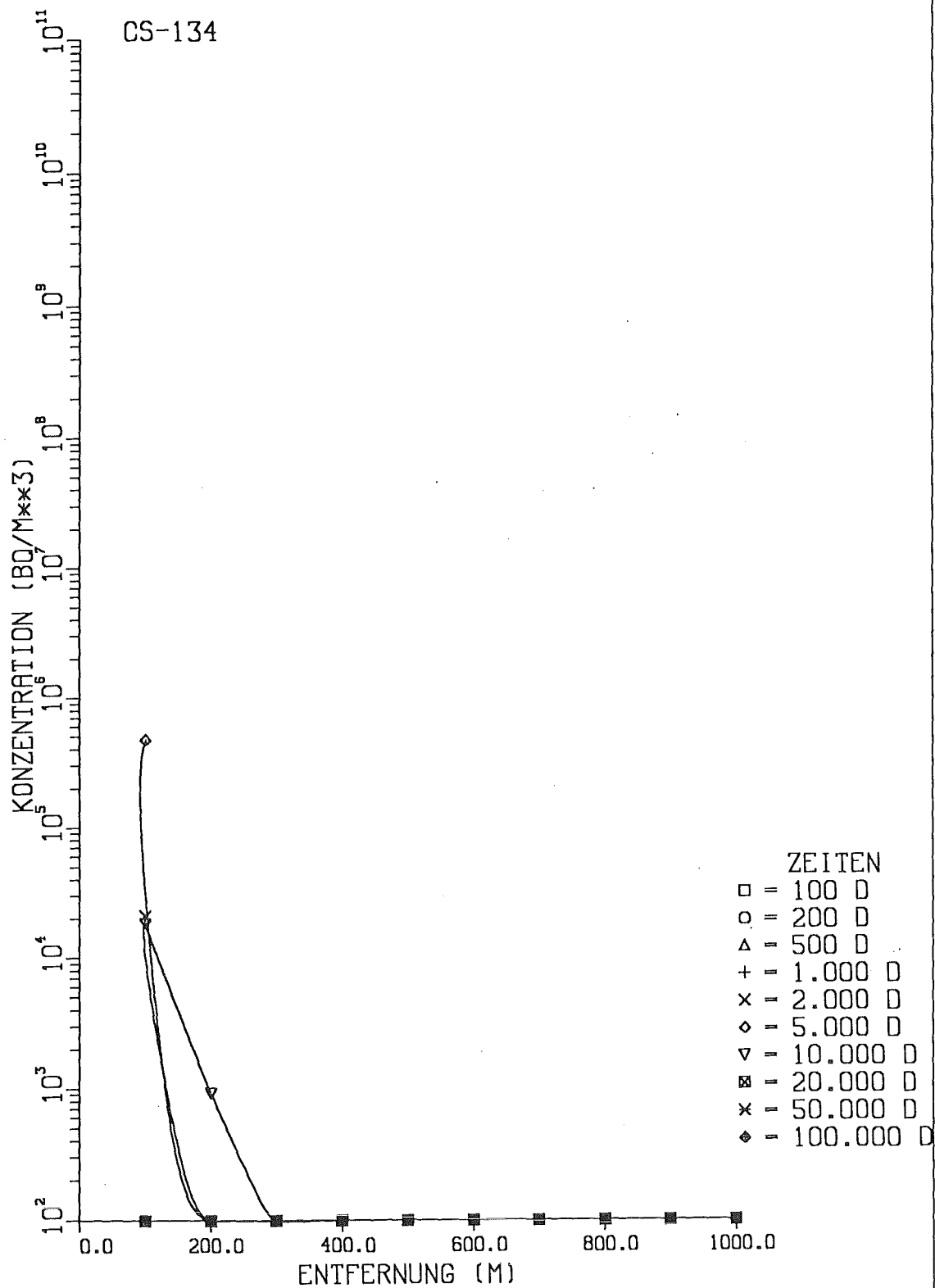


Abb. 6.8.b: Aktivitäts-Konzentration von CS-134 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: keine

# GRUNDWASSER

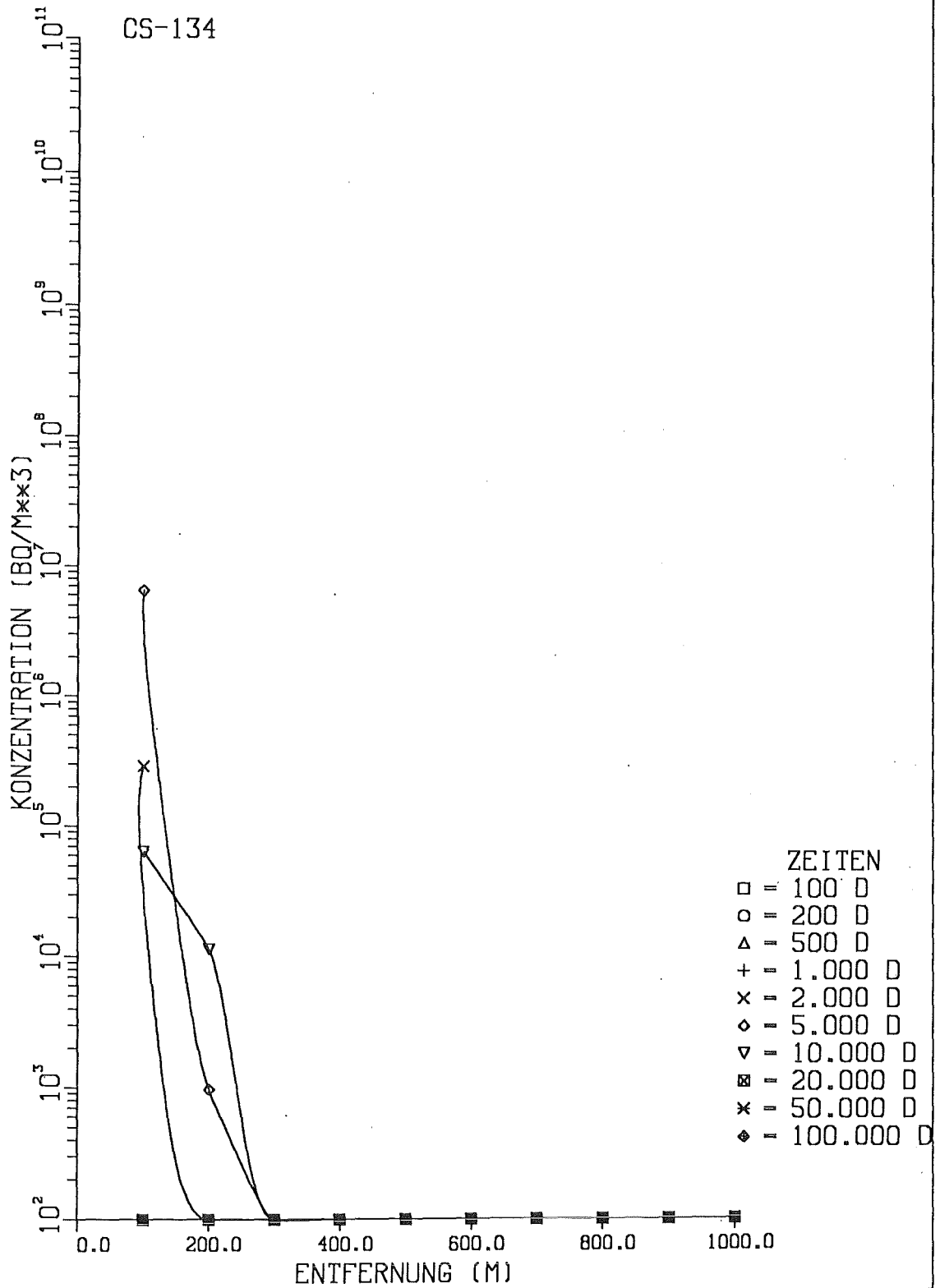


Abb. 6.8.c: Aktivitäts-Konzentration von CS-134 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: nach 1000 d

# GRUNDWASSER

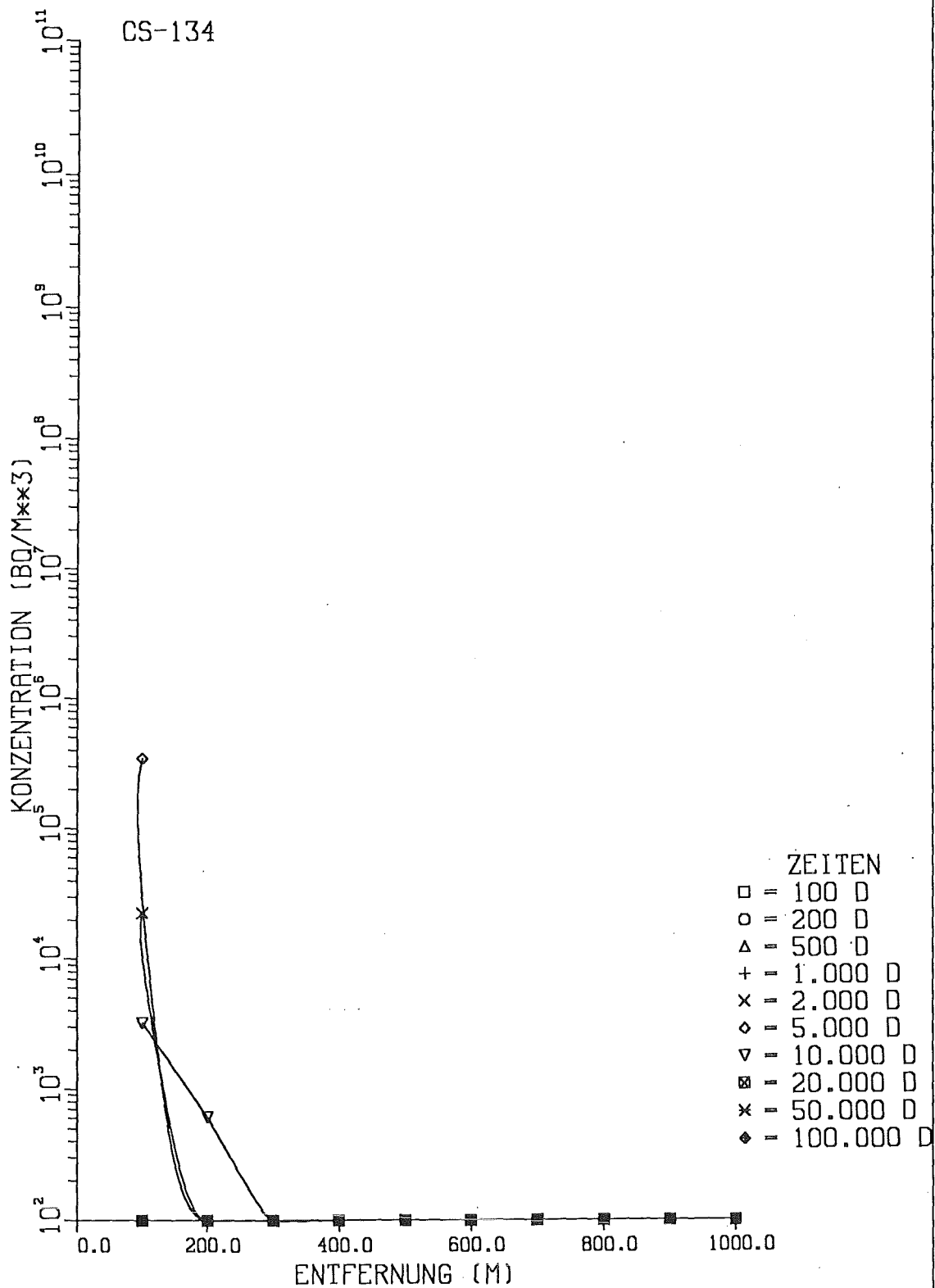


Abb. 6.8.d: Aktivitäts-Konzentration von CS-134 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: nach 1000 d

# GRUNDWASSER

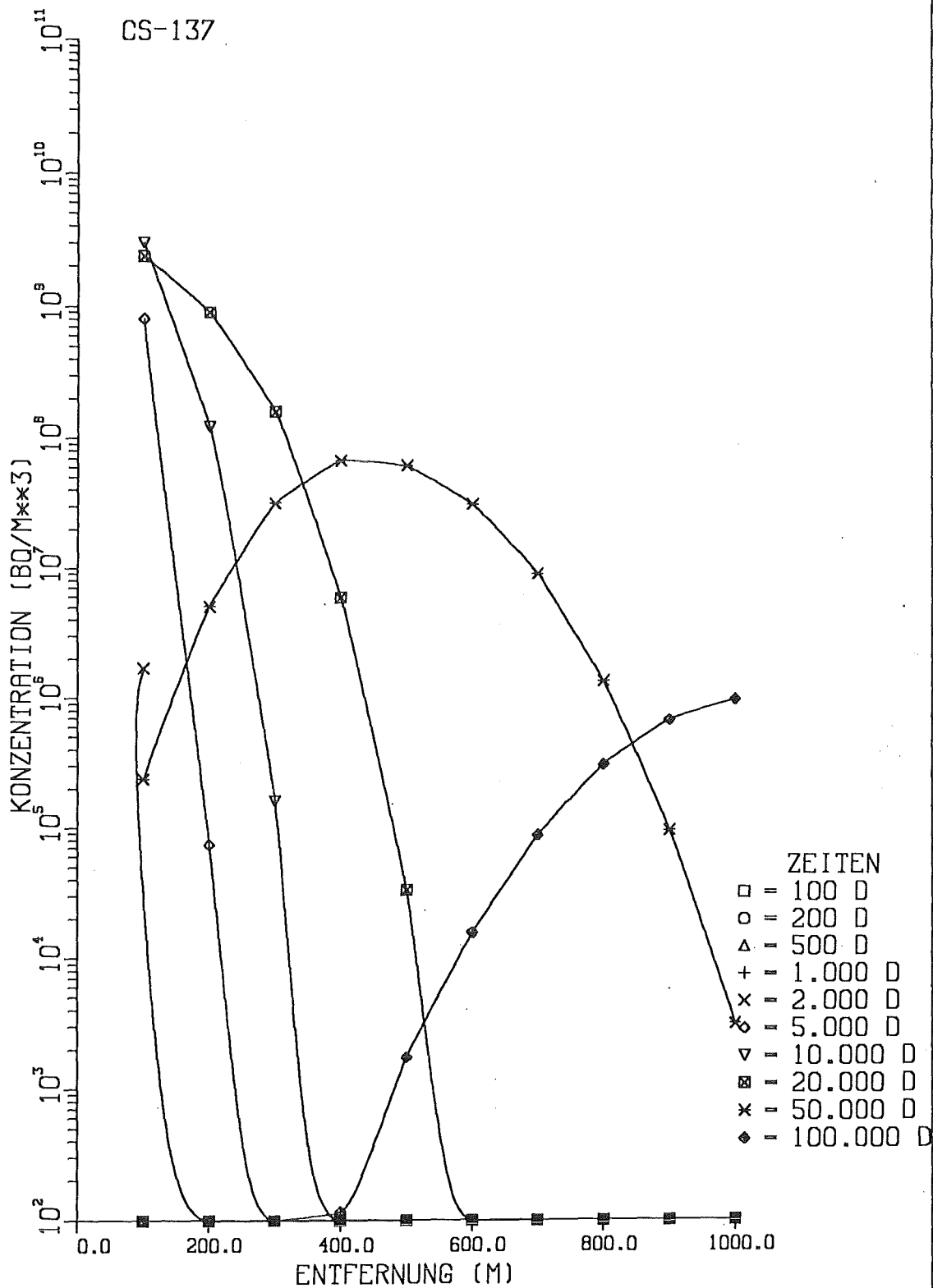


Abb. 6.9.a: Aktivitäts-Konzentration von CS-137 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# GRUNDWASSER

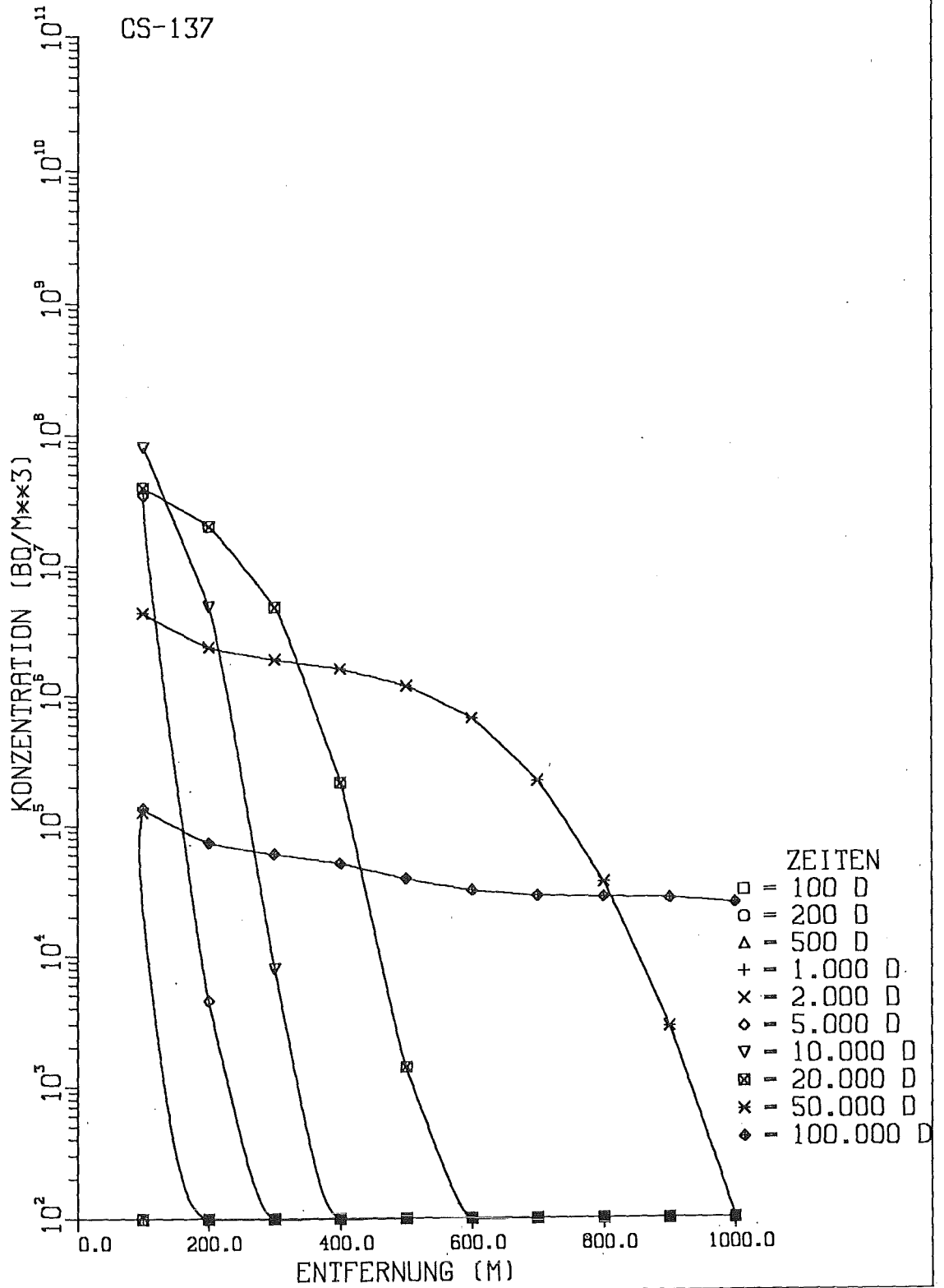


Abb. 6.9.b: Aktivitäts-Konzentration von CS-137 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: keine

# GRUNDWASSER

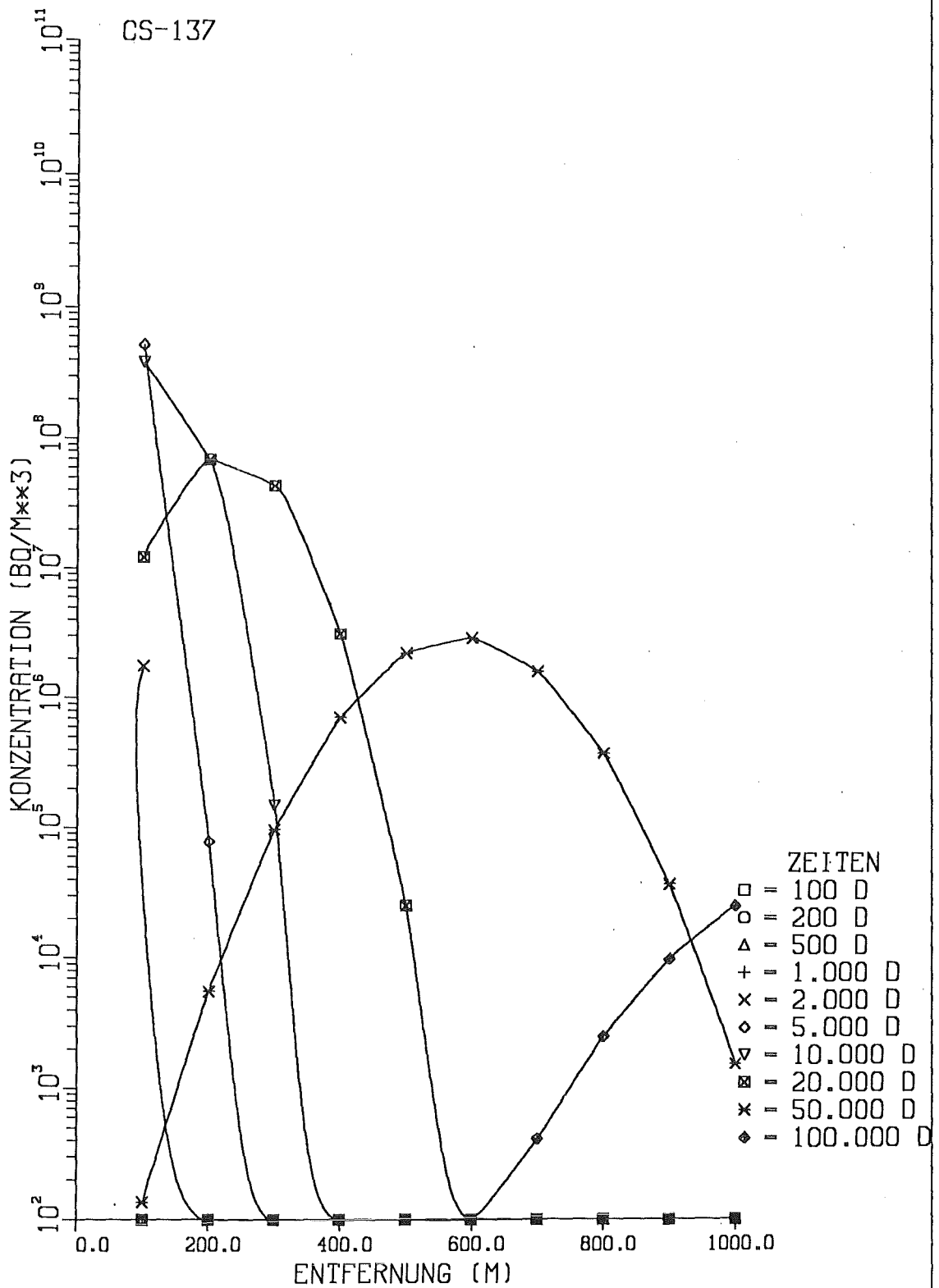


Abb. 6.9.c: Aktivitäts-Konzentration von CS-137 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: nach 1000 d



# GRUNDWASSER

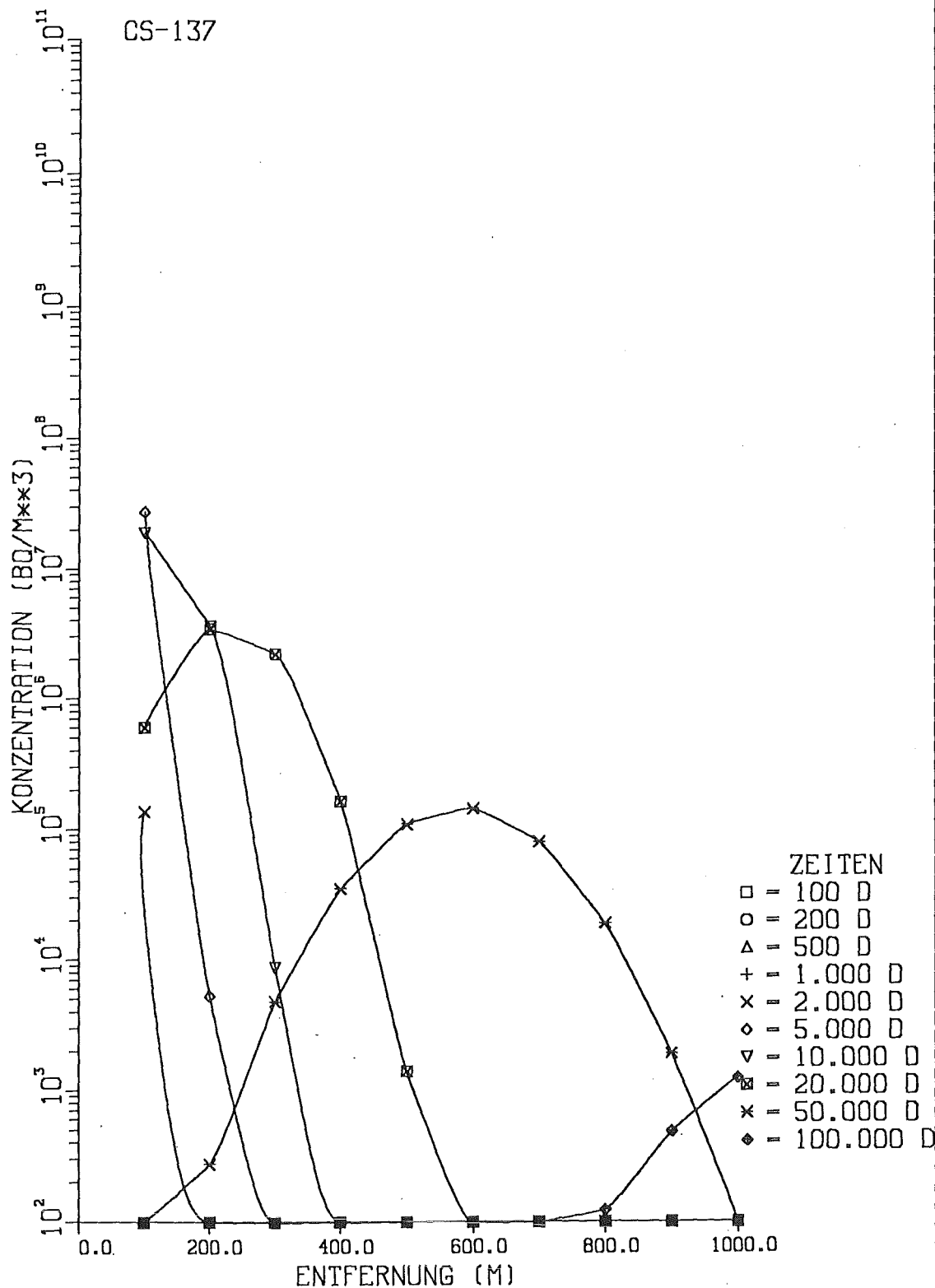


Abb. 6.9.d: Aktivitäts-Konzentration von CS-137 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: nach 1000 d

# GRUNDWASSER

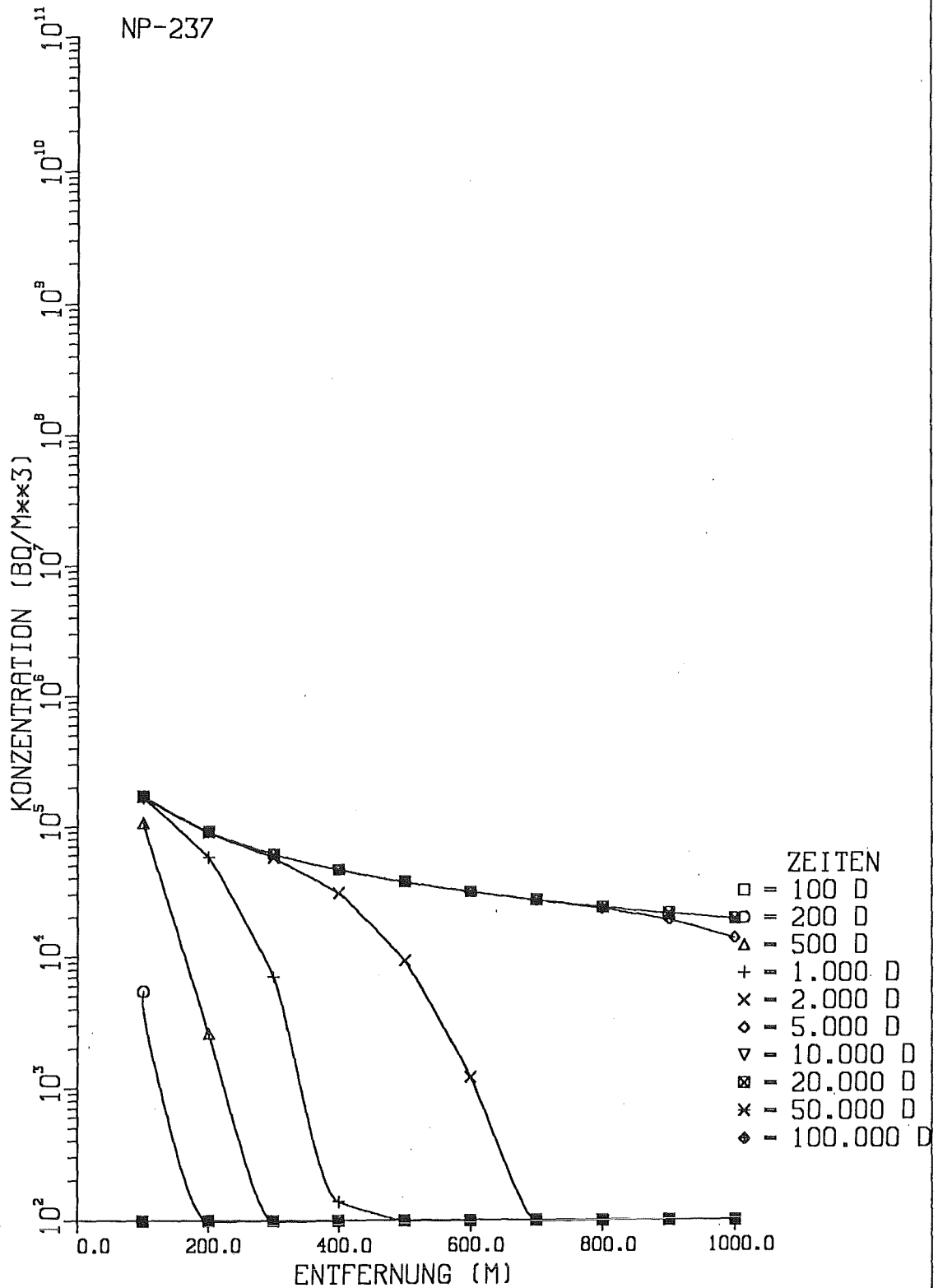


Abb.6.10.a: Aktivitäts-Konzentration von NP-237 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# GRUNDWASSER

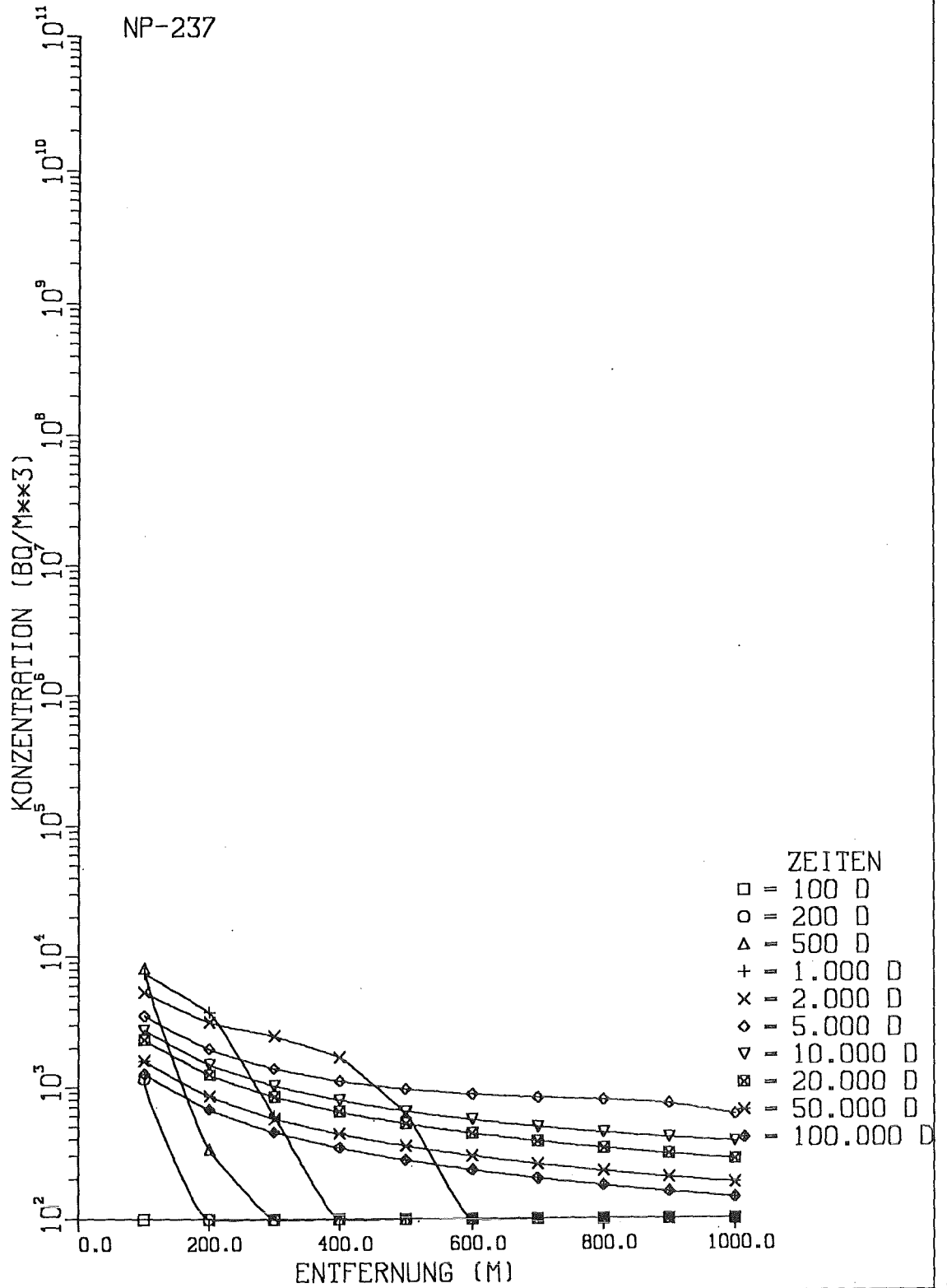


Abb.6.10.b: Aktivitäts-Konzentration von NP-237 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen  
 Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: keine

# GRUNDWASSER

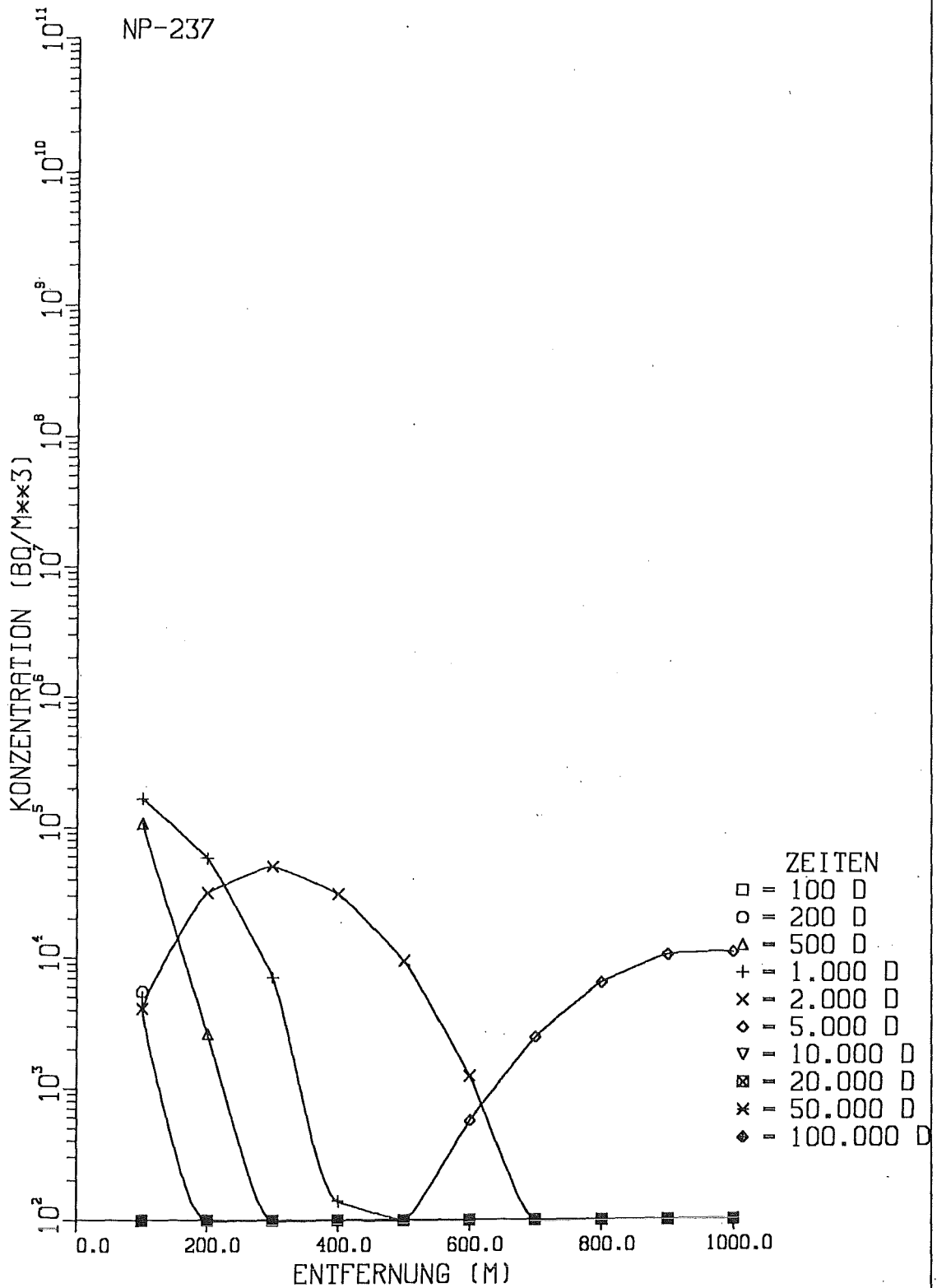


Abb.6.10.c: Aktivitäts-Konzentration von NP-237 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung; zeitlich konstant; Maßnahmen: nach 1000 d

# GRUNDWASSER

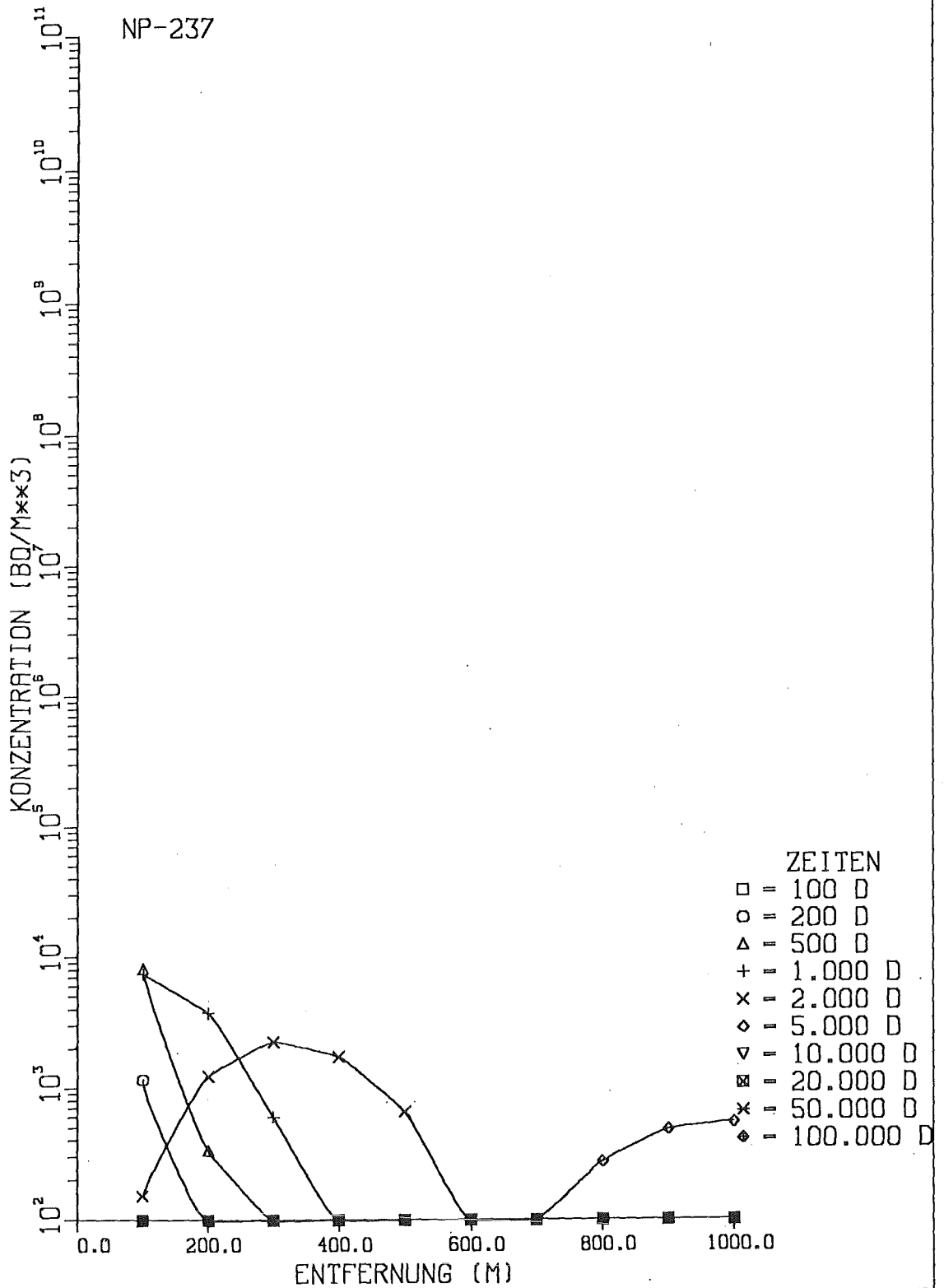


Abb.6.10.d: Aktivitäts-Konzentration von NP-237 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: nach 1000 d

# GRUNDWASSER

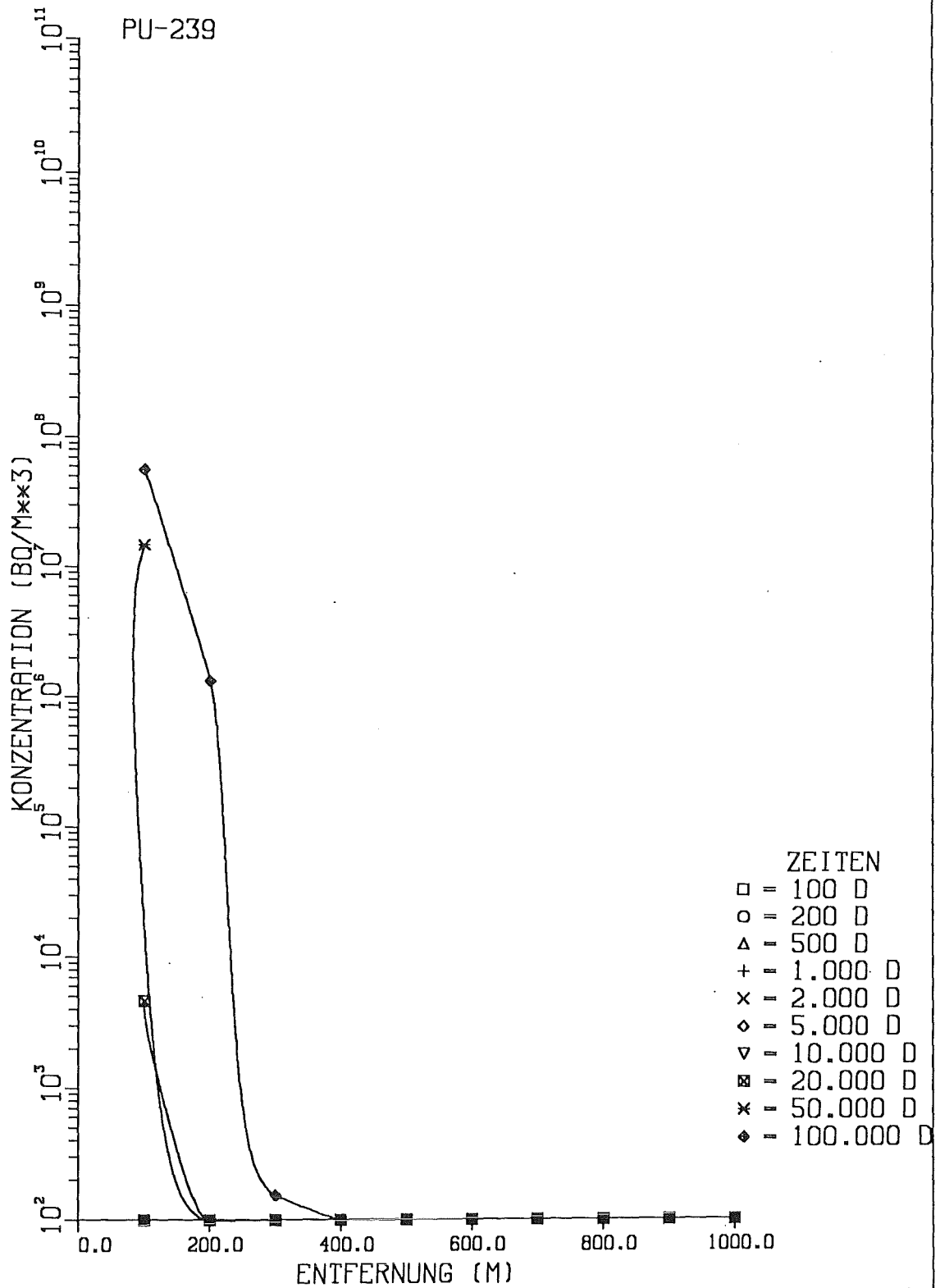


Abb.6.11.a: Aktivitäts-Konzentration von PU-239 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# GRUNDWASSER

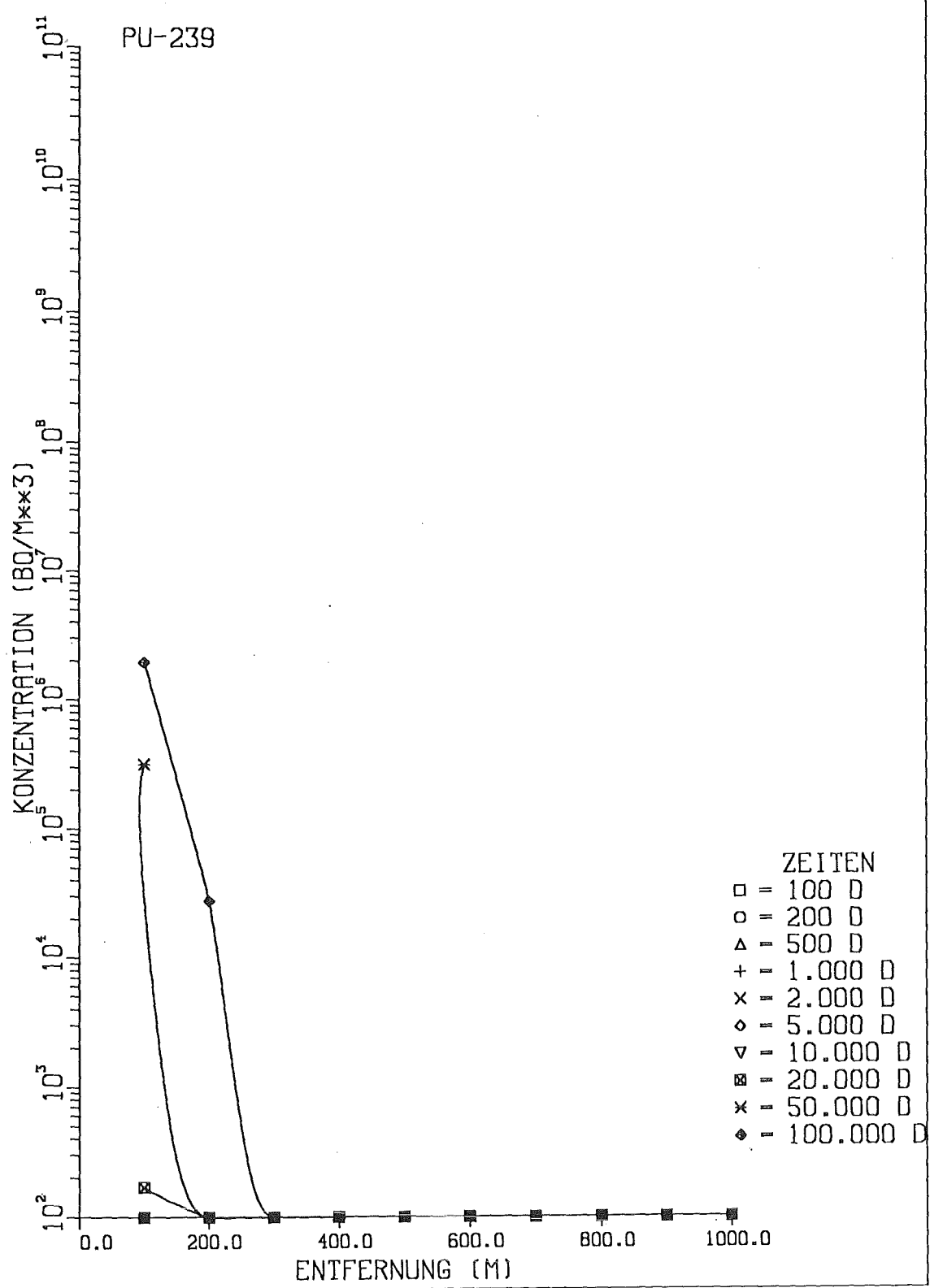


Abb.6.11.b: Aktivitäts-Konzentration von PU-239 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: keine

# GRUNDWASSER

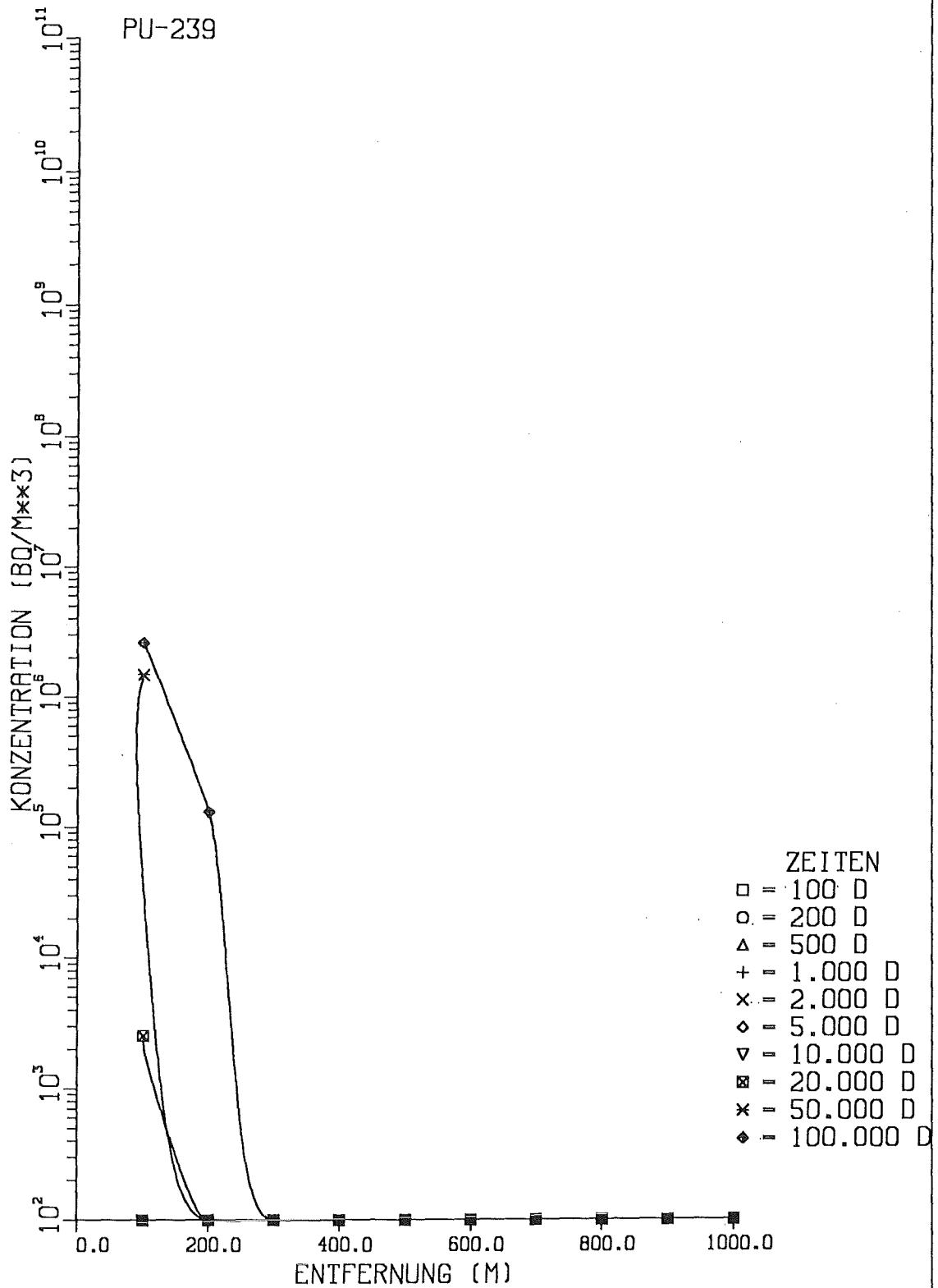


Abb.6.11.c: Aktivitäts-Konzentration von PU-239 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: nach 1000 d



# GRUNDWASSER

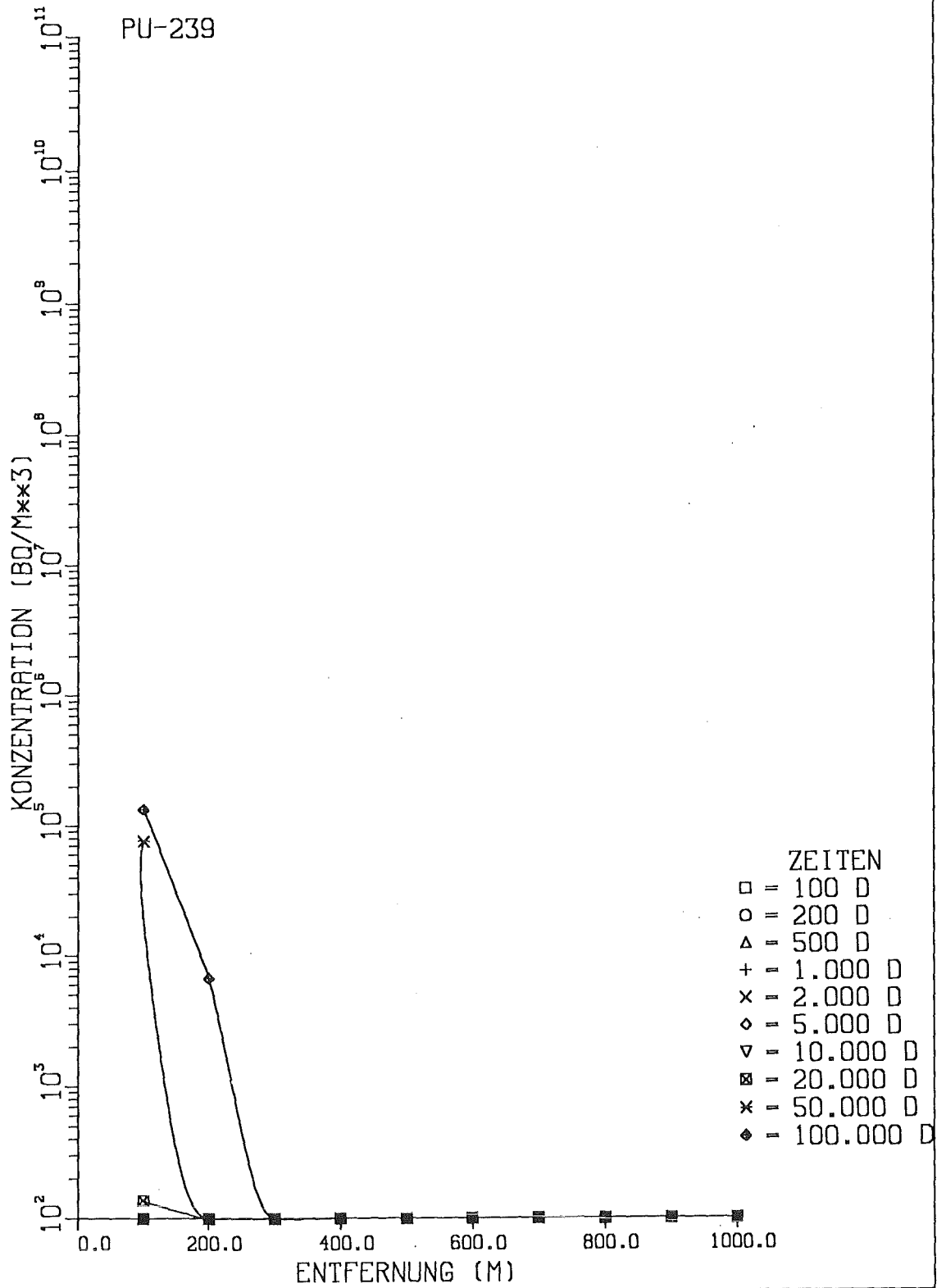


Abb.6.11.d: Aktivitäts-Konzentration von PU-239 in Brunnenwasser in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: nach 1000 d

# FLUSSWASSER

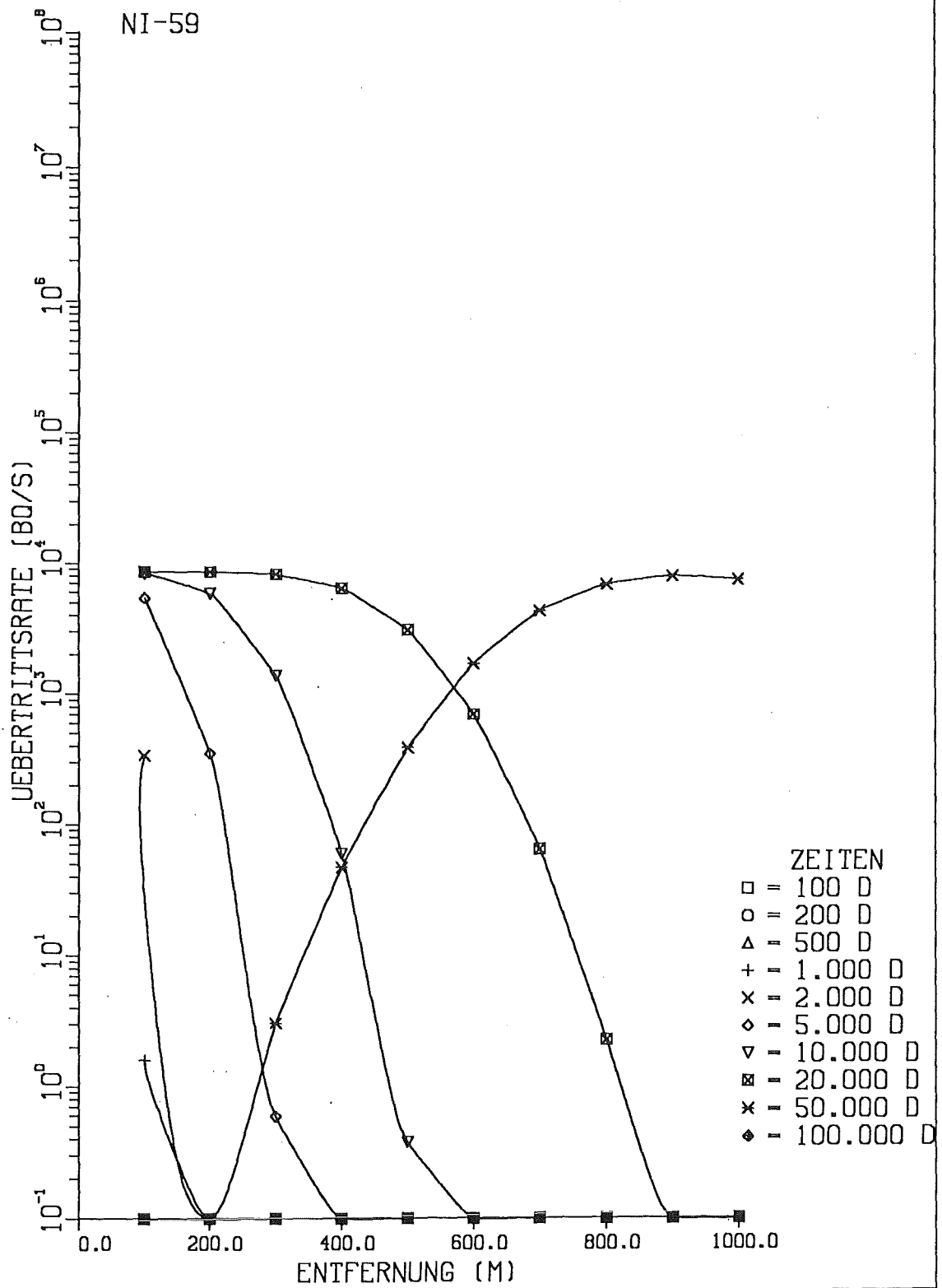


Abb.7.1.a: Aktivitäts- Übertrittsrate von Ni-59 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß- Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# FLUSSWASSER

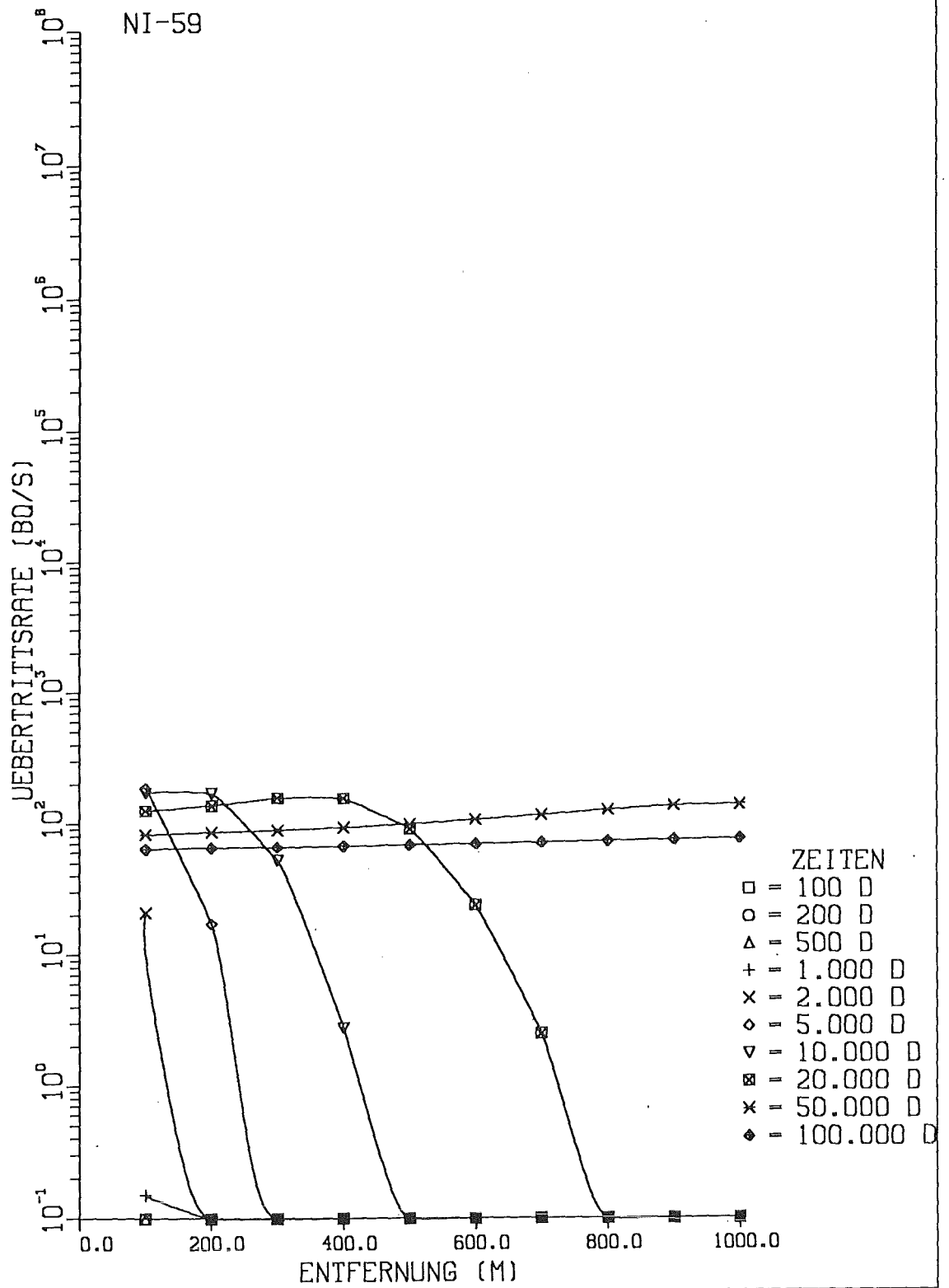


Abb.7.1.b: Aktivitäts- Übertrittsrate von Ni-59 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß- Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: keine

# FLUSSWASSER

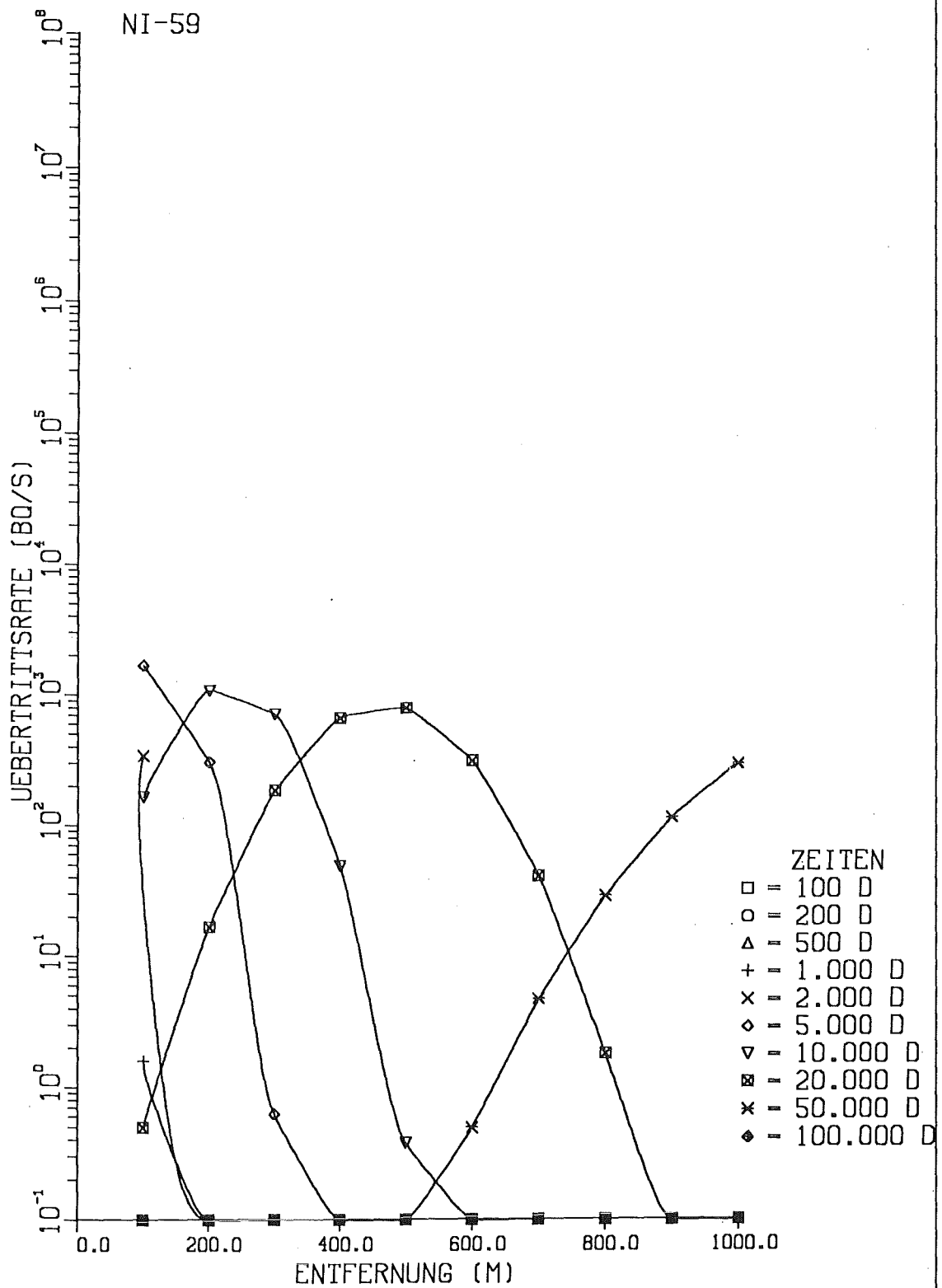


Abb.7.1.c: Aktivitäts- Übertrittsrate von Ni-59 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß- Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: nach 1000 d

# FLUSSWASSER

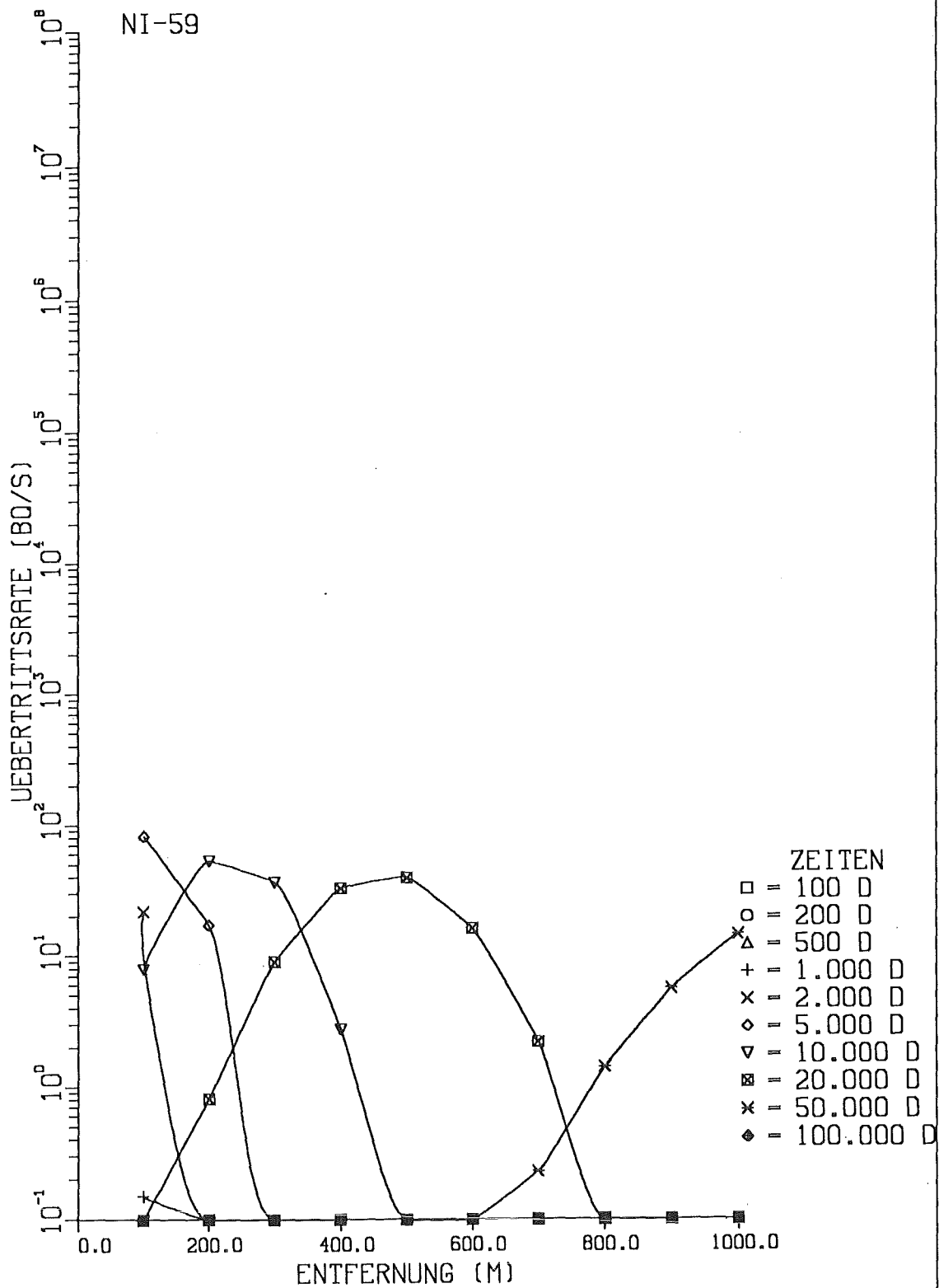


Abb.7.1.d: Aktivitäts- Übertrittsrate von Ni-59 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß- Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: nach 1000 d

# FLUSSWASSER

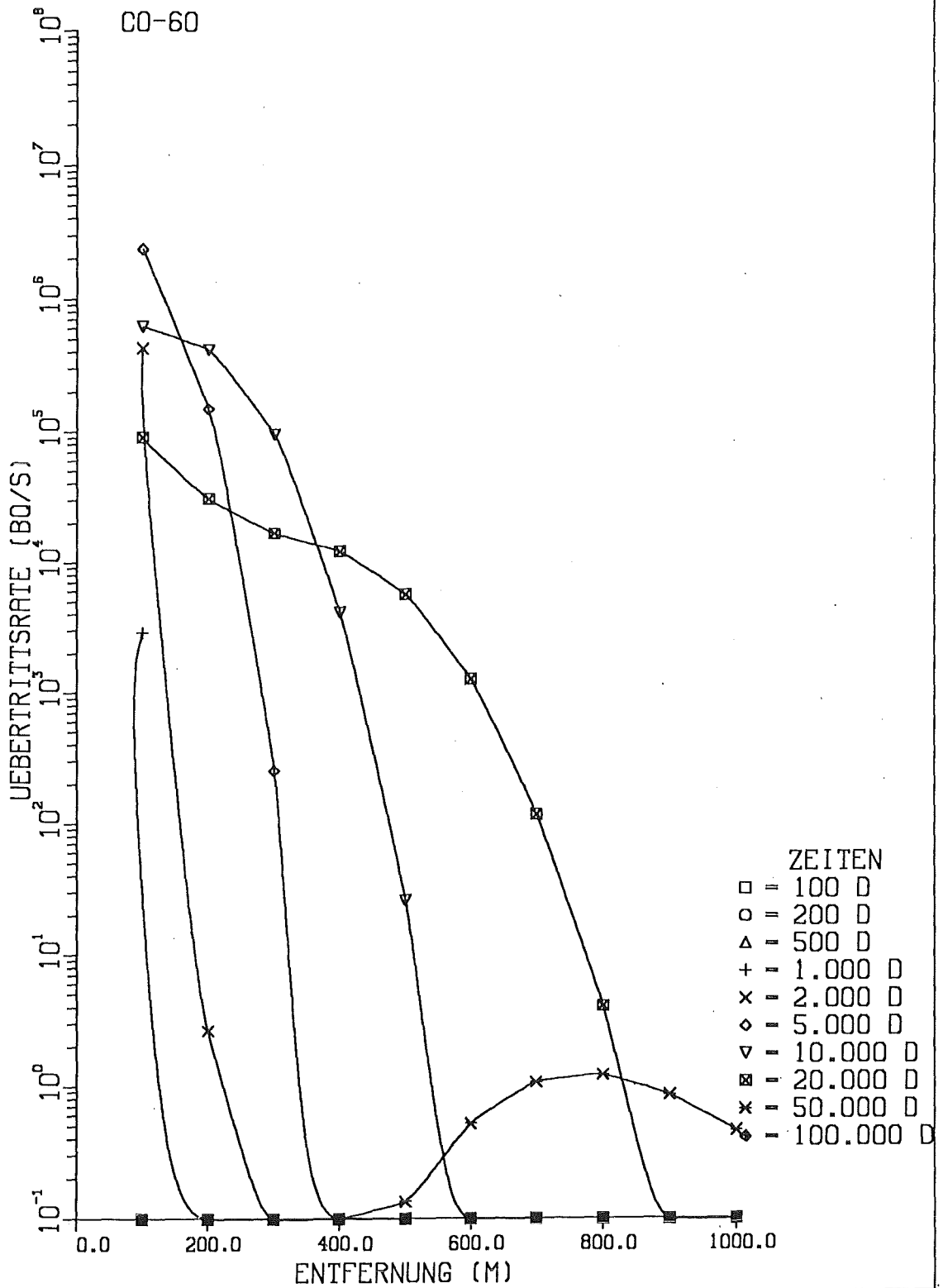


Abb. 7.2.a: Aktivitäts-Übertrittsrate von CO-60 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# FLUSSWASSER

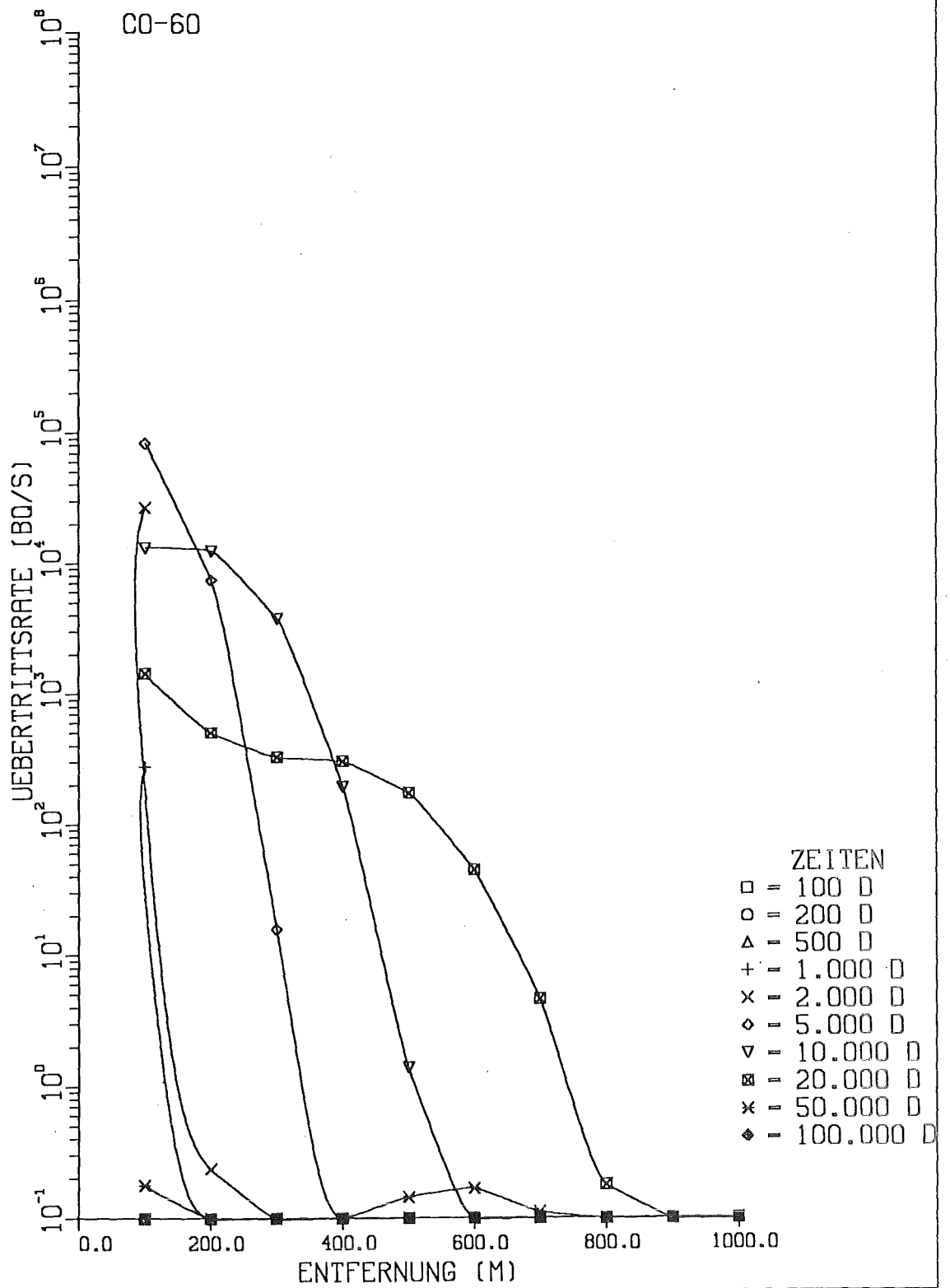


Abb. 7.2.b: Aktivitäts-Übertrittsrates von CO-60 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: keine

# FLUSSWASSER

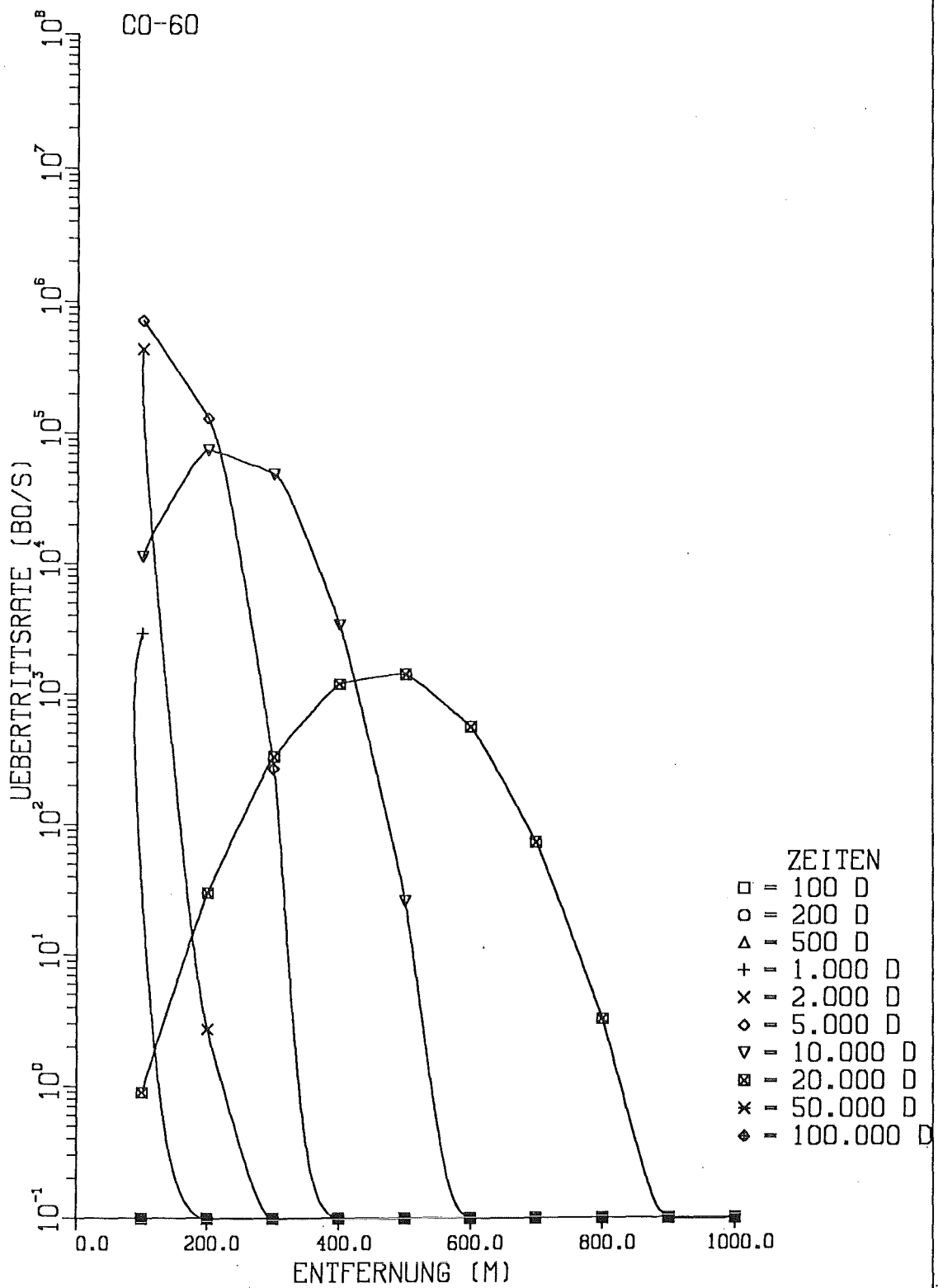


Abb. 7.2.c: Aktivitäts-Übertrittsrates von CO-60 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: nach 1000 d



# FLUSSWASSER

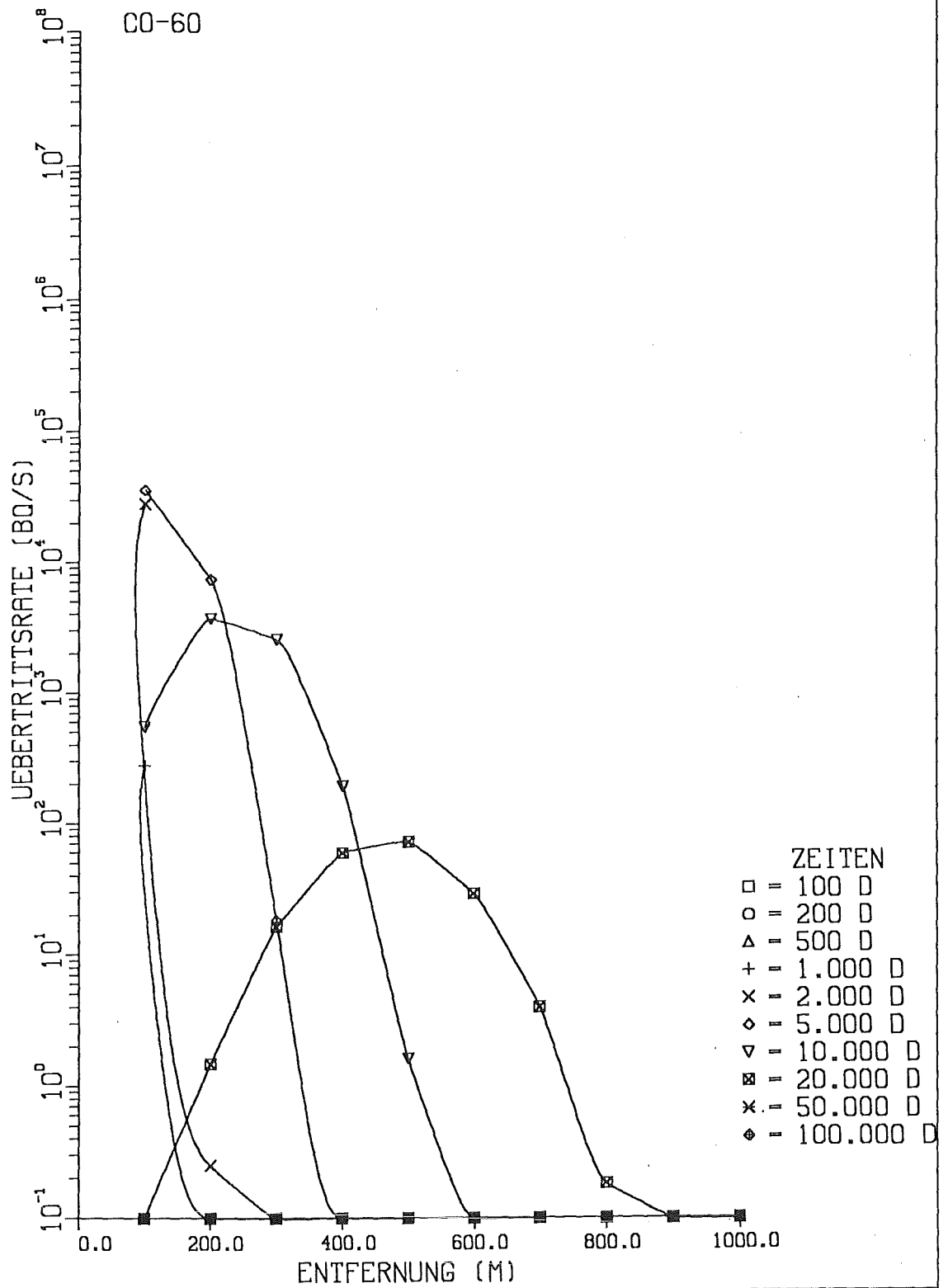


Abb. 7.2.d: Aktivitäts-Übertrittsrates von CO-60 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: nach 1000 d

# FLUSSWASSER

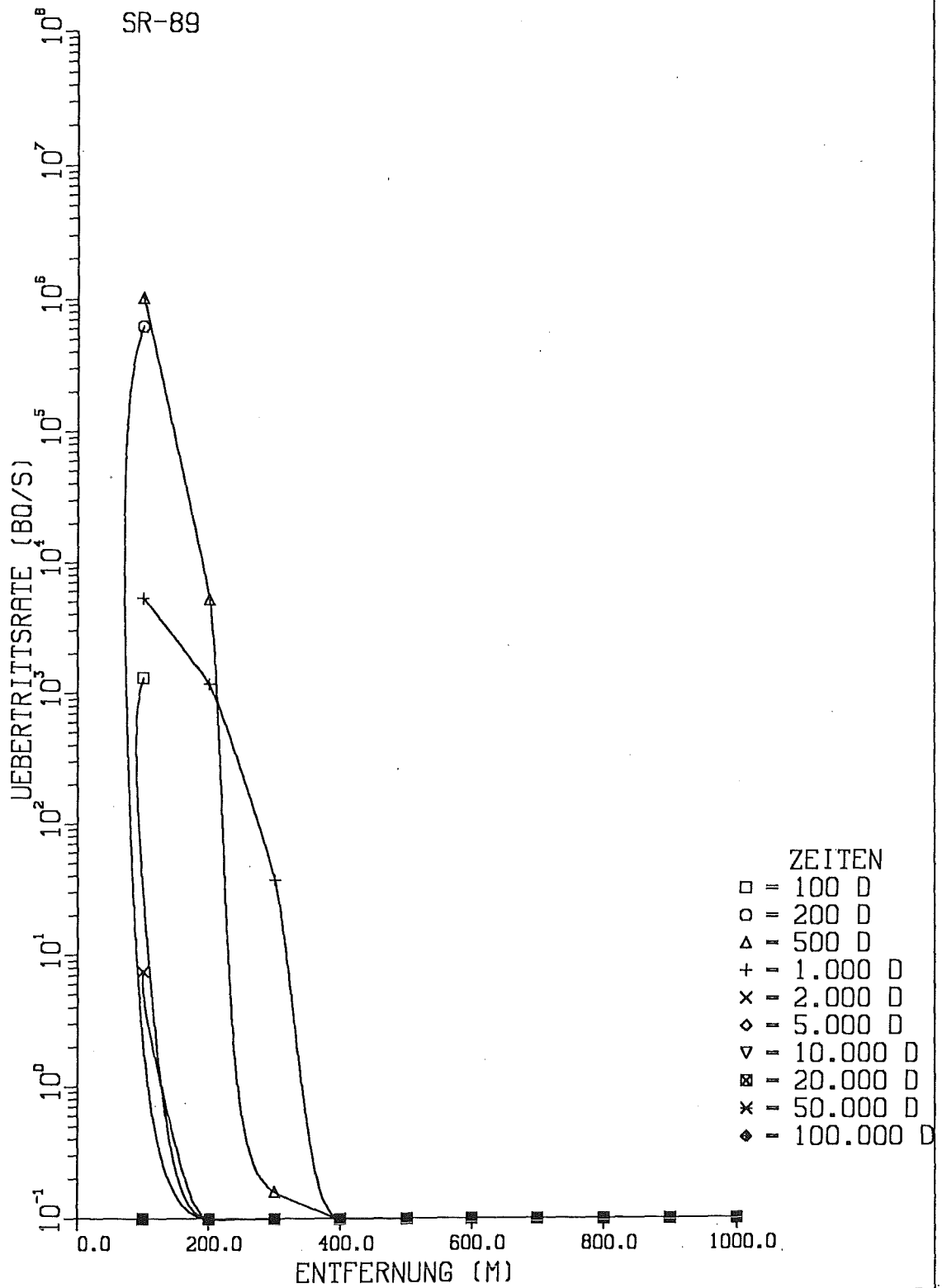


Abb. 7.3.a: Aktivitäts-Übertrittsrate von SR-89 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# FLUSSWASSER

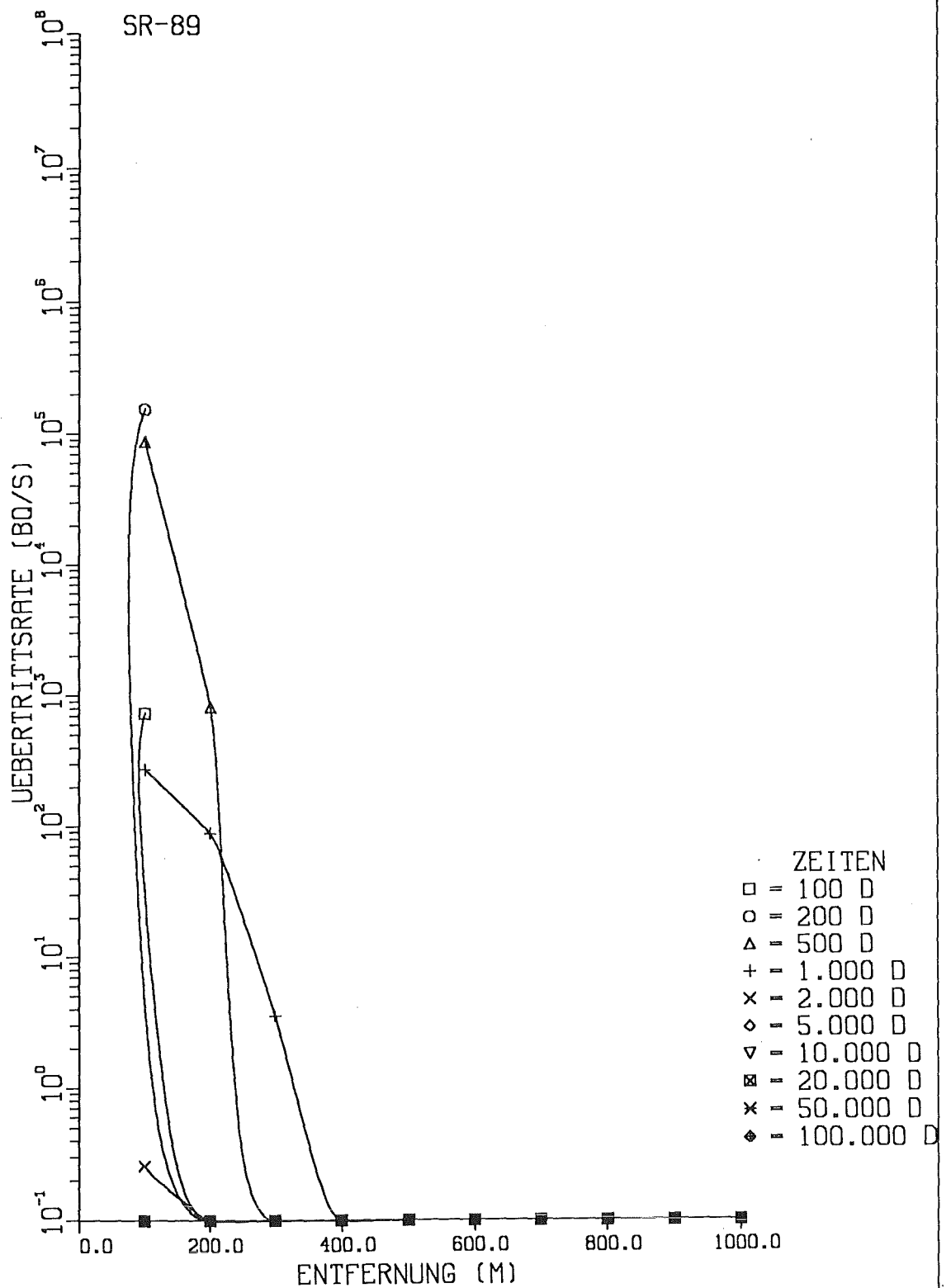


Abb. 7.3.b: Aktivitäts-Übertrittsrate von SR-89 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: keine

# FLUSSWASSER

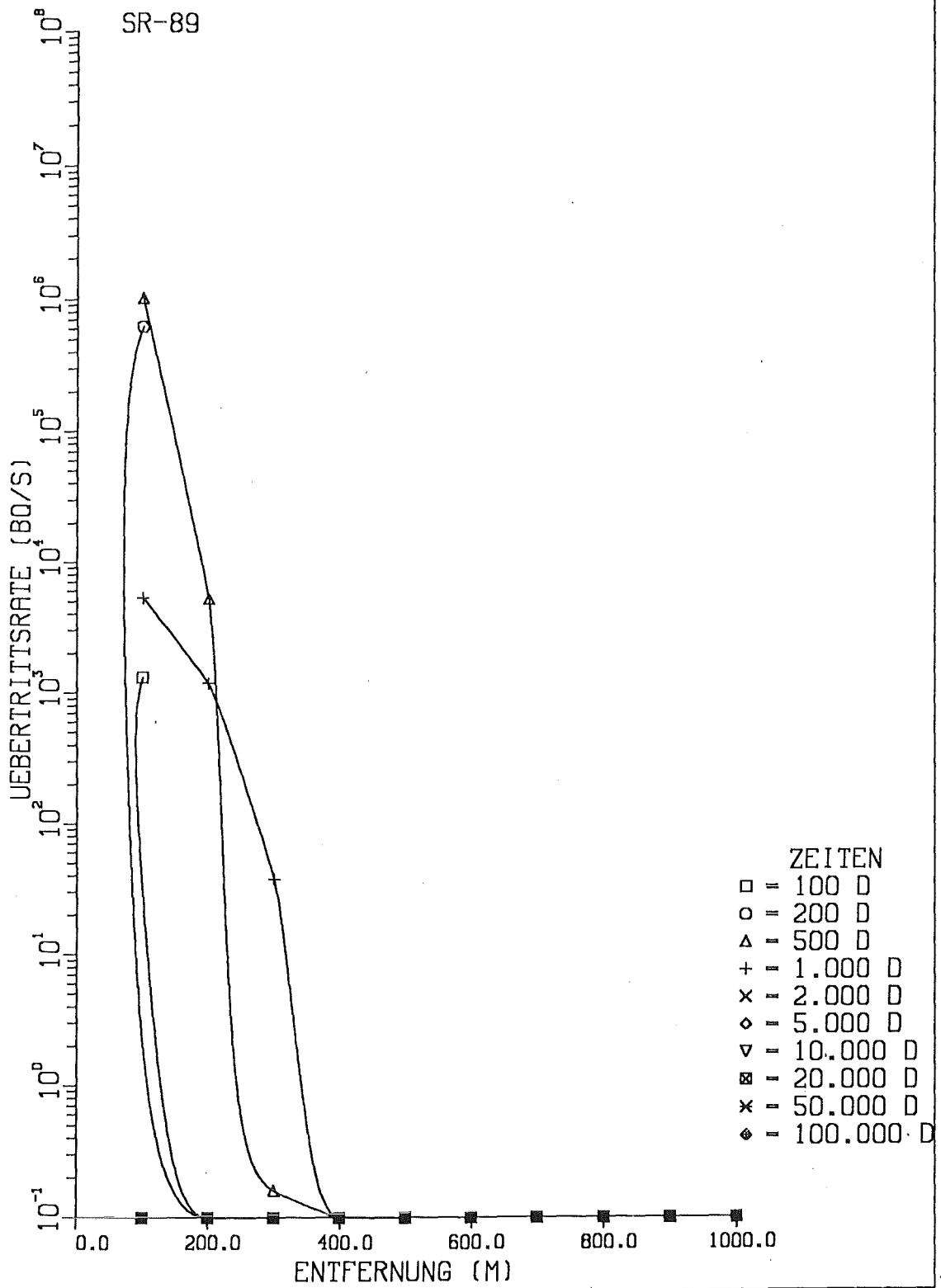


Abb. 7.3.c: Aktivitäts-Übertrittsrate von SR-89 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: nach 1000 d

# FLUSSWASSER

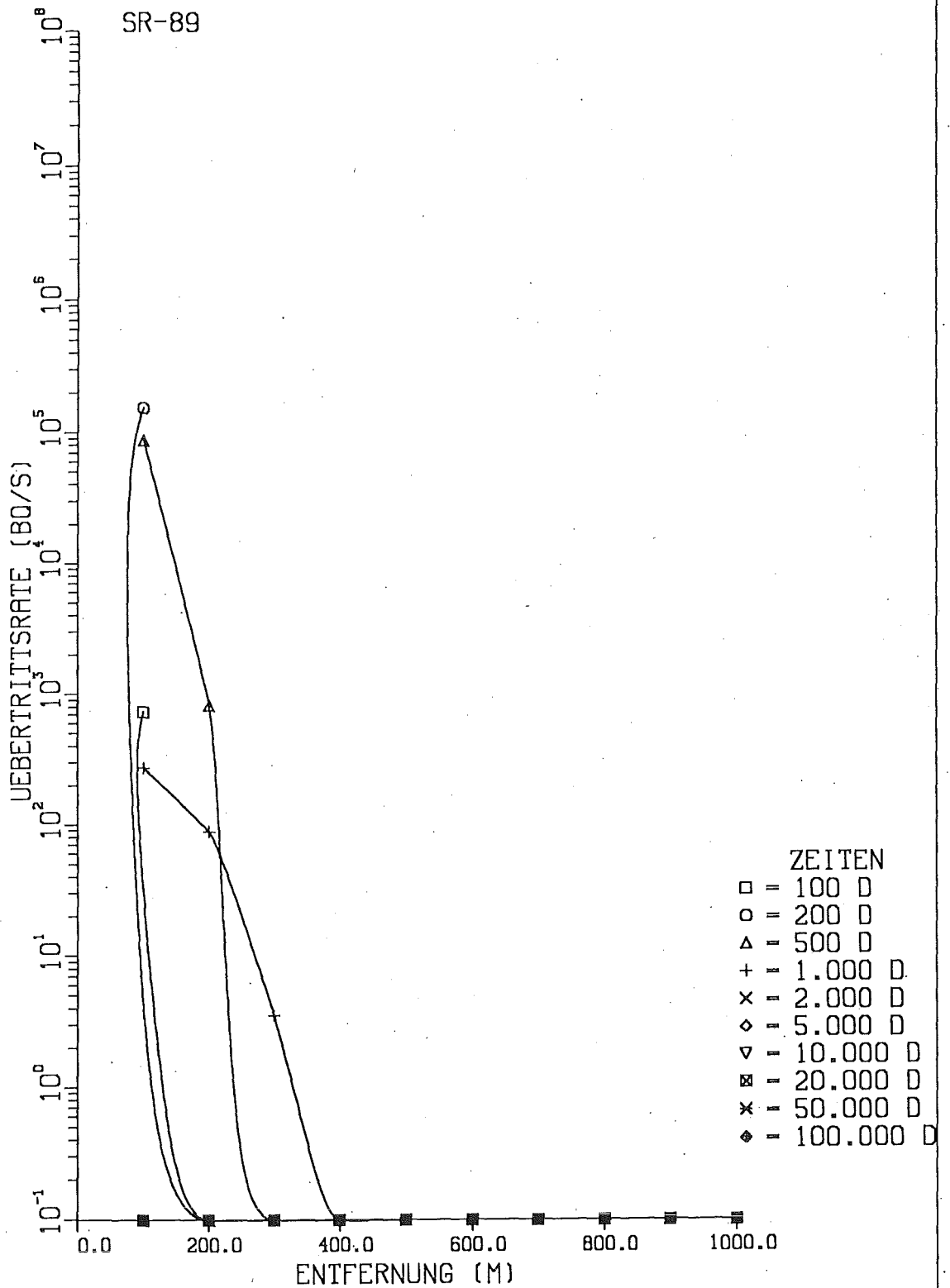


Abb. 7.3.d: Aktivitäts-Übertrittsrates von SR-89 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: nach 1000 d

# FLUSSWASSER

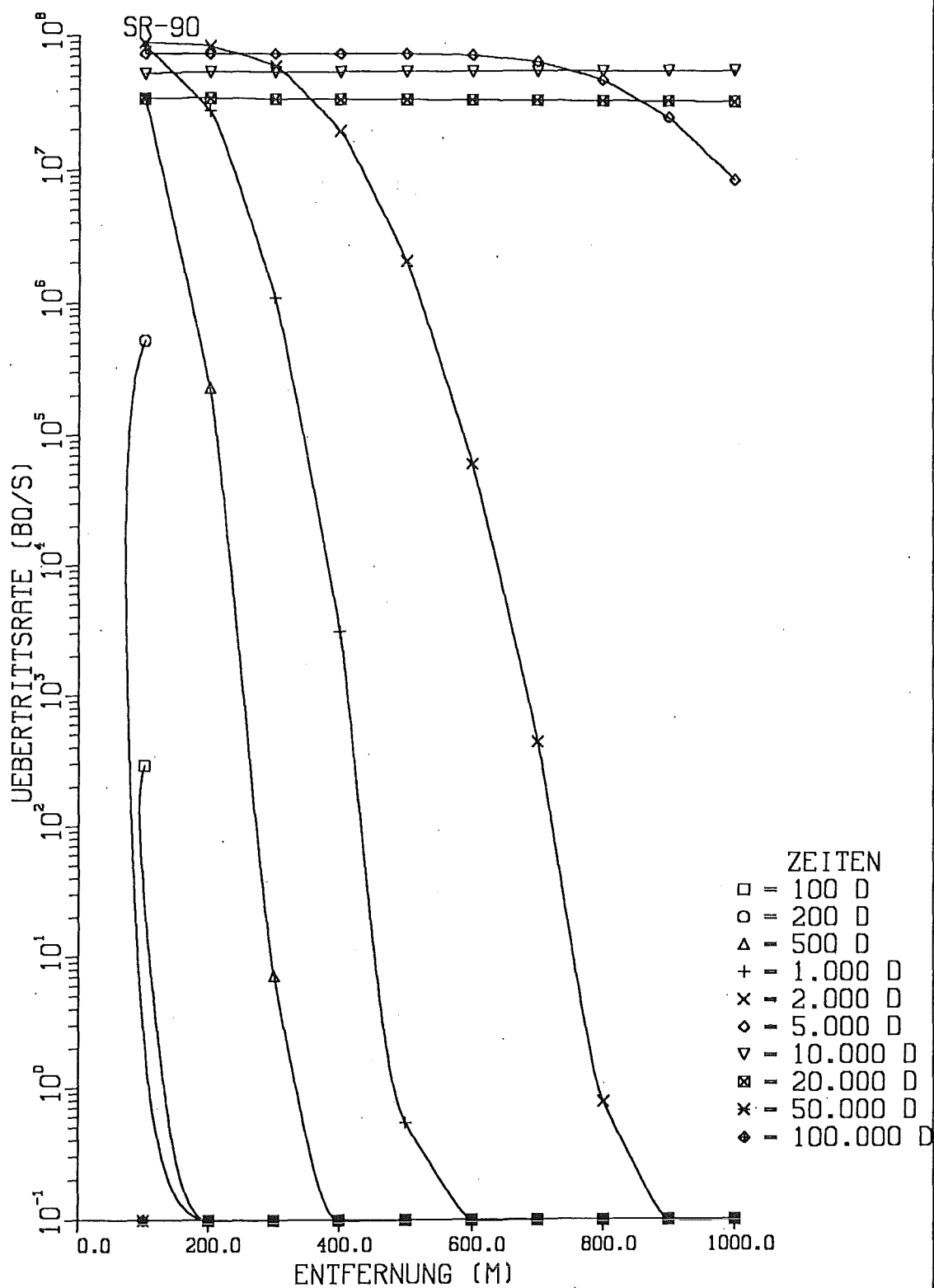


Abb. 7.4.a: Aktivitäts-Übertrittsrate von SR-90 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# FLUSSWASSER

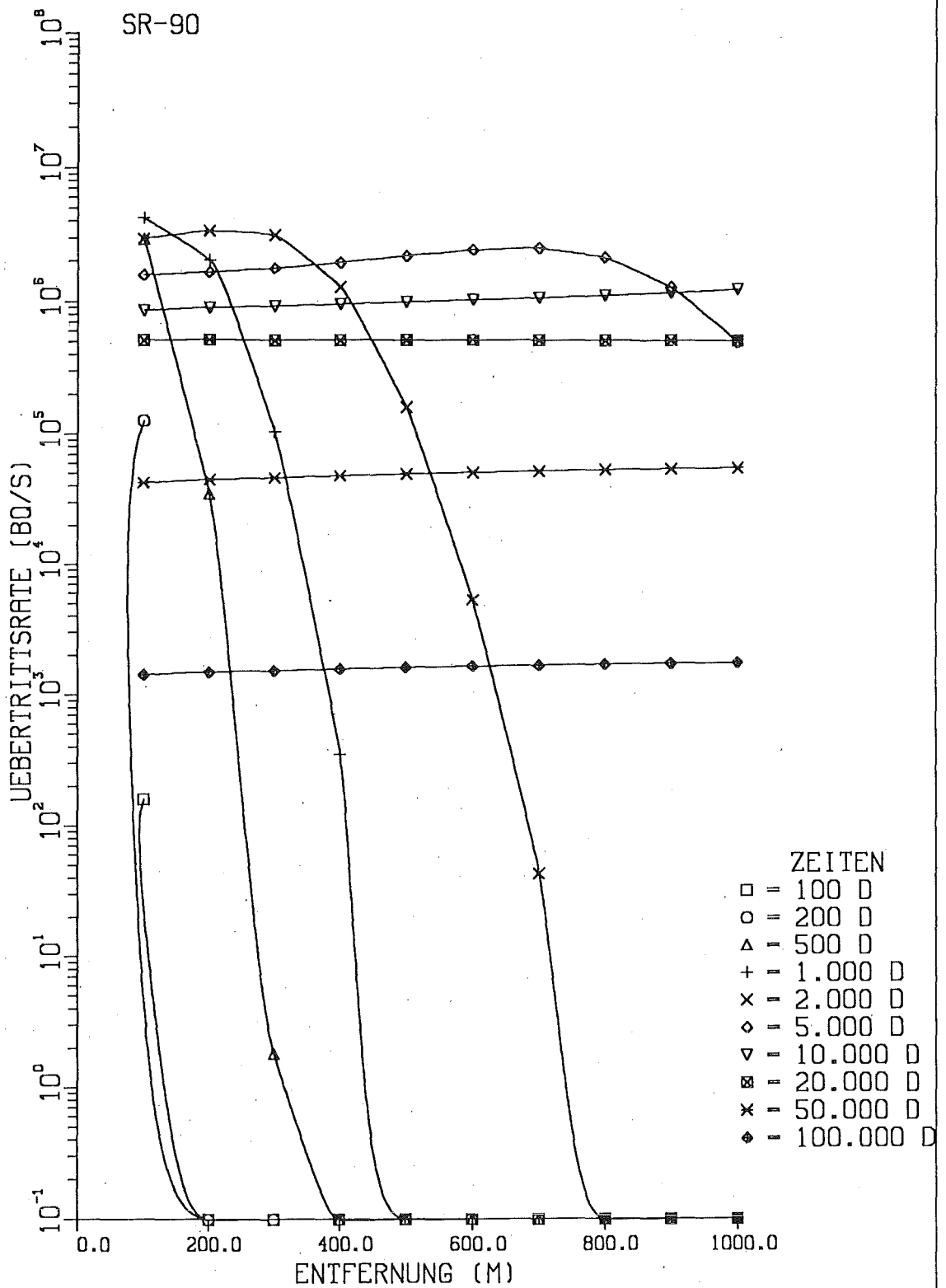


Abb. 7.4.b: Aktivitäts-Übertrittsrate von SR-90 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: keine

# FLUSSWASSER

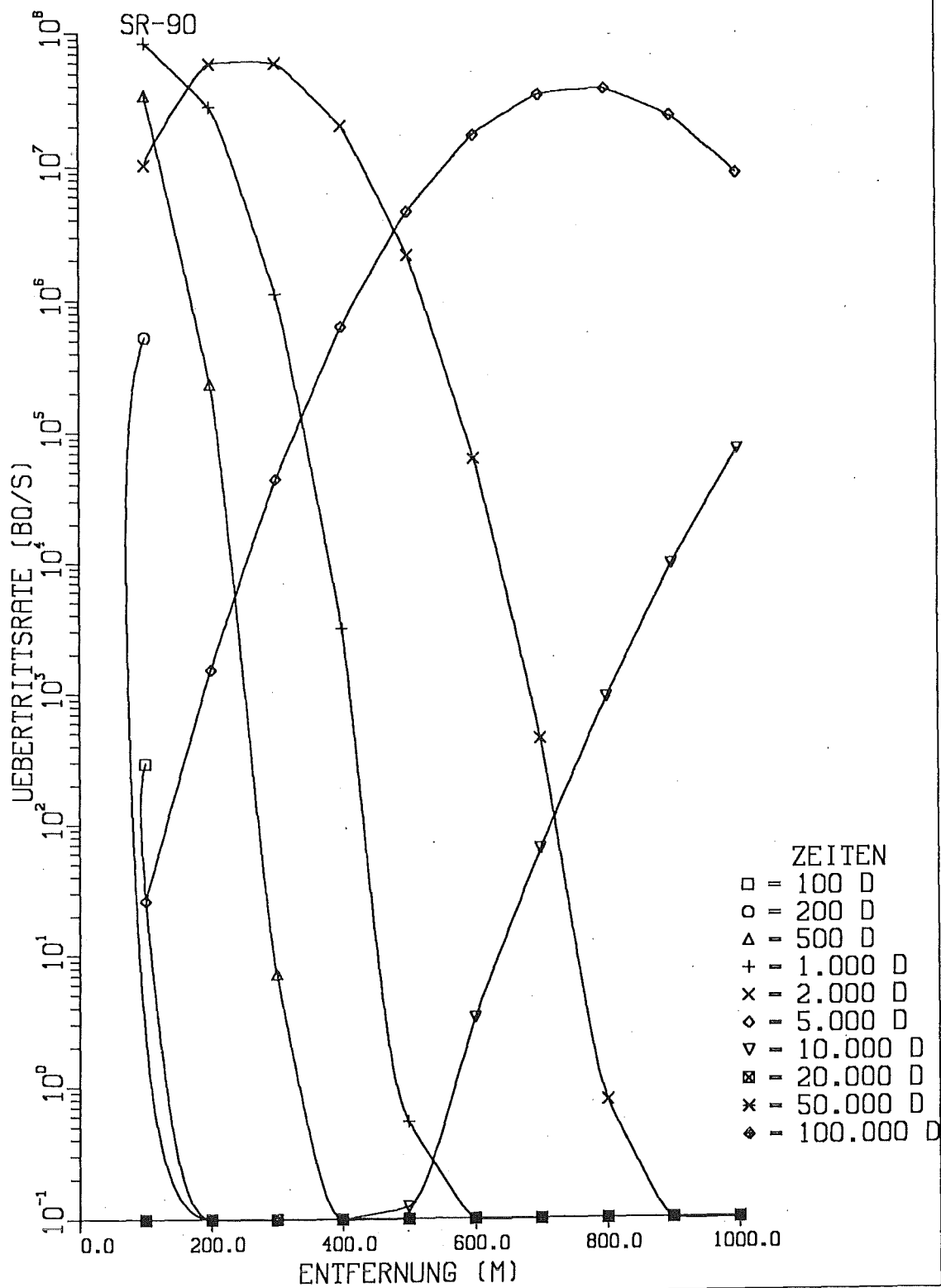


Abb. 7.4.c: Aktivitäts-Übertrittsrates von SR-90 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: nach 1000 d



# FLUSSWASSER

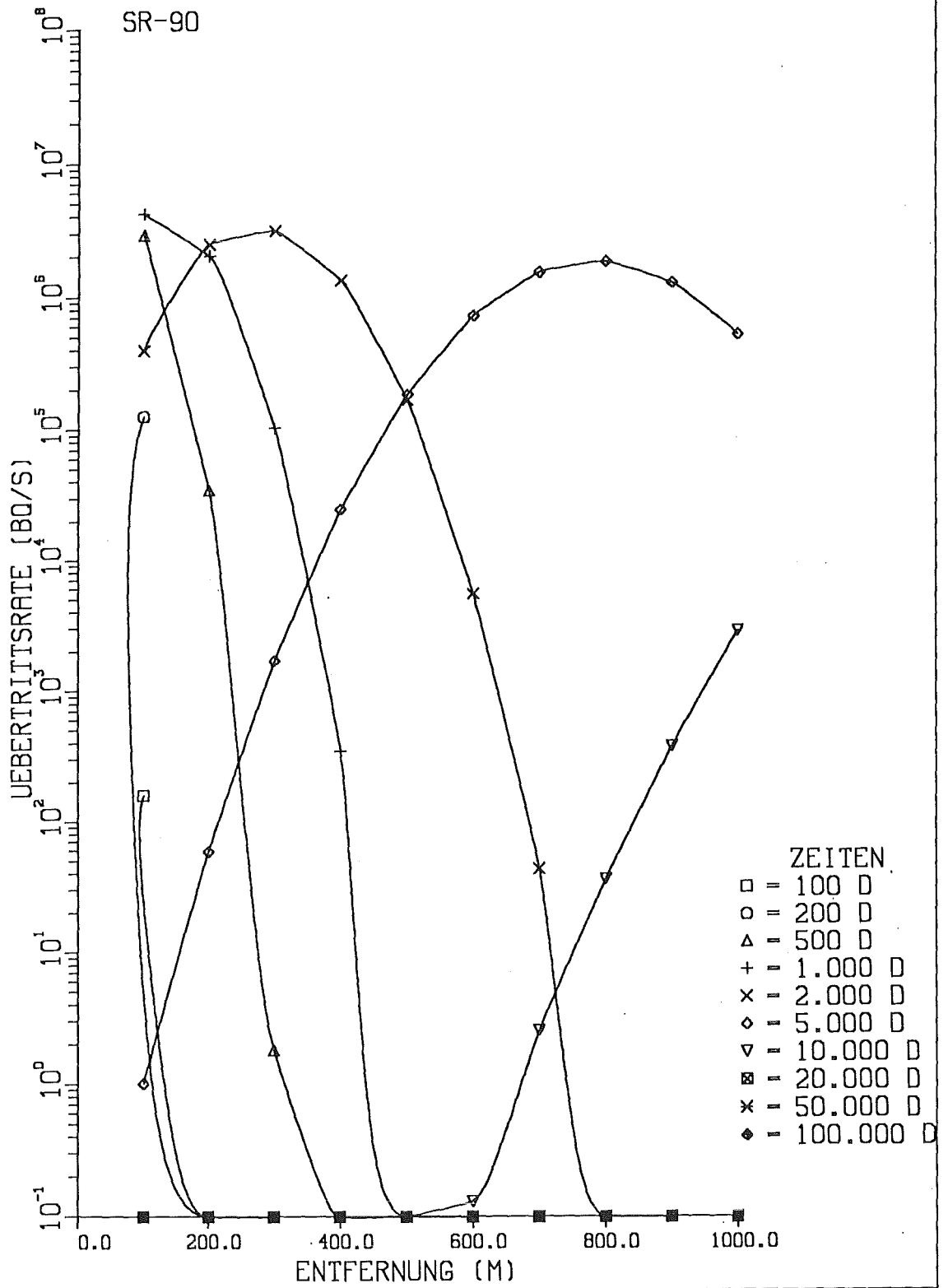


Abb. 7.4.d: Aktivitäts-Übertrittsrates von SR-90 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: nach 1000 d

# FLUSSWASSER

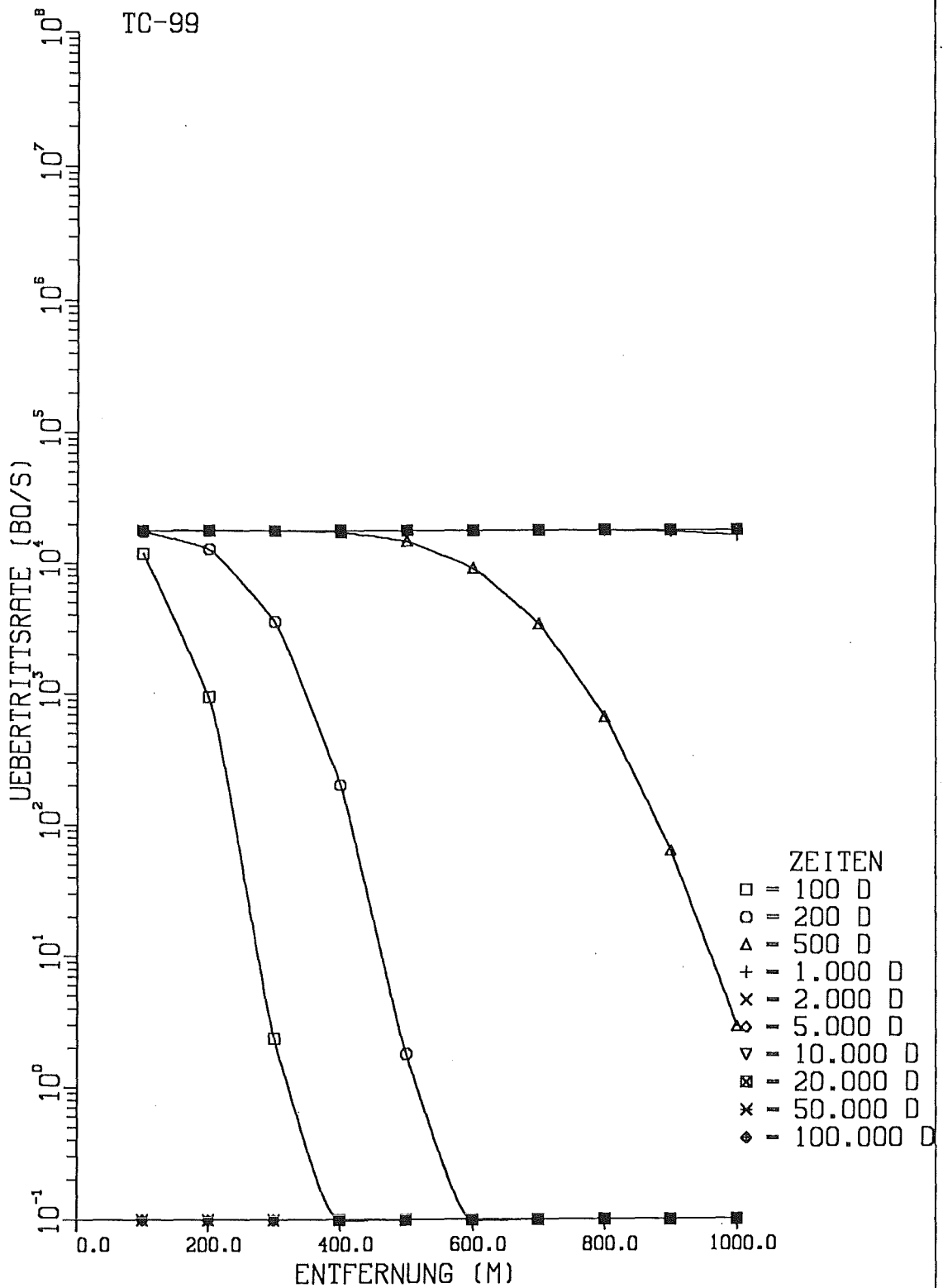


Abb. 7.5.a: Aktivitäts-Übertrittsrates von TC-99 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# FLUSSWASSER

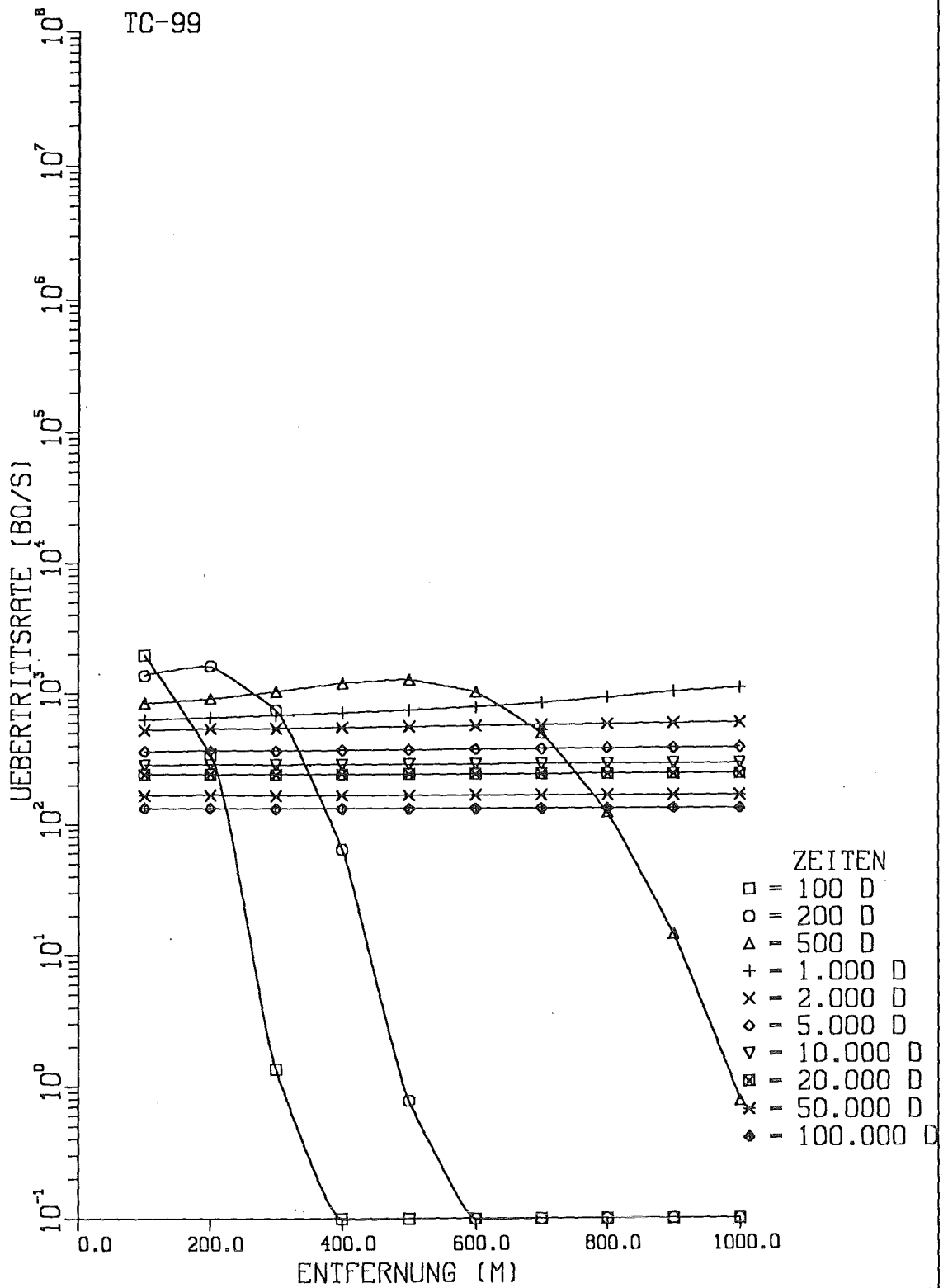


Abb. 7.5.b: Aktivitäts-Übertrittsrate von TC-99 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: keine

# FLUSSWASSER

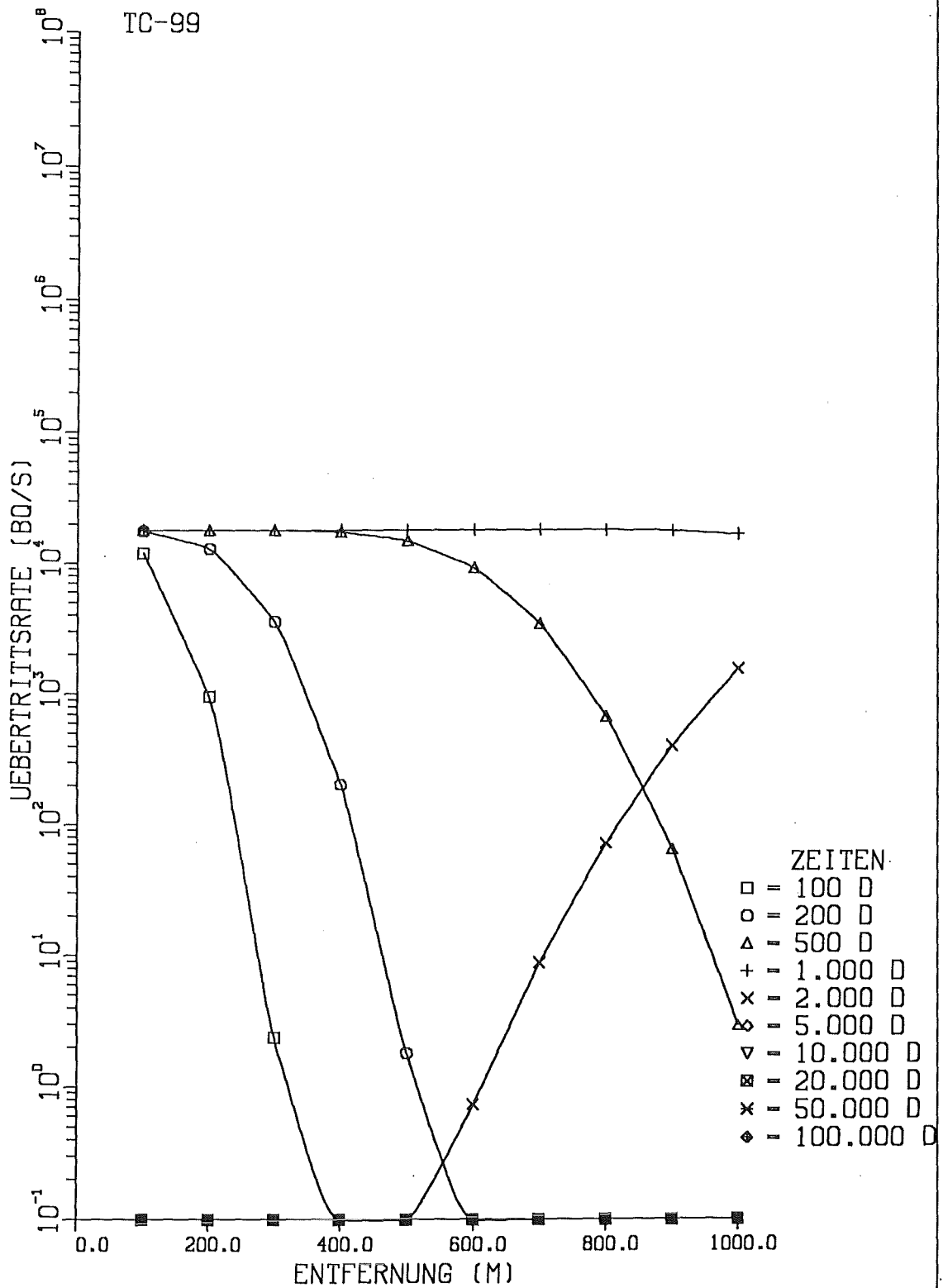


Abb. 7.5.c: Aktivitäts-Übertrittsrates von TC-99 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: nach 1000 d

# FLUSSWASSER

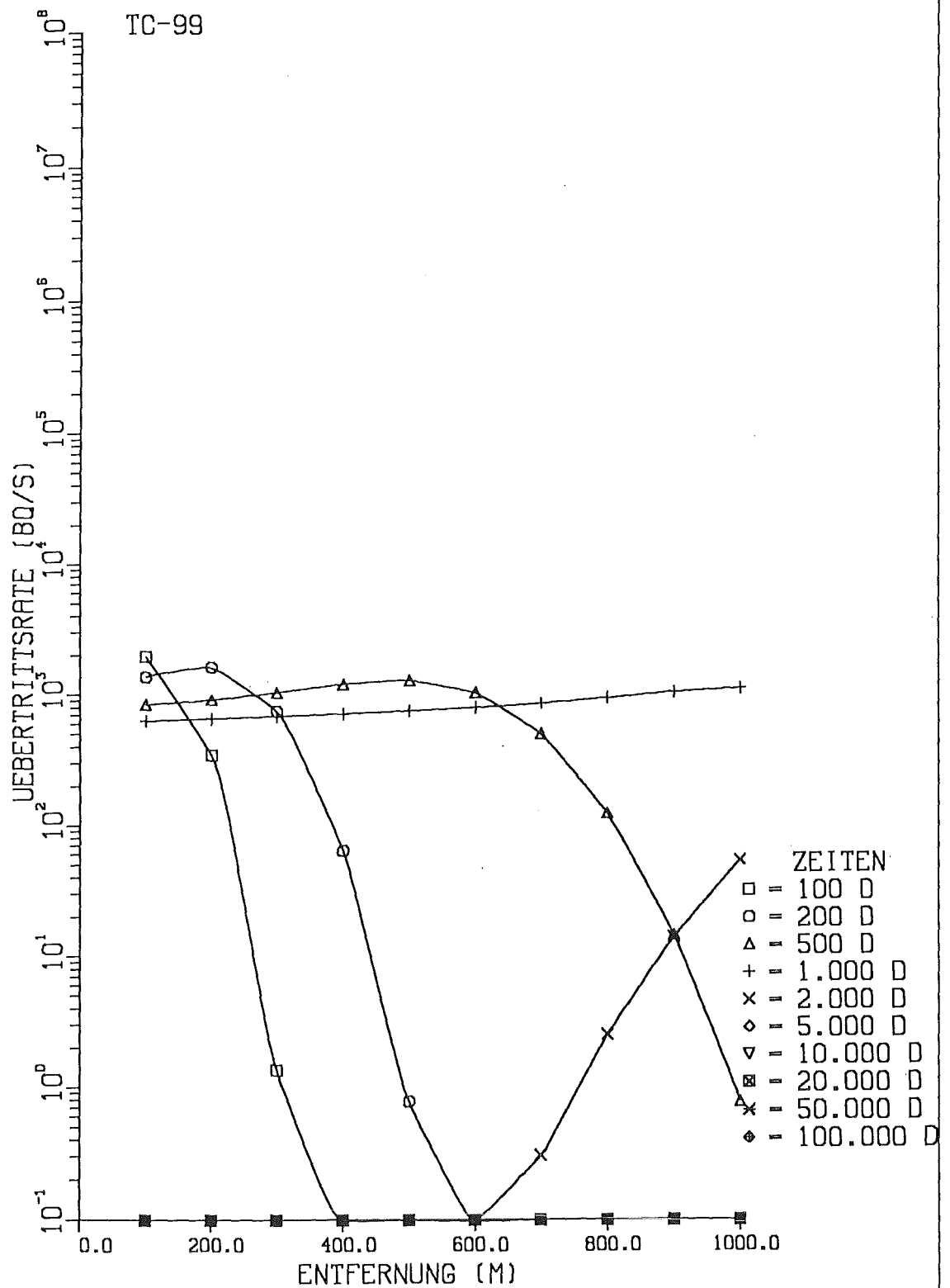


Abb. 7.5.d: Aktivitäts-Übertrittsrate von TC-99 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: nach 1000 d

# FLUSSWASSER

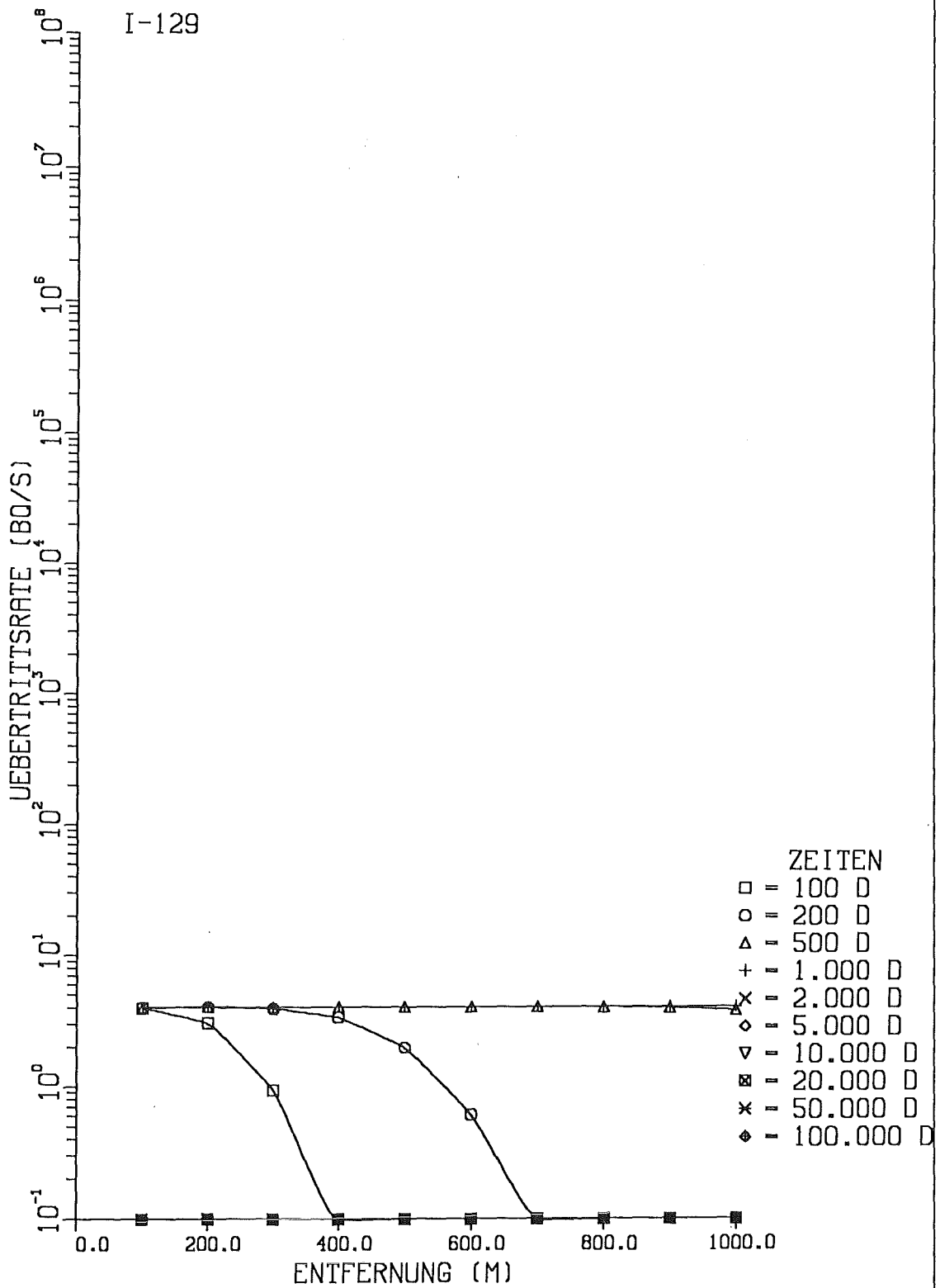


Abb. 7.6.a: Aktivitäts-Übertrittsrates von I-129 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen  
Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# FLUSSWASSER

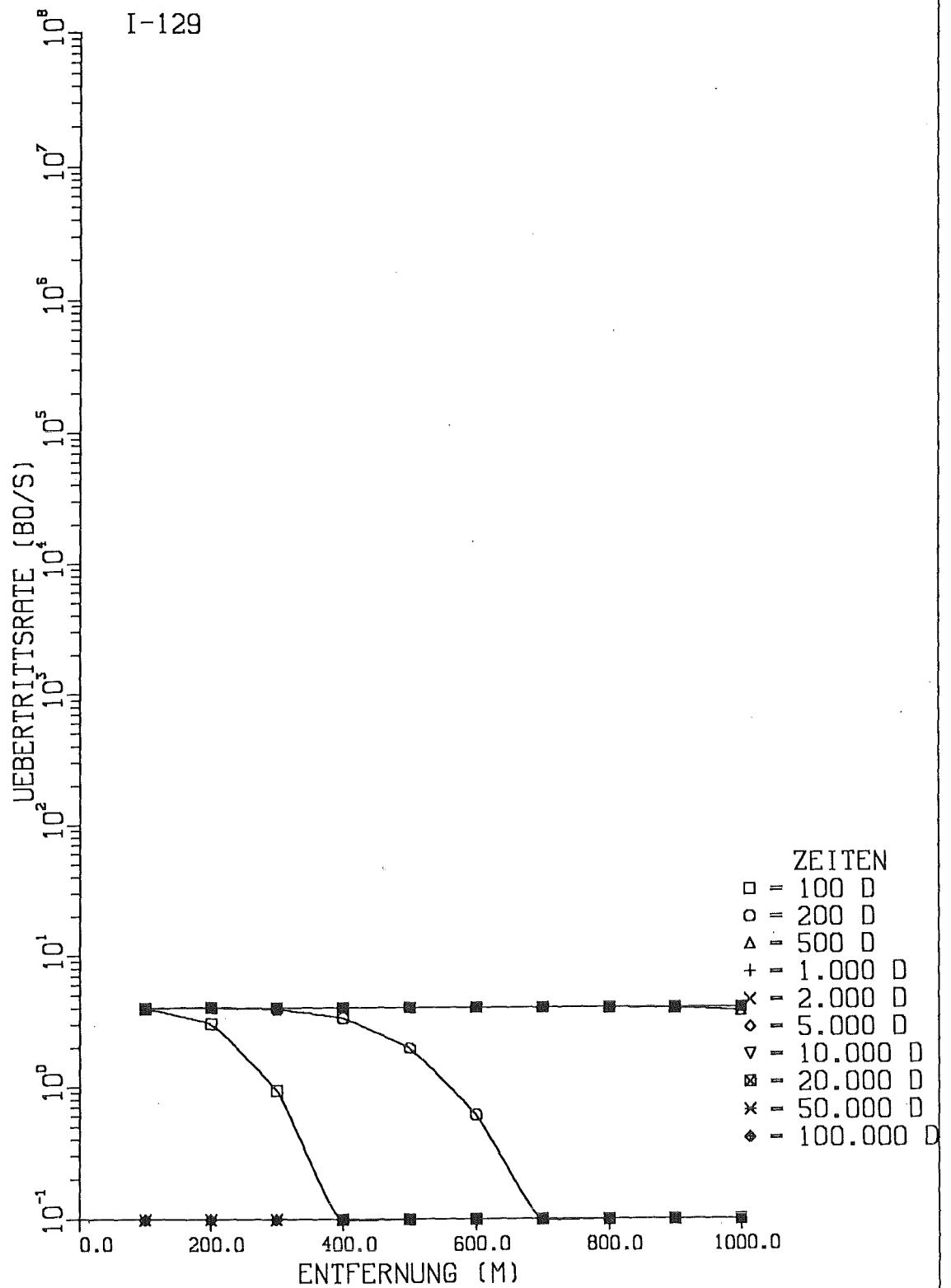


Abb. 7.6.b: Aktivitäts-Übertrittsrates von I-129 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: keine

# FLUSSWASSER

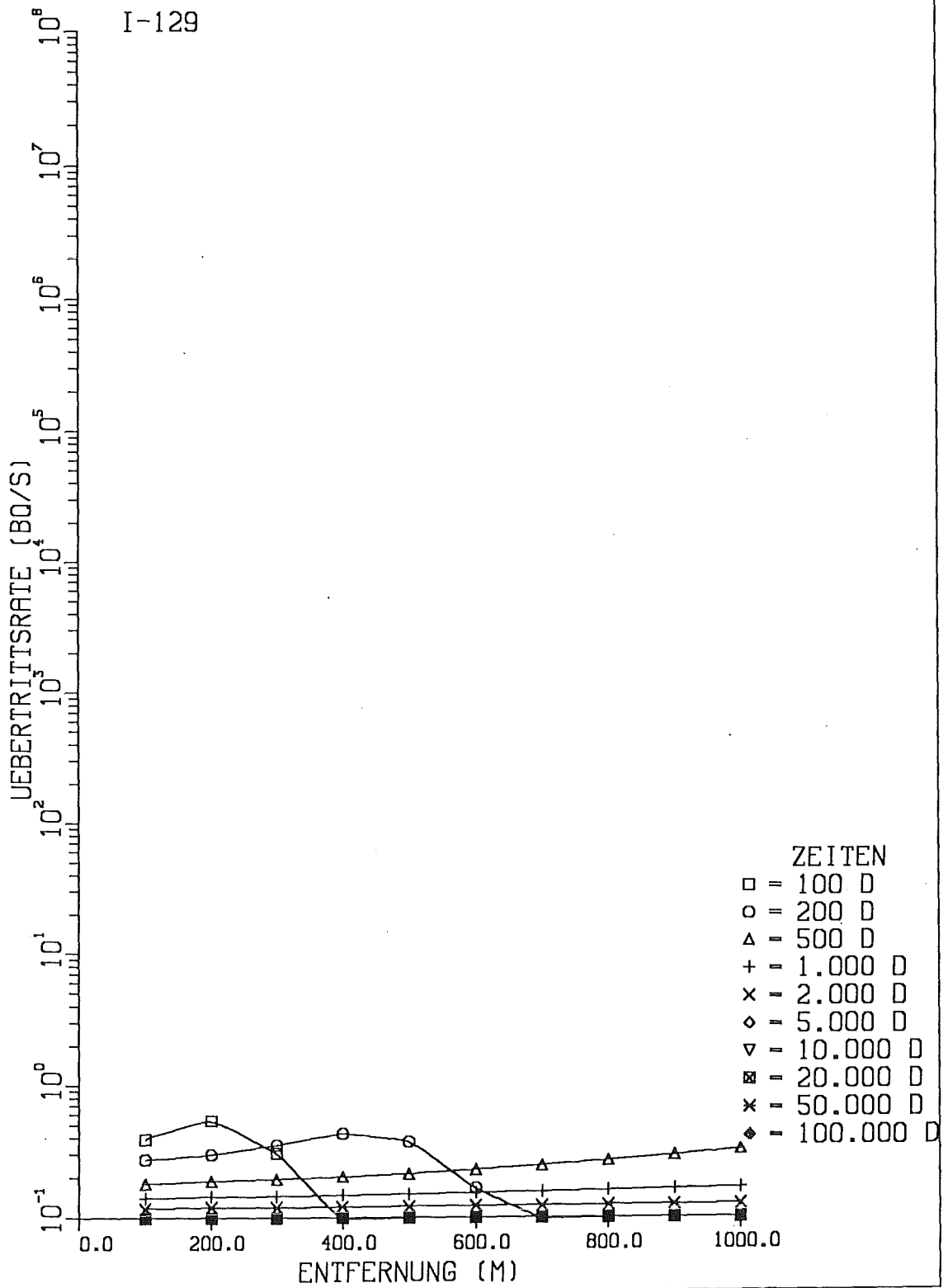


Abb. 7.6.c: Aktivitäts-Übertrittsrates von I-129 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: nach 1000 d



# FLUSSWASSER

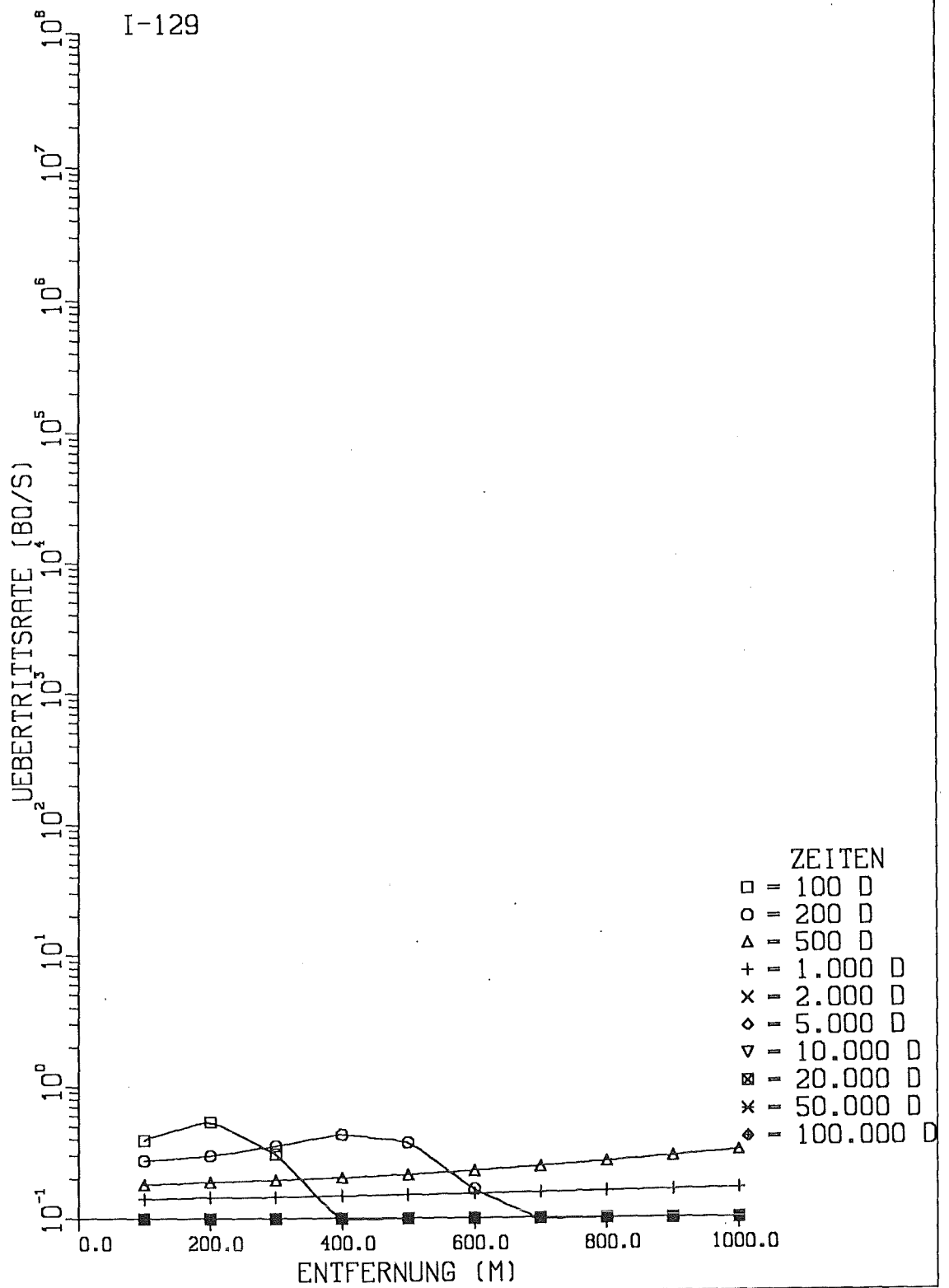


Abb. 7.6.d: Aktivitäts-Übertrittsrates von I-129 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: nach 1000 d

# FLUSSWASSER

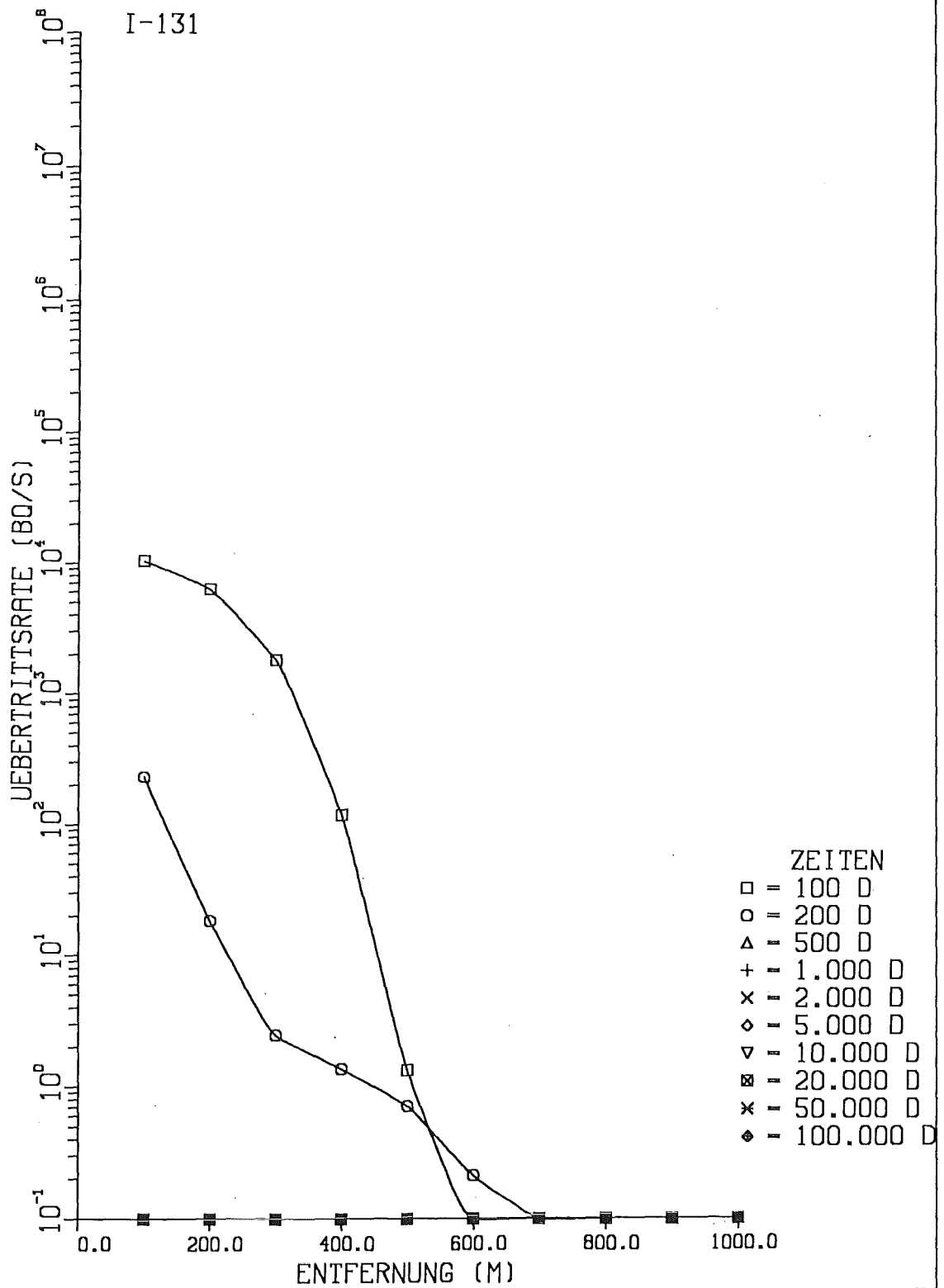


Abb. 7.7.a: Aktivitäts-Übertrittsrates von I-131 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# FLUSSWASSER

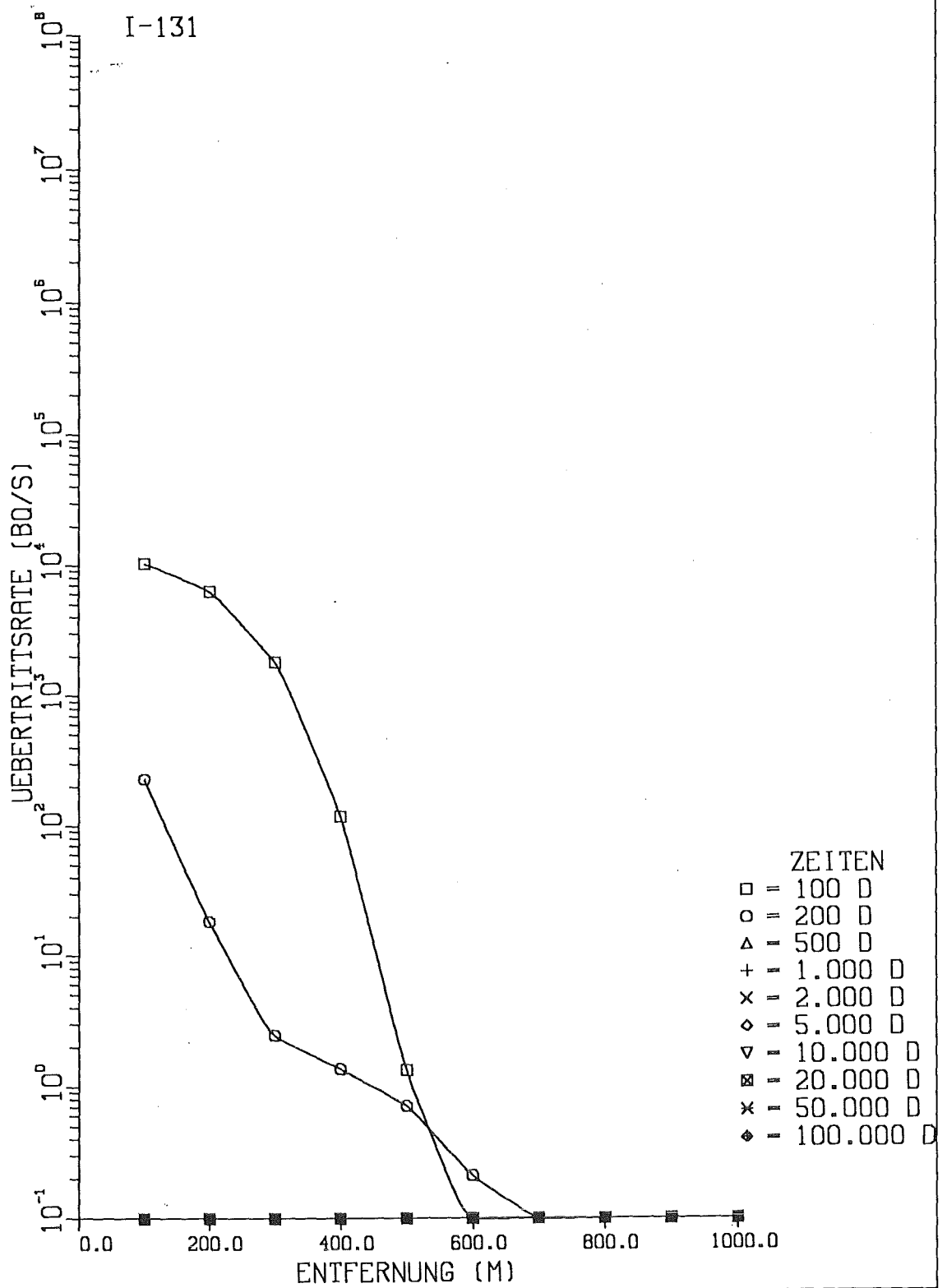


Abb. 7.7.b: Aktivitäts-Übertrittsrate von I-131 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: keine

# FLUSSWASSER

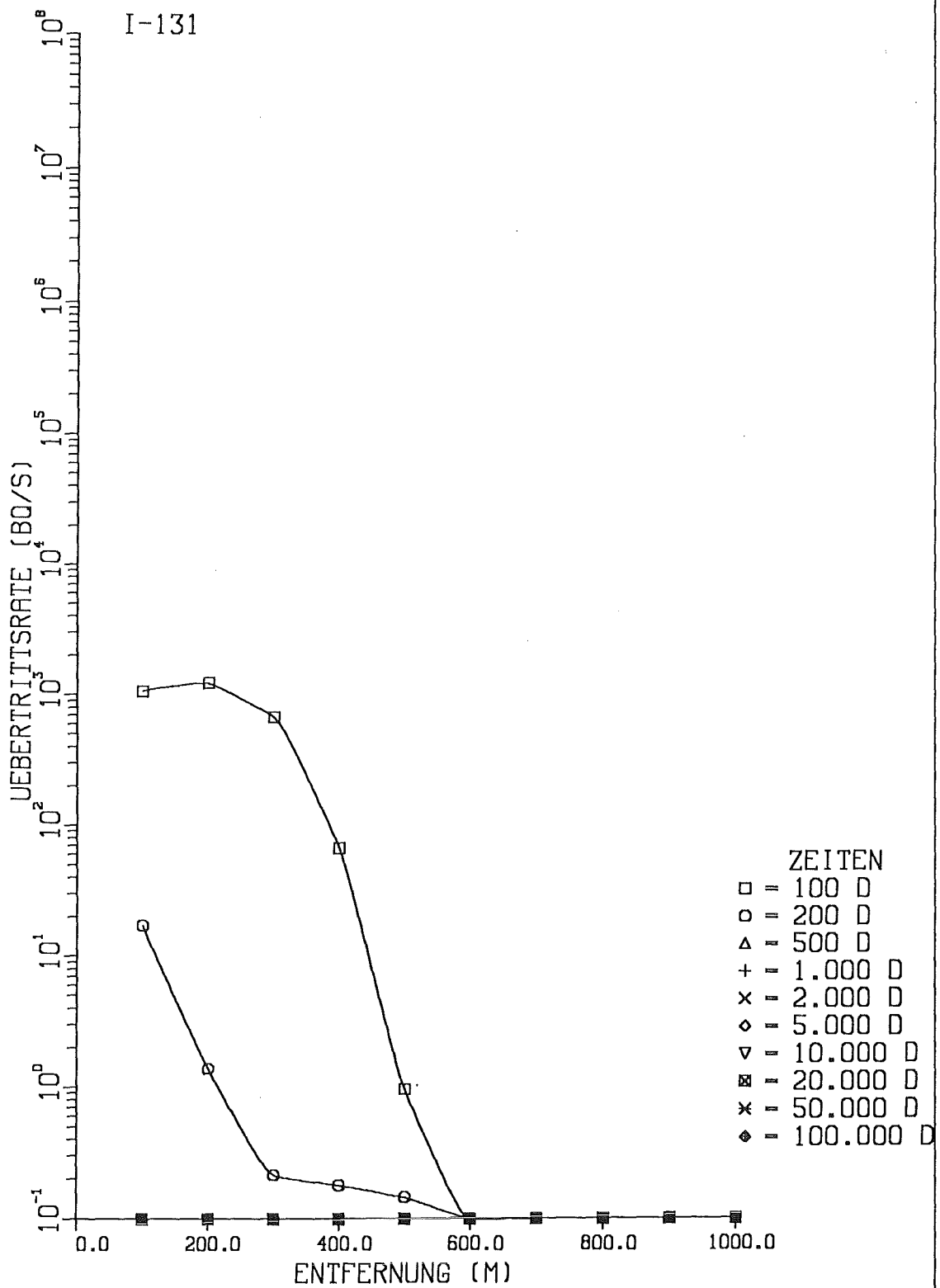


Abb. 7.7.c: Aktivitäts-Übertrittsrates von I-131 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen  
Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: nach 1000 d

# FLUSSWASSER

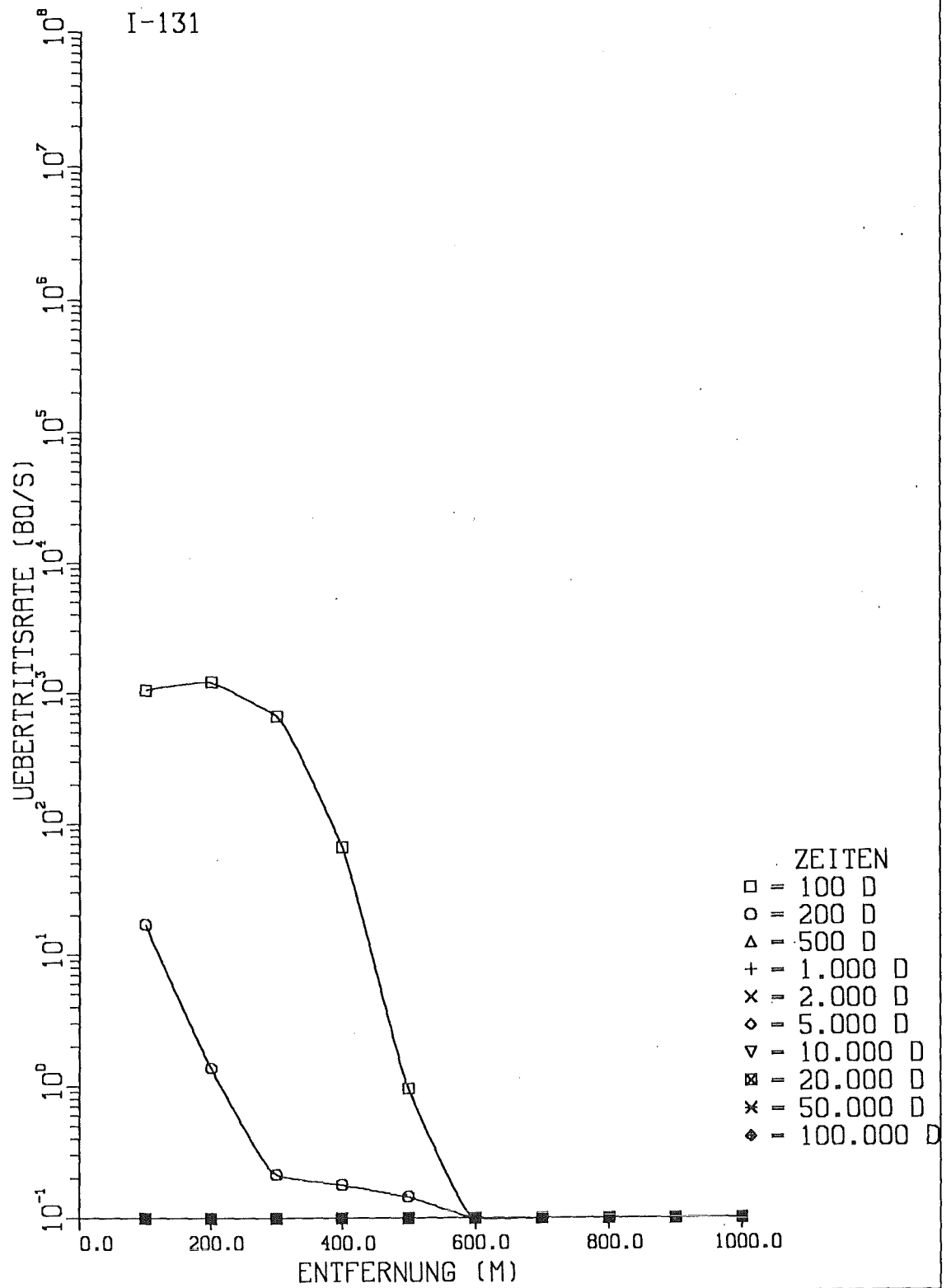


Abb. 7.7.d: Aktivitäts-Übertrittsrates von I-131 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: nach 1000 d

# FLUSSWASSER

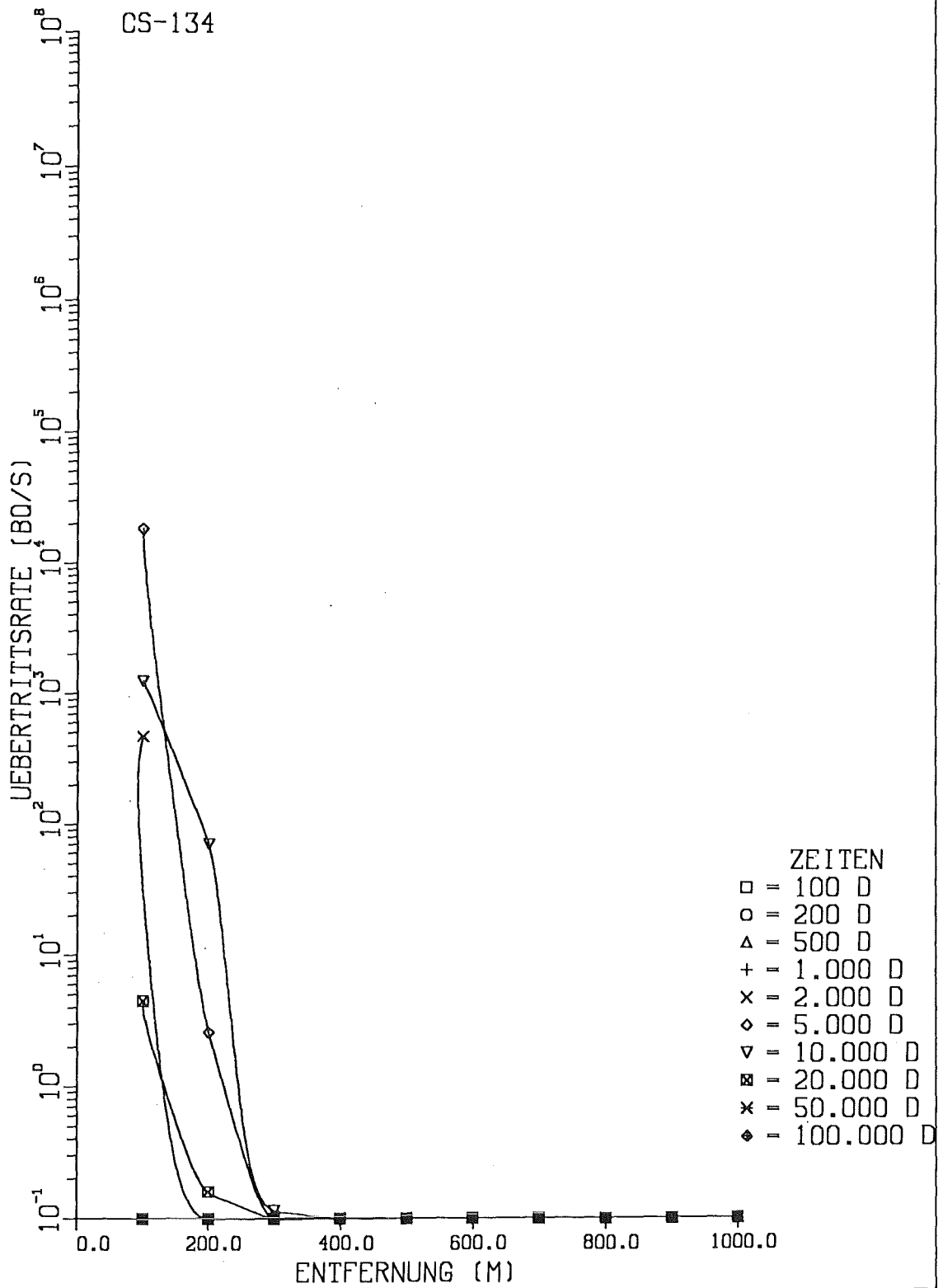


Abb. 7.8.a: Aktivitäts-Übertrittsrates von CS-134 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# FLUSSWASSER

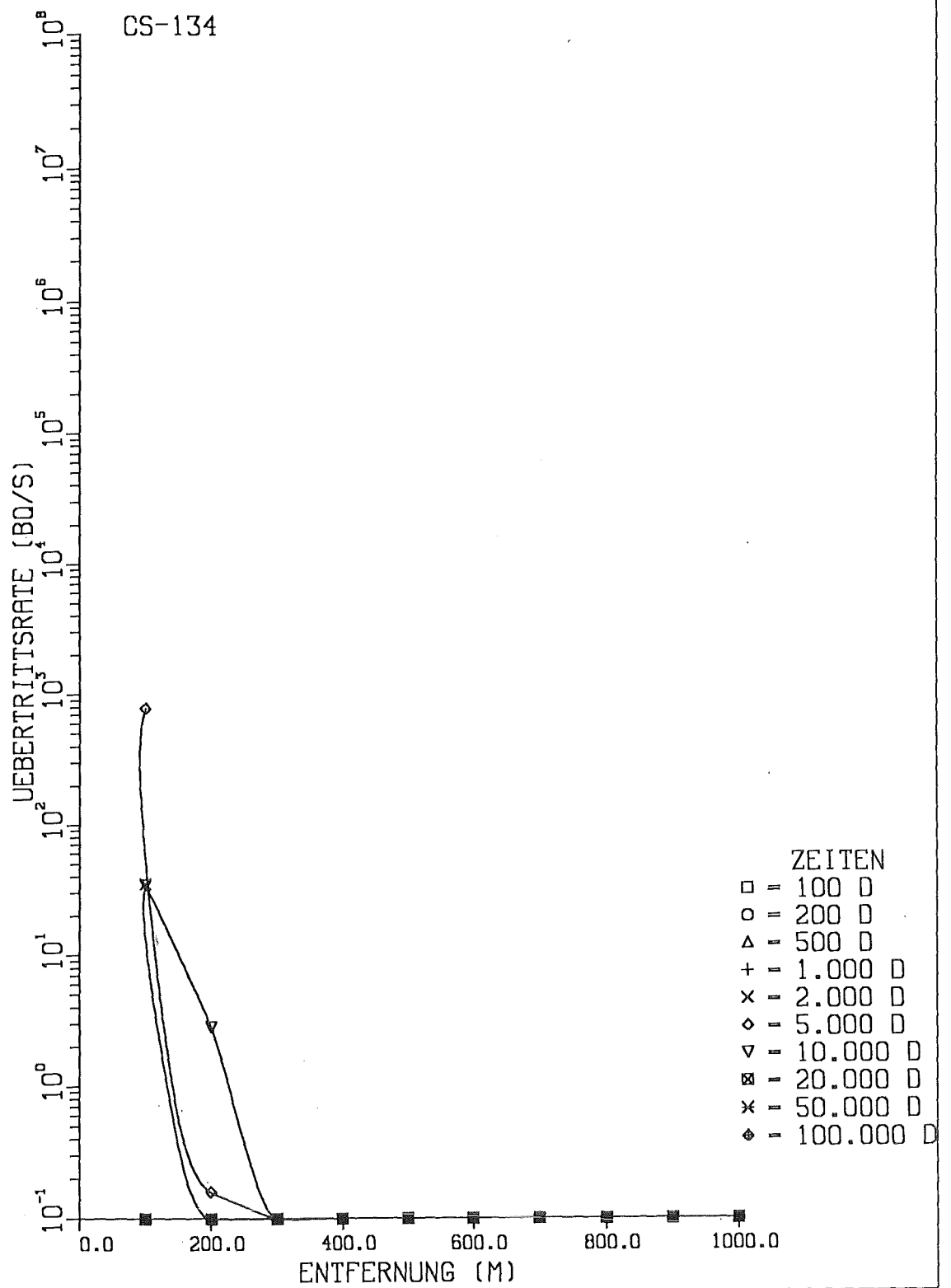


Abb. 7.8.b: Aktivitäts-Übertrittsrates von CS-134 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: keine

# FLUSSWASSER

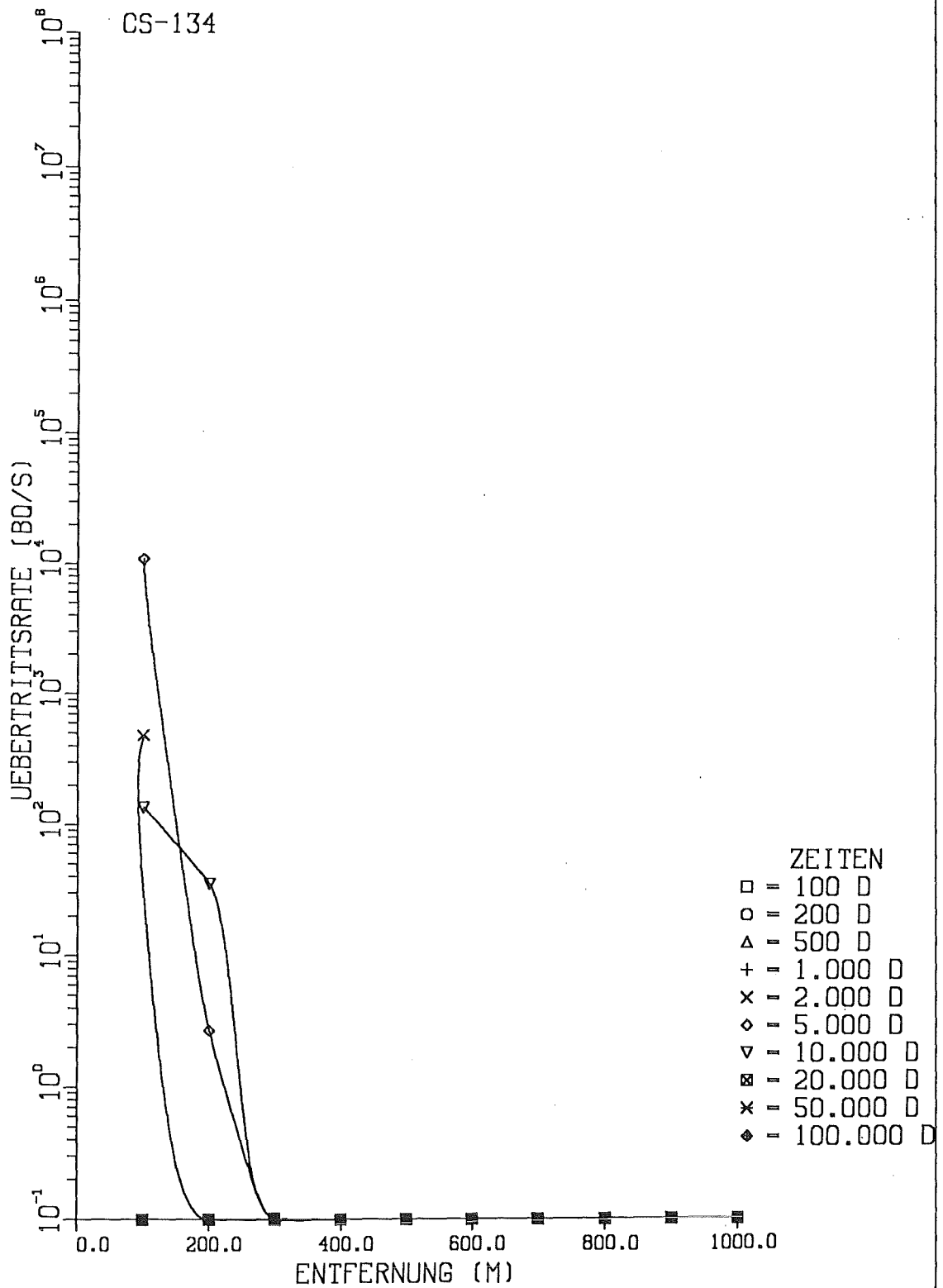


Abb. 7.8.c: Aktivitäts-Übertrittsrates von CS-134 in einen Fluß  
 in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor  
 für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen  
 Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: nach 1000 d



# FLUSSWASSER

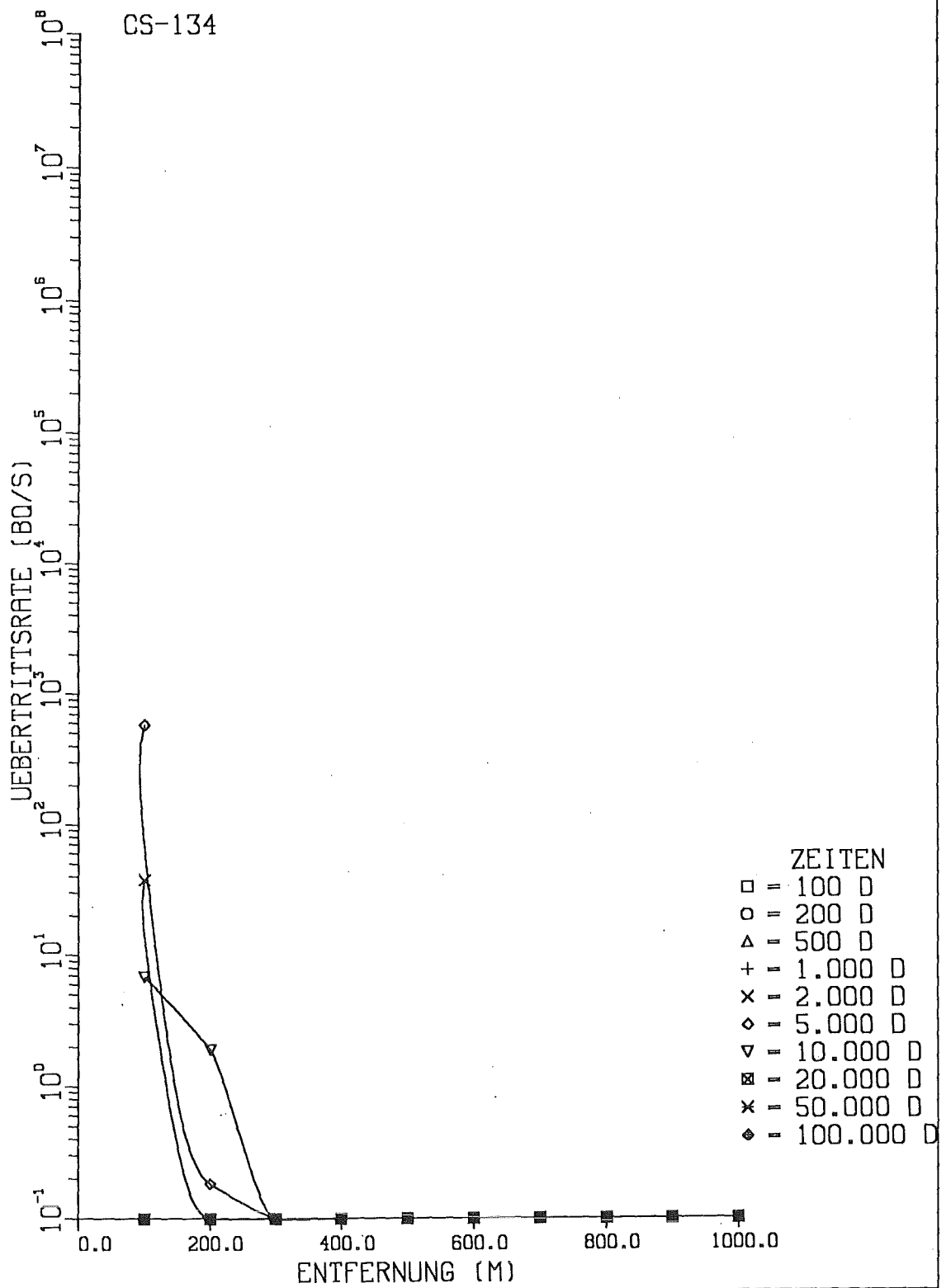


Abb. 7.8.d: Aktivitäts-Übertrittsrates von CS-134 in einem Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: nach 1000 d

# FLUSSWASSER

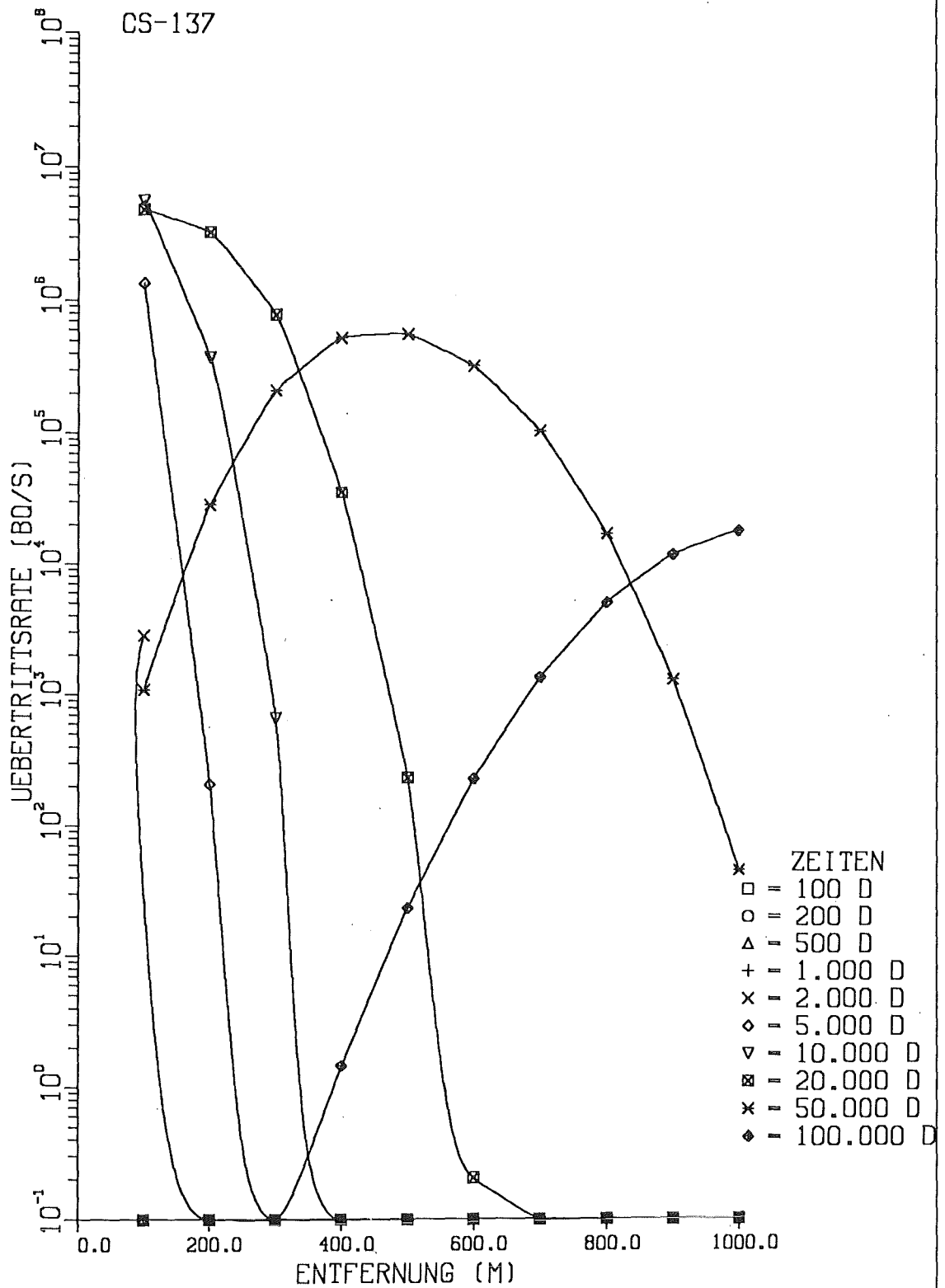


Abb. 7.9.a: Aktivitäts-Übertrittsrates von CS-137 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# FLUSSWASSER

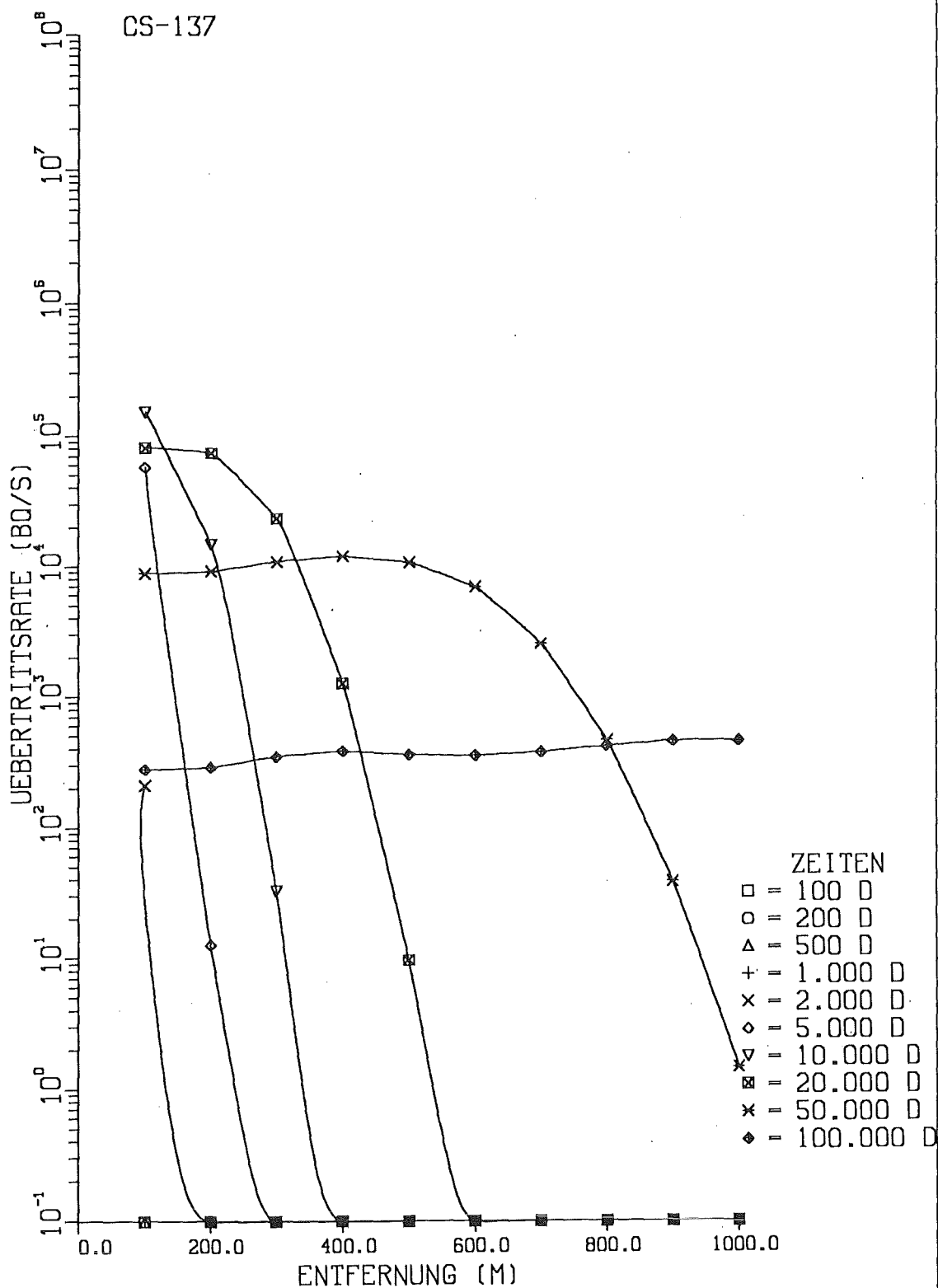


Abb. 7.9.b: Aktivitäts-Übertrittsrates von CS-137 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: keine

# FLUSSWASSER

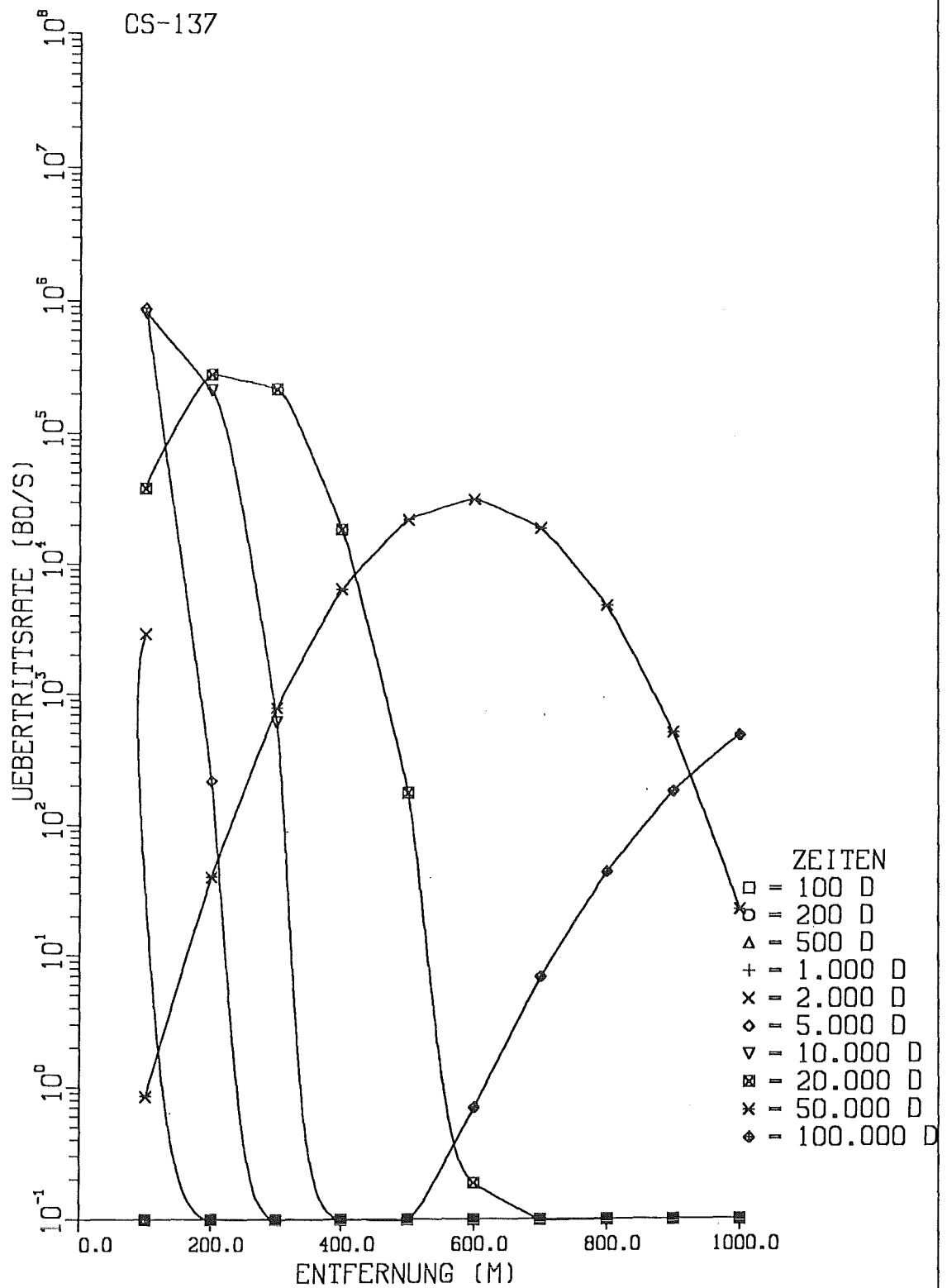


Abb. 7.9.c: Aktivitäts-Übertrittsrates von CS-137 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: nach 1000 d

# FLUSSWASSER

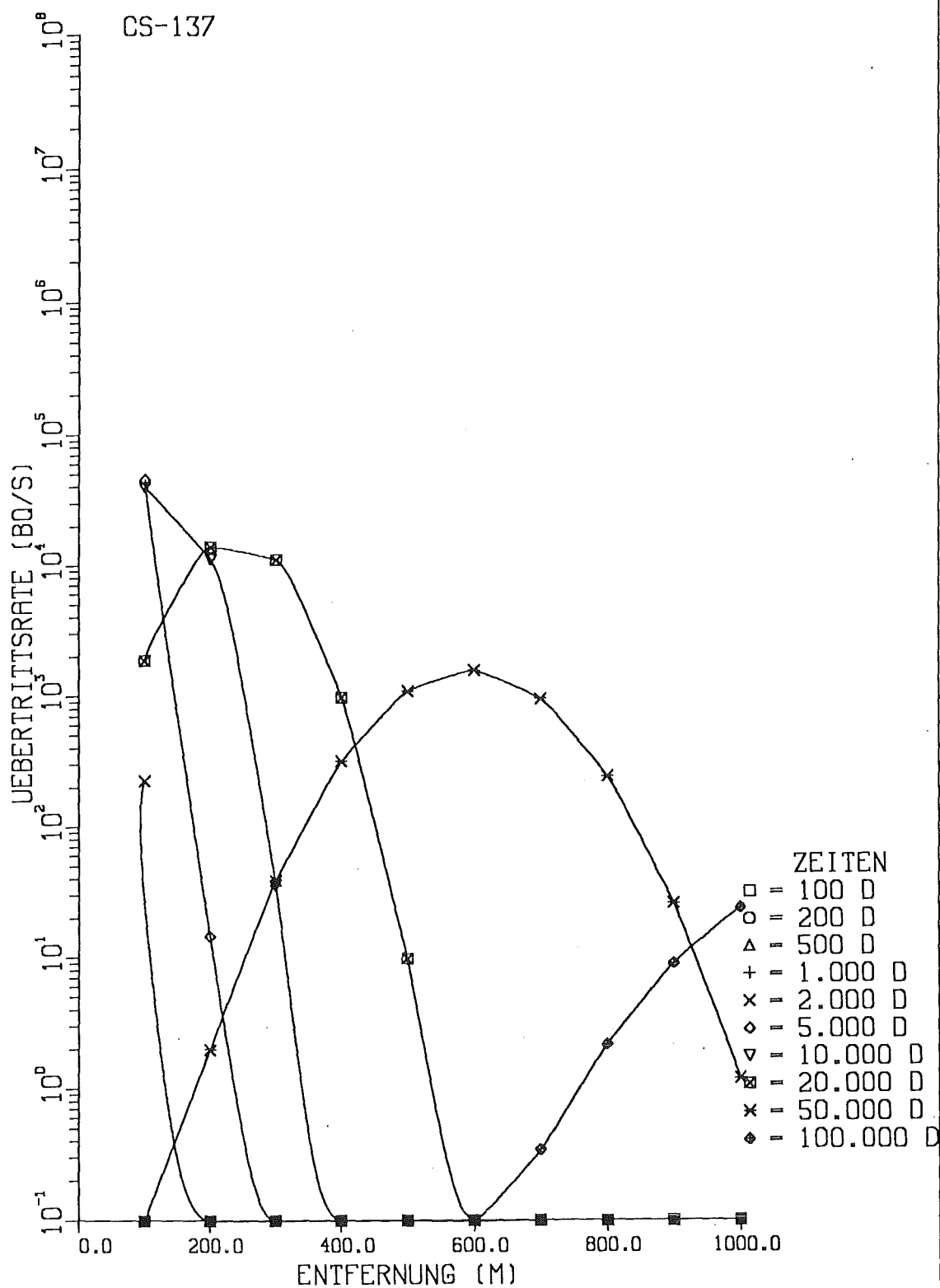


Abb. 7.9.d: Aktivitäts-Übertrittsrates von CS-137 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: nach 1000 d

# FLUSSWASSER

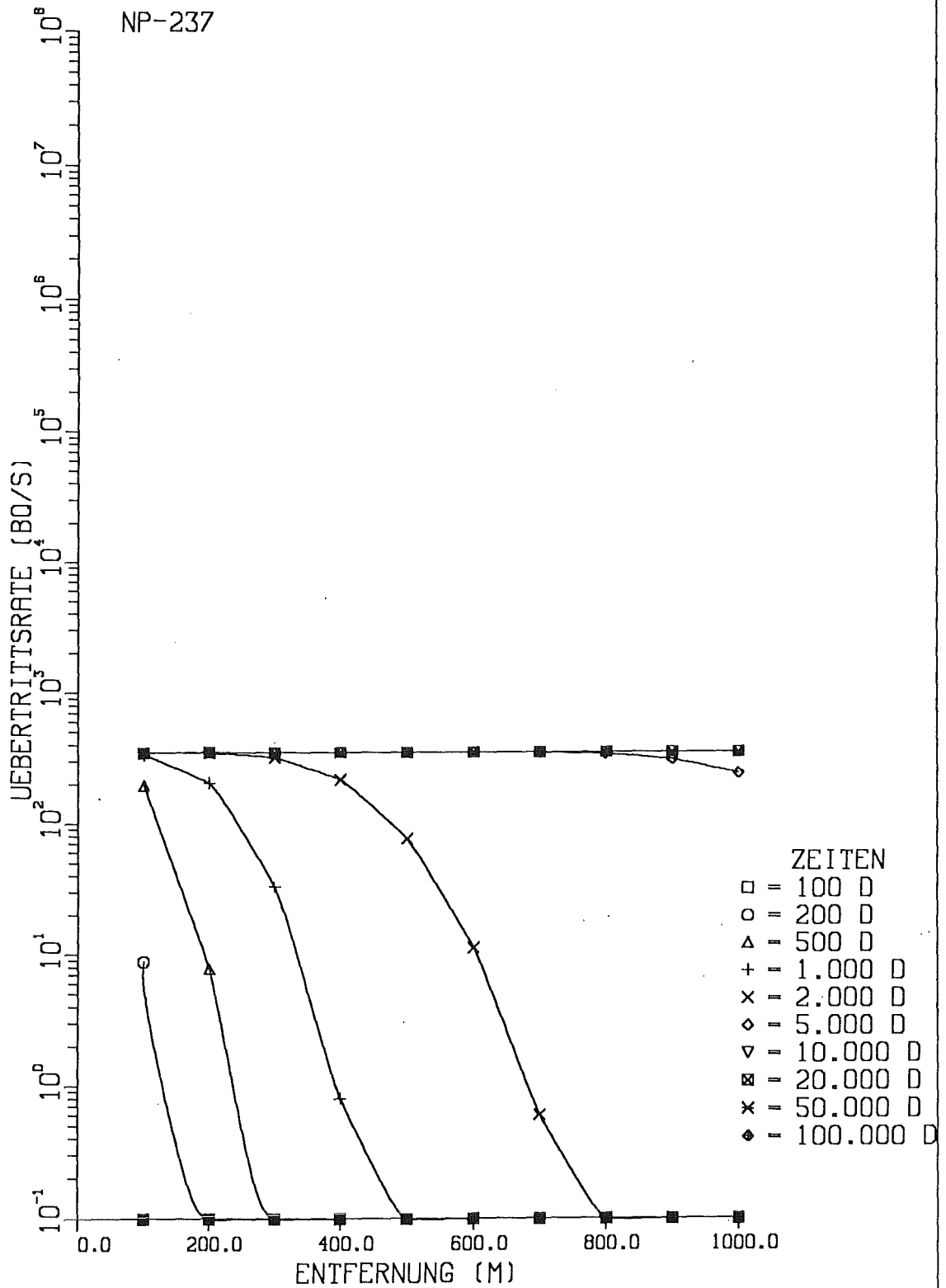


Abb.7.10.a: Aktivitäts-Übertrittsrate von NP-237 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# FLUSSWASSER

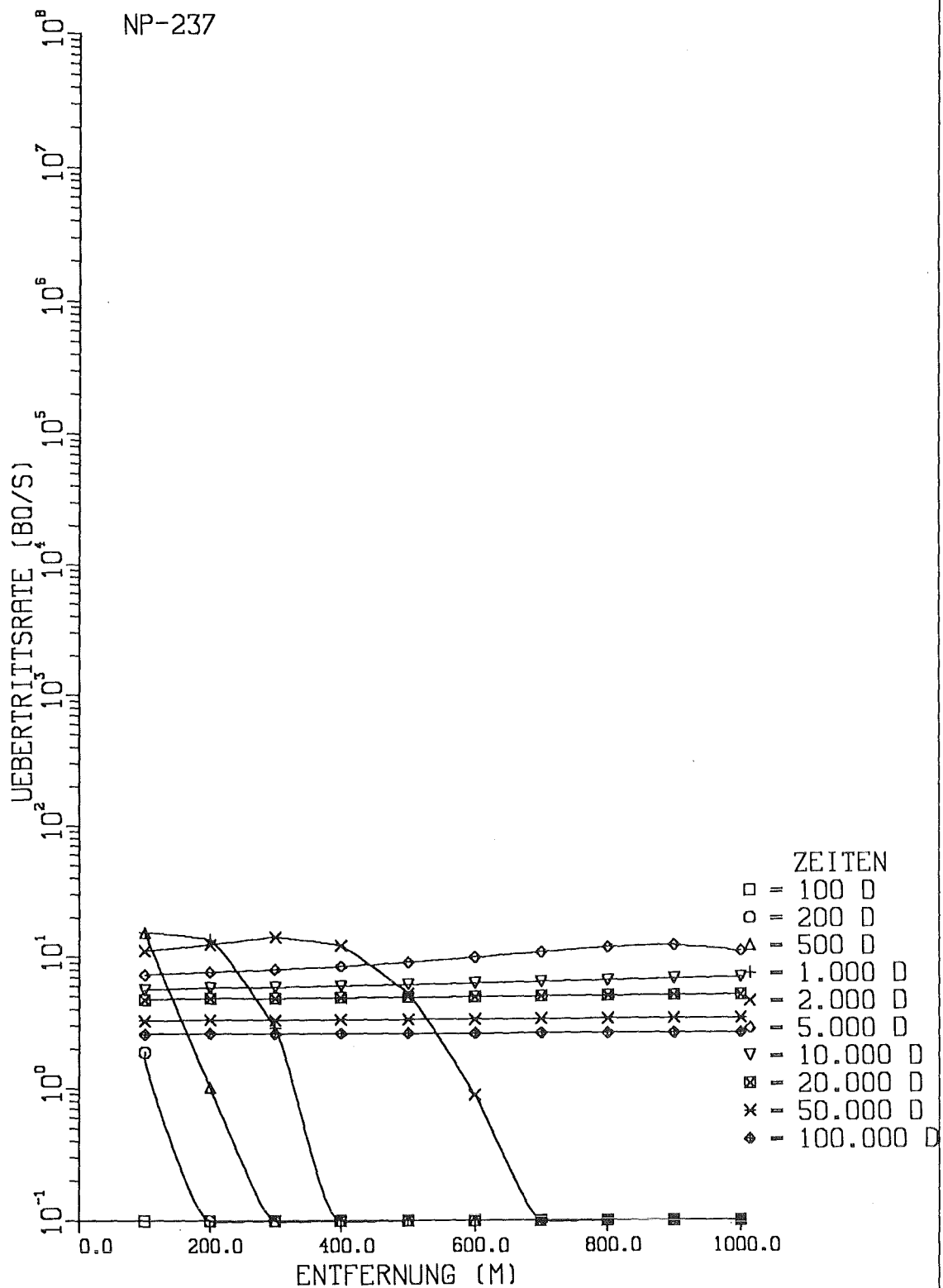


Abb.7.10.b: Aktivitäts-Übertrittsrates von NP-237 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: keine

# FLUSSWASSER

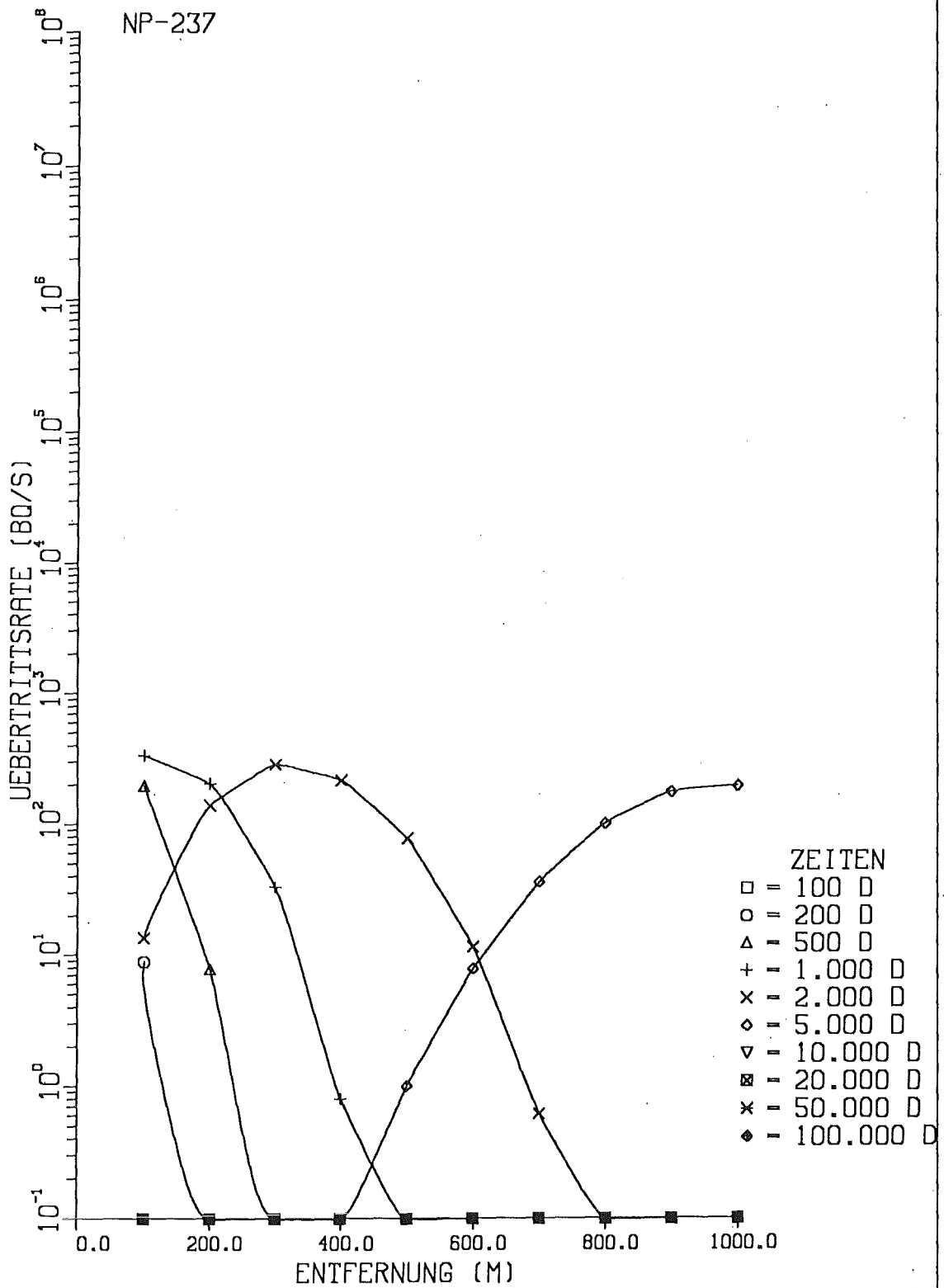


Abb.7.10.c: Aktivitäts-Übertrittsrates von NP-237 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: nach 1000 d



# FLUSSWASSER

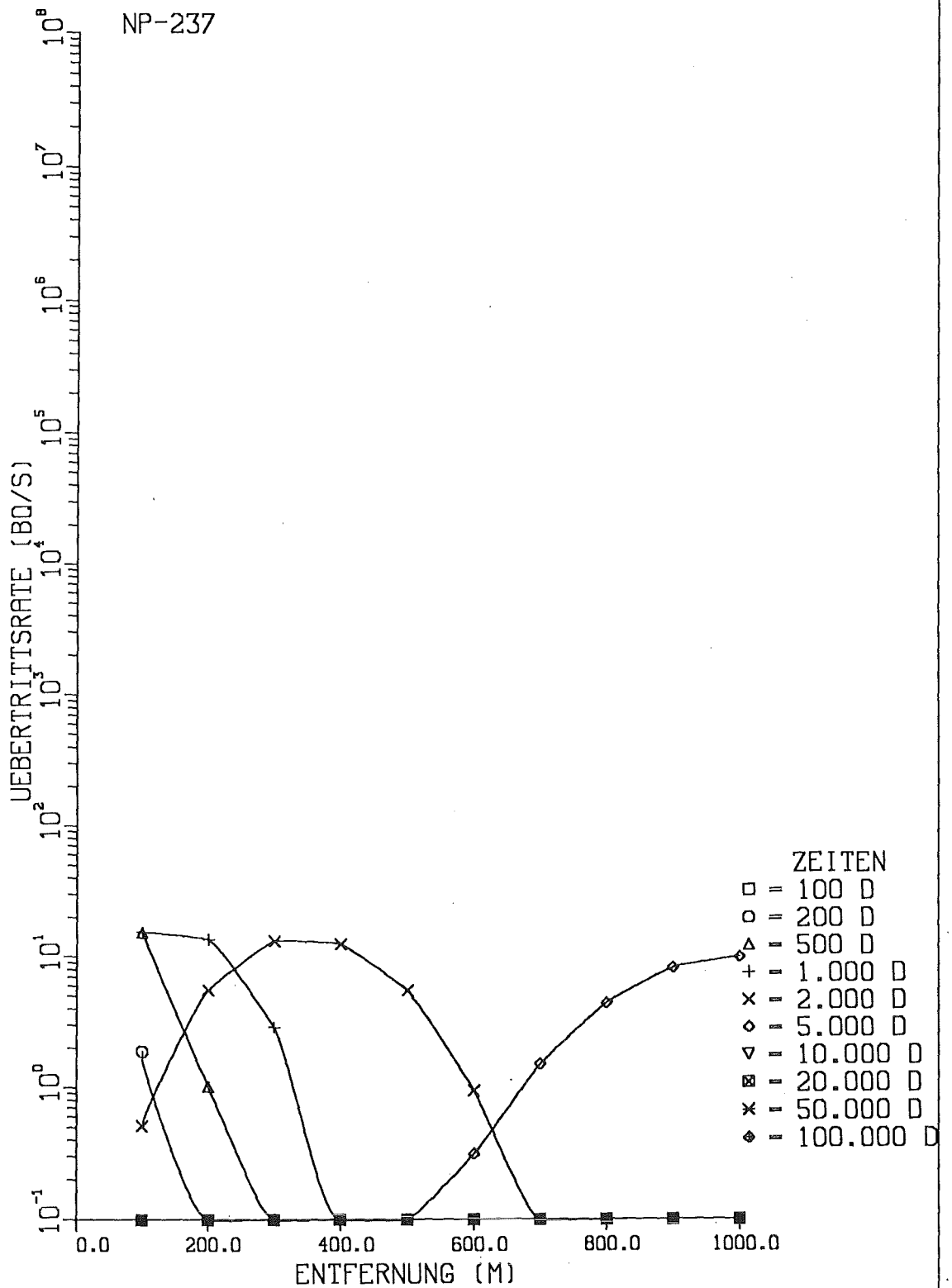


Abb.7.10.d: Aktivitäts-Übertrittsrates von NP-237 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: nach 1000 d

# FLUSSWASSER

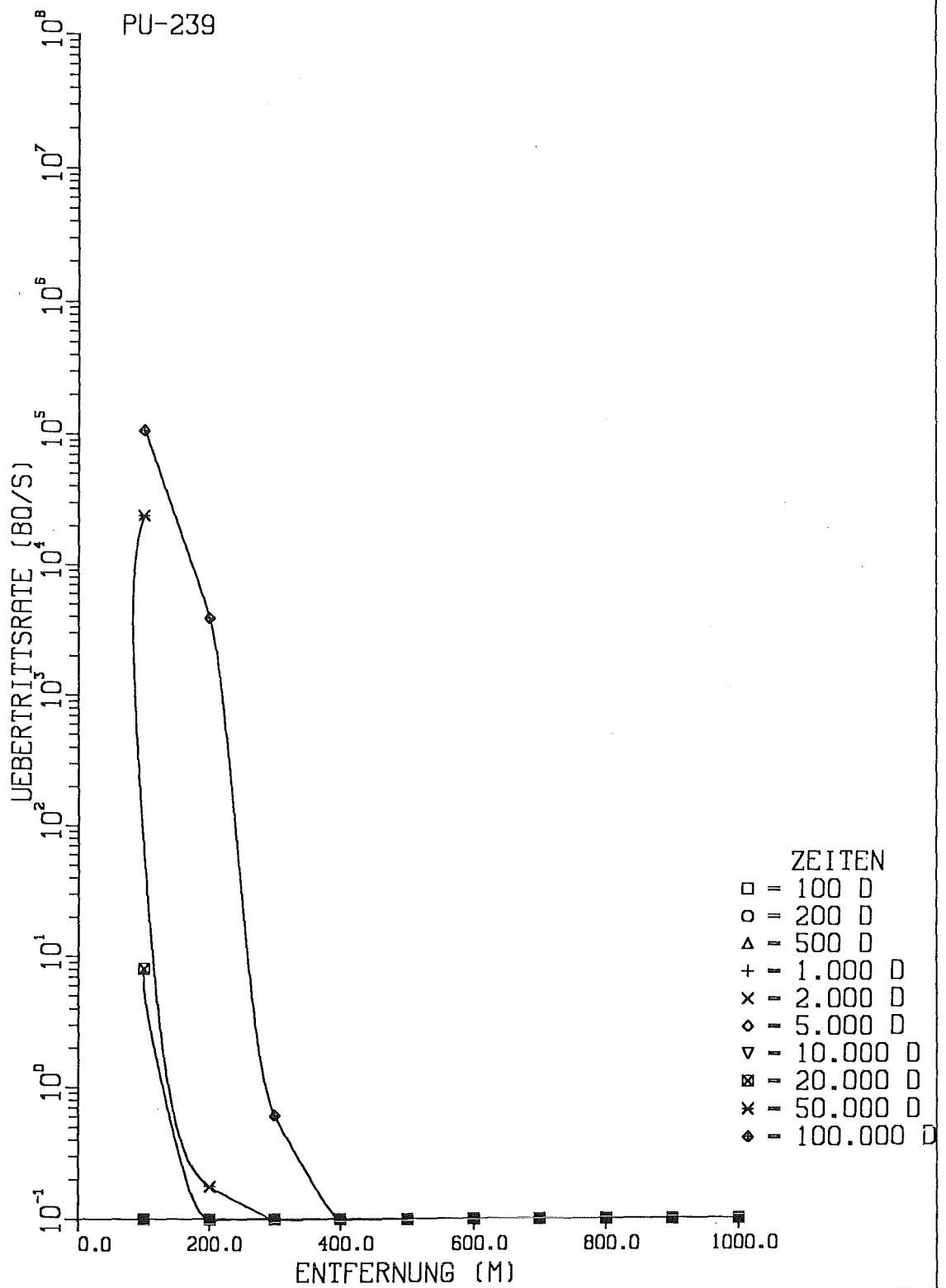


Abb.7.11.a: Aktivitäts-Übertrittsrate von PU-239 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# FLUSSWASSER

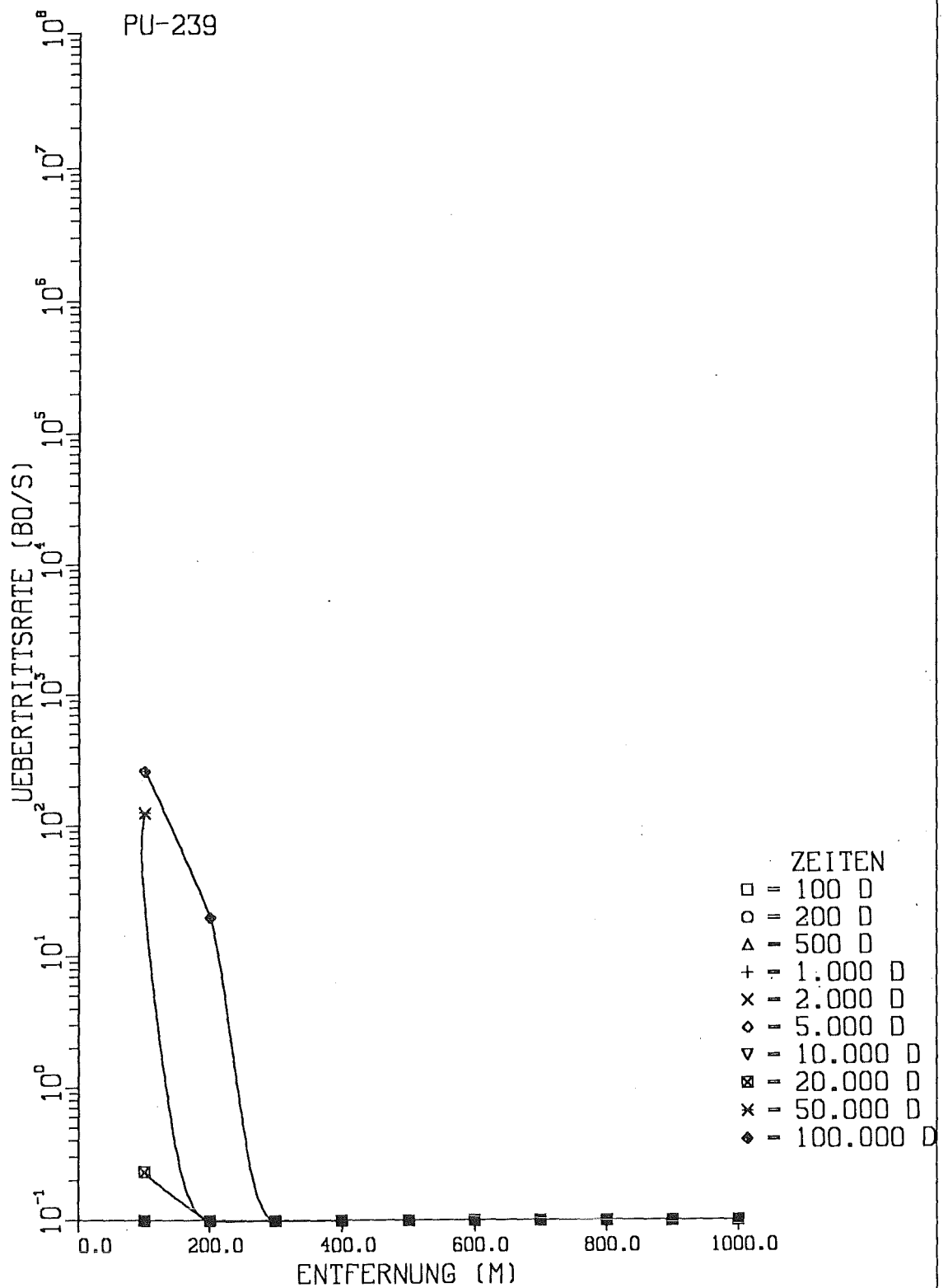


Abb.7.11.b: Aktivitäts-Übertrittsrates von PU-239 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: keine

# FLUSSWASSER

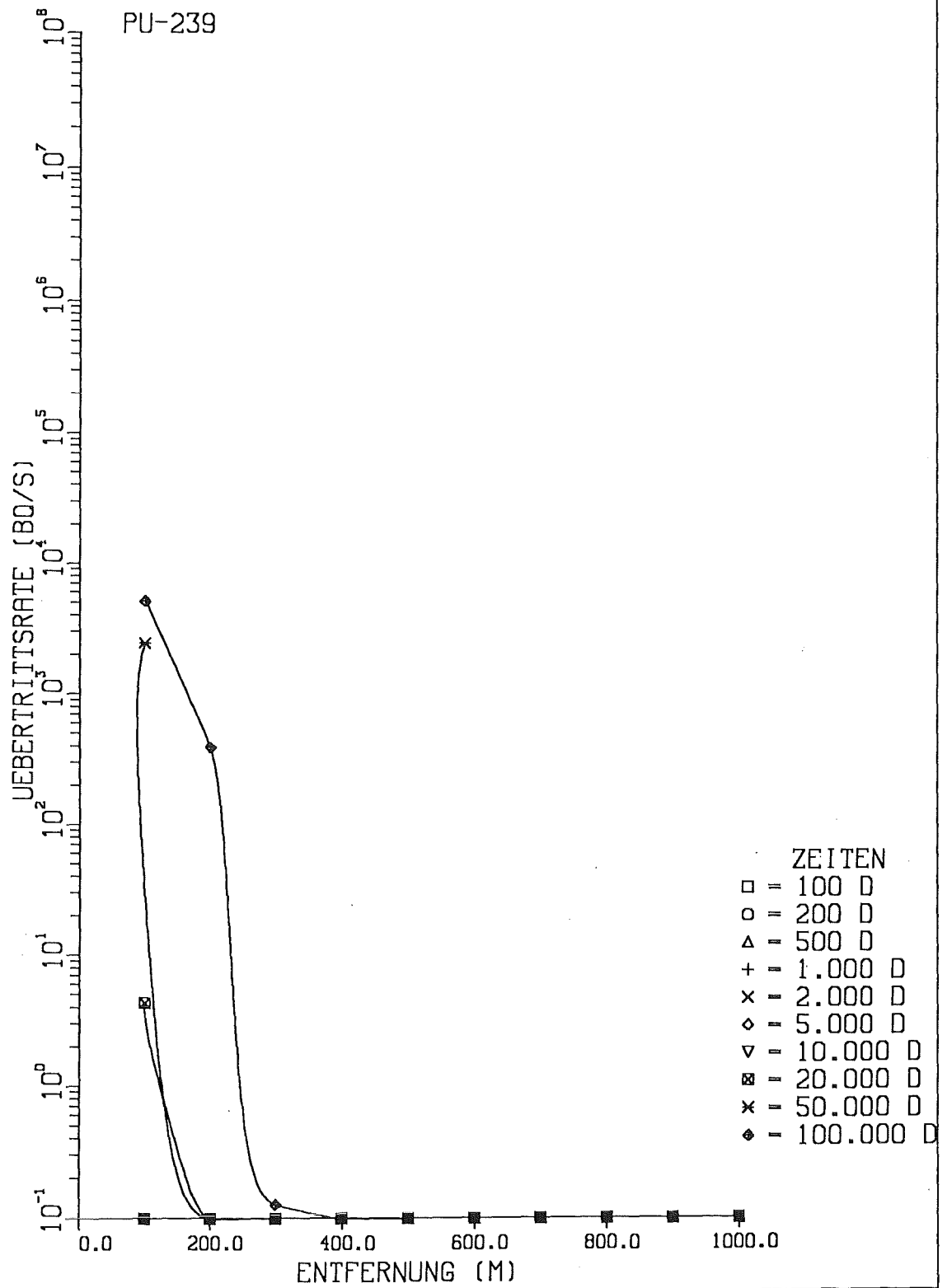


Abb.7.11.c: Aktivitäts-Übertrittsrate von PU-239 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen  
 Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: nach 1000 d

# FLUSSWASSER

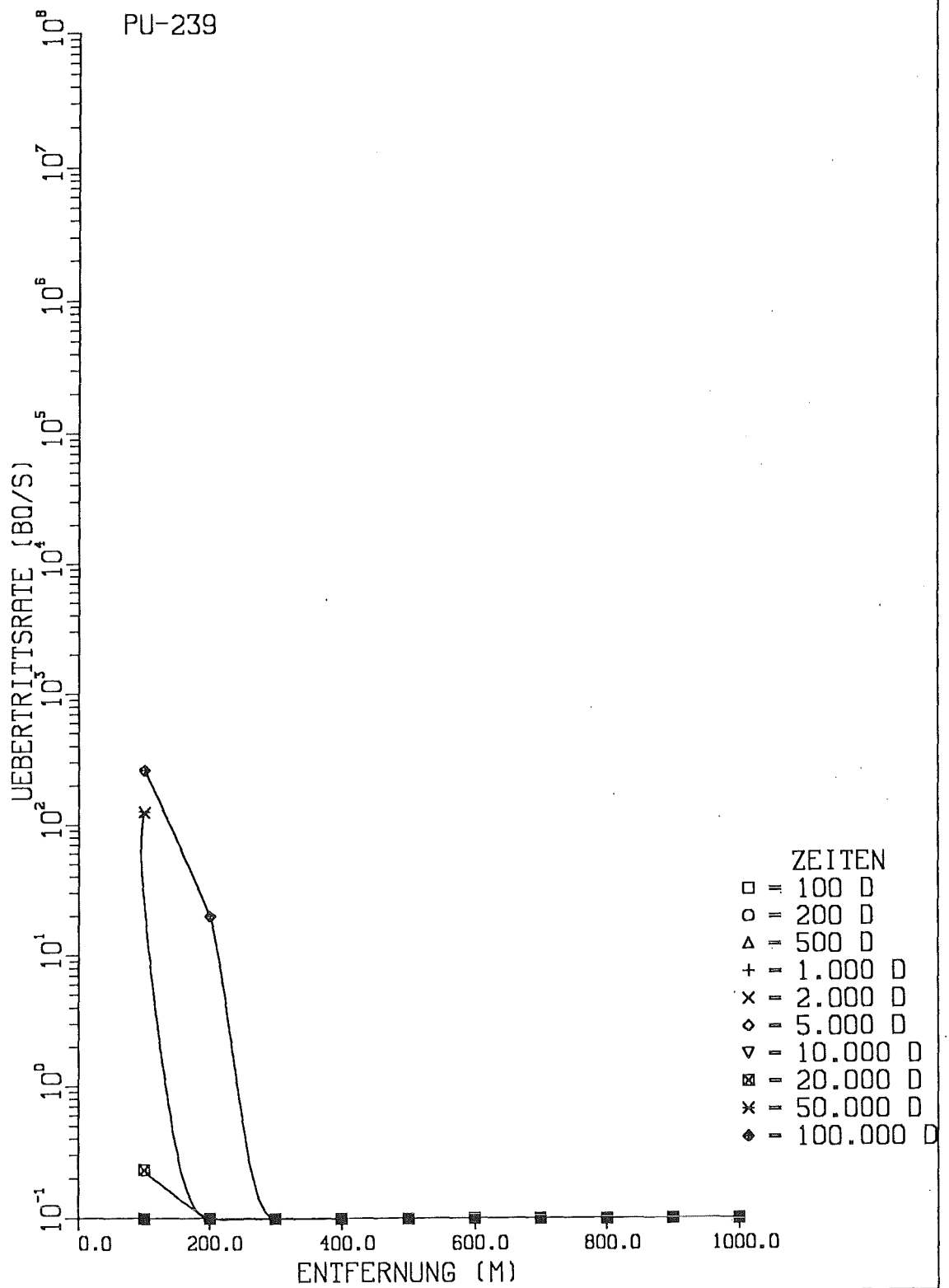


Abb.7.11.d: Aktivitäts-Übertrittsrates von PU-239 in einen Fluß in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitabhängig; Maßnahmen: nach 1000 d

# STRAHLENEXPOSITION

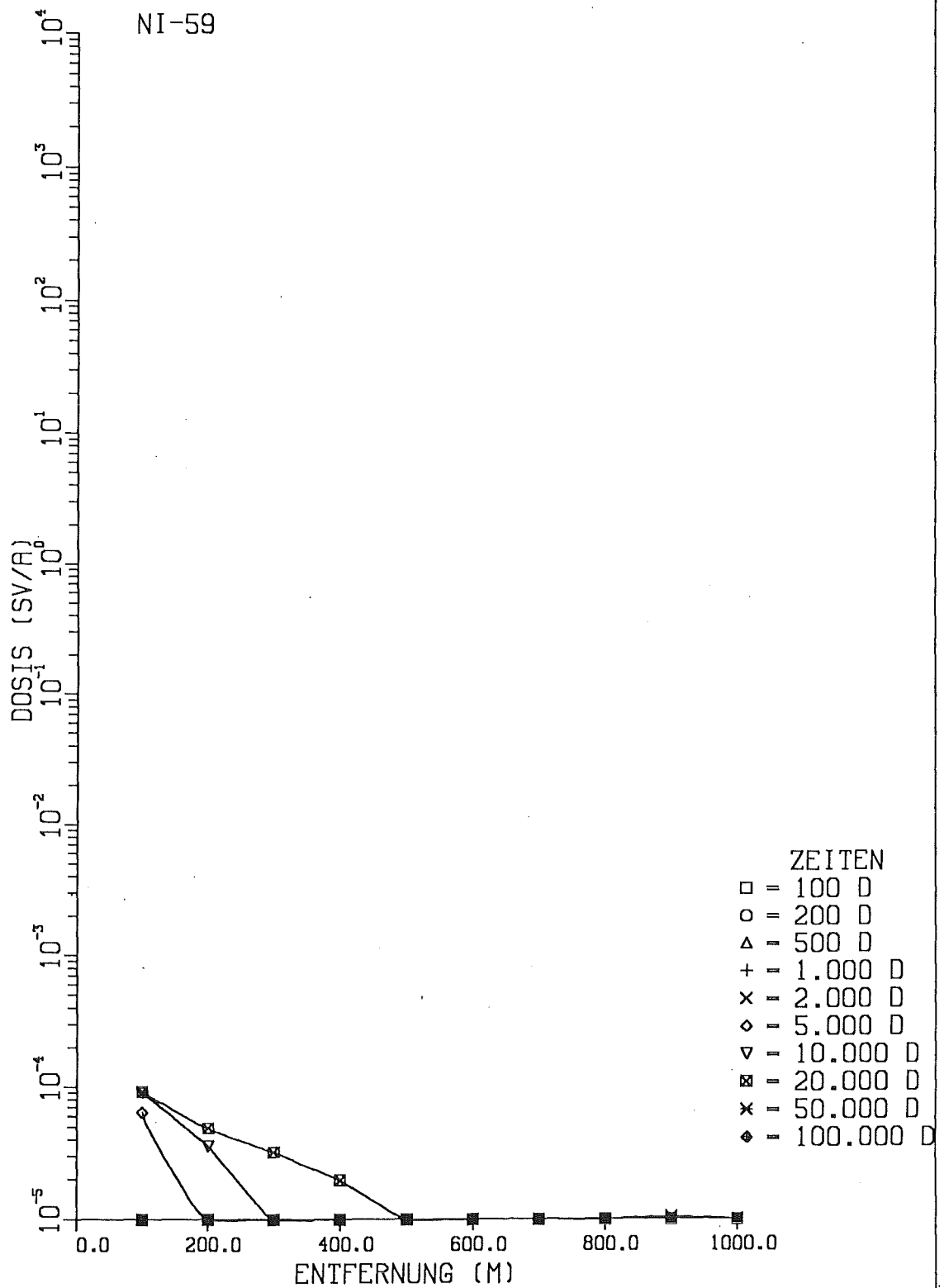


Abb. 8.1: Effektive Jahresäquivalentdosis eines Erwachsenen durch NI-59 für den Expositionspfad: 'Trinkwasser aus Grundwasser' in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# STRAHLENEXPOSITION

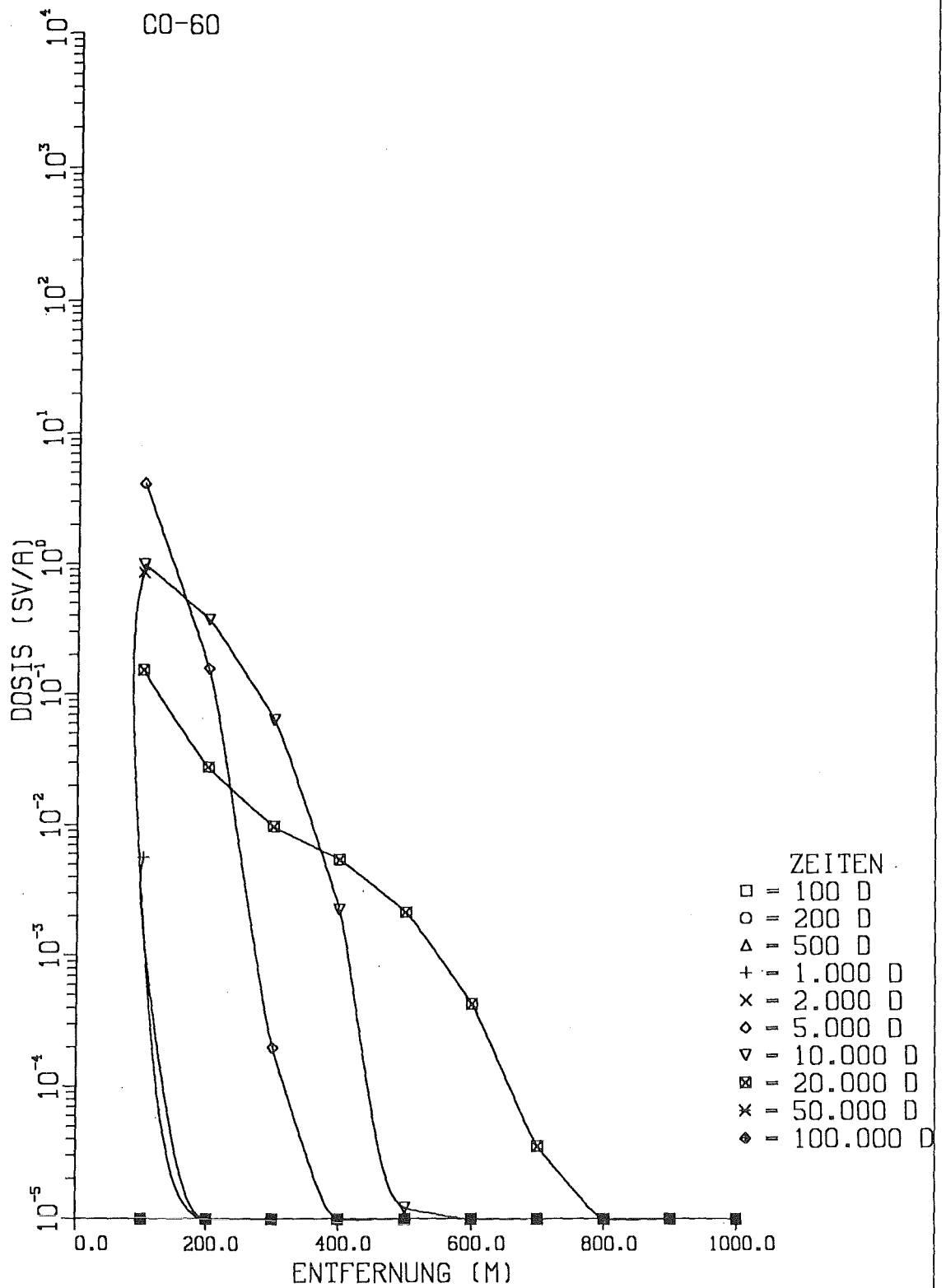


Abb. 8.2: Effektive Jahresäquivalentdosis eines Erwachsenen durch CO-60 für den Expositionspfad: 'Trinkwasser aus Grundwasser' in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# STRAHLENEXPOSITION

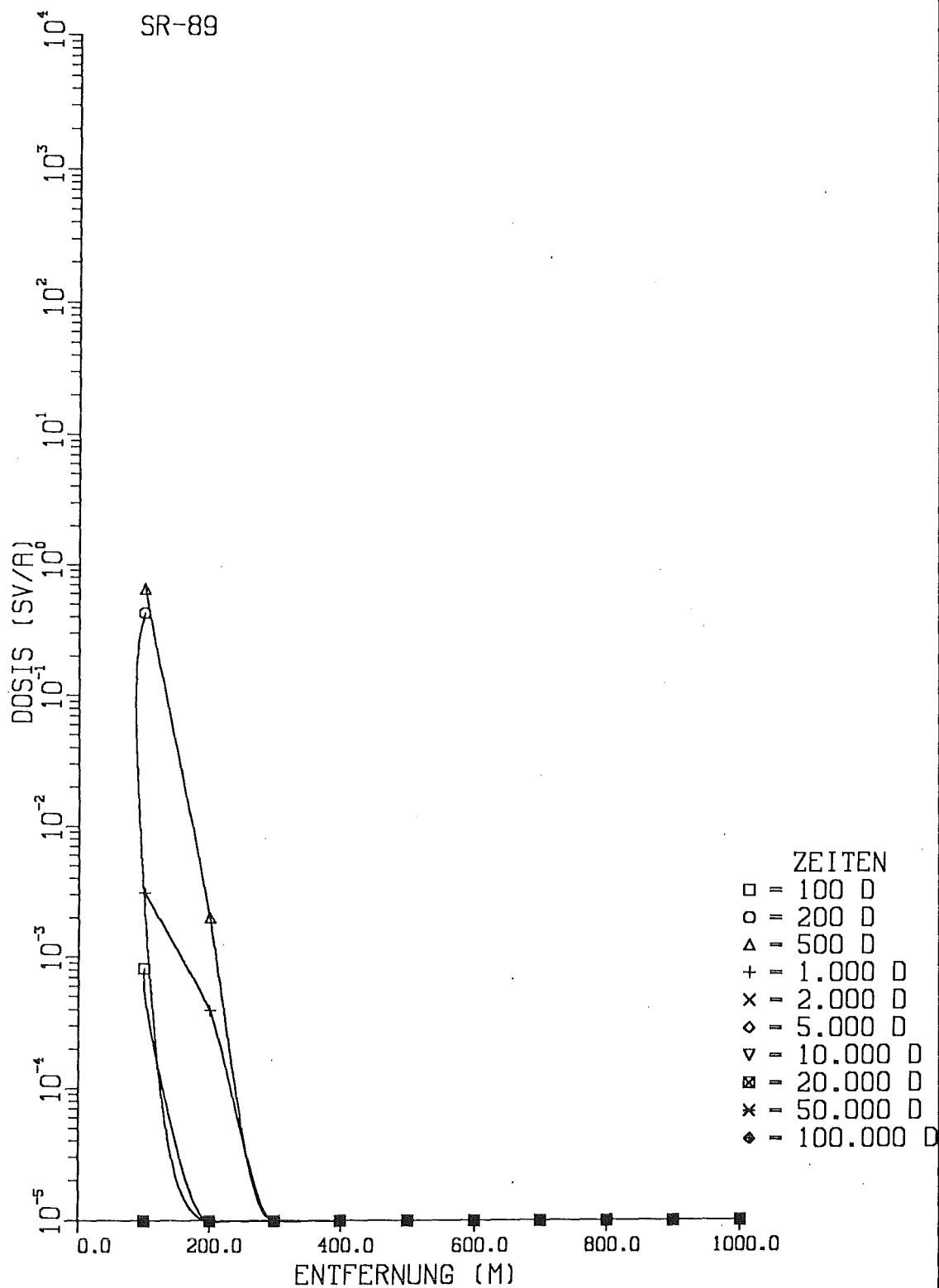


Abb. 8.3: Effektive Jahresäquivalentdosis eines Erwachsenen durch SR-89 für den Expositionspfad: 'Trinkwasser aus Grundwasser' in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine



# STRAHLENEXPOSITION

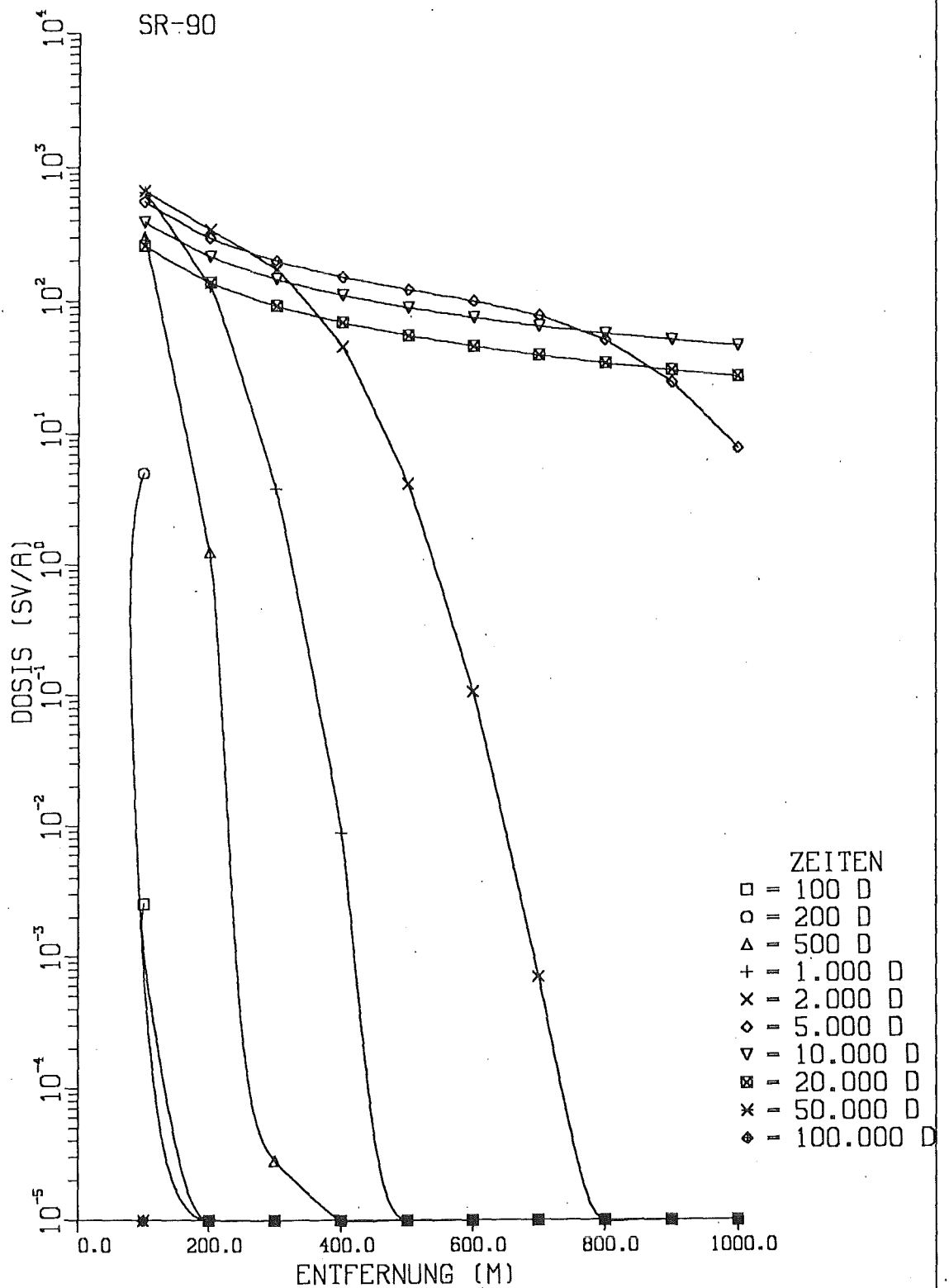


Abb. 8.4: Effektive Jahresäquivalentdosis eines Erwachsenen durch SR-90 für den Expositionspfad: 'Trinkwasser aus Grundwasser' in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# STRAHLENEXPOSITION

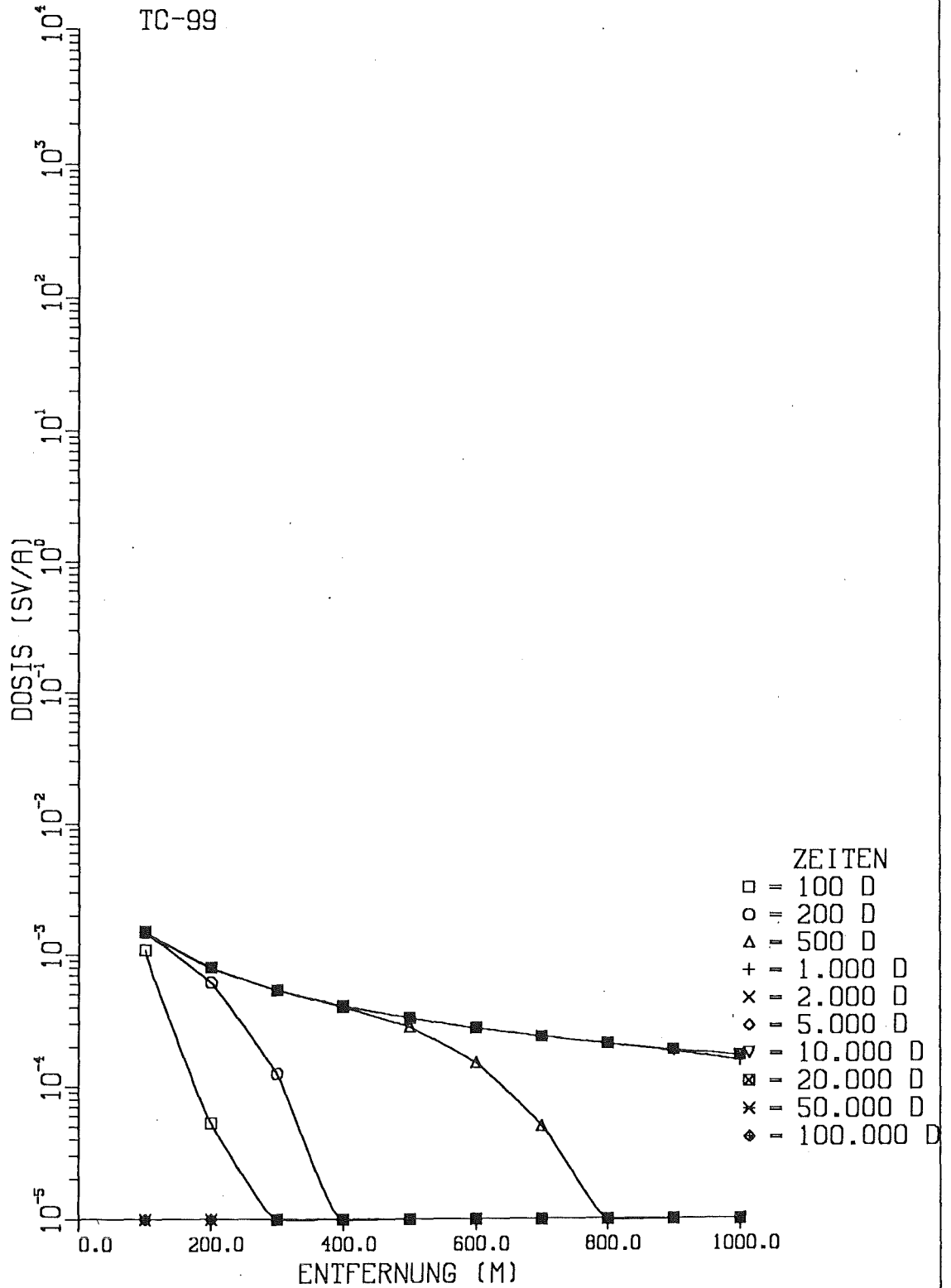


Abb. 8.5: Effektive Jahresäquivalentdosis eines Erwachsenen durch TC-99 für den Expositionspfad: 'Trinkwasser aus Grundwasser' in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# STRAHLENEXPOSITION

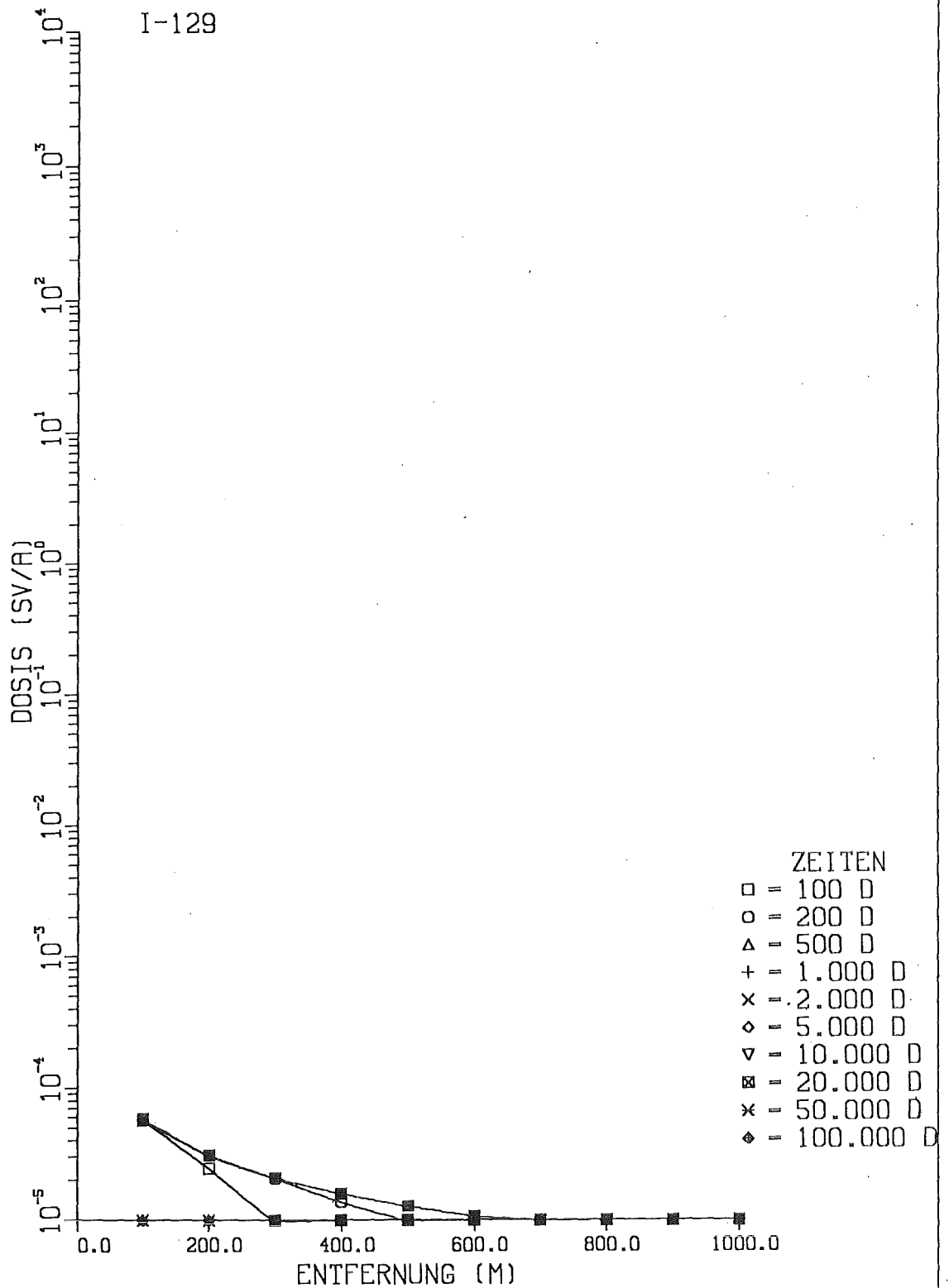


Abb. 8.6: Effektive Jahresäquivalentdosis eines Erwachsenen durch I-129 für den Expositionspfad: 'Trinkwasser aus Grundwasser' in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# STRAHLENEXPOSITION

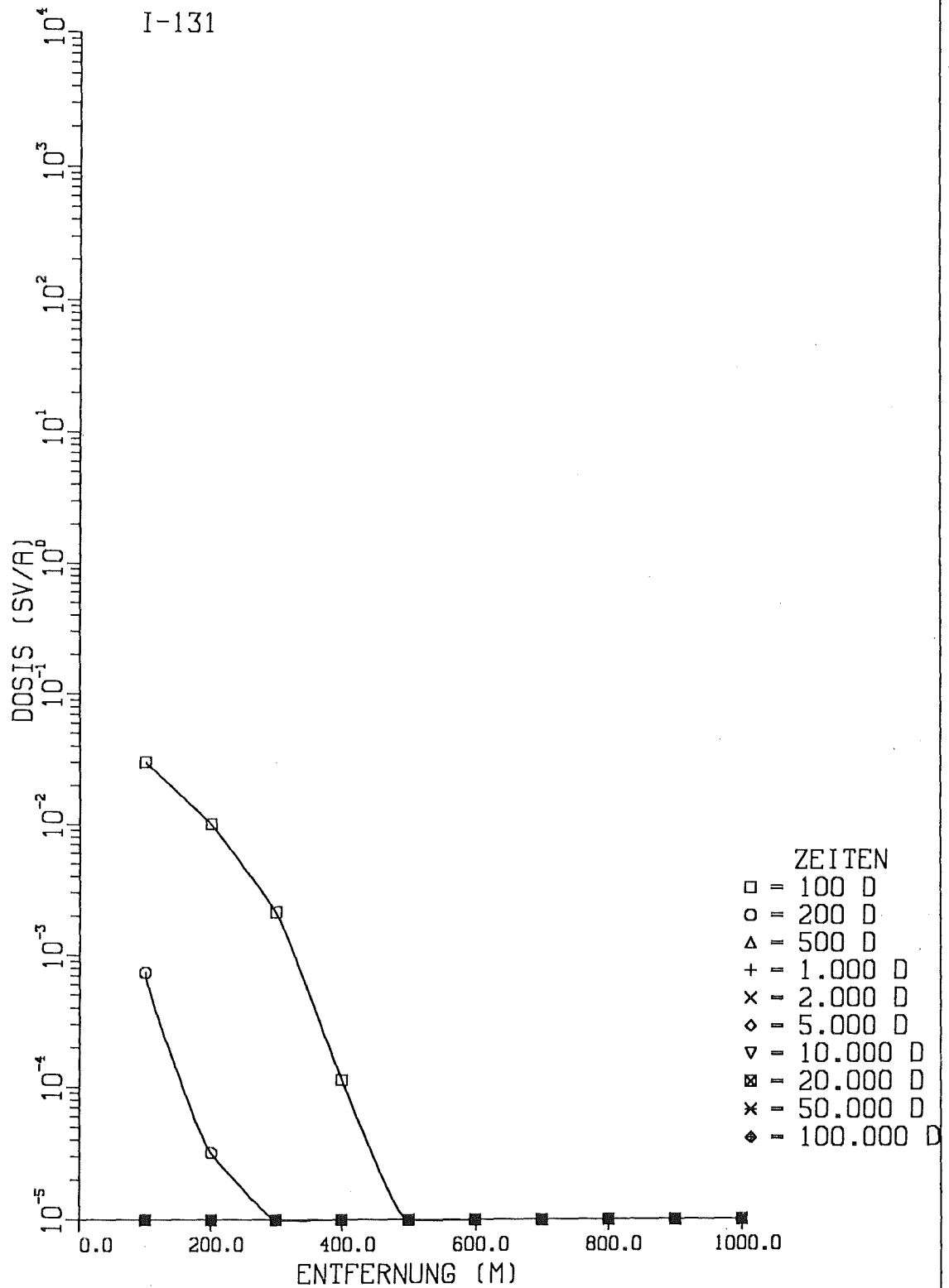


Abb. 8.7: Effektive Jahresäquivalentdosis eines Erwachsenen durch I-131 für den Expositionspfad: 'Trinkwasser aus Grundwasser' in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# STRAHLENEXPOSITION

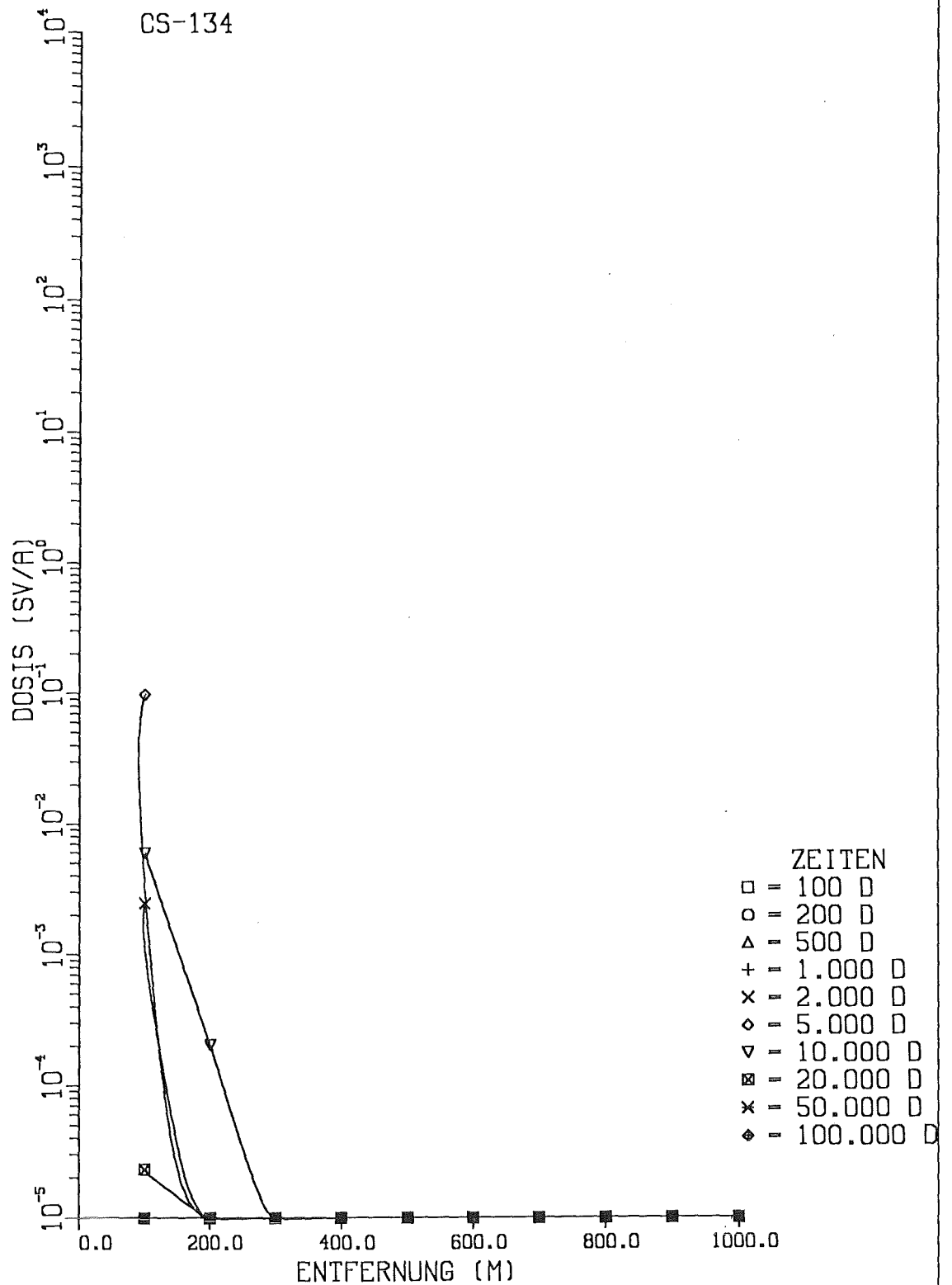


Abb. 8.8: Effektive Jahresäquivalentdosis eines Erwachsenen durch CS-134 für den Expositionspfad: 'Trinkwasser aus Grundwasser' in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# STRAHLENEXPOSITION

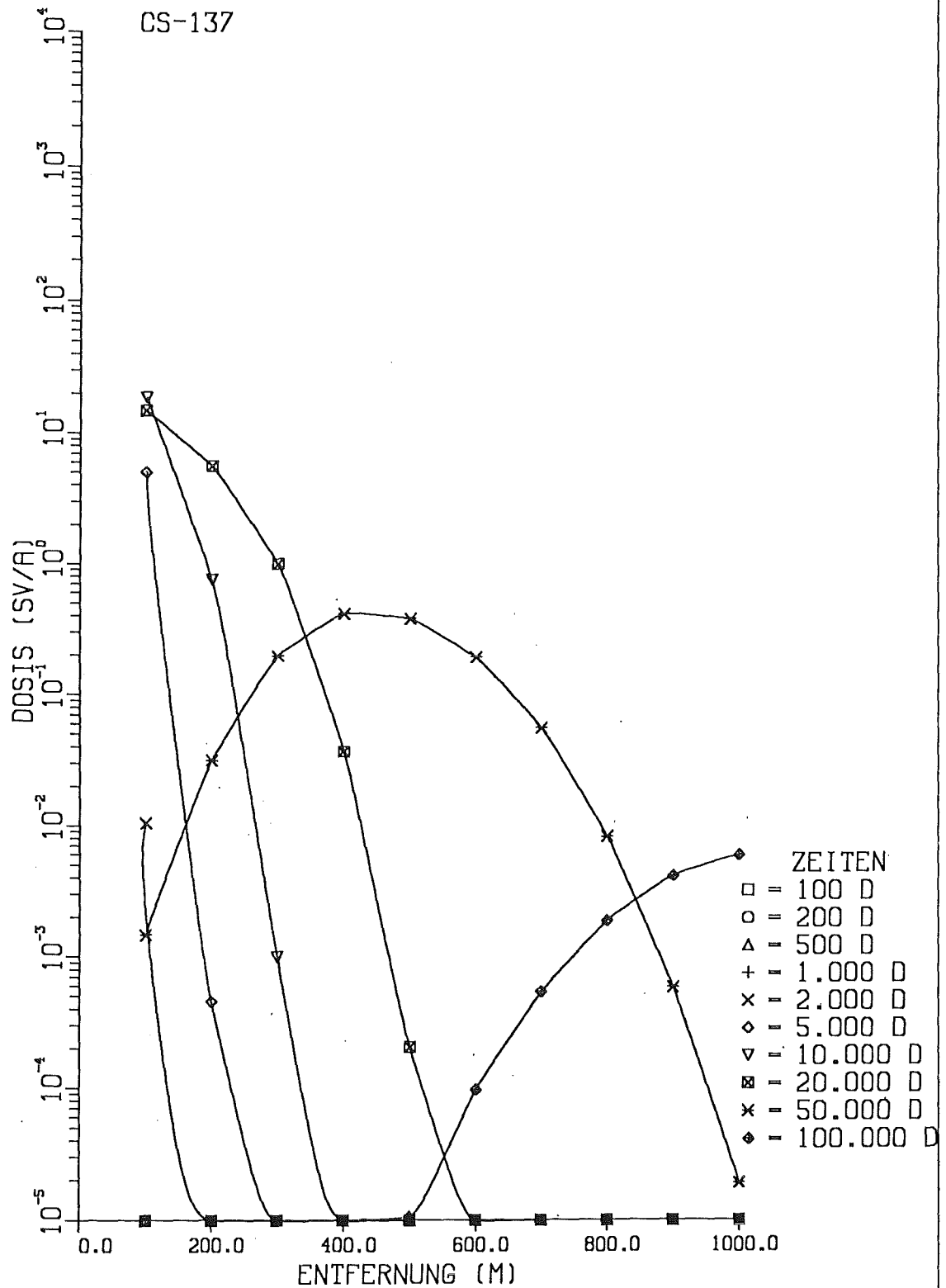


Abb. 8.9: Effektive Jahresäquivalentdosis eines Erwachsenen durch CS-137 für den Expositionspfad:  
 'Trinkwasser aus Grundwasser'  
 in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor  
 für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen  
 Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# STRAHLENEXPOSITION

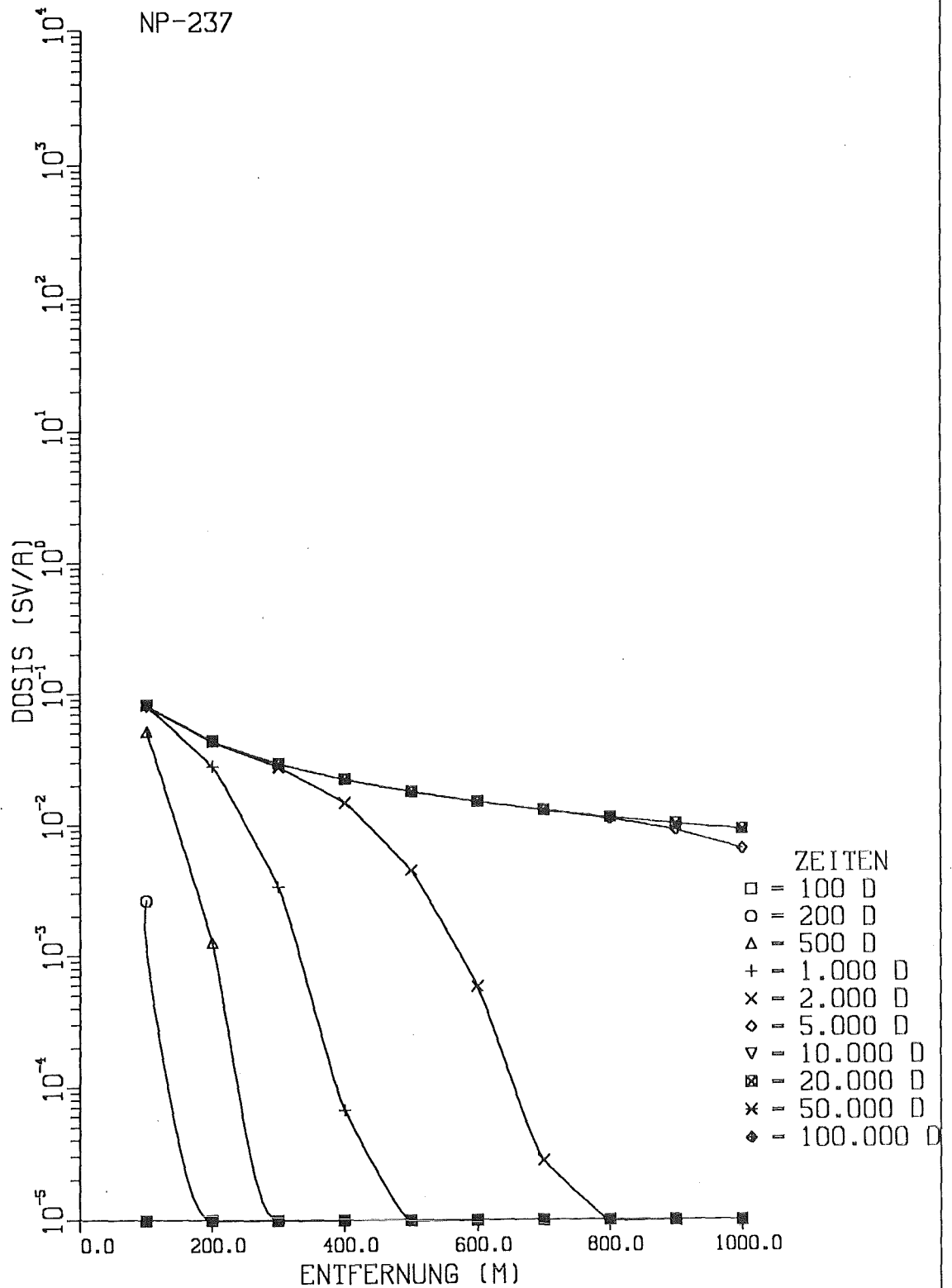


Abb.8.10: Effektive Jahresäquivalentdosis eines Erwachsenen durch NP-237 für den Expositionspfad: 'Trinkwasser aus Grundwasser' in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# STRAHLENEXPOSITION

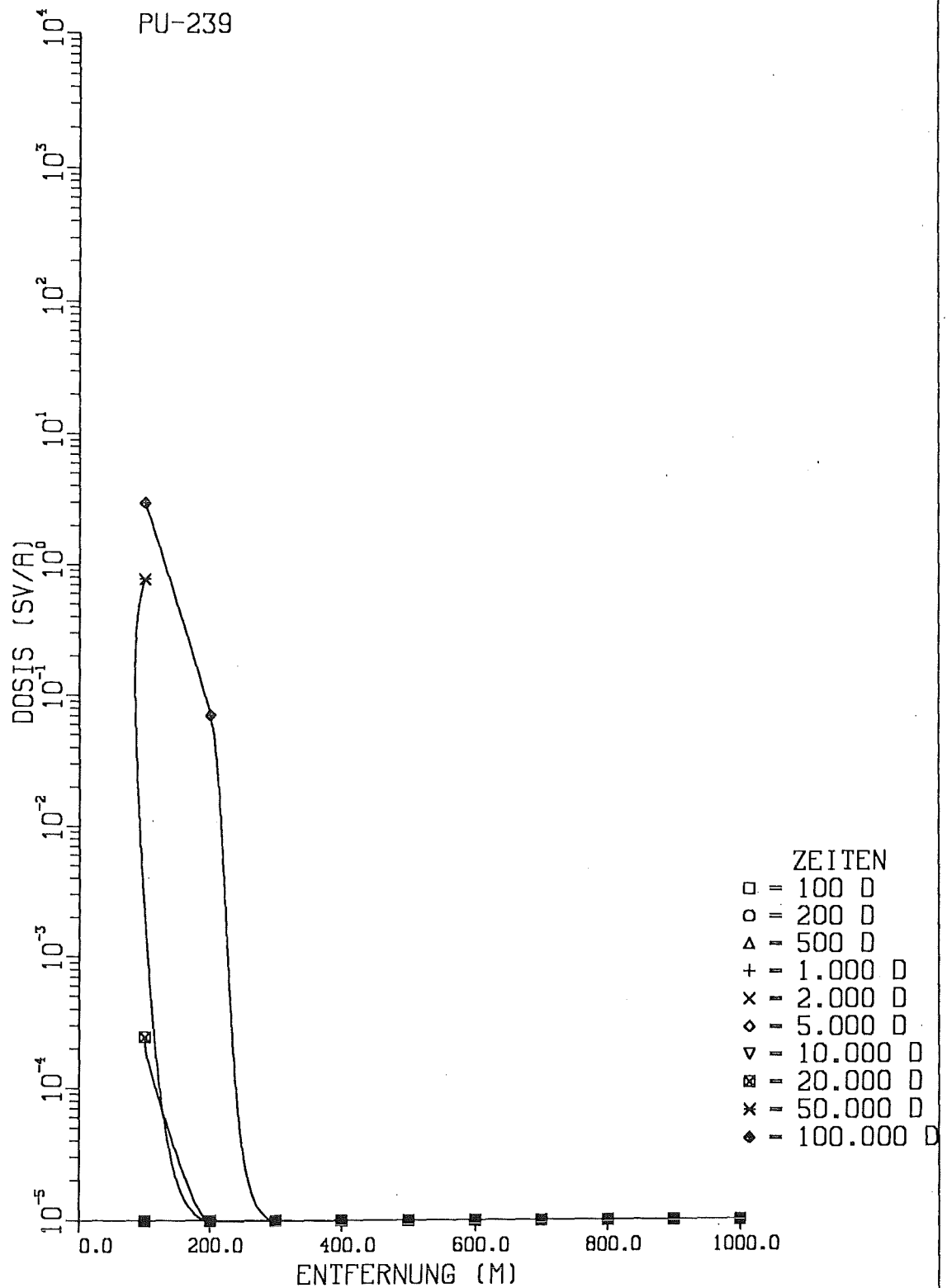


Abb.8.11: Effektive Jahresäquivalentdosis eines Erwachsenen durch PU-239 für den Expositionspfad: 'Trinkwasser aus Grundwasser' in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung; zeitlich konstant; Maßnahmen: keine



# STRAHLENEXPOSITION

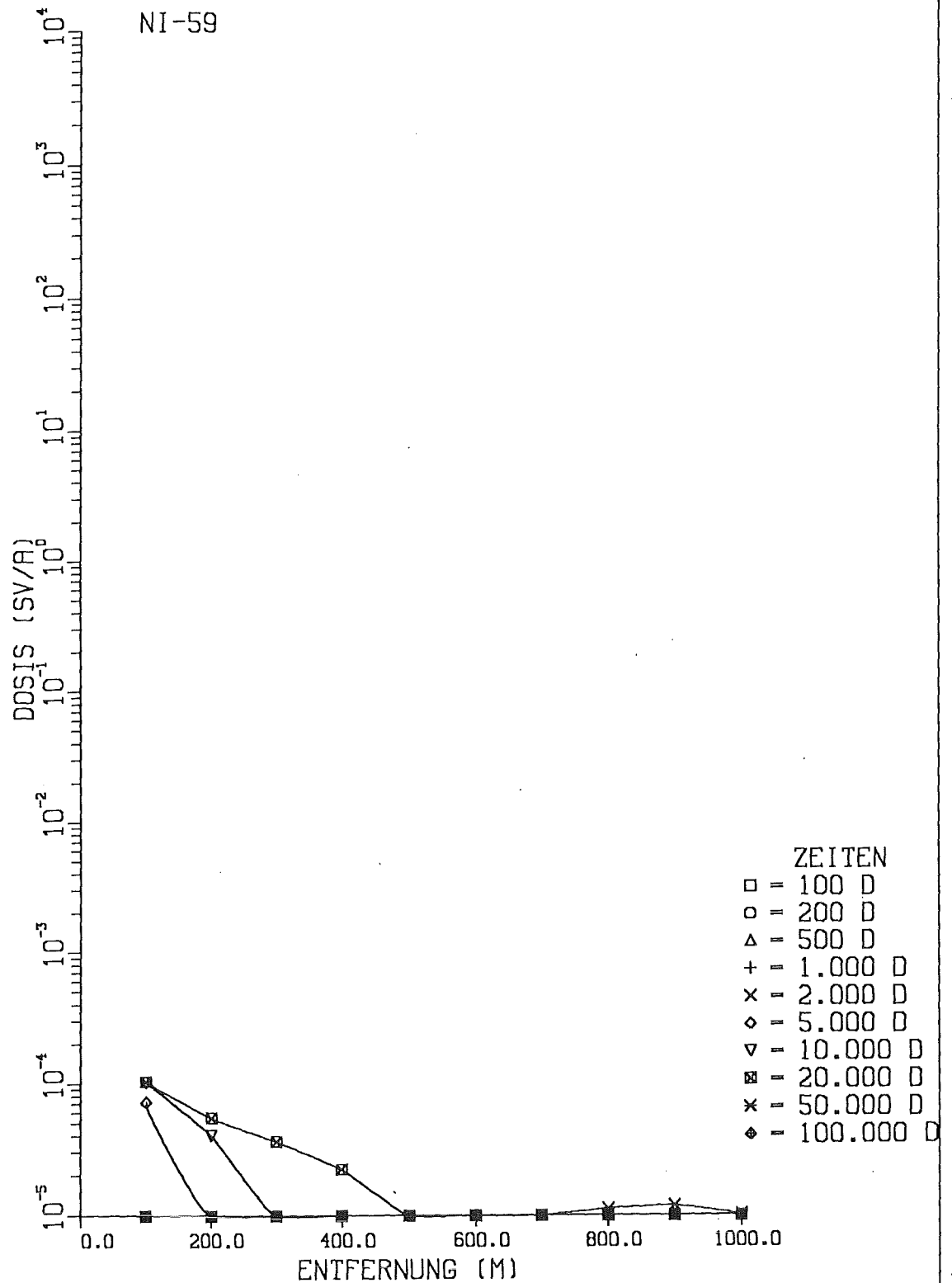


Abb. 9.1: Effektive Jahresäquivalentdosis eines Erwachsenen durch NI-59 für den Expositionspfad: 'Gemüse mit Brunnenwasser beregnet' in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# STRAHLENEXPOSITION

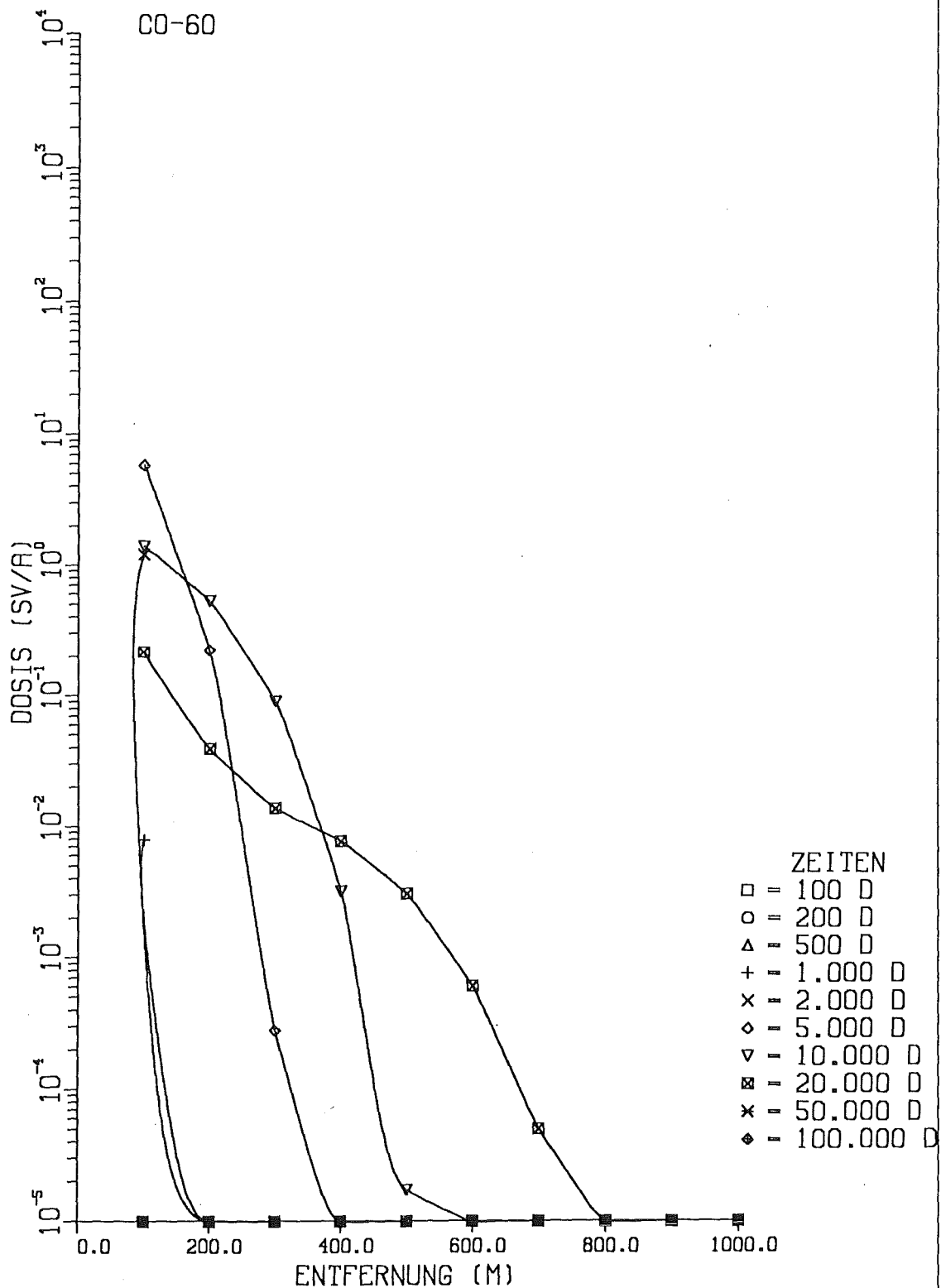


Abb. 9.2: Effektive Jahresäquivalentdosis eines Erwachsenen durch CO-60 für den Expositionspfad: 'Gemüse mit Brunnenwasser beregnet' in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen  
 Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# STRAHLENEXPOSITION

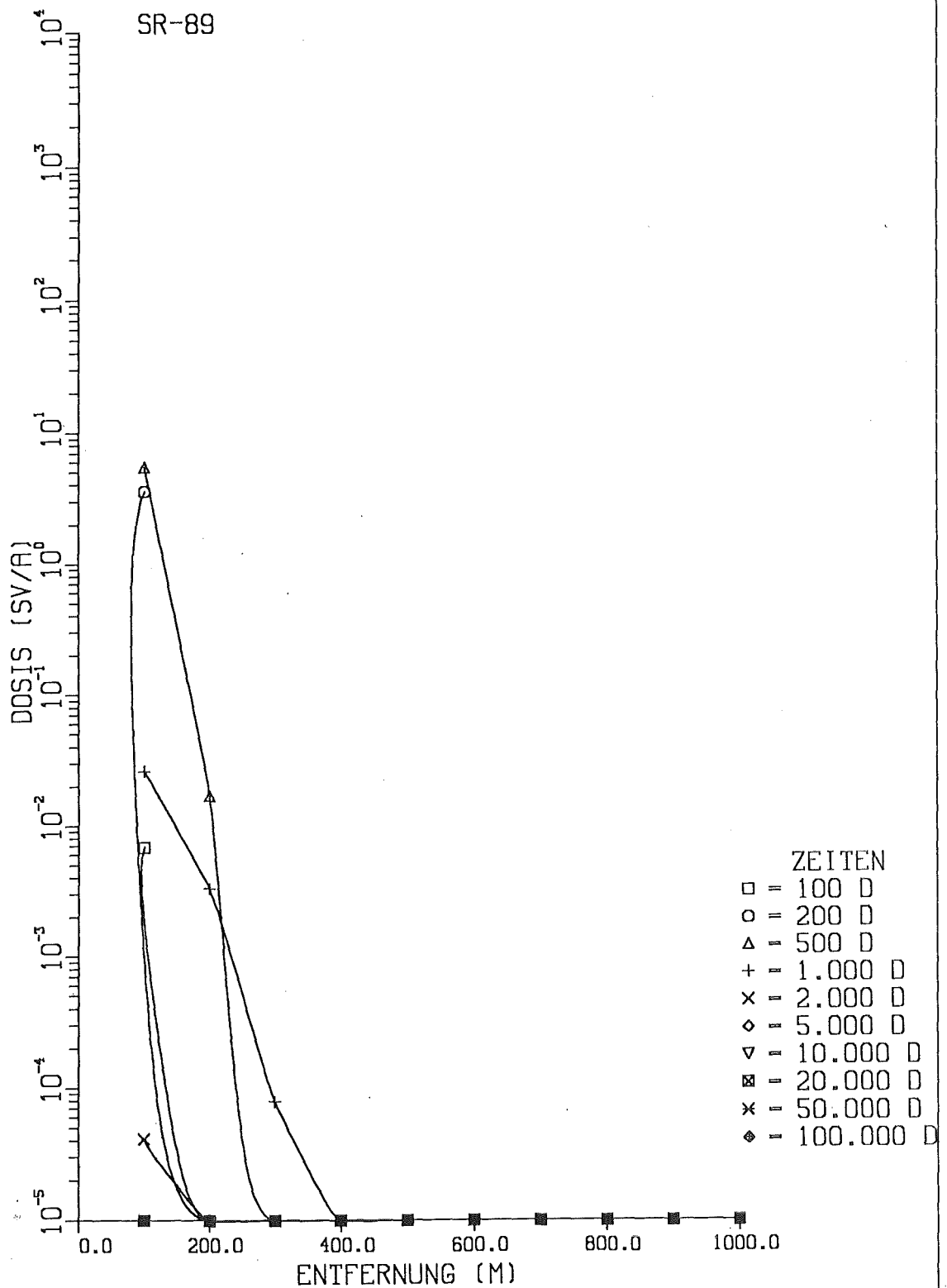


Abb. 9.3: Effektive Jahresäquivalentdosis eines Erwachsenen durch SR-89 für den Expositionspfad: 'Gemüse mit Brunnenwasser beregnet' in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# STRAHLENEXPOSITION

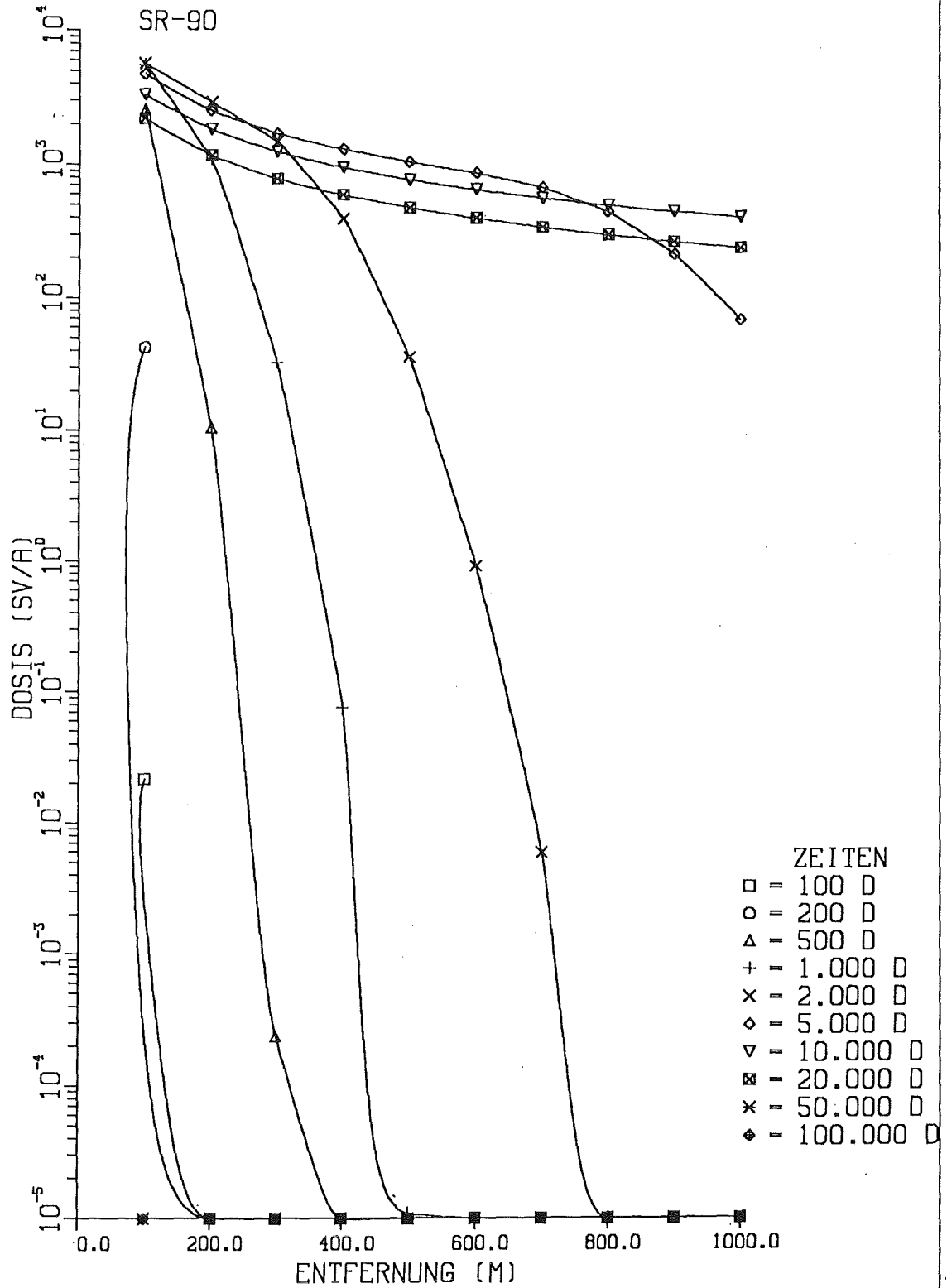


Abb. 9.4: Effektive Jahresäquivalentdosis eines Erwachsenen durch SR-90 für den Expositionspfad: 'Gemüse mit Brunnenwasser beregnet' in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# STRAHLENEXPOSITION

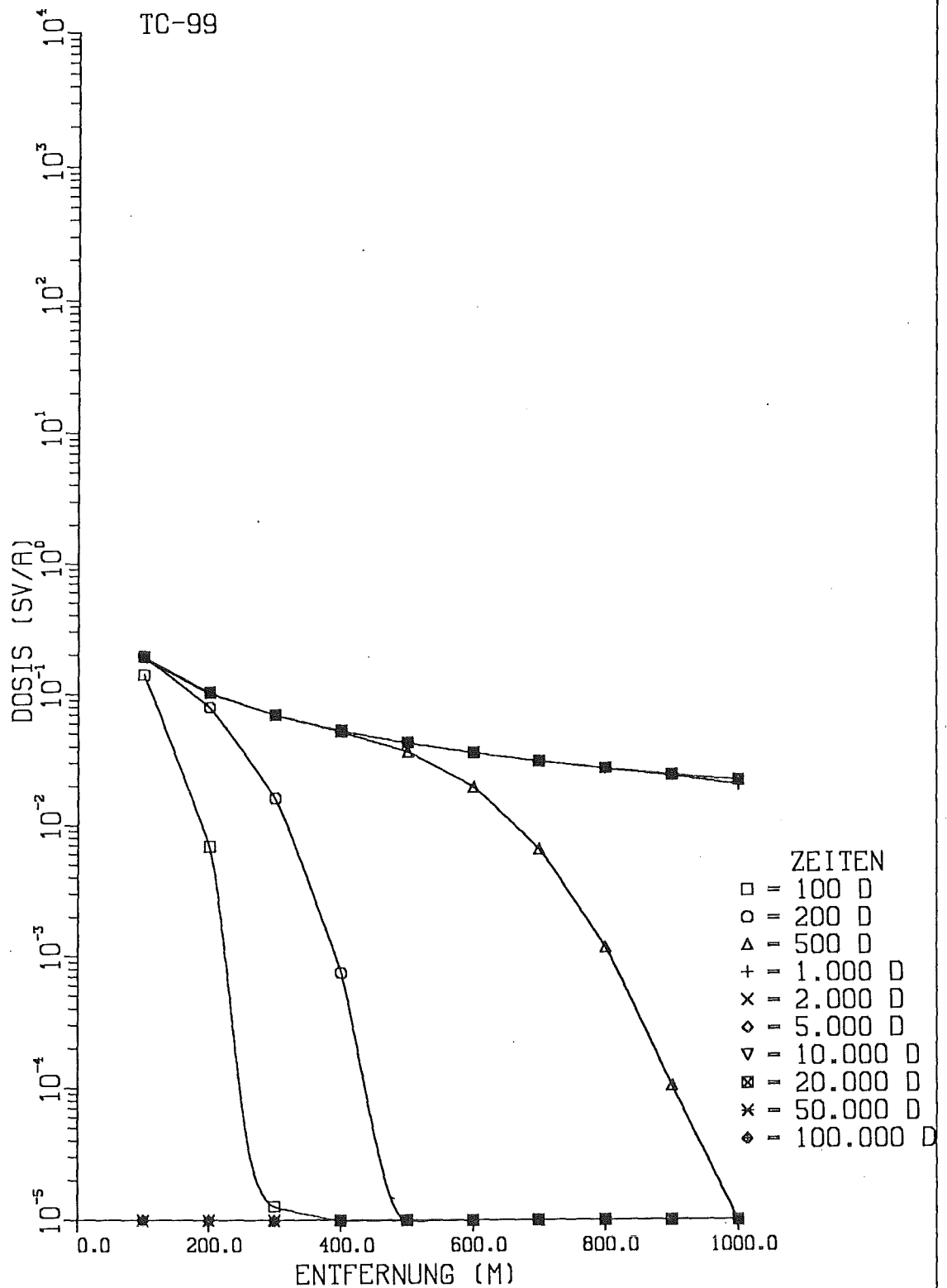


Abb. 9.5: Effektive Jahresäquivalentdosis eines Erwachsenen durch TC-99 für den Expositionspfad: 'Gemüse mit Brunnenwasser beregnet' in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# STRAHLENEXPOSITION

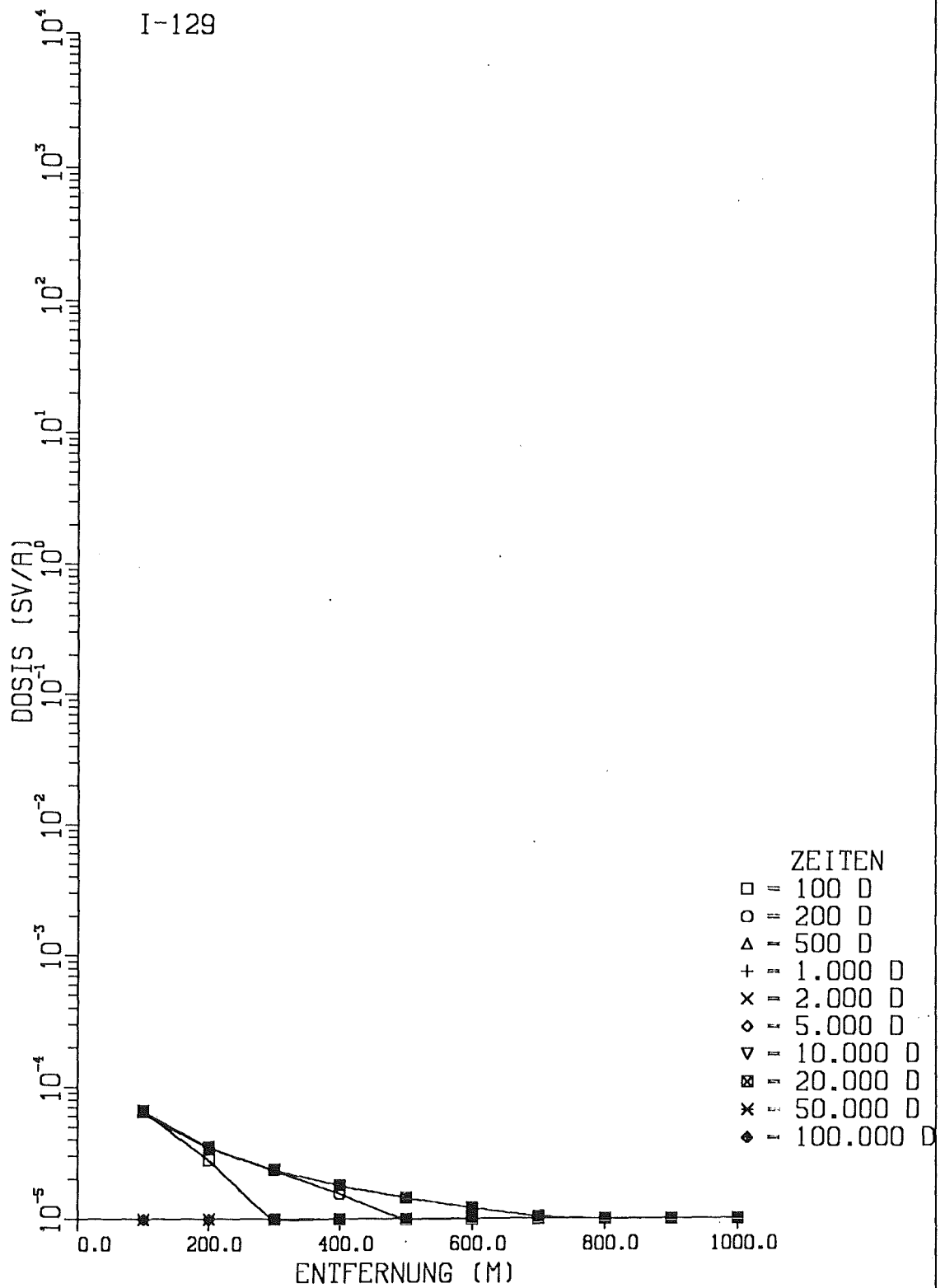


Abb. 9.6: Effektive Jahresäquivalentdosis eines Erwachsenen durch I-129 für den Expositionspfad: 'Gemüse mit Brunnenwasser berechnet' in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# STRAHLENEXPOSITION

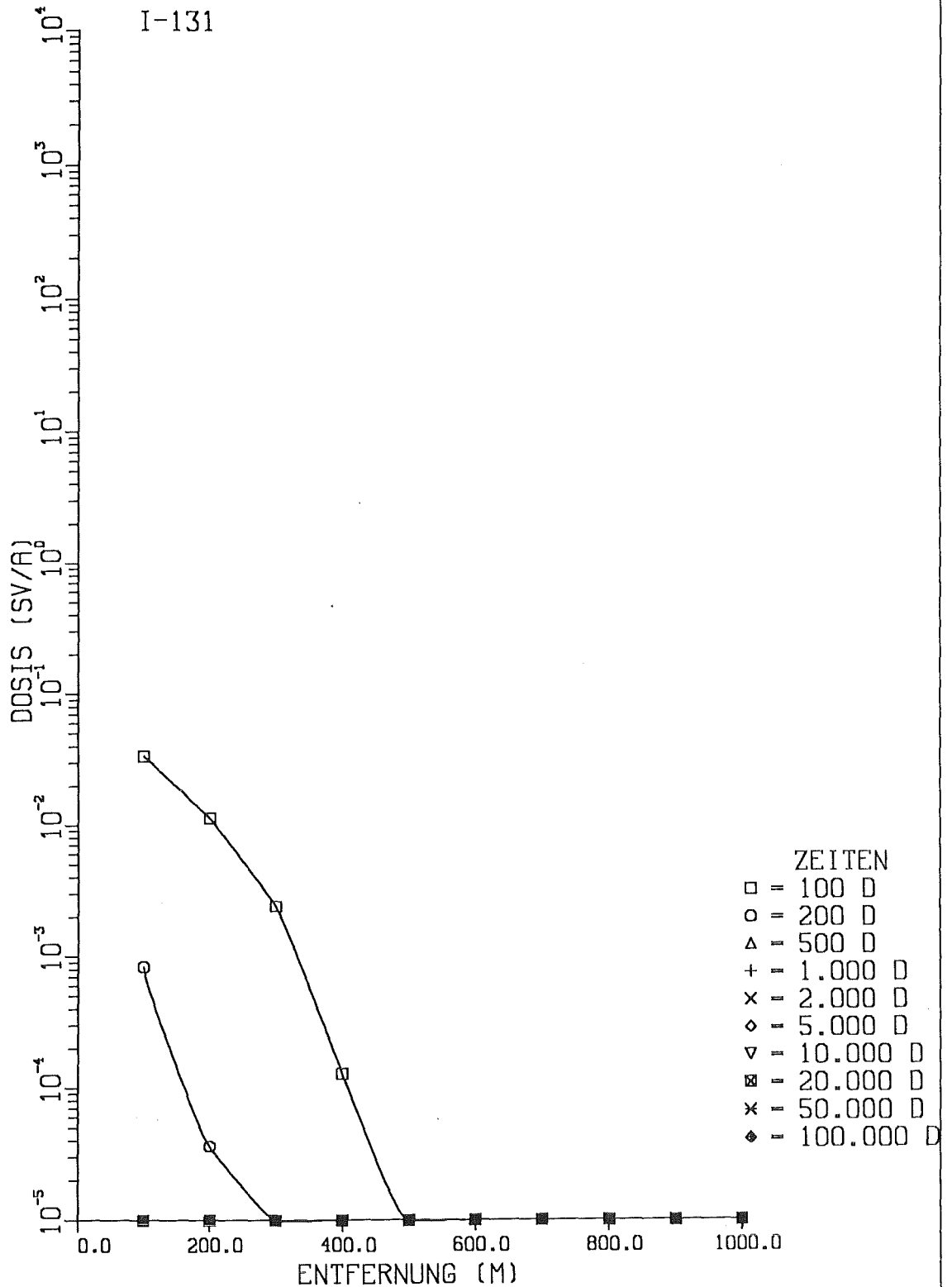


Abb. 9.7: Effektive Jahresäquivalentdosis eines Erwachsenen durch I-131 für den Expositionspfad:  
 'Gemüse mit Brunnenwasser berechnet'  
 in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor  
 für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen  
 Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# STRAHLENEXPOSITION

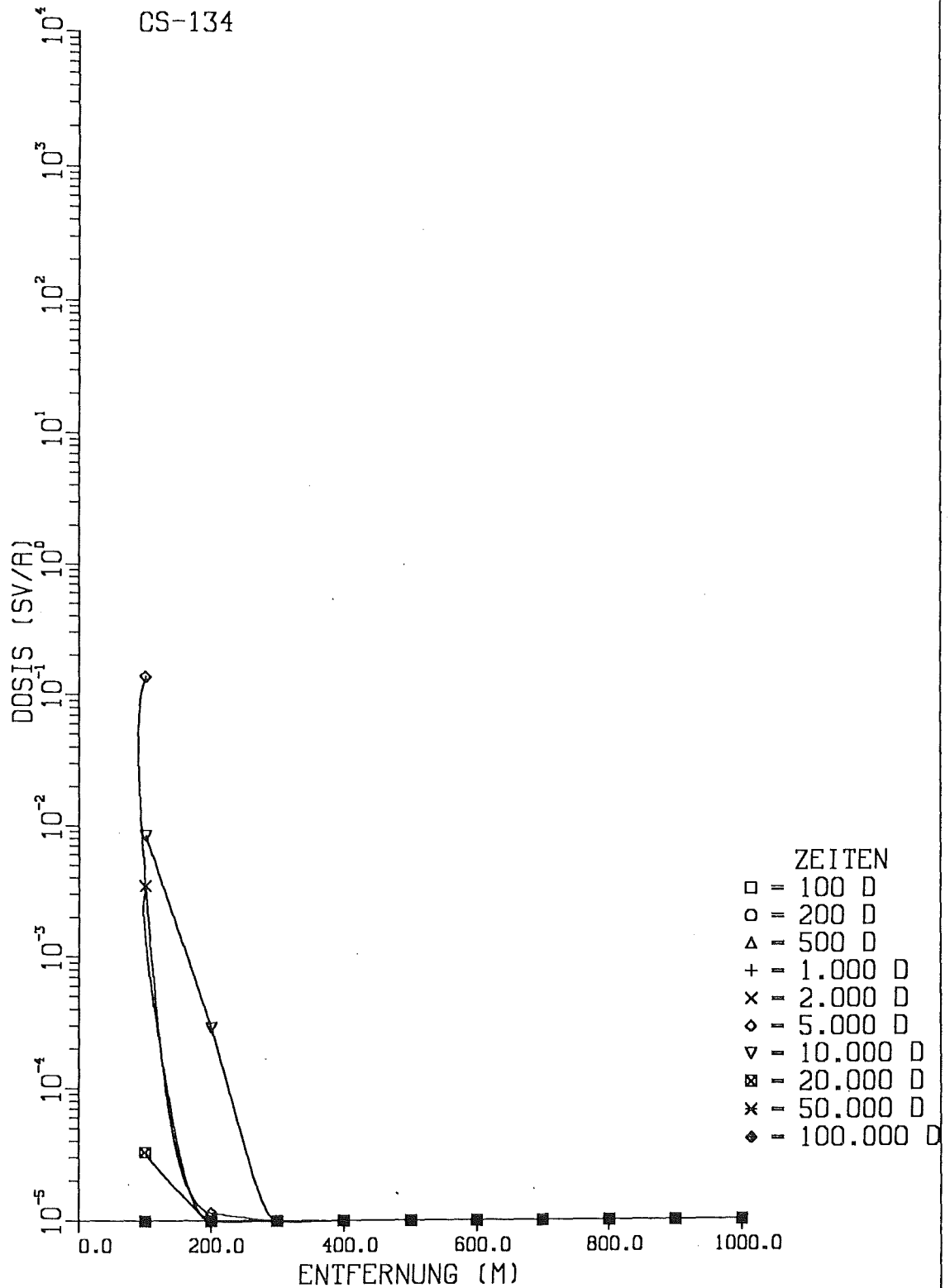


Abb. 9.8: Effektive Jahresäquivalentdosis eines Erwachsenen durch CS-134 für den Expositionspfad: 'Gemüse mit Brunnenwasser beregnet' in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine



# STRAHLENEXPOSITION

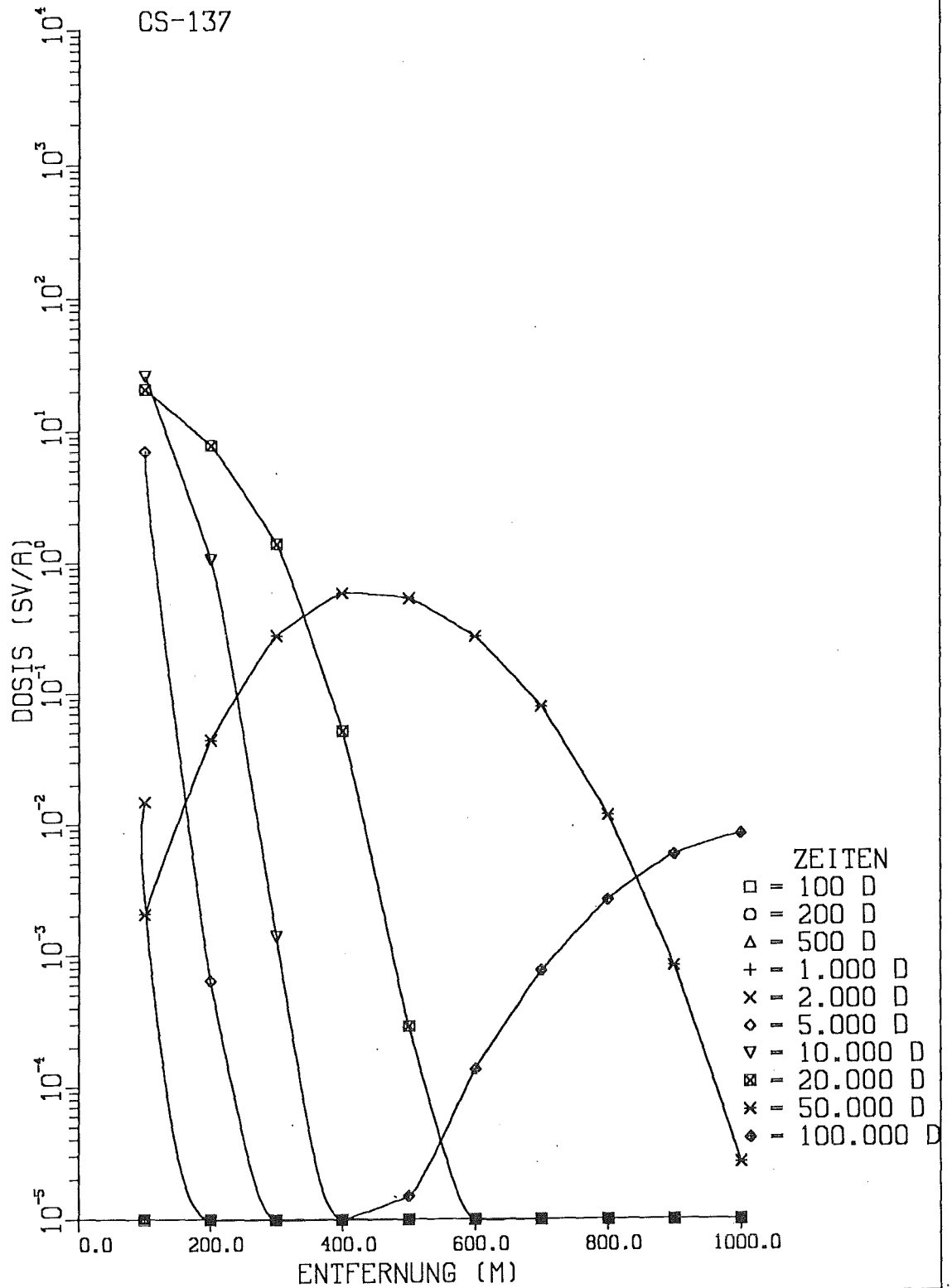


Abb. 9.9: Effektive Jahresäquivalentdosis eines Erwachsenen durch CS-137 für den Expositionspfad: 'Gemüse mit Brunnenwasser beregnet' in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# STRAHLENEXPOSITION

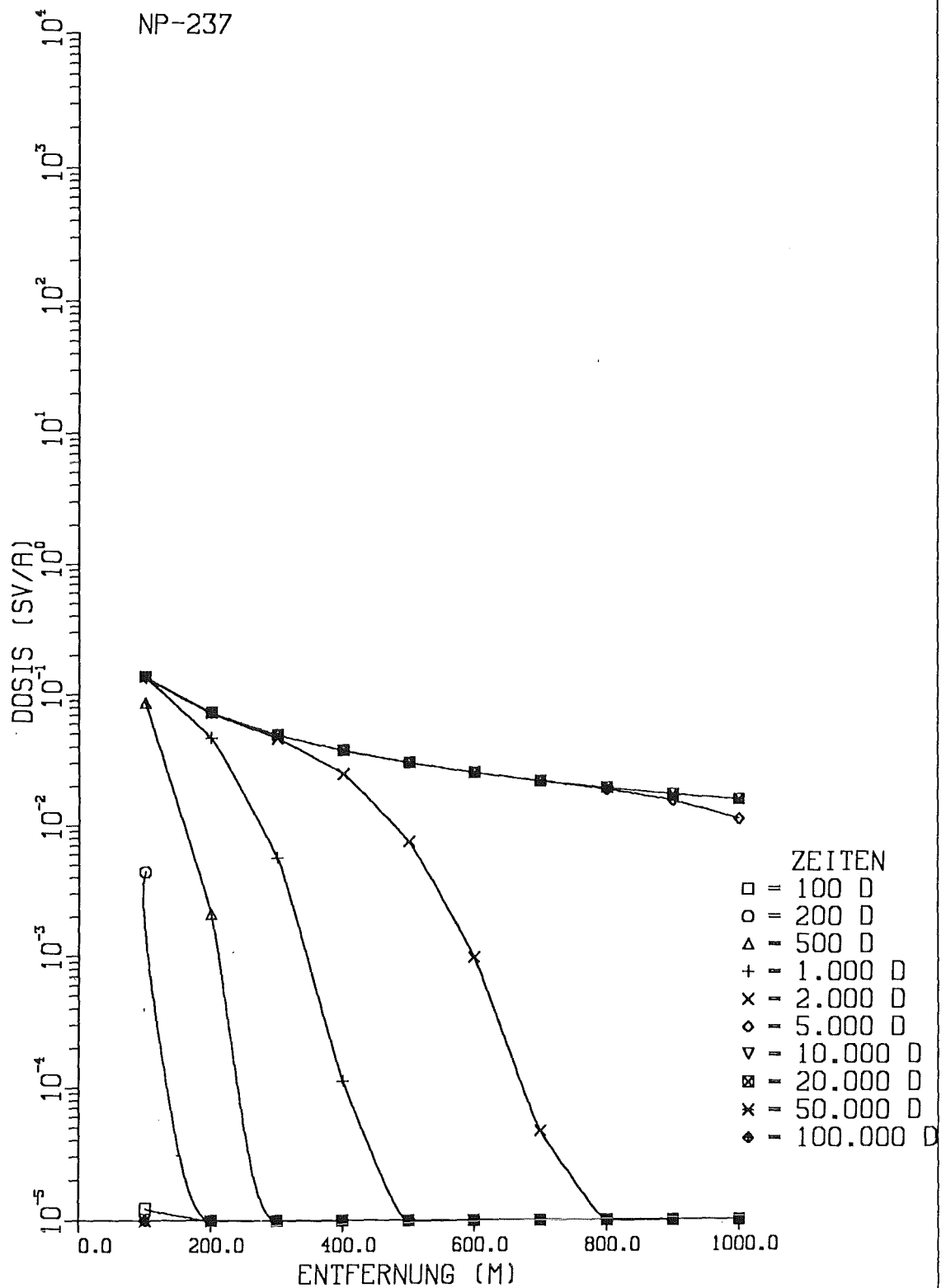


Abb.9.10: Effektive Jahresäquivalentdosis eines Erwachsenen durch NP-237 für den Expositionspfad: 'Gemüse mit Brunnenwasser beregnet' in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# STRAHLENEXPOSITION

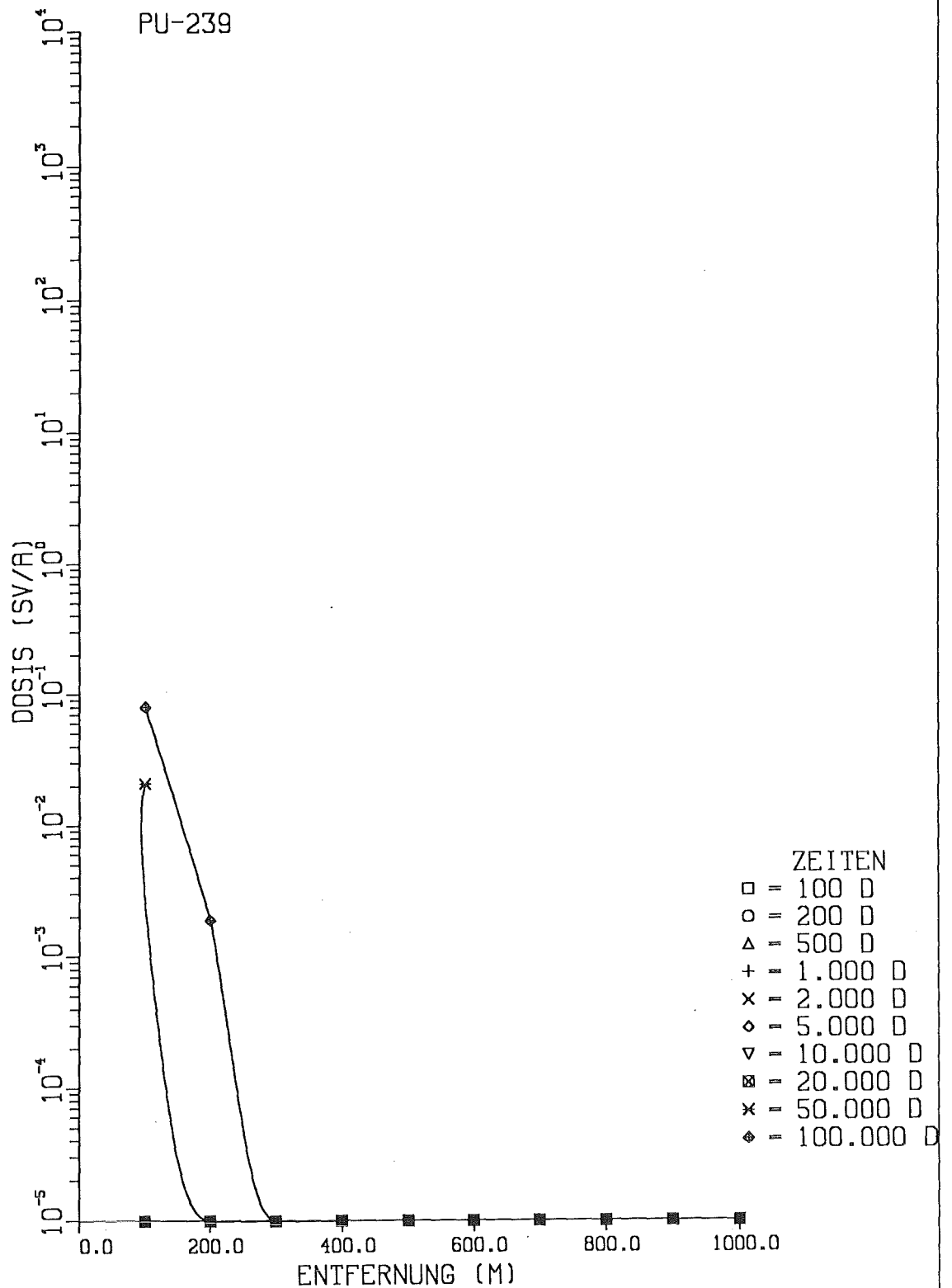


Abb. 9.11: Effektive Jahresäquivalentdosis eines Erwachsenen durch PU-239 für den Expositionspfad: 'Gemüse mit Brunnenwasser berechnet' in Abhängigkeit von der Entfernung Brunnen - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# STRAHLENEXPOSITION

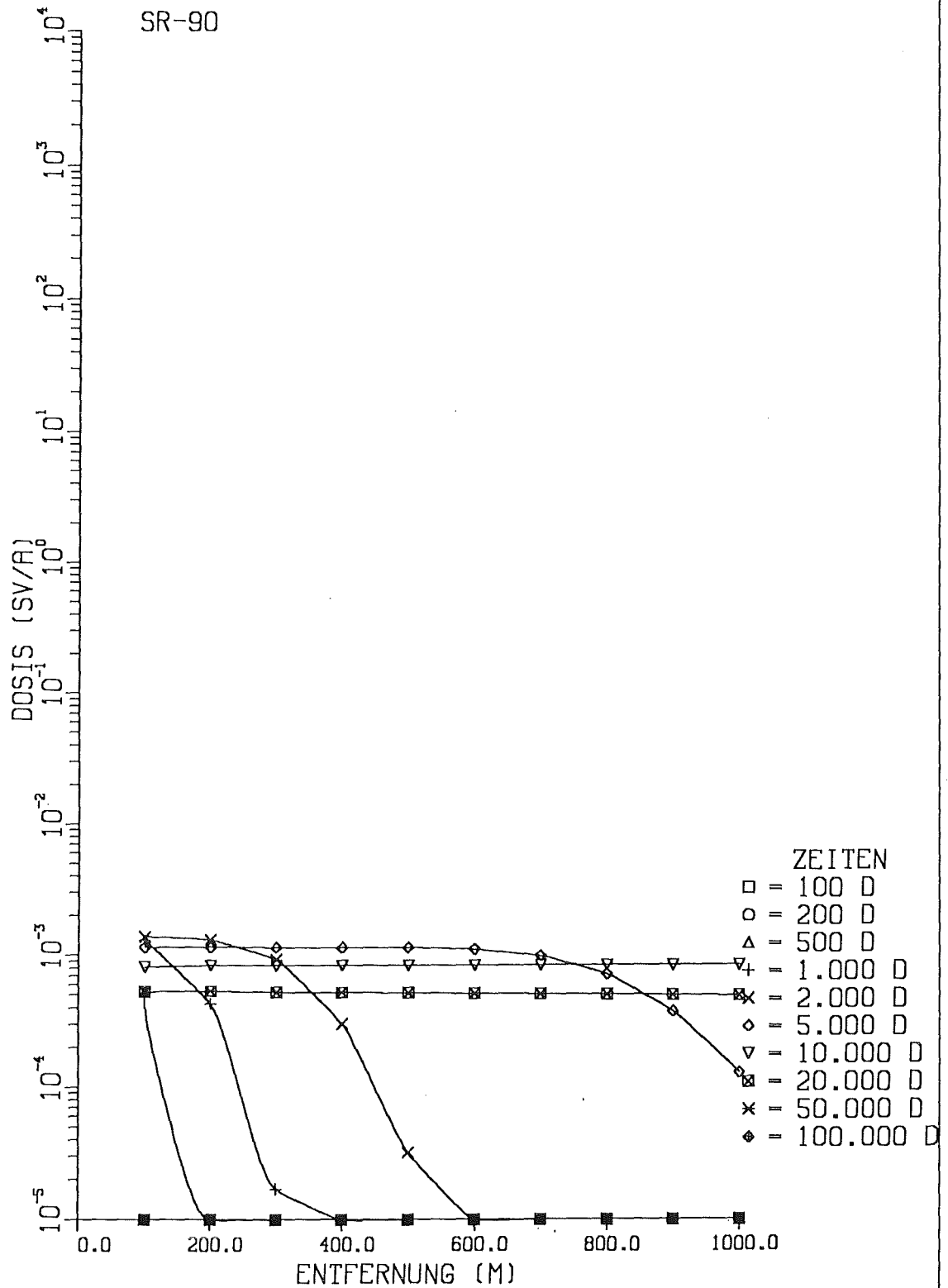


Abb.10.1: Effektive Jahresäquivalentdosis eines Erwachsenen durch Sr-90 für den Expositionspfad: 'Trinkwasser aus Flußwasser' in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# STRAHLENEXPOSITION

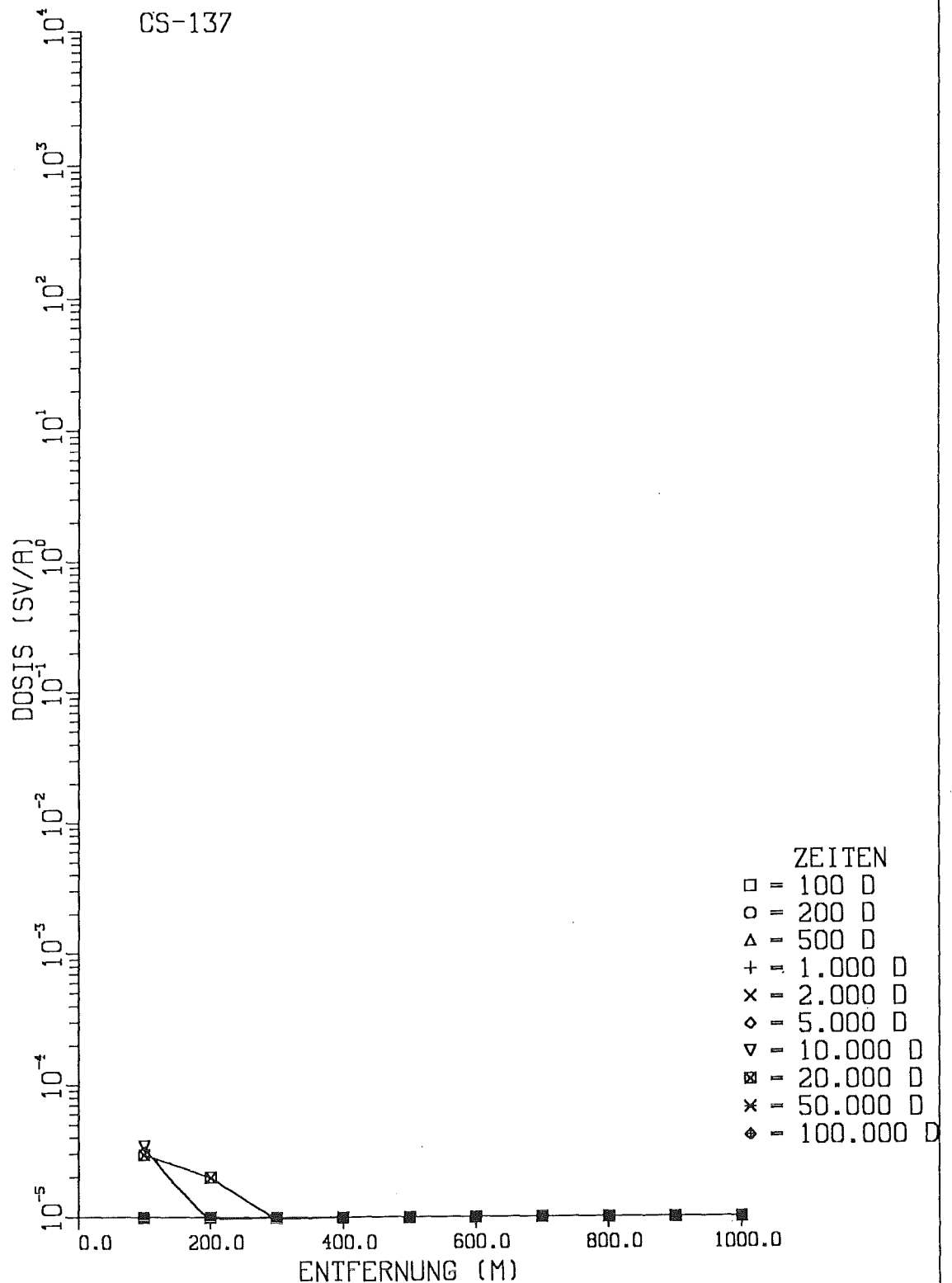


Abb.10.2: Effektive Jahresäquivalentdosis eines Erwachsenen durch Cs-137 für den Expositionspfad: 'Trinkwasser aus Flußwasser' in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# STRAHLENEXPOSITION

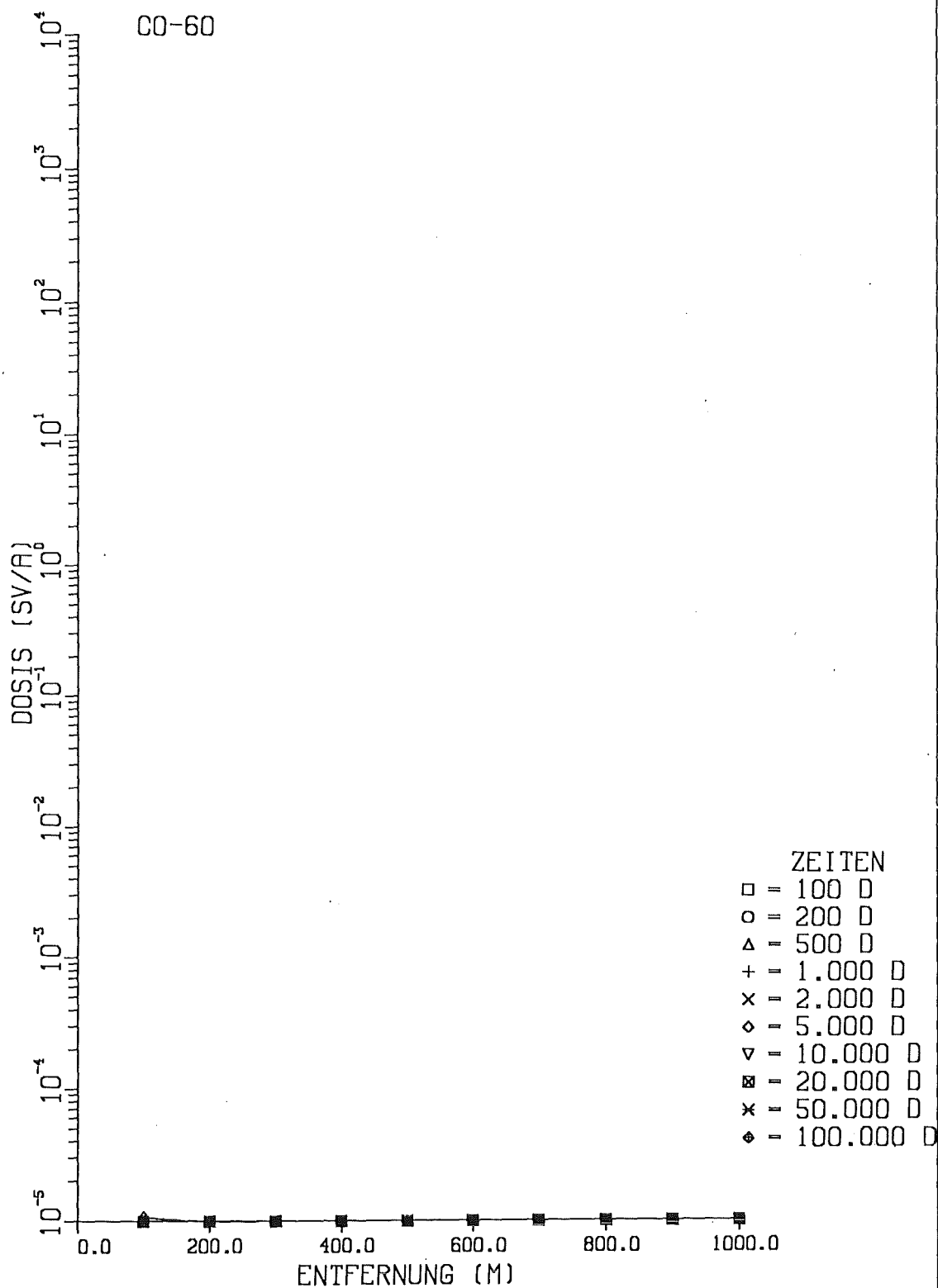


Abb.11.1: Effektive Jahresäquivalentdosis eines Erwachsenen durch Co-60 für den Expositionspfad: 'Gemüse mit Flußwasser beregnet' in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# STRAHLENEXPOSITION

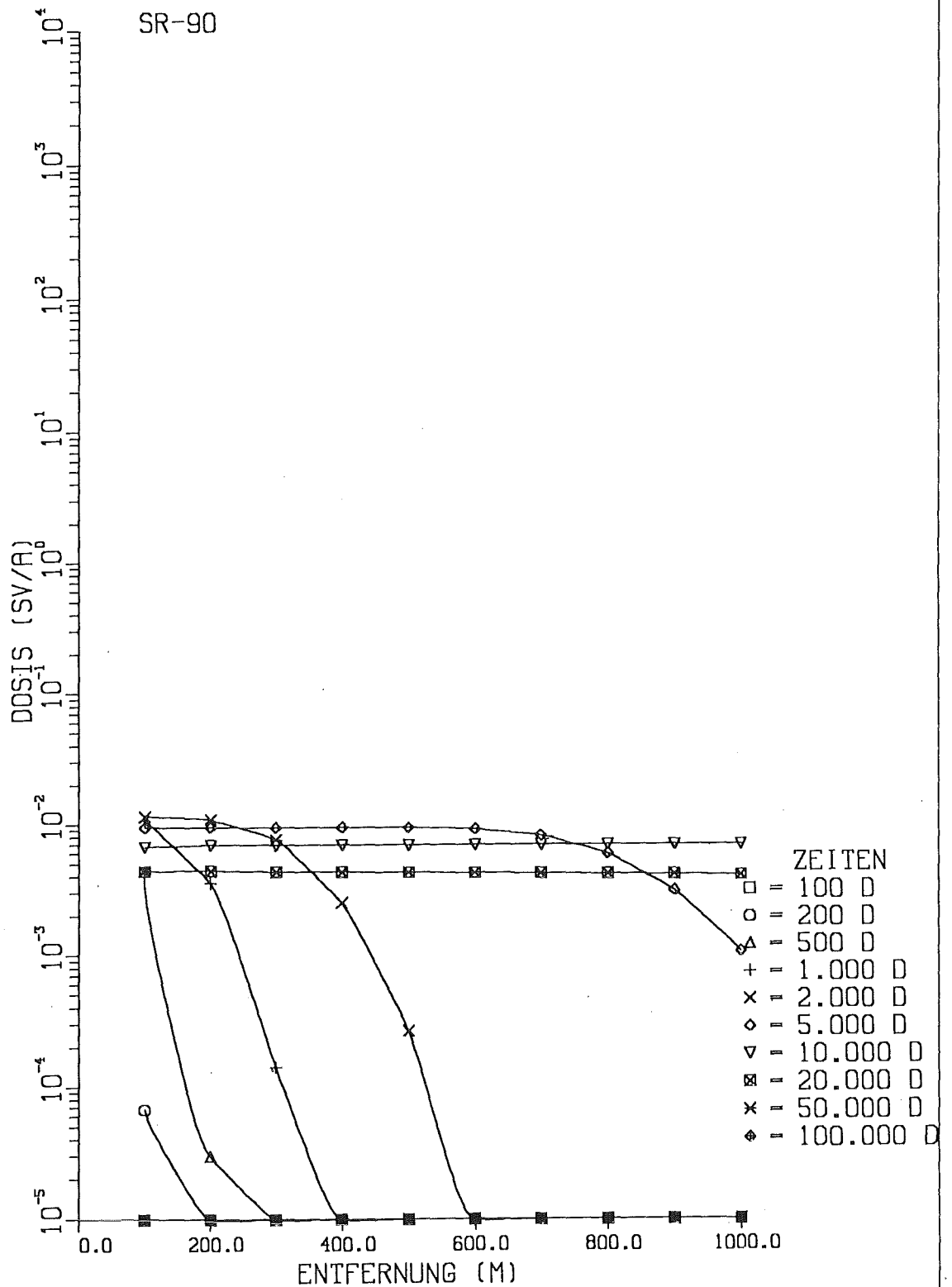


Abb.11.2: Effektive Jahresäquivalentdosis eines Erwachsenen durch Sr-90 den Expositionspfad: 'Gemüse mit Flußwasser beregnet' in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen  
Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# STRAHLENEXPOSITION

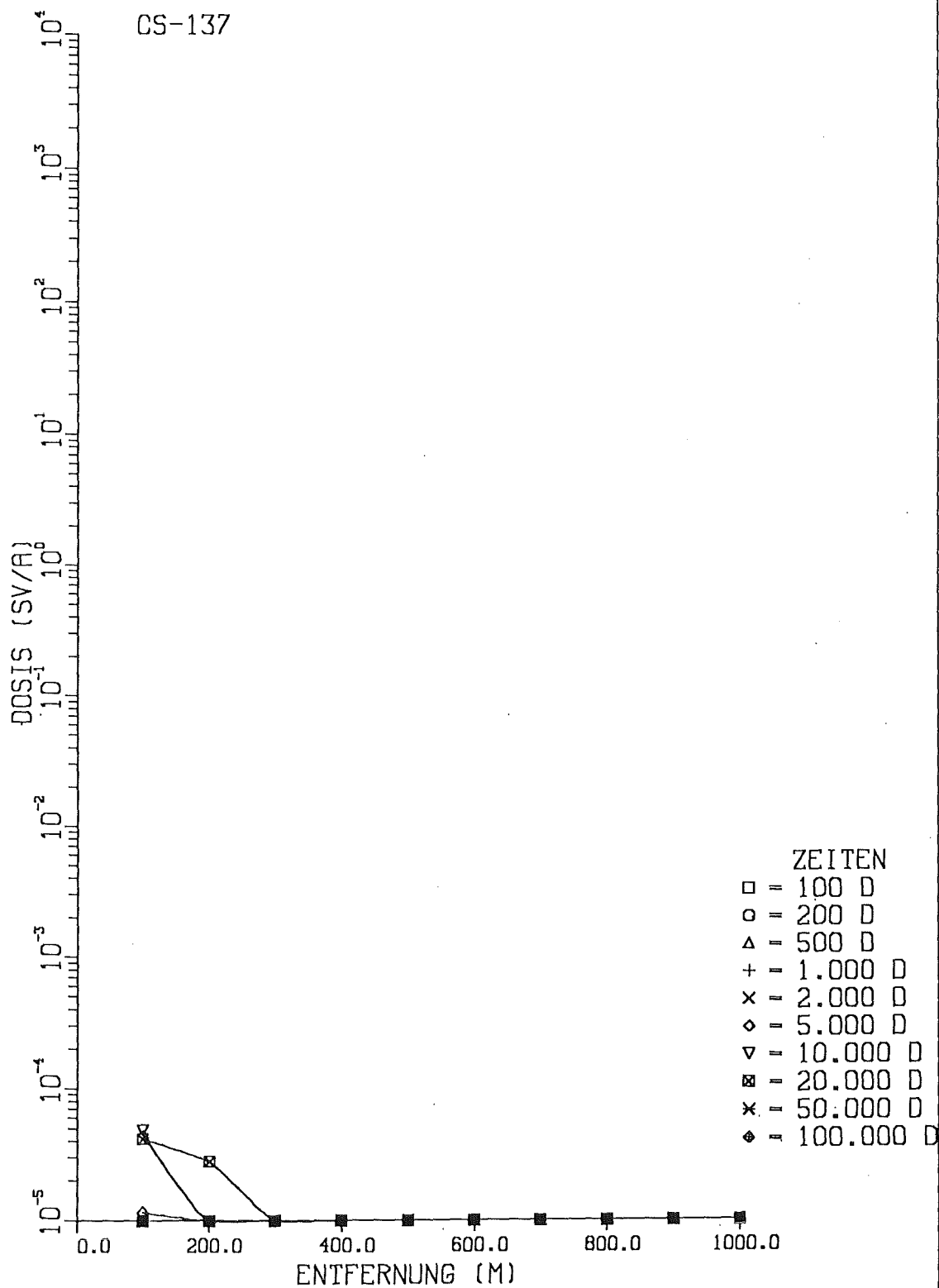


Abb.11.3: Effektive Jahresäquivalentdosis eines Erwachsenen durch Cs-137 für den Expositionspfad: 'Gemüse mit Flußwasser beregnet' in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine



# STRAHLENEXPOSITION

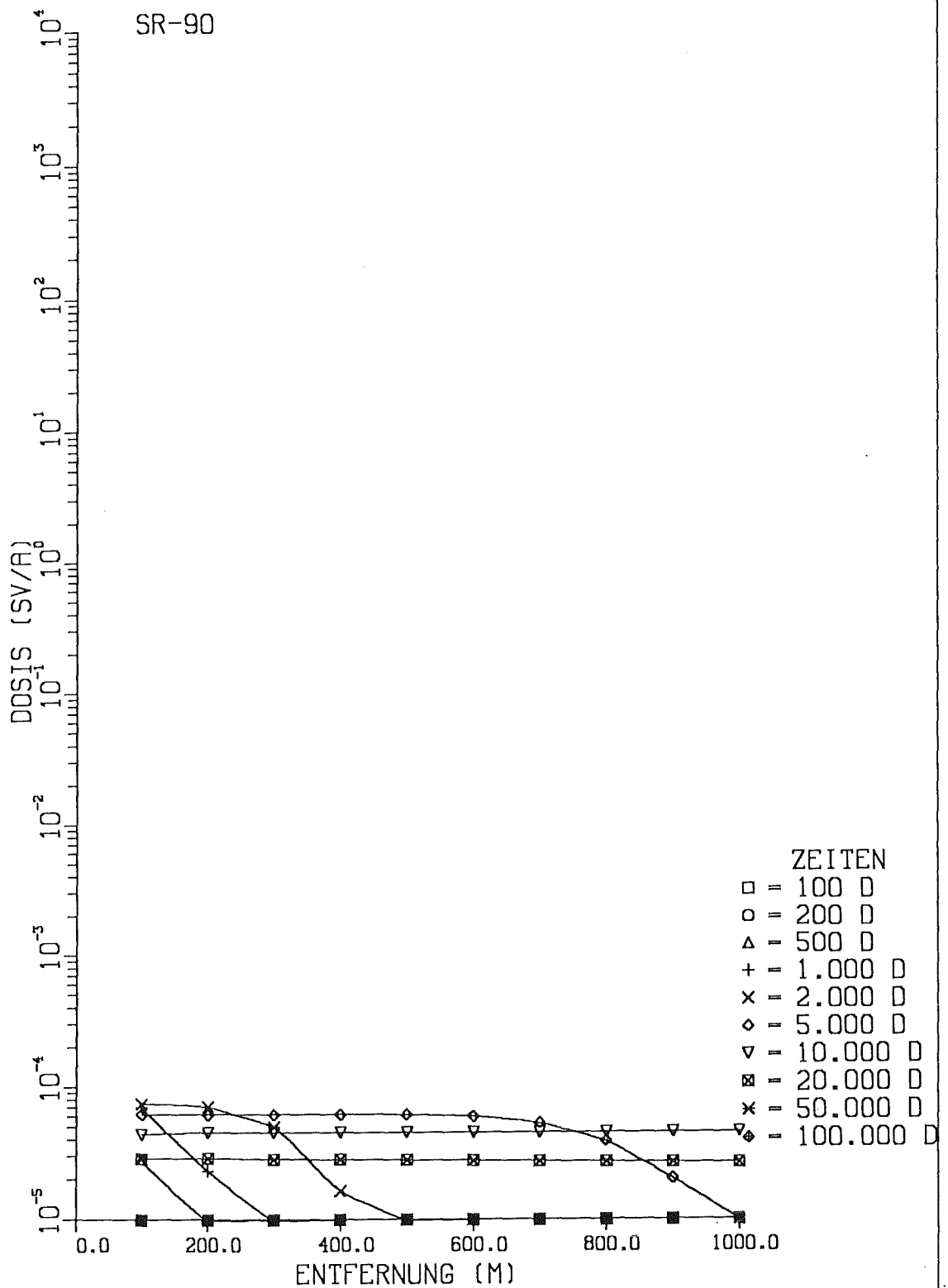


Abb.12.1: Effektive Jahresäquivalentdosis eines Erwachsenen durch Sr-90 für den Expositionspfad: 'Fischverzehr' in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# STRAHLENEXPOSITION

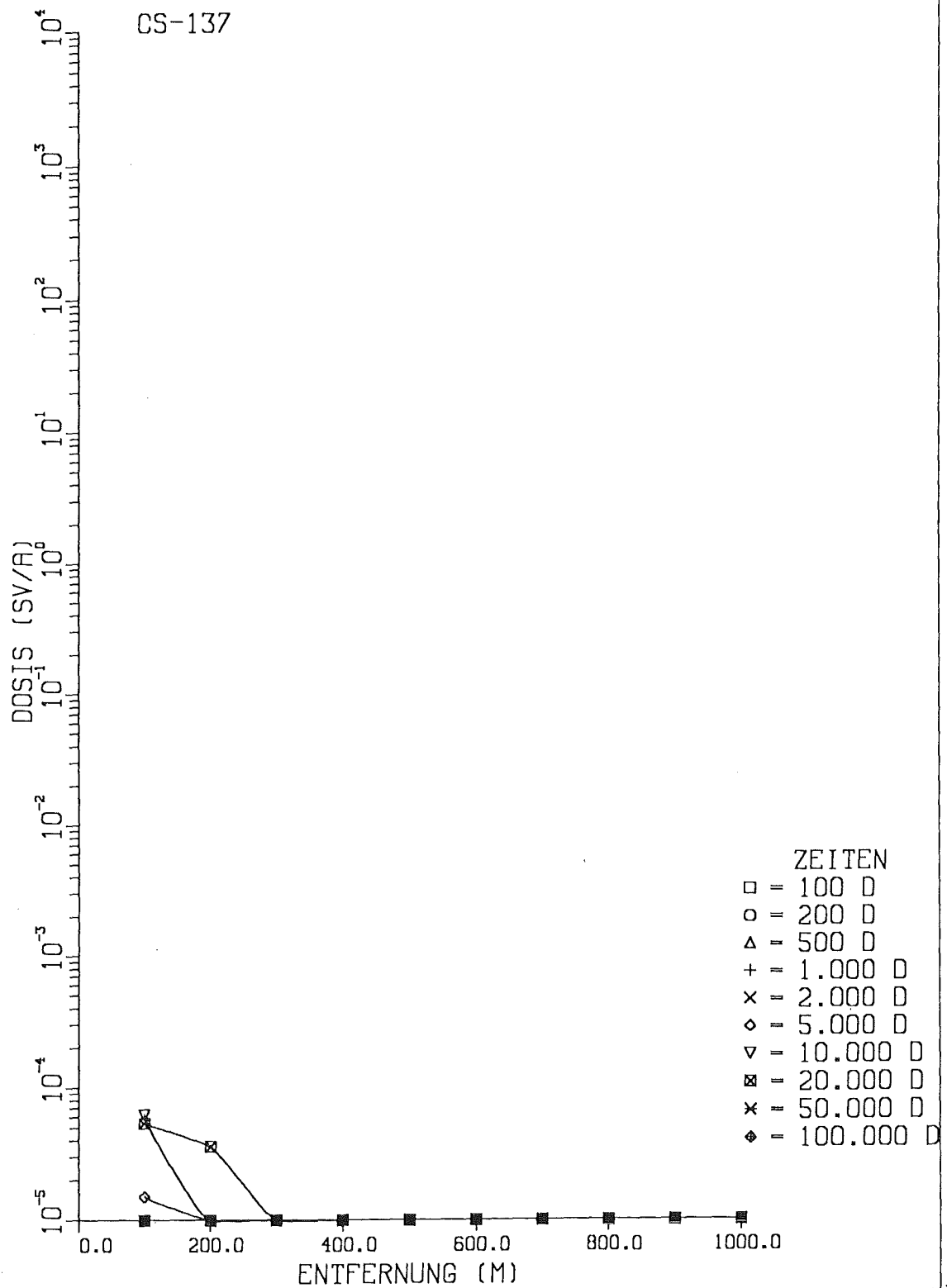


Abb.12.2: Effektive Jahresäquivalentdosis eines Erwachsenen durch Cs-137 für den Expositionspfad: 'Fischverzehr' in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# STRAHLENEXPOSITION

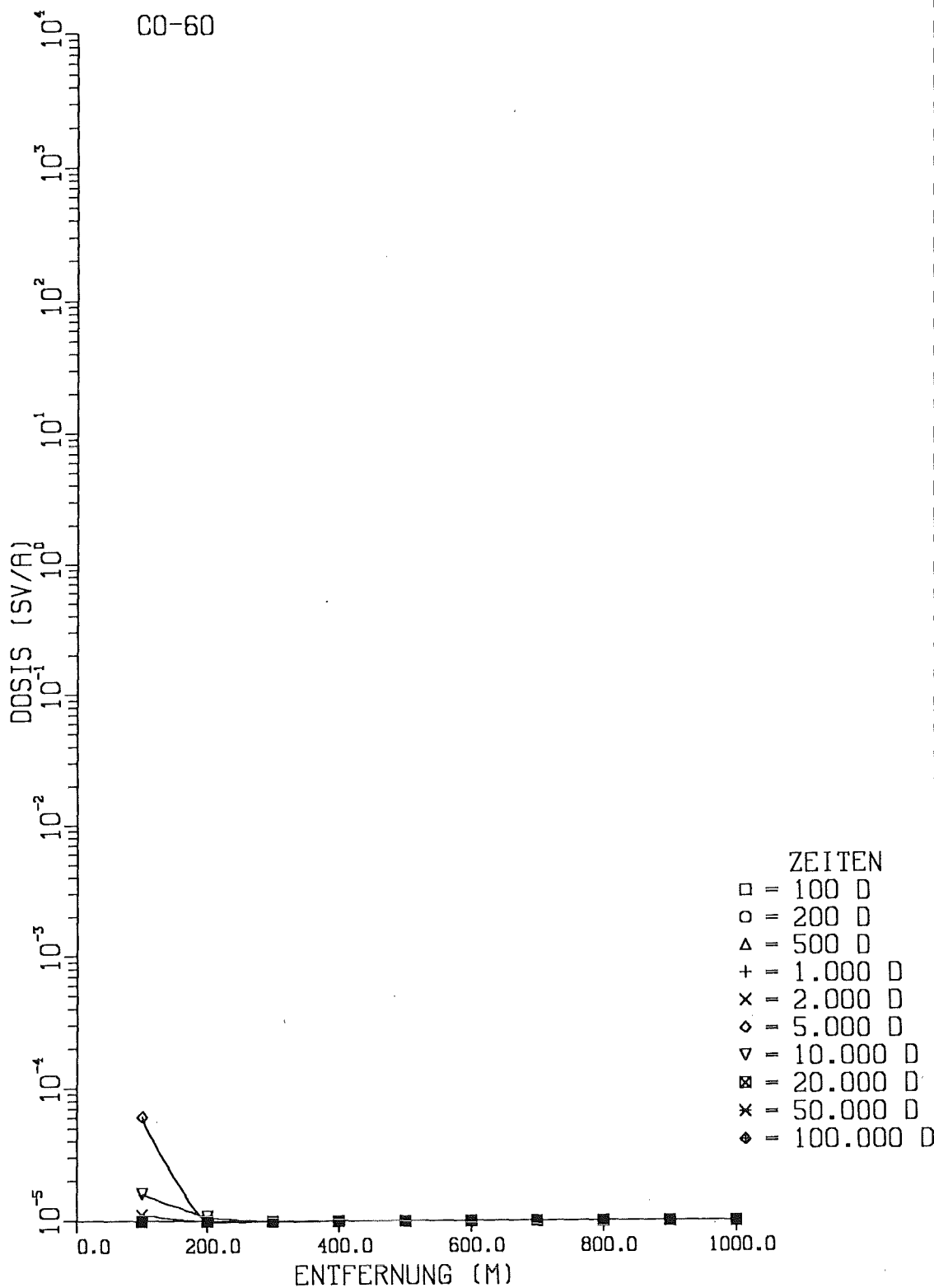


Abb.13.1: Effektive Jahresäquivalentdosis eines Erwachsenen durch Co-60 für den Expositionspfad: 'Aufenthalt auf Überschwemmungsgebieten' in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

# STRAHLENEXPOSITION

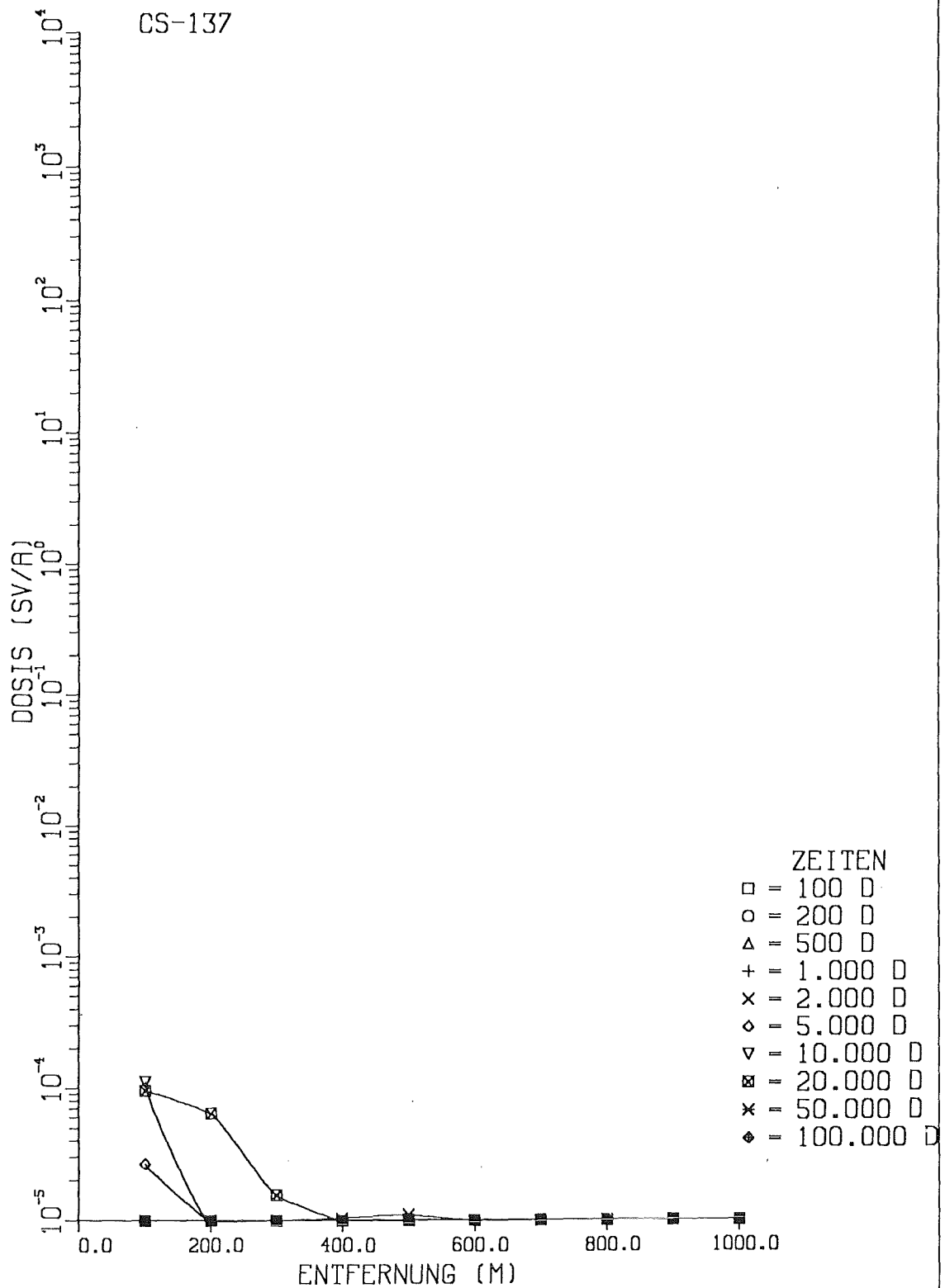


Abb.13.2: Effektive Jahresäquivalentdosis eines Erwachsenen durch Cs-137 für den Expositionspfad: 'Aufenthalt auf Überschwemmungsgebieten' in Abhängigkeit von der Entfernung Fluß - Reaktor für verschiedene Zeitpunkte nach dem Kernschmelzen Auslaugung: zeitlich konstant; Maßnahmen: keine

Unser Dank gilt den Herren Dipl.- Ing. M. Gengnagel und Dr. J. Grimm- Strele von der Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe, für ihre Unterstützung bei Fragestellungen, die die Hydrogeologie des Untersuchungsgebietes betreffen.

Wir bedanken uns für die Unterstützung bei weiteren speziellen Fragestellungen durch die Herren Dr. H. Albrecht, IRCH; Dr. H. Alsmeyer, IRB; Dr. B. Kienzler, INE; Dr. B. Kuczera, PRS; Dr. M. Pimpl, HS und Dr. A. Skokan, IMF; alle Kernforschungszentrum Karlsruhe.

Für die Unterstützung bei der Erstellung der Diagramme danken wir den Herren M. Müller und B. Verstege, beide HDI, Kernforschungszentrum Karlsruhe.