

KfK 3410
Oktober 1982

Untersuchung der Radionuklidausbreitung als Folge eines angenommenen Wasserzutritts zu den Abfällen im Eisenerzbergwerk Konrad

B. Kienzler, E. Korthaus, R. Köster
Institut für Nukleare Entsorgungstechnik

Kernforschungszentrum Karlsruhe

K E R N F O R S C H U N G S Z E N T R U M K A R L S R U H E
Institut für Nukleare Entsorgungstechnik

KfK 3410

Untersuchung der Radionuklidausbreitung als Folge
eines angenommenen Wasserzutritts zu den Abfällen
im Eisenerzbergwerk Konrad

Untersuchung im Rahmen der
"Eignungsprüfung der Schachtanlage Konrad für
die Einlagerung radioaktiver Abfälle"

B. Kienzler, E. Korthaus, R. Köster

Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH, Karlsruhe

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

Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH
ISSN 0303-4003

Zusammenfassung

Im Rahmen des Forschungsvorhabens "Eignungsprüfung der Schachtanlage Konrad für die Endlagerung radioaktiver Abfälle" wird als Vorstufe für ein späteres Planfeststellungsverfahren eine erste Sicherheitsbetrachtung durchgeführt, mit dem Ziel, nachzuweisen, daß die geologischen und technischen Barrieren des potentiellen Endlagers auch bei einem hypothetischen Wasserzutritt die eingelagerten Radionuklide langfristig im Endlagerbereich zurückhalten können. Aufgrund der geologischen Untersuchungen wird ein Störfall Wasserzufluß in das Eisenerzbergwerk Konrad als nicht möglich angesehen. Das Vorhandensein von hinreichenden Wassermengen wird daher hier lediglich als äußerst pessimistische Arbeitsgrundlage angenommen.

Zur Berechnung der Ausbreitung von Radionukliden aus dem Endlagerbereich wurde ein Rechenmodell für Auslaug- und Transportprozesse entwickelt. Es wird aufgezeigt, wie die Ergebnisse der Rechnungen vom Abfallinventar in den Lagerstrecken, von den Lagergeometrien, den möglichen Verfüllmaterialien in den Transportstrecken des Endlagers und von den Antriebsmechanismen, die einen Wassertransport bewirken, abhängen. Als Antriebsmechanismen kommen Konvektionsvorgänge sowie Verdrängungsvorgänge infolge Gebirgskonvergenz und bei langlebigen Radionukliden auch Diffusionsprozesse in Frage.

Es zeigt sich, daß unter den zugrunde gelegten pessimistischen Annahmen keine Aktivität aus dem Endlagerbereich in genutzte grundwasserführende Schichten gelangen kann. Unter den in dieser Arbeit genannten Modellannahmen ergibt sich, daß ein Vollsickern des Bergwerks Konrad in der Nachbetriebsphase nicht als Störfall angesehen zu werden braucht, da außerhalb des eigentlichen Endlagerbereichs keine Kontamination von Wässern auftreten kann.

Analysis of Radionuclide Release Resulting from an
Assumed Intrusion of Water to Radioactive Wastes in
the Konrad Iron Ore Mine

Abstract

Within the scope of the research project "qualification tests of the Konrad iron ore mine for final disposal of radioactive wastes" a preliminary safety assessment was performed as a first step in a later licensing procedure. The purpose of this paper is to show, that the geological and technical barriers of the repository under consideration are capable of retaining for a long time the radionuclide waste even in the case of a hypothetical water intrusion. On the basis of the geological investigations an accidental drowning of the mine appears incredible. In this assessment the presence of sufficient volumes of water is considered as a highly pessimistic working assumption.

To evaluate the release of radionuclides from the disposal field a computer programme was written for leaching and transportation processes. It is shown that the calculated results are dependent on the activity inventory in the disposal galleries, the geometries, the back fill materials in the roadways of the mine, and on the mechanisms which produce movements of water.

Convection of water, displacement of water by closure of the underground galleries and diffusion processes, especially for long-lived radionuclides, are possible causes for radionuclide transports.

Under the pessimistic assumptions mentioned above it is shown that radionuclides from the disposal fields cannot reach exploited aquifers. With the model assumptions made, a result of the calculations is that water intrusion in the Konrad iron ore mine during the post operation period should not be considered as an accident, because there would not be any radioactive contamination of water outside the disposal field.

Gliederung:

	Seite
Zusammenfassung	
1. Einleitung	1
2. Modellannahmen und zugrunde gelegte Daten	2
3. Berechnung der Nuklidausbreitung	4
3.1 Nuklidkonzentrationen in einer Lagerstrecke	4
3.2 Antriebsmechanismen für einen Flüssigkeitstransport	5
3.2.1 Konvektionsvorgänge in Strecken	6
3.2.2 Verdrängung von Flüssigkeit	9
3.3 Ausbreitung außerhalb der Lagerstrecken	10
4. Ergebnisse und Diskussion	12
4.1 Eindimensionale Ausbreitung längs des Streckensystems	13
4.1.1 Einfluß von Porosität und Verteilungskoeffizient	13
4.1.2 Ausbreitung von langlebigen Radionukliden	15
4.1.3 Einfluß von Verpackungen	17
4.2 Ausbreitung in das umgebende Gebirge	18
4.3 Diskussion der Ergebnisse	19
5. Empfehlungen	21
6. Literatur	22
Tabellen	25
Abbildungen	28

1. Einleitung

Das Konzept für die Beseitigung radioaktiver Abfälle in der Bundesrepublik Deutschland sieht die Endlagerung in tiefen geologischen Formationen vor. Als mögliche Gesteinsformationen wurden neben Steinsalz auch das Eisenerzlager des Gifhorner Troges, insbesondere das Eisenerzbergwerk Konrad bei Salzgitter untersucht. Für dieses Eisenerzbergwerk wurde in den vergangenen Jahren im Rahmen eines F+E-Vorhabens eine Eignungsanalyse durchgeführt, die sich auf die geologische, bergbauliche und kerntechnische Eignung des Bergwerks als Endlager erstreckte.

Ein Aspekt der kerntechnischen Eignungsanalyse ist die Durchführung von analytischen Sicherheitsbetrachtungen mit dem Ziel, den Nachweis zu erbringen, daß die geologischen und technischen Barrieren des Endlagers in der Lage sind, die eingelagerten Radionuklide auf Dauer im Endlagerbereich zurückzuhalten.

Nach der Einlagerung ist das Versagen dieser Barrieren und als dessen Folge eine Ausbreitung der Radionuklide aus dem Endlager heraus nur bei Anwesenheit von Wasser denkbar. Deshalb wird für die folgenden Untersuchungen angenommen, daß das Endlager Konrad mit Wasser vollgelaufen sei. Aufgrund der geologischen Untersuchungen wird der Störfall Wasserzufluß in das Bergwerk Konrad als nicht möglich angesehen. Im Rahmen dieser Arbeit werden keine Überlegungen über die Herkunft des Wassers, die Wahrscheinlichkeit und Dauer eines Vollaufens angestellt, sondern das Vorhandensein von Wasser wird lediglich als pessimistische Arbeitsgrundlage angenommen.

Mit Hilfe einiger in den folgenden Kapiteln beschriebenen Näherungen wurde ein Modell zur Berechnung des Radionuklidtransports entwickelt, mit dem die Radionuklidkonzentrationen im Grubengebäude und in den umgebenden Gesteinsschichten als Funktion von Zeit und Abstand von den Endlagerstrecken berechnet werden können. Durch die Berechnung der Ausbreitung der Aktivität können die Wirkungen von verschiedenen Barrieren miteinander verglichen werden und Schlußfolgerungen für einen sicheren Abschluß der Abfälle von der Biosphäre gezogen werden.

Auf eine detaillierte Beschreibung des Eisenerzbergwerks Konrad, der Einlagerungskonzepte sowie der Geologie in der Umgebung wird in dieser Arbeit verzichtet und auf /1/ verwiesen.

2. Modellannahmen und zugrunde gelegte Daten

Für die Berechnungen wird davon ausgegangen, daß der Wasserzutritt zu den Abfällen erst dann erfolgt, wenn die Strecken und Schächte des Bergwerks verfüllt sind. Die Freisetzung von Radionukliden aus den Abfallprodukten in einem Endlager kann dann durch Auslaugung bzw. Korrosion erfolgen. In /2/ wurden verschiedene Ansätze zur Berechnung der freigesetzten Aktivität diskutiert. Für die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Rechnungen wird eine lineare Abhängigkeit der freigesetzten Aktivität von der Zeit angesetzt, wie es bei einem Korrosions- bzw. Lösevorgang zu erwarten wäre. Die Freisetzungskonstante wird dabei so gewählt, daß innerhalb einer postulierten Standzeit der Abfallprodukte das gesamte Inventar freigesetzt wird. Als Standzeit wird wie in /2/ die Zeitdauer definiert, in der ein Produkt eine Barrierenfunktion erfüllt.

Die Wirksamkeit von Verpackungen beruht bei den im Eisenerzbergwerk Konrad vorliegenden Lagerbedingungen und den damit verbundenen Temperaturen nur auf der befristeten Rückhaltung der Radionuklide bis zur Standzeit und der dabei stattfindenden Abnahme des Aktivitätsinventars aufgrund des radioaktiven Zerfalls.

Durch Konvektionsvorgänge können aus den Produkten ausgelaugte Radionuklide mit dem in die Strecke eingeflossenen Wasser bzw. Lauge vermischt werden. Verdrängungsvorgänge aufgrund der Gebirgskonvergenz oder Quellens von Versatzstoffen können dazu führen, daß kontaminierte Lauge aus den Lagerstrecken abfließen kann. Dieser Abfluß erfolgt vorwiegend in die Richtung, in der die höchste Durchlässigkeit für Lauge vorhanden ist. Sehr geringe Durchlässigkeiten weist das ungestörte Erz bzw. die ungestörte Tonformation auf. Wesentlich höhere Durchlässigkeiten sind in den verfüllten Transportstrecken bzw. in den Auflockerungszonen um diese Strecken zu erwarten.

Bei dem hier entwickelten Modell geht die Durchlässigkeit des Versatzstoffes bzw. des Gebirges nur indirekt ein. In diesem Modell wird durch die Durchlässigkeit nur die Ausbreitungsrichtung festgelegt, die Ausbreitungsgeschwindigkeit des Wassers wird nur durch die Porosität beeinflusst.

Für die Berechnungen wurden die Radionuklide mit dem höchsten Aktivitätsinventar in den Abfällen bzw. der höchsten Radiotoxizität herangezogen. Die Aktivität dieser Radionuklide, die Verteilungskoeffizienten und aus der Strahlenschutzverordnung abgeleitete MZK-Werte sind in Tabelle 1 aufgeführt.

Das nach /1/ angegebene Aktivitätsinventar bezieht sich auf ein Lagervolumen von 1000 m³. Bei den für das Eisenerzbergwerk Konrad diskutierten Lagerkonzepten können in das Hohlraumvolumen ca. 50% Abfall sowie 25% Versatzstoff eingebracht werden. Das in Tabelle 1 aufgeführte Aktivitätsinventar bezieht sich auf ein Gemisch von Abfällen aus dem Reaktorbetrieb, der kerntechnischen Industrie und Abfällen aus Landessammelstellen gemäß ihrem jeweiligen Anteil. 200 l-Fässer und verlorene Betonabschirmungen (VBA) wurden gemäß ihrem Aufkommen berücksichtigt.

Stillegungsabfälle sind in der Tabelle 1 nicht berücksichtigt, da diese Abfälle im wesentlichen aktivierte Metallteile oder Reaktorkomponenten mit festhaftender Kontamination enthalten. Für die Ausbreitungsrechnungen wird vorausgesetzt, daß die Aktivität in gelöster bzw. transportierbarer Form vorliegt; deshalb tragen die Stillegungsabfälle kaum zur Erhöhung des hierfür relevanten Aktivitätsinventars bei.

Die in Tabelle 1 angegebenen Verteilungskoeffizienten beziehen sich auf ein Tongestein mit dem Hauptbestandteil Illit bei NaCl reichem Wasser. Illithaltiges Gestein tritt in der Grube Konrad in großen Mengen auf und könnte als Versatzmaterial genutzt werden. Quarz als Hauptbestandteil enthaltende Versatzstoffe, wie z.B. Kies oder Sand, haben bei den in Konrad auftretenden NaCl-Konzentrationen wesentlich geringere Verteilungskoeffizienten (Ausnahme Strontium). Für Cäsium und Americium liegen die

Verteilungskoeffizienten um ca. 2 Zehnerpotenzen niedriger als in Tabelle 1 /8/.

Sowohl für die eindimensionalen Ausbreitungsrechnungen (Laugentransport in verfüllten Strecken des Bergwerks) als auch für die dreidimensionalen Ausbreitungsrechnungen (Laugentransport in das umgebende Gebirge) werden die Eigenschaften der Verfüllmaterialien bzw. des Gebirges als homogen angenommen. Dieses sind im wesentlichen die Durchlässigkeit, die Porositäten sowie die Verteilungskoeffizienten des Verfüllmaterials bzw. des Gebirges.

3. Berechnung der Nuklidausbreitung

Gemäß dem zeitlichen Ablauf wird zunächst die Freisetzung von Radionukliden aus den Abfallprodukten und ihre Verteilung in einer Lagerkammer beachtet. Ein Antriebsmechanismus für die Freisetzung von Wasser bzw. Lauge aus den Lagerstrecken wird diskutiert und Modelle zur Beschreibung der Nuklidausbreitung im eindimensionalen bzw. dreidimensionalen Fall entwickelt.

3.1 Nuklidkonzentrationen in einer Lagerstrecke

Die Radionuklidkonzentration in einer Lagerstrecke wird durch die Auslaugung der Radionuklide aus den Abfallprodukten und die Änderung des Hohlraumvolumens bestimmt, in dem sich die Radionuklide verteilen können. Die Änderung des Lagervolumens kann durch Konvergenzvorgänge des Gebirges bzw. Quellvorgänge von Versatzstoffen verursacht werden. Dadurch ergibt sich die Konzentration c in einer Lagerstrecke als Funktion der Zeit:

$$c(t) = \frac{1}{V(t)} \int_0^t \frac{\dot{A}(\tau) V(\tau) - \dot{V}(\tau) A(\tau)}{V(\tau)} d\tau \quad (1)$$

- A : ausgelagte Aktivität zum Zeitpunkt
 V : Volumen der Lagerstrecke zum Zeitpunkt
 \dot{A}, \dot{V} : Ableitung nach der Zeit

Bei der Anwendung bei der Beziehung (1) muß vorausgesetzt werden, daß eine schnelle Verteilung der ausgelaugten Aktivität in der Lagerstrecke stattfindet.

Die Freisetzungsrates der Nuklide aus der Lagerstrecke ergibt sich durch Multiplikation der Konzentration mit der Verdrängungsrate (Konvergenzrate zu diesem Zeitpunkt).

Bei den Rechenergebnissen im Kapitel 4 wird die ausgelaugte Aktivität nach folgender Formel berechnet:

$$A(t) = A_0 (a + bt) e^{-\lambda t} \quad (2)$$

- A_0 : Anfangsaktivität
 b : Freisetzungsrates
 a : spontane Freisetzung
 λ : Zerfallskonstante

Wie bereits bei den Modellannahmen erwähnt, wird für die Anfangsaktivität der jeweiligen Nuklide die Daten nach Tabelle 1 benutzt. Die Freisetzungsrates b wird entsprechend der Standzeit der Produkte von 100 Jahren zu 0,01 a⁻¹ gewählt.

3.2 Antriebsmechanismen für einen Flüssigkeitstransport

Verschiedene sich zum Teil überlagernde Antriebsmechanismen für den Flüssigkeitstransport und damit für den Aktivitätstransport in und aus einer Lagerstrecke können wirksam werden:

- Diffusion
- Konvektionsvorgänge durch Dichtegradienten infolge von Temperatur- oder Konzentrationsunterschieden

- Verdrängungsvorgänge bei Konvergenz des Gebirges bzw. bei Quellvorgängen im Versatzstoff.

Reine Diffusionsvorgänge sind mit analytischen Formeln leicht berechenbar. Es läßt sich jedoch zeigen, daß Diffusion für kurze Zeiten nur eine untergeordnete Rolle bei der Freisetzung von Radionukliden spielt. Konvektionsvorgänge im Eisenerzbergwerk Konrad können nur durch Temperaturunterschiede zustande kommen. Dichtegradienten aufgrund von Salzkonzentrationsunterschieden ähnlich wie in vollgelaufenen Salzbergwerken erscheinen hier nicht möglich.

Konvergiert das Gebirge in die Abfallstrecken oder findet ein Quellvorgang in den eingelagerten Versatzstoffen statt, der zur Verminderung des freien Volumens in den Endlagerstrecken führt, wird darin vorhandenes Wasser verdrängt. Dieses Wasser bewegt sich bevorzugt in die Richtung, in der die höchste Durchlässigkeit vorhanden ist.

Im folgenden werden die Konvektionsvorgänge sowie die Vorgänge die zur Volumenverdrängung führen genauer untersucht.

3.2.1 Konvektionsvorgänge in Strecken

Geht man davon aus, daß durch den radioaktiven Zerfall in einer Lagerstrecke eine Temperaturerhöhung gegenüber dem umgebenden Gebirge auftritt und der Inhalt der Strecke (Abfallprodukte und Versatzstoffe) als homogenes poröses Medium aufgefaßt werden kann /3/, läßt sich aus der Rayleigh-Zahl Ra die Geschwindigkeit der Konvektionsströmung abschätzen.

Nach /3/ ergibt sich die Rayleigh-Zahl Ra

$$Ra = \frac{g \beta K q}{\kappa \nu \lambda} H^3 \quad (3)$$

- H : Kammer- (Strecken-) höhe
- g : Fallbeschleunigung
- β : thermischer Ausdehnungskoeffizient
- K : Permeabilität des Kammerinhalts
- q : Wärmeleistung bezogen auf das Gesamtvolumen
- κ : effektive Temperaturleitzahl für Produkt, Versatz, Wasser
- ν : kinematische Zähigkeit (Wasser)
- λ : Wärmeleitfähigkeit (Wasser).

Zahlenwerte für diese Konstanten sind in Tabelle 2 aufgeführt.

Nach /4/ berechnet sich mit Hilfe der Darcy-Formel die mittlere Strömungsgeschwindigkeit u in den Strecken

$$\bar{u}_V = \frac{1}{4} Ra \frac{\kappa}{H} ; \quad \bar{u}_H = \frac{1}{4} Ra \frac{\kappa}{L} \quad (4)$$

- \bar{u}_V : Vertikalgeschwindigkeit
- \bar{u}_H : Horizontalgeschwindigkeit
- L : Länge der Strecke.

Mit den von (5) angegebenen Wärmeleistungen der Reaktorbetriebsabfälle und Abfällen aus Landessammelstellen werden die Konvektionsgeschwindigkeiten berechnet. Für 10 Jahre alte Abfälle betragen die mittlere Wärmeleistungen zwischen $6,5 \cdot 10^{-10}$ Watt/g und $3,6 \cdot 10^{-10}$ Watt/g Produkt. Unter Berücksichtigung des im Eisenerzbergwerk Konrad projektierten Lagerkonzepts für die Abfälle beträgt die mittlere Wärmeleistung in einer Lagerstrecke ca. $6,5 \cdot 10^{-4}$ Watt/m³.

Bei einer Permeabilität des Streckeninhalts von $K = 10^{-10}$ m² ergibt sich eine mittlere Vertikalgeschwindigkeit

$$u_V = 0,27 \text{ m a}^{-1}.$$

Diese Konvektionsströmungen können zu einer stetigen Verteilung der aus den Abfällen ausgelaugten Aktivität in der Lagerstrecke führen.

Befinden sich außer den angegebenen Abfällen auch Stilllegungsabfälle von Kernkraftwerken mit bis zum Faktor 10^4 höherer Wärmeleistung in einer Lagerstrecke (maximal 10% des Abfallvolumens), können sich Konvektionsgeschwindigkeiten von einigen Metern pro Jahr ergeben. Da die Wärmeleistung der Reaktorstilllegungsabfälle im wesentlichen durch das Nuklid Co-60 bestimmt ist, das mit einer Halbwertszeit von ca. 5 Jahren abklingt, klingen die dadurch hervorgerufenen Konvektionsströmungen ebenfalls schnell ab.

Für die Abschätzung der Konvektion in einer verfüllten Strecke, deren Endpunkte unterschiedliche Temperaturen aufweisen, wird, wenn keine inneren Wärmequellen vorhanden sind, nach /3/ von Gleichung (5) ausgegangen:

$$Ra = \frac{g \beta K \Delta T}{\kappa \nu} H \quad (5)$$

ΔT : Temperaturdifferenz

Mit den Daten nach /5/ beträgt die Temperaturerhöhung in einer Lagerstrecke, die 90% Abfälle aus Landessammelstellen und 10% Stilllegungsabfälle von KKW enthält, ca. 2° . Beträgt die Streckenlänge ca. 1000 m bei einer Permeabilität $K = 10^{-10} \text{ m}^2$, ergibt sich die Konvektionsgeschwindigkeit nach Gleichung (5) zu 9 cm/a.

Die in diesem Kapitel abgeschätzten Geschwindigkeiten gelten für 10 a alte Abfälle. Die benutzte Permeabilität entspricht einem Durchlässigkeitsbeiwert von $10^{-1} \text{ cm s}^{-1}$. Nach der Literatur /7/ bezieht sich diese Durchlässigkeit auf wassergesättigten Kies. Durchlässigkeiten von Sanden sind ca. 2 Zehnerpotenzen geringer, damit lägen auch die abgeschätzten Geschwindigkeiten um diesen Betrag niedriger.

3.2.2 Verdrängung von Flüssigkeit

Konvergiert das Gebirge oder findet ein Quellvorgang in den eingelagerten Versatzstoffen statt, wird das freie Volumen in der Abfallstrecke vermindert. Dabei fließt vorhandenes Wasser bevorzugt in Richtung der höchsten Durchlässigkeit ab. Die Verdrängungsrate entspricht der Konvergenz- bzw. der Quellrate.

Bei den folgenden Rechnungen wurde angenommen, daß eine Verdichtung des Kammerinhalts mit einer konstanten Rate stattfindet, die innerhalb der Standzeit der Abfalleinheiten zum Verschließen der Resthohlräume in der Lagerstrecke führt. Die Zeitspanne wurde der geschätzten Standzeit der Abfallprodukte angepaßt, da angenommen wurde, daß die Kompaktierung der Zwickel zwischen den Abfallbehältern nur möglich ist, wenn durch die Korrosion die Produkte ihre ursprüngliche Festigkeit verlieren und somit das Volumen der Zwickel nicht mehr von der Geometrie der eingelagerten Abfallprodukten abhängt. Dadurch ist es möglich, daß die Restvolumina wesentlich stärker kompaktiert werden als es bei einem intakten Abfallbehälter geschehen könnte. Demzufolge ist nur solange ein Antriebsmechanismus für den Lauge- und damit Radionuklidtransport vorhanden, als Radionuklide aus den Abfallprodukten freigesetzt werden.

Die Transportgeschwindigkeiten bei den Verdrängungsprozessen berechnen sich aus dem Konvergenzbetrag des Resthohlraums, der Zeitdauer, in der die Schließung des Resthohlraums erfolgt sowie der Querschnittsfläche und Porosität des Transportweges, in den die Lauge abfließt. Geht man von einer Lagerstrecke mit einem Volumen von ca. 40.000 m³, wovon 75% durch Abfälle und Versatzstoffe befüllt sind, aus und nimmt an, daß innerhalb von 100 a die Zwickelkompaktierung abgelaufen ist, ergeben sich Laugentransportgeschwindigkeiten von 25 m a⁻¹. Hierbei wurde ein Querschnitt des Transportweges von 40 m² und eine Porosität des porösen Materials in dem Transportweg von 10% angenommen.

Aufgrund dieser Abschätzungen zeigt sich, daß durch Verdrängungsprozesse die höchsten Transportgeschwindigkeiten in einer Strecke möglich sind.

Die übrigen Antriebsmechanismen könnten, wenn überhaupt, erst nach langen Zeiten wirksam werden. Im Sinne einer pessimistischen Vorgehensweise wird für die weiteren Berechnungen von Verdrängungsprozessen als Antriebsmechanismus für den Stofftransport ausgegangen. Diffusionsprozesse werden nur für extrem langlebige Radionuklide und lange Zeiten betrachtet.

3.3 Ausbreitung außerhalb der Lagerstrecken

Mit den beschriebenen Antriebsmechanismen für die Laugenbewegung lassen sich Ausbreitungsvorgänge mit Hilfe analytischer Beziehungen berechnen. Da im allgemeinen die Verdrängungsrate zeitabhängig ist, ergeben sich auch zeitlich veränderliche Transportgeschwindigkeiten. Variable Transportgeschwindigkeiten werden in den analytischen Beziehungen dadurch berücksichtigt, daß analog der Berechnung von Diffusionsvorgängen bei zeitlich veränderlichen Diffusionskonstanten /6/ eine Substitution in die Differentialgleichung eingeführt wird.

$$dT = D(t) dt \quad (6)$$

Mit dieser Substitution (6) und dem linearen Zusammenhang zwischen Dispersion und Transportgeschwindigkeit wird die Lösung der Dispersionsdifferentialgleichung mit variabler Transportgeschwindigkeit abgeleitet. Die Lösung der eindimensionalen Dispersionsgleichung wird zur Beschreibung der Ausbreitung aus einer Lagerstrecke in die verfüllten Transportstrecken bzw. für eindimensionale Transportvorgänge in der Auflockerungszone um die Strecken des Bergwerks herangezogen.

$$c(x,t) = \int_0^t d\tau \left\{ \frac{q(\tau)}{2 \epsilon \sqrt{\pi \int_{\tau}^t D_L(t') dt'}} \exp \left[- \frac{(x - \int_{\tau}^t v(t') dt')^2}{4 \int_{\tau}^t D_L(t') dt'} \right] \right\} \quad (7)$$

In diese Gleichung sind die Dispersionsterme durch eine Integrale ersetzt. (Nomenklatur siehe Tabelle 3)

Für die Ausbreitung von Radionukliden aus einer Lagerstrecke in die umgebenden Gesteinsschichten wird von einer Linienquelle in z-Richtung ausgegangen. Die Länge der Linienquelle sei z_0 und entspräche einem Teil der Abfall-Lagerstrecke. Der Ausbreitungspfad verläuft senkrecht zu dieser Linienquelle in x-Richtung. Die Dispersion der Radionuklide erfolgt sowohl in Ausbreitungsrichtung als auch senkrecht.

$$\begin{aligned}
 c(x,y,z,t)|_{z=0} = & \int_0^t d\tau \left\{ \frac{q(\tau)}{8 z_0 \pi \sqrt{\pi \int_{\tau}^t D_L(t') dt'} \sqrt{\int_{\tau}^t D_T(t') dt'}} \right. \\
 & \exp \left[- \frac{(x - \int_{\tau}^t v(t') dt')^2}{4 \int_{\tau}^t D_L(t') dt'} - \frac{y^2}{4 \int_{\tau}^t D_T(t') dt'} \right] \\
 & \left. \operatorname{erf} \left[\frac{z_0}{\sqrt{4 \int_{\tau}^t D_T(t') dt'}} \right] \right\} \quad (8)
 \end{aligned}$$

Mit diesen analytischen Formeln kann die aufwendige numerische Behandlung der Ausbreitungsgleichungen bei zeitlich veränderlicher Dispersion umgangen werden. Lediglich die Berechnung der Integrale wird numerisch mit Hilfe der Trapezregel durchgeführt.

Verschwindet nach Ablauf der Verdrängungsvorgänge die Laugenbewegung, die bislang den Radionuklidtransport verursachte, kann Diffusion weiterhin einen Stofftransport bewirken. Die Konzentration innerhalb der Ausbreitungsstrecke wird mit analytischen Beziehungen berechnet /14/. Als Randbedingungen für die Diffusionsgleichung werden hierzu angenommen:

$$\begin{aligned}
 c &= c_0 \text{ für } x = 0 \\
 c &= 0 \text{ für } x = L \\
 c &= f(x) \text{ für } 0 \leq x \leq L
 \end{aligned}$$

Die Lösung der Diffusionsgleichung unter diesen Randbedingungen ist in /6, 14/ als unendliche Reihe aufgeführt. Das hierbei auftretende Integral

$$\int_0^L f(x') \sin \frac{n \pi x'}{L} dx'$$

kann entsprechend der Diskretisierung des Ausbreitungspfades stückweise mit konstanten Konzentrationen berechnet werden.

Im eindimensionalen Fall können die Ergebnisse der Rechnungen als Konzentrationsprofile über der Ausbreitungsweglänge dargestellt werden. Die Ausbreitung von einer Linienquelle kann als Isolinie der Konzentration bezogen auf einen Grenzwert in einem x-y-Diagramm zu einem vorgegebenen Zeitpunkt geplottet werden.

Mit hier dargestellten Beziehungen kann die Aktivitätsfreisetzung aus einem Strecken-Schachtsystem mit vorgegebener Länge als Funktion der Zeit berechnet werden. Damit läßt sich ein erweiterter Quellterm angeben, der den zeitlichen Verlauf der Radionuklidfreisetzung aus einem wassergefüllten Endlager in eine grundwasserführende Schicht beschreibt. Mit dem so berechneten Quellterm kann die Ausbreitung von Radionukliden in einer grundwasserführenden Schicht mit dem in /2/ beschriebenen Ausbreitungsprogramm berechnet werden.

4. Ergebnisse und Diskussion

Mit dem beschriebenen Modell wurden Rechnungen durchgeführt, wobei verschiedene Parameter variiert und deren Einflüsse auf die Radionuklidausbreitung aus dem Endlagerbereich untersucht wurden. Als Antriebsmechanismus für die Laugenfreisetzung wurden Verdrängungsvorgänge betrachtet.

Als erster Schritt wurde zunächst die Aktivitätskonzentration einer Lagerstrecke berechnet. In Abbildung 1 ist der zeitliche Konzentrationsverlauf für Sr-90 dargestellt, wobei die Wirksamkeit von Behältern mit 40 bzw. 100 Jahren Standzeit einem unverpackten Produkt gegenübergestellt wurde. Mit einem Verdrängungsvorgang als Antriebsmechanismus, der innerhalb der Summe der Standzeiten von Behälter und Produkt zur Freisetzung des gesamten Laugenvolumens aus einer Lagerstrecke führt, ergibt sich die in Abbildung 2 gezeigte Freisetzungsrates aus der Lagerstrecke. Diese Daten stellen den Quellterm für die folgenden Ausbreitungsrechnungen dar.

4.1 Eindimensionale Ausbreitung längs des Streckensystems

Im vorliegenden Modell ist die Ausbreitung von Radionukliden im wesentlichen durch die Geschwindigkeit der Laugenbewegung, dem Verdrängungsvolumen und der Rückhaltung der Radionuklide durch Versatzmaterial bestimmt.

Zur Berechnung der Transportgeschwindigkeiten wurden Verdrängungsvorgänge in nur einer Lagerkammer berücksichtigt. Nimmt man jedoch an, daß im gesamten Grubengebäude derartige Vorgänge stattfinden, könnte die Transportgeschwindigkeit der Lauge in einigen Bereichen des Streckensystems wesentlich größer werden. Bei dem hier diskutierten Modell wird jedoch angenommen, daß die Verdrängungsvorgänge schnell ablaufen und die Korrosion der Abfallprodukte der geschwindigkeitsbestimmende Schritt ist. Deshalb kann angenommen werden, daß in den nicht verfüllten Bereichen des Bergwerks die Verdrängungsvorgänge abgelaufen sind, ehe aus den Lagerstrecken Aktivität freigesetzt wird. Die Laugentransportgeschwindigkeit ist außerdem umgekehrt proportional zur Porosität des Versatzstoffes. Erfolgt durch Konvergenz des Gebirges eine Kompaktierung des in die Strecken des Endlager eingebrachten Versatzes, erhöht sich die Laugengeschwindigkeit. Aus diesem Grund wird in den folgenden Rechnungen für die Porosität der pessimistische Wert von 10% angenommen.

4.1.1 Einfluß von Porosität und Verteilungskoeffizient

Die Verzögerung der Radionuklidausbreitung im porösen Medium gegenüber der Laugengeschwindigkeit wird durch den Retardationsfaktor R_d beschrieben:

$$R_d = 1 + \rho \cdot K_d \frac{1-\epsilon}{\epsilon} \quad (9)$$

Da sowohl die Porengeschwindigkeit der Lauge als auch die Verzögerung der Nuklidausbreitung von der Porosität ϵ abhängen, ergibt sich zwischen der Verdrängungsrate der Lauge aus einer Lagerstrecke und der Nuklidtransportgeschwindigkeit eine nichtlineare Abhängigkeit von der Porosität.

sität. Beträgt z.B. das verdrängte Laugenvolumen $100 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$, der Querschnitt des Transportpfades 40 m^2 und der Verteilungskoeffizient $1 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$, ergibt sich bei einer Porosität des Mediums im Ausbreitungspfad von 10% eine Nuklidgeschwindigkeit von $1,32 \text{ m a}^{-1}$. Mit einer Porosität von 20% ergibt sich eine Transportgeschwindigkeit von $1,38 \text{ m/a}$, bei 30% erhält man eine Transportgeschwindigkeit von $1,46 \text{ m/a}$. Bei einer Zunahme der Porosität des durchströmenden Mediums um den Faktor 3 ändert sich die Nuklidgeschwindigkeit nur um ca. 10%. Beträgt der Verteilungskoeffizient $5 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$ beträgt der Unterschied ca. 22%.

Wesentlich schwerwiegender als durch die Porosität des durchströmenden Mediums, wird die Nuklidausbreitung durch den Verteilungskoeffizienten bestimmt. Aus den in Tabelle 1 aufgeführten Daten ergeben sich bei einer mittleren Dichte von 2 g/cm^3 und einer Porosität von 10% für Strontium und Cäsium eine Verzögerung des Nuklidtransports gegenüber der Laugengeschwindigkeit um den Faktor 19, für Kobalt um den Faktor 901 und für Americium um den Faktor 5941. Hierbei sind wie bei allen Rechnungen homogene Bedingungen im Ausbreitungspfad angenommen.

Für eindimensionale Ausbreitungsvorgänge in homogenen Systemen kann die Radionuklidkonzentration als Profil über den Transportweg dargestellt werden. Solche Profile können zu verschiedenen Zeitpunkten und für verschiedene Eigenschaften des Mediums berechnet werden. Für einige der in Tabelle 1 aufgeführten Radionuklide sind solche Konzentrationsprofile in den Abbildungen 3 bis 5 gezeigt.

Die wesentlichsten Ergebnisse derartiger Rechnungen lassen sich folgendermaßen interpretieren:

- Kurzlebige Radionuklide mit hohen Verteilungskoeffizienten können sich nicht nennenswert ausbreiten. Z.B. verbleibt Co-60 bei einem Querschnitt des Transportweges von 40 m^2 , 10% Porosität des Ausbreitungsmediums und dem in Tabelle 1 genannten Verteilungskoeffizient ($50 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$) innerhalb von ca. 5 m Abstand von der Abfallagerstrecke.

- Radionuklide mit geringen Verteilungskoeffizienten wandern wesentlich weiter. Radionuklide, die keine Wechselwirkung mit dem Medium zeigen, in dem die Ausbreitung stattfindet, könnten sich mit der gleichen Geschwindigkeit wie das verdrängte Wasser bewegen. Als Beispiel für ein Radionuklid mit geringer Wechselwirkung mit dem Medium sind in Abbildung 3 die Verteilungskoeffizienten für Sr-90 zwischen 0,1 und 0,5 $\text{cm}^3 \text{g}^{-1}$ variiert und die Konzentrationsprofile in einem 500 m langen Abschnitt des Transportweges dargestellt.

Es zeigt sich, daß bei $K_d = 0,1 \text{ cm}^3 \text{g}^{-1}$ die nach 500 m auftretende Konzentration nur um ein Faktor 2 unter der Sr-90 Konzentration in der Lagerstrecke liegt. Bei einem Verteilungskoeffizienten $0,5 \text{ cm}^3 \text{g}^{-1}$ nimmt die Konzentration innerhalb dieser Ausbreitungsstrecke jedoch um ca. 5 Größenordnungen ab.

Bei dem für diese Berechnungen zugrunde gelegten Antriebsmechanismus und den genannten Streckenquerschnitten und Porositäten wandert die Konzentrationsfront von Sr-90 bei einem Verteilungskoeffizienten von $0,1 \text{ cm}^3/\text{g}$ maximal 1,7 km weit von der Abfalllagerstrecke. Wegen des ausgedehnten Streckennetzes und den großen Entfernungen der geplanten Lagerstrecken zu den Schächten bleibt selbst unter den getroffenen pessimistischen Annahmen die Sr-90 Aktivität auf die Endlagerformation beschränkt.

4.1.2 Ausbreitung von langlebigen Radionukliden

Unter den langlebigen Radionukliden aus Tabelle 1 gibt es sowohl solche mit hohem Verteilungskoeffizienten, wie z.B. Plutonium, aber auch Nuklide mit relativ geringen K_d -Wert, wie z.B. Neptunium. Bei diesen Radionukliden ist es nicht hinreichend, die durch die kurzzeitigen Verdrängungsvorgänge entstandene Konzentrationsprofile zu berechnen. Es muß ebenfalls die Veränderung der Konzentrationsprofile durch länger andauernde Transportvorgänge untersucht werden. Unter den in dieser Arbeit zugrunde gelegten Randbedingungen ist bis zum Stillstand der Verdrängungsvorgänge in den Abfallstrecken die Wärmeentwicklung der Abfälle weitgehend abgeklungen.

Temperaturgradienten und damit verbundene horizontale Konvektionsbewegungen sind deshalb vernachlässigbar.

Wie in /13, 14/ gezeigt, können bei dem hier vorliegenden porösen System durch den geothermischen Temperaturgradienten hervorgerufenen Dichteunterschiede auch nicht zu Vertikalkonvektionsströmungen z.B. im Schacht führen.

Als einziger Transportmechanismus nach Abklingen der Verdrängungsvorgänge bleibt die Diffusion. In Abbildung 4 sind die Einflüsse der Diffusion auf ein Konzentrationsprofil in einem 100 m langen Abschnitt des eindimensionalen Transportweges gezeigt. Bei Neptunium-237 zeigt sich eine deutliche Konzentrationszunahme aufgrund der Diffusion nach langen Zeiten. Trotzdem bleibt die Neptunium-237 Aktivität auf die Umgebung der Abfallagerstrecke beschränkt, da bereits in ca. 100 m Abstand von der Lagerstrecke auch nach 10^{+6} Jahren die Konzentration unter dem abgeleiteten MZK-Wert bleibt.

Der Aktivitätszufluß, mit dem Neptunium-237 im 100 m Abstand von der Abfallagerstrecke durch den Querschnitt des Transportweges wandert, ist in Abbildung 5 dargestellt. Nach dem Ende der Verdrängungsvorgänge (100 a) nimmt der Aktivitätsfluß um den Faktor 500 ab. Trotz Anstieg der Konzentration im Transportweg durch Diffusionsvorgänge, ändert sich der Aktivitätsfluß über lange Zeiten nur unwesentlich.

Im Sinne einer pessimistischen Betrachtung wurde bei der Berechnung der Konzentrationsprofile für die Transuranelemente Plutonium und Neptunium die Verteilungskoeffizienten zu $10 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$ bzw. $5 \text{ cm}^2 \text{ g}^{-1}$ angenommen. Mit der Wahl dieser geringen Zahlenwerten ist der Tatsache Rechnung getragen, daß die Verteilungskoeffizienten dieser Elemente, je nach vorliegenden Bedingungen, starken Schwankungen unterliegen.

Nach der Literatur /8/ liegen die Verteilungskoeffizienten für diese Radionuklide im allgemeinen um Zehnerpotenzen höher.

4.1.3 Einfluß von Verpackungen

Wie bereits in früheren Arbeiten gezeigt wurde /2, 15/, können Verpackungen die integrale Aktivitätsfreisetzung aus einem Endlager wesentlich vermindern, wenn ihre Standzeit in vergleichbarer Größenordnung wie die Zeitspanne liegt, in der ein Antrieb für den Laugentransport vorhanden ist.

Abbildung 6 zeigt die berechneten maximalen Konzentrationsprofile für Sr-90 im Ausbreitungspfad, wobei Behälterstandzeiten von 40 und 100 a angenommen wurden. In dem hier beschriebenen Modell wird die Barrierenwirkung von Behältern derart berücksichtigt, daß Radionuklide erst nach Ablauf der Standzeit des Behälters aus den Produkten freigesetzt werden, zum anderen die Verdrängungsrate der Lauge aus den Lagerstrecken durch die Summe der Behälter- und Produktstandzeit bestimmt ist.

Bis zum Erreichen der Behälterstandzeit wird zunächst nichtkontaminierte Flüssigkeit aus der Abfallagerstrecke verdrängt. Erst danach wandert die Kontaminationsfront, sie kann sich jedoch nur wesentlich weniger ausbreiten, da das zur Verfügung stehende Verdrängungsvolumen je nach Standzeit der Verpackungen abnimmt.

Es ergeben sich deshalb an vorgegebenen Aufpunkten des Transportweges starke Änderungen der Sr-90 Konzentration. In 1000 m Abstand von der Lagerstrecke kann die berechnete Änderung der maximal auftretenden Sr-90 Konzentration viele Zehnerpotenzen ausmachen, je nachdem wie groß die Standzeit der Verpackungen gewählt wird. Bei Behältern, deren Standzeiten mit 100 Jahren angenommen werden, bewegt sich die Sr-90 Konzentrationsfront unter den angenommenen Antriebsmechanismen knapp 1000 m. Im Abstand von 1000 m ergibt sich eine Abnahme der Sr-90 Konzentration von mehr als 9 Zehnerpotenzen gegenüber den Rechenergebnissen, bei denen den Verpackungen keine Barrierenwirkung zugeordnet wurde.

4.2 Ausbreitung in das umgebende Gebirge

Bei der Berechnung der Ausbreitung von Radionukliden in die umgebenden Gesteinsschichten wird vorausgesetzt, daß die Kammern und ihre Zugänge sowie die Strecken und Schächte mit hochwirksamen Dichtungsmaterialien verschlossen sind. Bei den Berechnungen wurde postuliert, daß die Kammerverschlüsse die gleichen Eigenschaften bezüglich ihrer Durchlässigkeit aufweisen wie das umgebende Deckgebirge. Die Verdrängung von Wasser aus den Resthohlräumen der Lagerkammer kann in diesem Fall auch in den Auflockerungsbereich der umgebenden Gebirgsschichten hinein stattfinden. Zur Berechnung der Porengeschwindigkeit wurde für diese Modellrechnungen kein radialsymmetrisches Abfließen, sondern die Ausbreitung der verdrängten Lauge in eine Vorzugsrichtung angenommen. Diese Annahme überschätzt die Transportgeschwindigkeit, die beim radialsymmetrischen Abfließen auftreten würde. Die Ausbreitung der verdrängten Lauge erfolgt in ein Gebiet, dessen Breite dem Lagerkammerdurchmesser und dessen Länge einem willkürlichen 100 m langen Abschnitt der Lagerkammer entspricht. Die Orientierung dieses Ausbreitungsgebietes wird parallel der Streckenachse angenommen, wobei die Richtung beliebig sein kann. Als einzige Kenngröße für diesen Bereich wurde eine durchschnittliche Porosität von 10 bzw. 30% angesetzt. Schon aufgrund der deutlich größeren Querschnittsfläche dieses Transportweges gegenüber dem angenommenen Querschnitt im eindimensionalen Fall, ist die Laugentransportgeschwindigkeit wesentlich kleiner und damit bewegt sich auch die Kontaminationsfront entsprechend langsamer fort.

Die Abbildungen 7 und 9 zeigen Isolinien der Radionuklidkonzentration in der Ebene senkrecht zur Richtung der Abfallagerstrecke. Für die Ausbreitungsrechnungen wurden die bereits benutzten Verteilungskoeffizienten für Strontium zwischen 0,1 und 0,5 $\text{cm}^3 \text{g}^{-1}$ und für Neptunium $K_d = 5 \text{ cm}^3 \text{g}^{-1}$ verwendet.

Abbildung 7 zeigt die Dispersion senkrecht zur Richtung der Laugenbewegung für Strontium in Abhängigkeit vom Verteilungskoeffizienten. Der zeitliche Konzentrationsverlauf im Migrationspfad in Abhängigkeit von

den Verteilungskoeffizienten ist in Abb. 8 dargestellt. Die in 100 m Entfernung von der Abfallagerstrecke auftretenden Sr-90 Konzentrationen unterscheiden sich im Maximum um ca. 4 Größenordnungen, je nach gewähltem Verteilungskoeffizienten.

Unter den hier getroffenen Annahmen nimmt die berechnete Sr-90 Konzentration schon bei den pessimistischen Verteilungskoeffizienten $K_d=0,1 \text{ cm}^3/\text{g}$ innerhalb von ca. 120 m von der Lagerstrecke auf Werte unter 10^{-8} Ci/m^3 , d.h. unter den abgeleiteten MZK-Wert ab.

Bei Neptunium-237 ändert sich aufgrund der Diffusion der Verlauf der Isolinien der Konzentration auch dann noch, wenn der Antrieb durch die Verdrängungsvorgänge nicht mehr vorhanden ist. Betrachtet man nur Verdrängungsvorgänge, bleibt die Neptunium-237 Kontamination auf einen Bereich von weniger als 20 m Abstand von der Lagerstrecke beschränkt. Durch Diffusion verbreitet sich die Aktivität innerhalb von 10^5 Jahren auf eine Umgebung von ca. 40 m in Migrationsrichtung und ± 10 m senkrecht dazu. Nach 10^{+6} Jahren ist dieser Bereich auf 90 m in Ausbreitungsrichtung und ± 30 m senkrecht zur Migrationsstrecke angewachsen. Hierbei wurde die Isolinie für 10^{-8} Ci/m^3 zugrunde gelegt. Auch für dieses langlebige Radionuklid bleibt die Kontamination auch nach langen Zeiten auf einen engen Bereich um die Abfallagerstrecken beschränkt (siehe Abb. 9).

Somit ist gezeigt, daß unter den hier getroffenen Annahmen die in das Bergwerk eingelagerte Aktivität bei Wasserzutritt nicht zu einer Kontamination von nutzbaren Grundwasservorräten führt. Dies gilt für alle in Tabelle 1 aufgeführten Radionuklide.

4.3 Diskussion der Ergebnisse

Unter den beschriebenen Randbedingungen durchgeführte Rechnungen zeigen, daß selbst im Fall der äußerst pessimistischen Arbeitshypothese, daß Wasser im Eisenerzbergwerk Konrad zu den Abfällen gelangt, keine Aktivität aus dem Endlagerbereich in grundwasserführende Schichten gelangen kann. Dies gilt auch für extrem langlebige Radionuklide, wie z.B. für Np-237.

Größen, die die Ergebnisse wesentlich beeinflussen, sind neben den Produkteigenschaften und den Eigenschaften des Mediums, in dem die Ausbreitung erfolgen kann (z.B. Streckenversatz bzw. das umgebende Gebirge), die Transportgeschwindigkeit der Lauge. Diese hängt von dem Volumen der Abfallagerstrecke, der Querschnittsfläche des Transportweges und nicht zuletzt von dem zugrunde gelegten Modell für die Laugenverdrängungen ab.

Das in der vorliegenden Studie gewählte Modell, bei dem das Schließen der Resthohlräume in den Lagerstrecken mit der Korrosion der Abfalleinheiten korreliert ist, beschreibt den pessimistischsten Fall. Legte man nämlich als Antrieb für die Verdrängung von Lauge aus den Abfallagerstrecken die im trockenen Zustand gemessene Konvergenzrate im Eisenerzbergwerk Konrad zugrunde, ergäbe sich eine wesentlich geringere Laugenverdrängungsrate. Nach einigen Jahren gelangt die Verdrängung praktisch zum Stillstand. Das dabei insgesamt verdrängte Laugenvolumen ist wesentlich geringer als das nach dem hier benutzten Modell.

Zur Verbesserung des benutzten Verdrängungsmodells wären experimentelle Untersuchungen beispielsweise an gefluteten Strecken erforderlich.

Ebenfalls pessimistisch ist die Annahme einer homogenen Verteilung der ausgelaugten Radionuklide in der Lauge in einer Abfallagerstrecke. Durch die Abfälle, die Zwischenmauern in den Lagerstrecken und das Vorhandensein von Behältern und VBAs, ist diese Voraussetzung kaum erfüllt.

Aufgrund der unter pessimistischen Annahmen durchgeführten Rechnungen konnte gezeigt werden, daß die technischen und natürlichen Barrieren im Eisenerzbergwerk Konrad in der Lage sind, auf Dauer die Radionuklide im Endlagerbereich zurückzuhalten. Insbesondere braucht der Wasserzutritt in der Nachbetriebsphase des Endlagers zu den Abfällen nicht als Störfall angesehen zu werden. Zu dieser Zeit sind alle Zugangsstrecken und Schächte verfüllt und verschlossen. Kontaminationen von nutzbaren Grubenwasservorräten erscheinen nicht möglich. Voraussetzung hierfür ist jedoch, daß die in den Annahmen definierten Bedingungen bezüglich Streckenverschlüsse, Durchlässigkeiten, Verteilungskoeffizienten usw. eingehalten werden können.

5. Empfehlungen

Für die Planung von Einlagerungs- und Verschlusskonzepten können aus den durchgeführten Rechnungen einige Empfehlungen abgeleitet werden:

- Durch möglichst weitgehendes Verfüllen der Lagerstrecken mit Materialien, die den Gebirgs- bzw. Quelldruck auffangen können, läßt sich das ausgepreßte Laugenvolumen und die resultierenden Transportgeschwindigkeiten vermindern.
- Für die Verfüllung des Strecken-Schachtsystems sollten Materialien mit hinreichend guten Nuklidretentionseigenschaften benutzt werden. Für Spaltprodukte wie Strontium und Cäsium sollten die Verteilungskoeffizienten nicht unter $5 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$, für die Alpha-Strahler möglichst über $10 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$ liegen.
- Für Abfälle mit langlebigen Radionukliden, wie z.B. J-129, Tc-99 mit geringen Verteilungskoeffizienten, sollten Lagerkonzepte entwickelt werden, bei denen ein möglicher Antriebsmechanismus für eine Flüssigkeitsbewegung nur in einem wesentlich geringeren Maße möglich ist. Dieses ließe sich durch Verminderung der Restvolumina in den Lagerräumen erreichen.

6. Literatur

- /1/ Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung mbH
Eignungsprüfung der Schachtanlage Konrad für die Einlagerung
radioaktiver Abfälle
Abschlußbericht GSF T 136 (1982)
- /2/ B. Kienzler, R. Köster, E. Korthaus
Berechnungen und Sensitivitätsbetrachtungen zur Aktivitätsfreiset-
zung aus einem ersoffenen Endlager für radioaktive Abfälle anhand
eines einfachen Störfallmodelles
KfK 3013 (1980)
- /3/ H.C. Hardee, R.H. Nilson
Natural Convection in Porous Media with Heat Generation
Nuclear Sciences and Engineering, 63, (1977), 119-132
- /4/ A. Bejan, C.L. Tien
Natural Convection in a Horizontal Porous Medium Subjected to an
End-to-end Temperature Difference
ASME, Journal of Heat Transfer, 100, (1978), 191 - 198
- /5/ W. Hauser, E. Smailos
Persönliche Mitteilung (1982)
- /6/ J. Crank
The Mathematics of Diffusion
Clarendon Press, Oxford (1975)
- /7/ R. Herrmann
Einführung in die Hydrologie
Teubner Studienbücher, Stuttgart (1976)

- /8/ H.C, Burkholder, D.J. Bradley, J. Greenberg, J.R. Raymond
J.A. Stottlemire, R.J. Serne
Technical Progress Report for FY-77
PNL-2642 (1979)
- /9/ Kenzo Nishimaki
Investigation of the Behavior of Radionuclides in the Ground
ORNL-tr-4695 (1978)
- /10/ J. Hadermann
Radionuclide Transport Through Heterogenous Media
Nuclear Technology 47 (1980), pp 312
- /11/ R. Heremans, L.H. Baetsle
Investigation on the Use of a Clay Formation for Terminal Disposal
of Radioactive Wastes
Nuclex 78, Technical meeting B 3/3
3.-7. Oktober 1978, Basel
- /12/ H.S. Carslaw, J.C. Jaeger
Conduction of Heat in Solids
2. Edition
Clarendon Press, Oxford (1967)
- /13/ R.A. Wooding
The Stability of a Viscous Liquid in a Vertical Tube Containing
Porous Material
Proc. Soc., A 252, 1969, p. 120
- /14/ A. Zebib
Onset of Natural Convection in a Cylinder of Water Saturated Porous
Media
Phys. Fluids., 21, 1978, p. 699-700

- /15/ E. Smailos, B. Kienzler, R. Köster
HAW-Behälter als Barriere im Endlager
in Proceedings of the International Seminar on Chemistry and
Process Engineering for High Level Liquid Wastes Solidification
Odoy, R., Merz, E. (ed.), Vol. II, P. 926-953, June 1981

Tab. 1: Zusammenstellung der Ausgangsdaten für die Störfall-
betrachtung
Abfälle aus Großforschungszentren, Landessammelstellen
und Kernkraftwerken (keine Stilllegungsabfälle)

Nuklide	Aktivität in 1000 m ³ Lagerraum Ci	Verteilungskoeffizient cm ³ /g	abgeleiteter MZK-Wert Ci/m ³
Co-60	182	50 /9/	2.1 E-06
Sr-90	50	1 /8/	2.4 E-08
Cs-137	340	100 /10/	9.0 E-07
Pu-239	3	100 /11/	2.8 E-07
Am-241	14	330 /8/	2.3 E-07
Np-237	3.5 E-03	15 /8/	1.9 E-07

Tabelle 2: Konstanten zur Berechnung der Rayleigh Zahl

$\kappa_{\text{Prod.}}$	=	$8 \cdot 10^{-7}$	m^2/sec	
λ_{Wasser}	=	0.65	$\text{W}/\text{m}\cdot\text{K}$	
ν_{Wasser}	=	$5 \cdot 10^{-7}$	m^2/sec	
K	=	10^{-12}	m^2	für feinen Sand
		10^{-10}	m^2	für Kies
β	=	$4.8 \cdot 10^{-4}$	K^{-1}	
g	=	10	m/sec^2	
L	=	6	m	

Tabelle 3: Nomenklatur der Ausbreitungsformeln

λ	:	Zerfallskonstante
c	:	Konzentration
x, y, z	:	Ortskoordinaten
t	:	Zeit
q	:	Quellrate
ϵ	:	Porosität
ρ	:	Dichte
D_L, D_T	:	Dispersionskonstante in Fließrichtung/senkrecht zur Fließrichtung
V	:	Porengeschwindigkeit
z_0	:	Länge der Linienquelle
T, t	:	Integrationsvariablen

Zusammenhang zwischen D_L und V

D_L	:	$\alpha \cdot V$
α	:	Dispersivität
V	:	V_x Strömung nur in x-Richtung

- + ohne Behälter
- 40 Jahre Behälter
- 100 Jahre Behälter

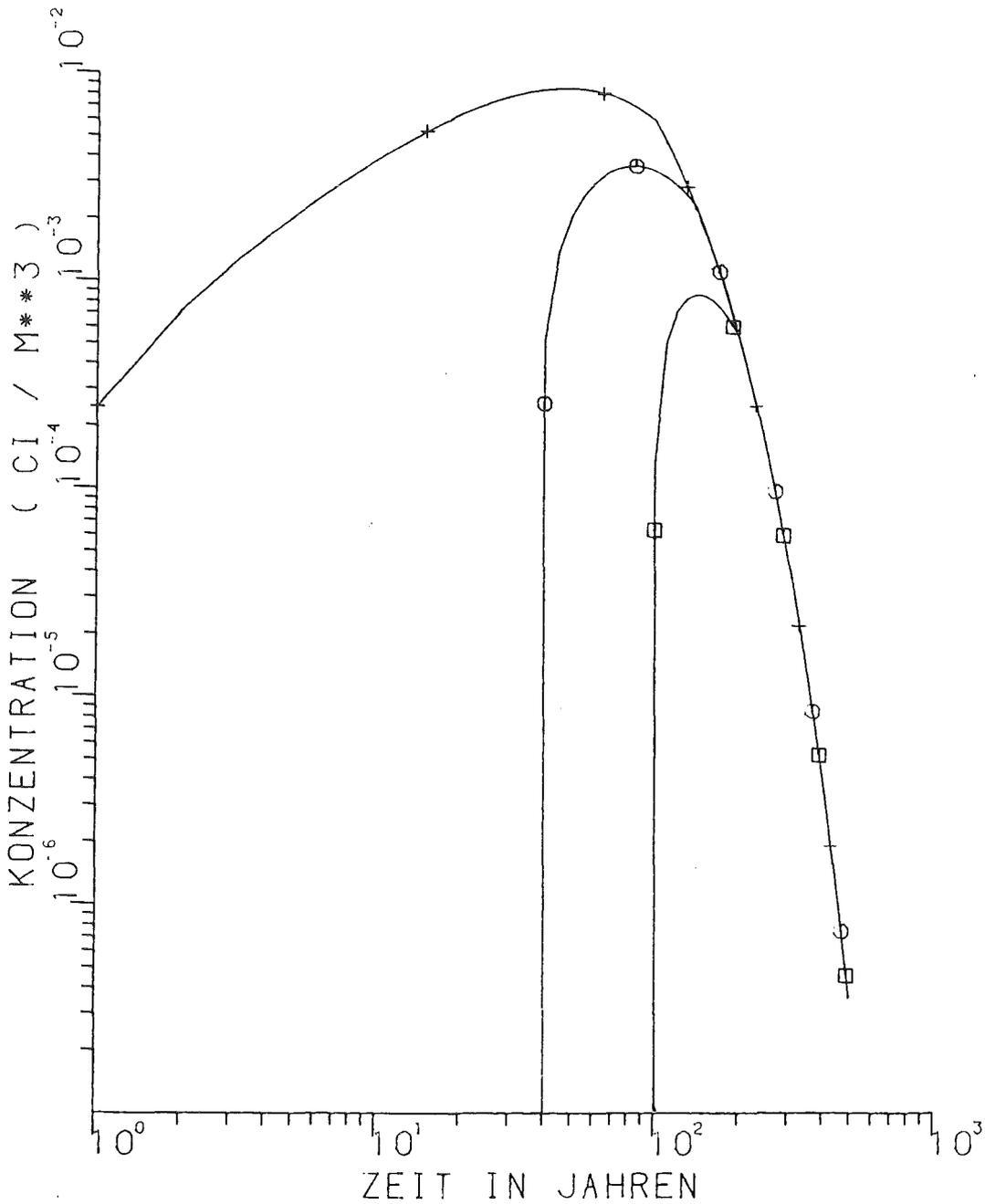


Abb. 1 Berechneter Sr-90 Konzentrationsverlauf in einer Lagerstrecke bei verschiedenen Behälterstandzeiten

- + ohne Behälter
- △ 40 Jahre Behälter
- 100 Jahre Behälter

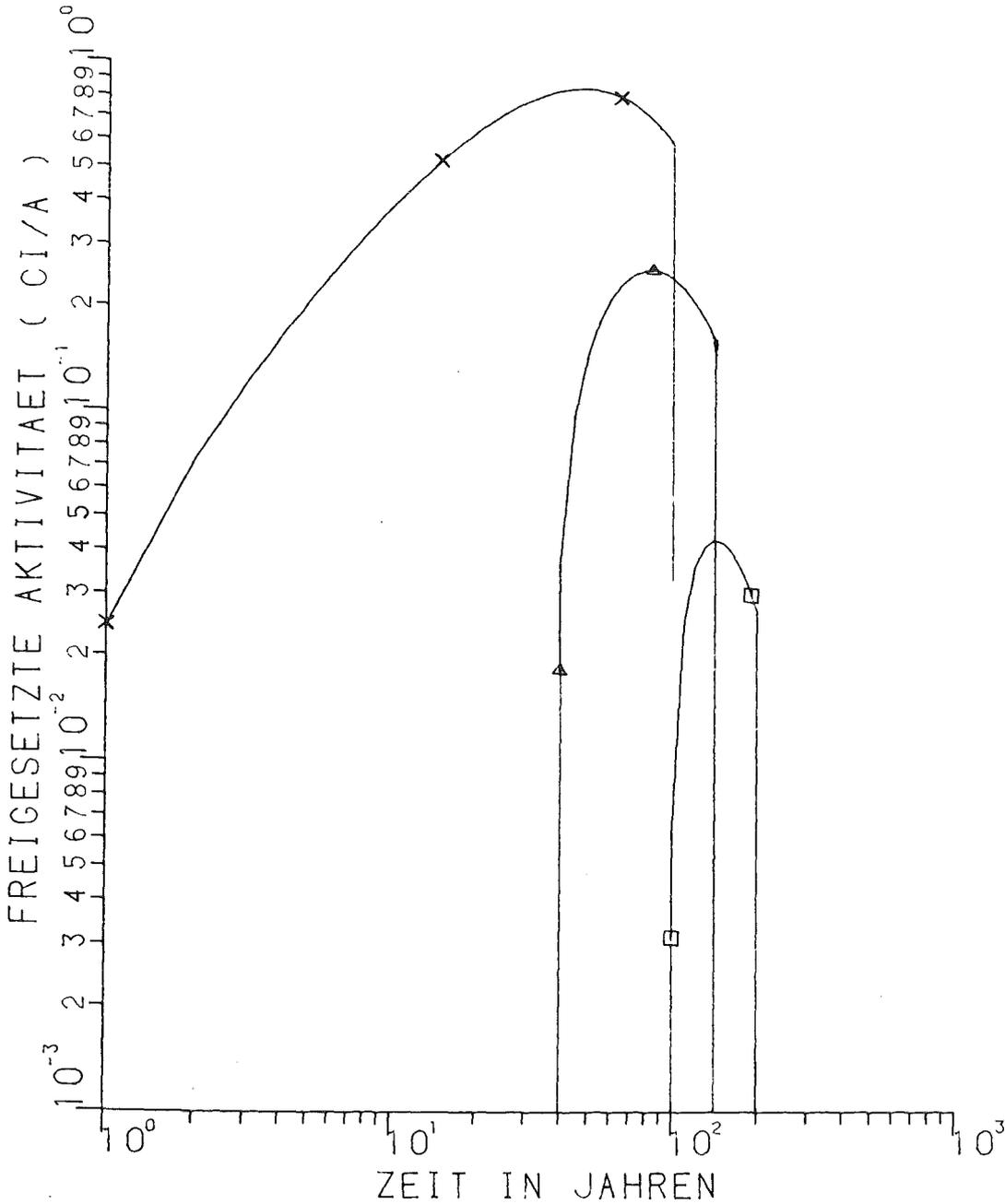
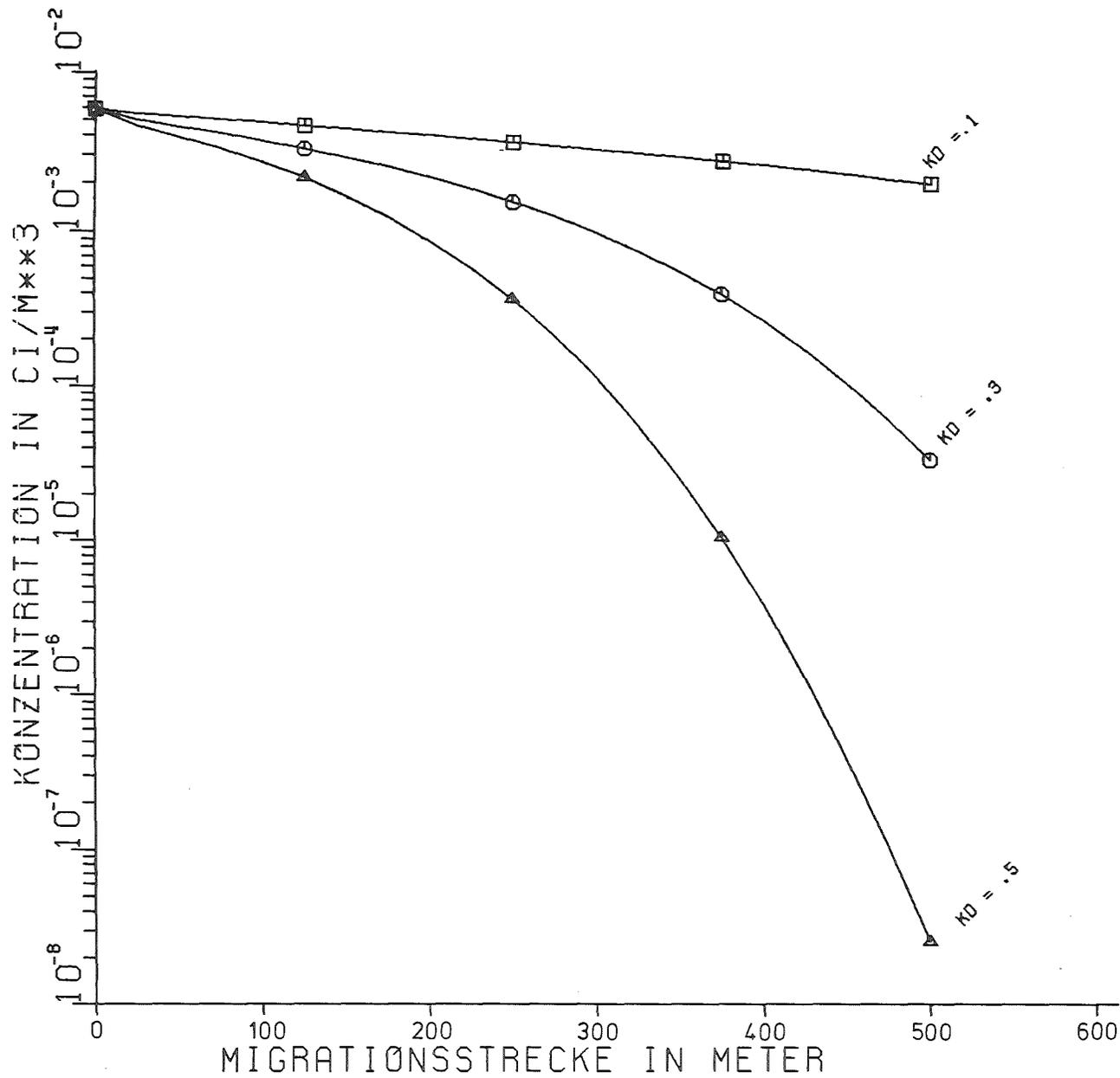


Abb. 2 Berechnete Sr-90 Freisetzungsrates aus einer Lagerstrecke bei Konvergenz- und Quellvorgängen als Antriebsmechanismus

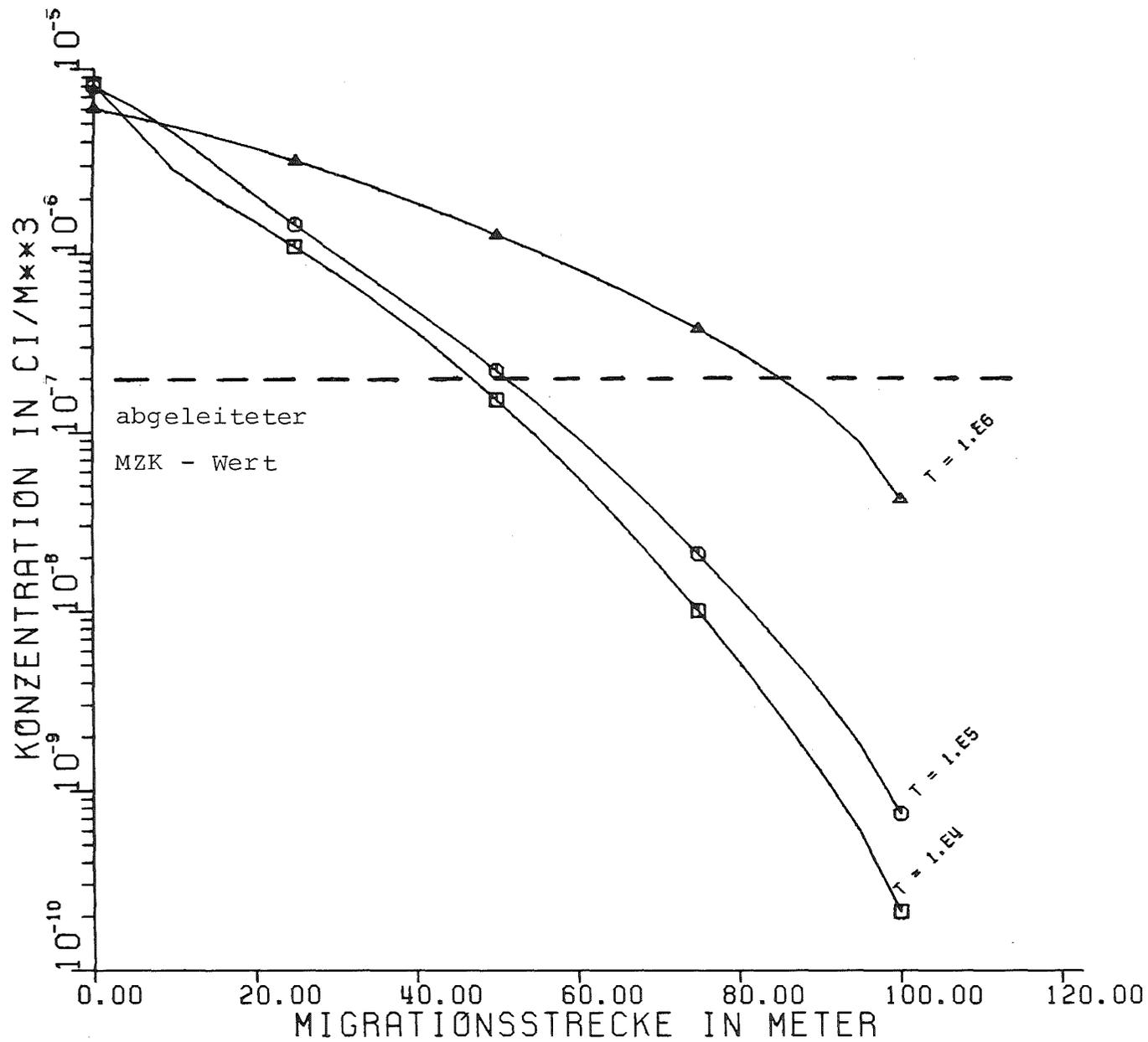


SR - 90
 HWZ = 28.5 JAHRE
 NWASt = 1

POROS = 10.000 %
 ALPHA = 10.00 M
 MODELL: QUELLEN LINEAR
 VOLUM = 40000 M**3
 ZEIT = 100 JAHRE



Abb. 3 Berechnete Sr-90 Konzentrationsprofile in einer verfüllten Strecke bei verschiedenen Verteilungskoeffizienten



NP - 237

HWZ = 2140000.0 JAHRE

NWAST = 1

KD = 5.0 ML/G

RD = 91.0

POROS = 10.000 %

ALPHA = 10.00 M

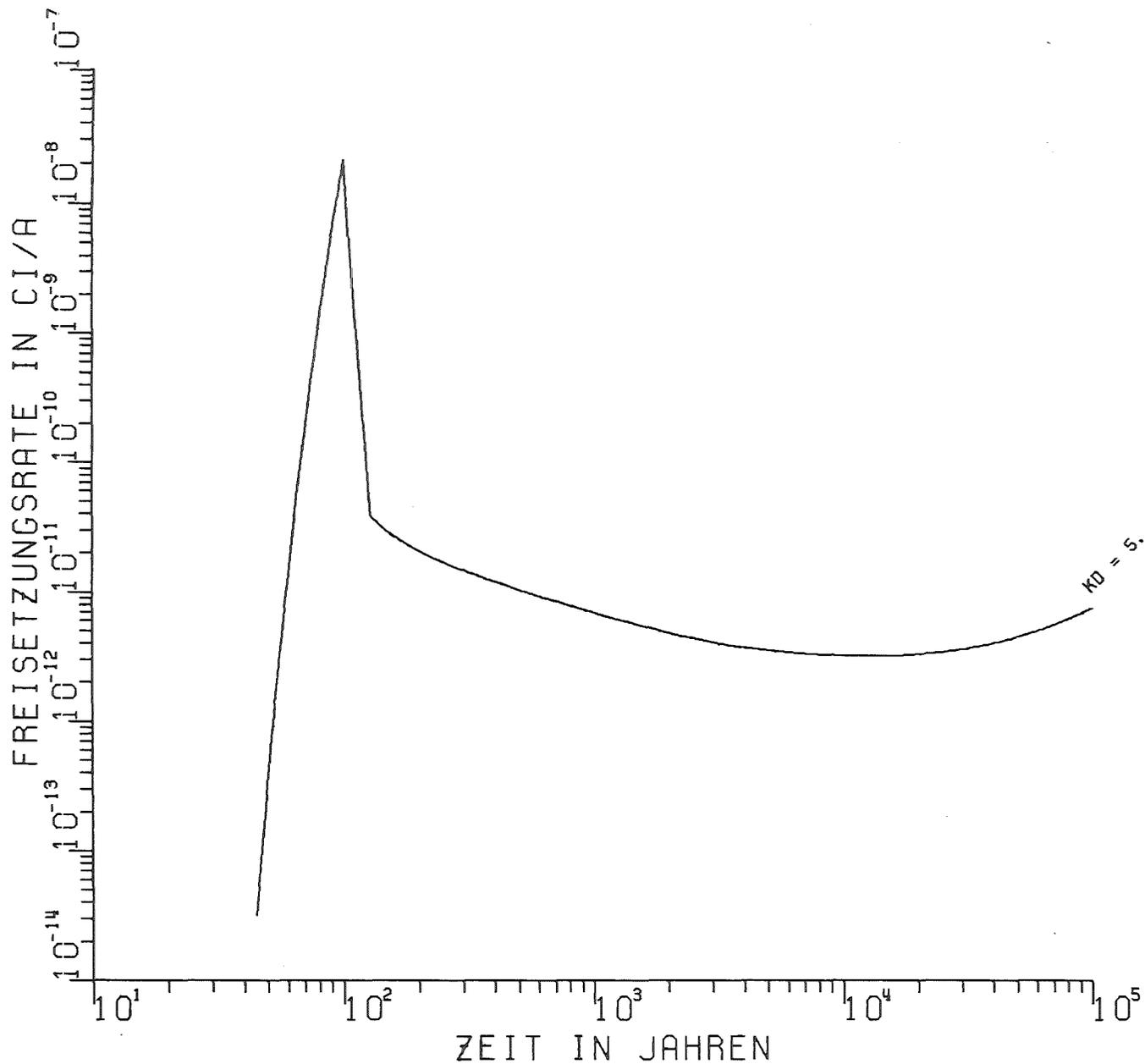
MODELL: QUELLEN LINEAR

VOLUM = 40000 M³

ZEIT (T) in Jahren



Abb. 4 Berechnete Np-237 Konzentrationsprofile in einer verfüllten Strecke zu verschiedenen Zeitpunkten



NP - 237

HWZ = 2140000.0 JAHRE

NWAST = 1

KD = 5.0 ML/G

POROS = 10.000 %

ALPHA = 10.00 M

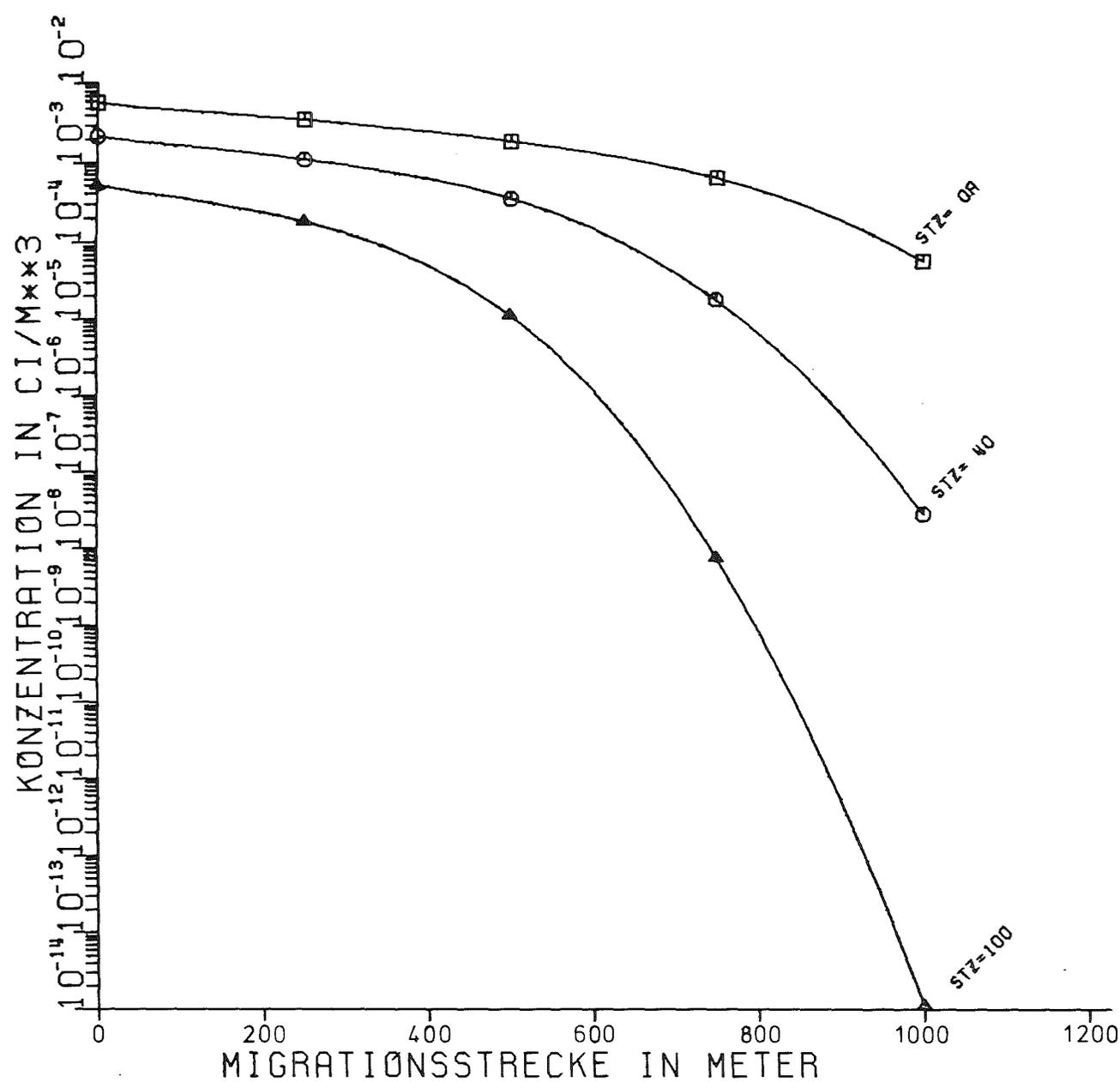
MODELL: QUELLEN LINEAR

VOLUM = 40000 M³

ABST. = 100 METER



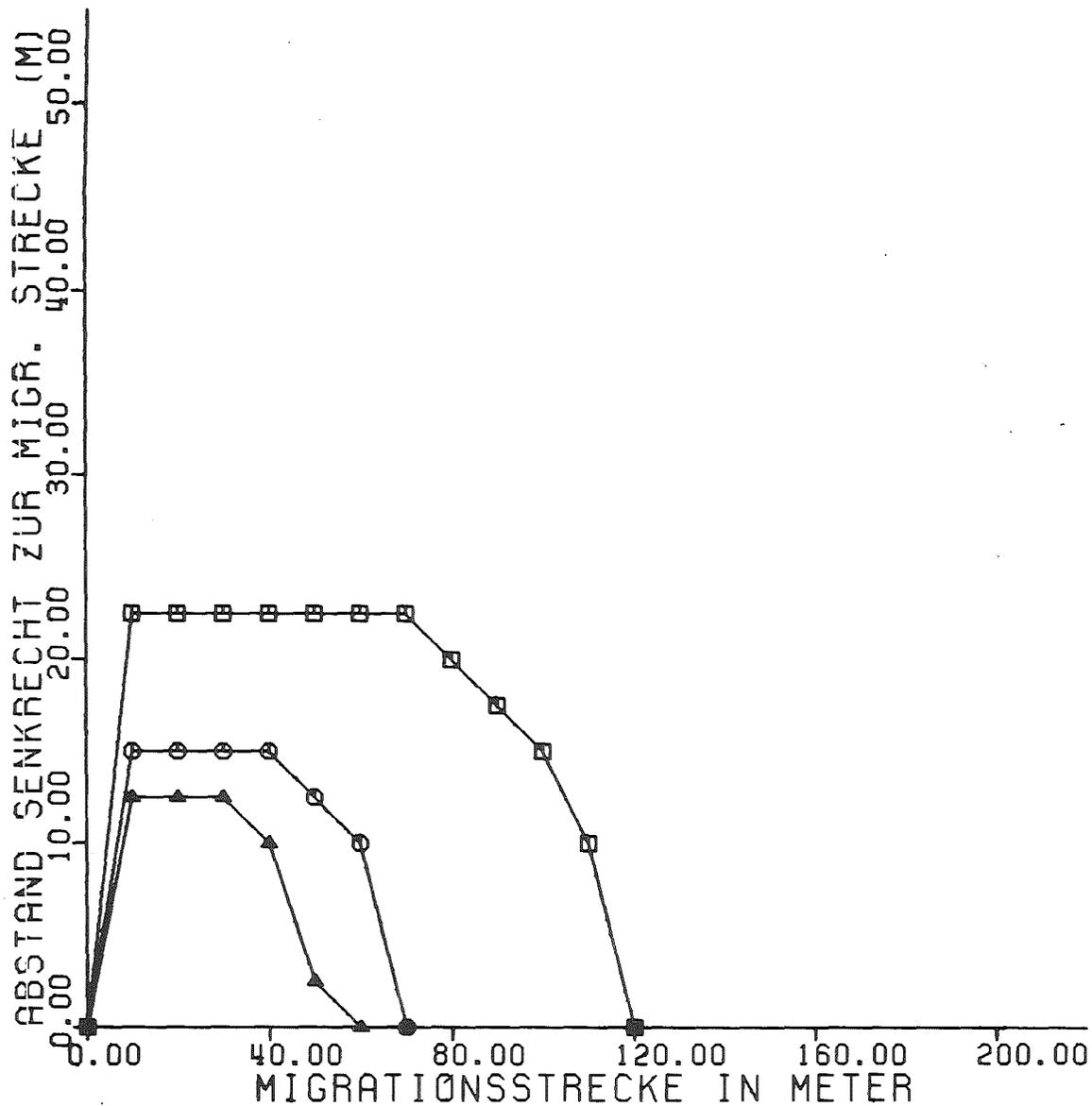
Abb. 5 Np-237 Aktivitätsfluß in 100 m Entfernung von der Lagerstrecke als Funktion der Zeit



SR - 90
 HWZ = 28.5 JAHRE
 NWASt = 1
 KD = 0.1 ML/G
 RD = 2.8
 POROS = 10.000 %
 ALPHA = 10.00 M
 MODELL: QUELLEN LINEAR
 VOLUM = 40000 M³
 ZEIT = 200 JAHRE
 Standzeit der Behälter
 (STZ) in Jahren



Abb. 6 Berechnete maximale Konzentrationsprofile für Sr-90 in einer verfüllten Strecke bei verschiedenen Behälterstandzeiten



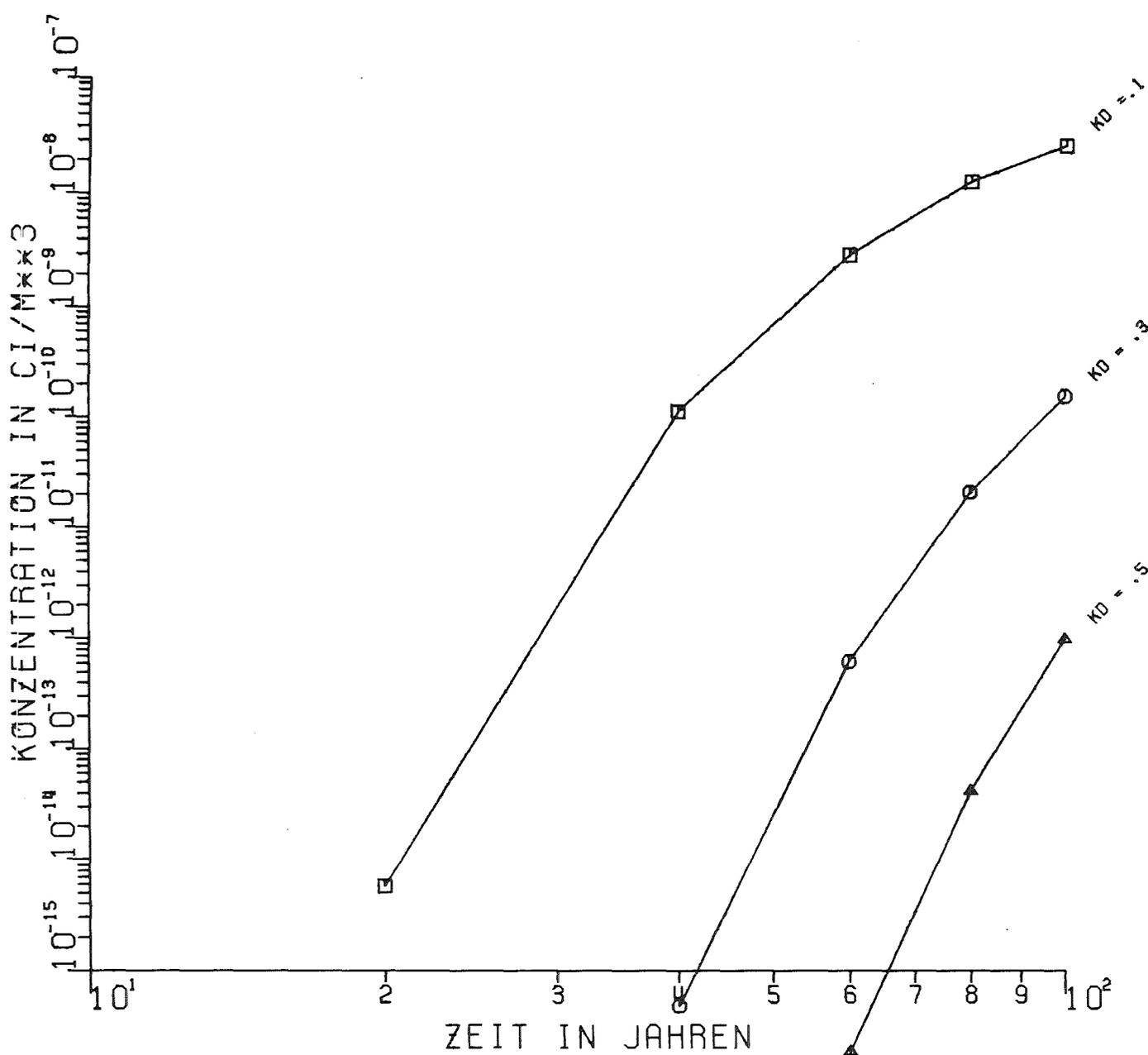
SR - 90
 HWZ = 28.5 JAHRE
 NWASt = 1

POROS = 10.000 %
 ALPHA = 10.00 M
 MODELL: QUELLEN LINEAR
 VOLUM = 40000 M³
 GRENZ. = 1.0E-8 CI/M³
 ZEIT = 100 JAHRE

□ KD = .1
 ○ KD = .3 ml/g
 ▲ KD = .5



Abb. 7 Berechnete Isolinien der Sr-90 Konzentration bei Ausbreitung im Deckgebirge mit verschiedenen Verteilungskoeffizienten

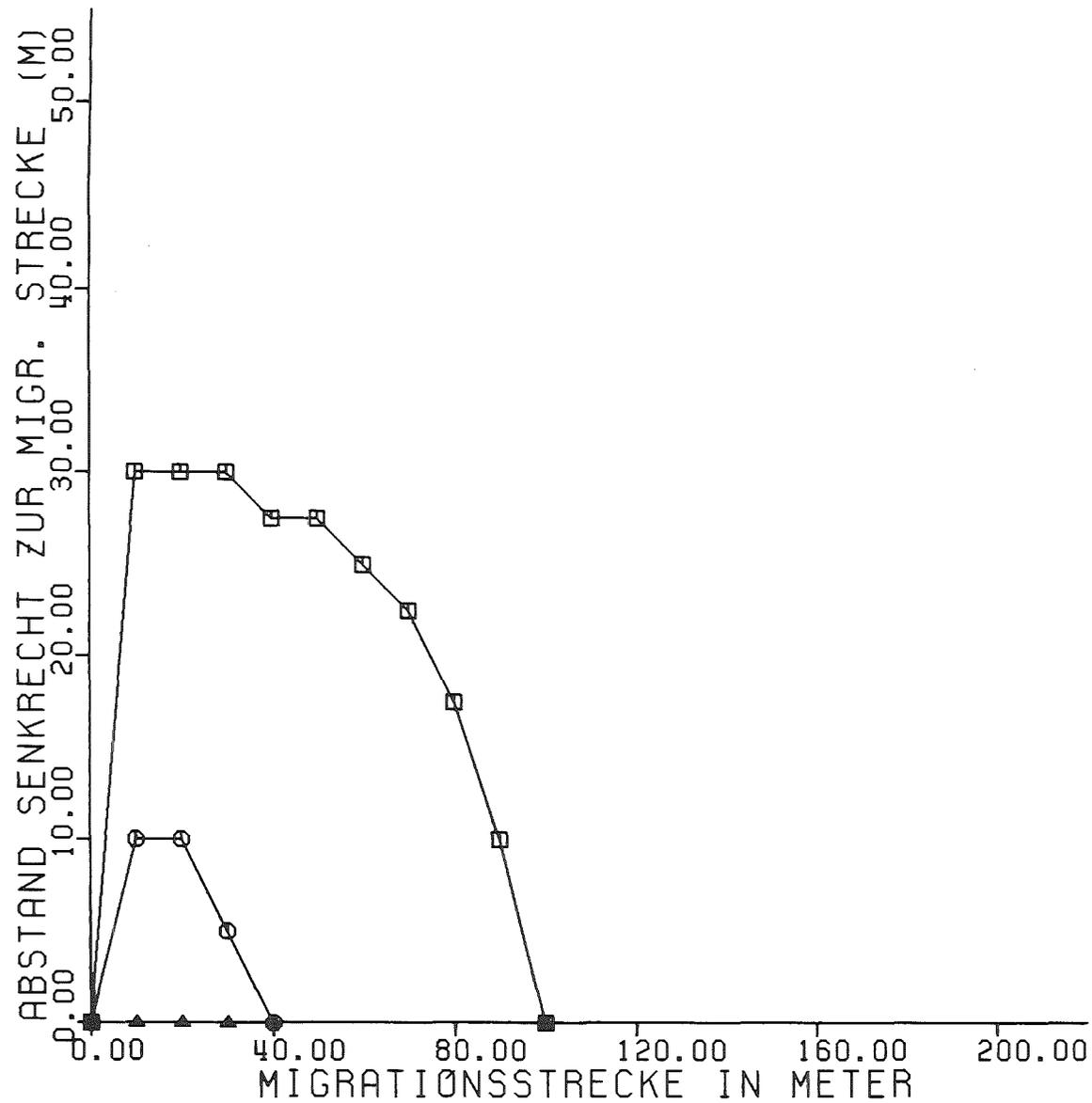


SR - 90
 HWZ = 28.5 JAHRE
 NWASt = 1

POROS = 10.000 %
 ALPHA = 10.00 M
 MODELL: QUELLEN LINEAR
 VOLUM = 40000 M³
 ABST. = 100 METER



Abb. 8 Berechneter zeitlicher Sr-90 Konzentrationsverlauf bei der Ausbreitung im umgebenden Gebirge in 100 m Entfernung von der Lagerstrecke auf dem Migrationspfad



NP - 237
 HWZ = 2140000.0 JAHRE
 NWASt = 1
 KD = 5.0 ML/G
 RD = 91.0
 PØRØS = 10.000 %
 ALPHA = 10.00 M
 MØDELL: QUELLEN LINEAR
 VØLUM = 40000 M³
 GRENZ. = 1.0E-8 CI/M³

□ T = 1.E6
 ○ T = 1.E5
 ▲ T = 1.E4

Jahre



Abb. 9 Berechnete Isolinien der Np-237 Konzentration bei Ausbreitung im Deckgebirge zu verschiedenen Zeiten