Nagra
Nationale
Genossenschaft
für die Lagerung
radioaktiver Abfälle

Cédra
Société coopérative
nationale
pour l'entreposage
de déchets radioactifs

Cisra
Società cooperativa
nazionale
per l'immagazzinamento
di scorie radioattive

TECHNISCHER BERICHT 85-32

Radioökologische Modellierung der Biosphäre am Beispiel des Modellgebietes Oberbauenstock

J. Böhringer
M. Fritschi
I. Schwanner
G. Resele

Juni 1986

MOTOR-COLUMBUS Ingenieurunternehmung AG, Baden

Parkstrasse 23 5401 Baden/Schweiz Telephon 056/20 55 11

Nagra
Nationale
Genossenschaft
für die Lagerung
radioaktiver Abfälle

Cédra
Société coopérative
nationale
pour l'entreposage
de déchets radioactifs

Cisra
Società cooperativa
nazionale
per l'immagazzinamento
di scorie radioattive

TECHNISCHER BERICHT 85-32

Radioökologische Modellierung der Biosphäre am Beispiel des Modellgebietes Oberbauenstock

J. Böhringer
M. Fritschi
I. Schwanner
G. Resele

Juni 1986

MOTOR-COLUMBUS Ingenieurunternehmung AG, Baden

Parkstrasse 23 5401 Baden/Schweiz Telephon 056/20 55 11

Der vorliegende Bericht wurde im Auftrag der Nagra erstellt. Die Autoren haben ihre eigenen Ansichten und Schlussfolgerungen dargestellt. Diese müssen nicht unbedingt mit denjenigen der Nagra übereinstimmen.

Le présent rapport a été préparé sur demande de la Cédra. Les opinions et conclusions présentées sont celles des auteurs et ne correspondent pas nécessairement à celles de la Cédra.

This report was prepared as an account of work sponsored by Nagra. The viewpoints presented and conclusions reached are those of the author(s) and do not necessarily represent those of Nagra.

INHALTSVERZEICHNIS

		Seite
	ZUSAMMENFASSUNG/RESUME/SUMMARY	III - V
1	EINLEITUNG	1
2	BESCHREIBUNG DER BIOSPHAERE	5
2.1	Topographie und Bodenaufbau	5
2.2	Oberflächenhydrologie	5
2.3	Landwirtschaft, Fischerei	8
2.4	Mögliche zukünftige Entwicklung	9
3	GRUNDLAGEN FUER DIE MODELLIERUNG DER BIOSPHAERE	10
3.1	Modellgebiet, Einteilung in Kompartimente	10
3.2	Wasserflüsse	13
4	BERECHNUNG DES NUKLIDTRANSPORTES	20
4.1	Nuklidgehalte in den Kompartimenten	20
4.2	Berechnung von Radionuklidketten	24
4.3	Nuklidkonzentrationen in den Kompartimenten	25
5	DOSISBERECHNUNG	27
5.1	Expositionspfade	27
5.2	Strahlenexposition durch Ingestion	28
5.2.1	Nahrungsmittelketten	28
5.2.2	Dosisfunktionen	31
5.2.2.1	Trinkwasser	31
5.2.2.2	Milch	32
5.2.2.3	Fleisch	33
5.2.2.4	Blattgemüse	33
5.2.2.5	Wurzelgemüse	34
5.2.2.6	Getreide	35
5.2.2.7	Fisch	35
5.2.2.8	Eier	35
5.3	Parameter	36
5.3.1	Konzentrationsfaktoren	36
5.3.2	Verteilungsfaktoren	37
5.3.3	Dosiskonversionsfaktoren	37

INHALTSVERZEICHNIS (Fortsetzung)

		Seite
6	RECHENPROGRAMM BIOSPH	39
6.1	Einleitung	39
6.2	Annahmen und Näherungen	39
6.3	Eingabedaten und berechnete Grössen	39
7	ZUSAMMENFASSUNG DER RESULTATE	40
7.1	Freisetzungsszenarium "Kalk"	41
7.2	Freisetzungsszenarium "Schiefer"	41
8	SCHLUSSFOLGERUNGEN	43
	Literaturverzeichnis	47

ANHAENGE

A	Verhalten radioaktiver Stoffe im Urnersee
B	Inhalation und Direktstrahlung
C	Programmbeschreibung
D	Resultate und Tabellen

ZUSAMMENFASSUNG

Im Rahmen der Sicherheitsanalysen für die Endlagerung radioaktiver Abfälle stellt das Biosphärentransportmodell das letzte Glied in der Kette der Modelle dar.

Mit Hilfe eines Kompartimentmodells wird die Ausbreitung von Radionukliden aus einem Endlager für schwach- und mittelaktive Abfälle in der Biosphäre und deren Aufnahme durch den Menschen über verschiedene Nahrungsketten untersucht. Die relevanten Parameter der Biosphäre werden am Beispiel des Modellgebietes Oberbauenstock in Form eines Modelldatensatzes zusammengestellt. Die Nuklidkonzentrationen in den Kompartimenten und Nahrungsmitteln sowie die jährlichen Individualdosen werden mit Hilfe des Rechenprogramms BIOSPH berechnet.

Der vorliegende Bericht enthält eine Beschreibung des Modellgebietes und dessen Einteilung in vier Kompartimente, eine Zusammenstellung der für die Modellrechnungen relevanten Parameter und der getroffenen vereinfachenden Annahmen, die mathematische Betrachtung des Nuklidtransportes und der Dosisfunktionen, eine Beschreibung des Computerprogramms BIOSPH sowie eine ausführliche Darstellung der durch die Modellrechnungen im Rahmen des Projekts Gewähr der Nagra ermittelten Resultate.

Die Modellrechnungen zeigen, dass die für ein Basisfall-Szenarium mit realistisch-konservativen Parameterwerten berechneten Strahlendosen vernachlässigbar tief sind. Selbst bei Kumulierung mehrerer konservativer Annahmen ergeben sich Strahlendosen, die unter dem Schutzziel von 10 mrem pro Jahr liegen.

RESUME

Dans le cadre de l'analyse de sûreté pour le stockage définitif des déchets de faible et moyenne activité, le modèle de transport dans la biosphère constitue le dernier maillon de la chaîne des calculs de transport des radionucléides.

La propagation des radionucléides dans la biosphère, de même que leur absorption par l'homme au travers des chaînes alimentaires, sont étudiées à l'aide d'un modèle mathématique à base de compartiments. L'ensemble de données numériques modèles nécessaires pour concrétiser la situation dans la biosphère et mener à bien l'analyse de sûreté, est fondé sur le site modèle de l'Oberbauenstock. Les concentrations de radionucléides dans les compartiments et les aliments, de même que les doses d'irradiation, sont calculées à l'aide du programme d'ordinateur BIOSPH.

Le présent rapport comprend une description du site modèle, sa subdivision en quatre compartiments, un tableau des paramètres utilisés dans le modèle avec les différentes hypothèses adoptées pour l'évaluation de ces paramètres, les considérations mathématiques relatives au modèle de transport des radionucléides et aux calculs de doses d'irradiation, une description du programme BIOSPH, ainsi qu'un exposé détaillé des résultats obtenus à l'aide de la modélisation de la biosphère.

Les calculs montrent que les doses d'irradiation pour un scénario de base, calculées à l'aide de paramètres plutôt réalistes, sont négligeables. Même en cumulant plusieurs hypothèses prudentes, on obtient des doses d'irradiation nettement inférieures à l'objectif de protection de 10 mrem par an.

SUMMARY

The biosphere model is the final link in the chain of radionuclide transport models used for radiation dose calculations for nuclear waste repositories.

The dispersion of radionuclides from a low and intermediate level waste repository in the biosphere and their uptake by man through food pathways is investigated with a compartment model. The relevant biosphere parameters were based on the model site at Oberbauenstock and compiled as a model data set for further use in the biosphere modelling. Nuclide concentrations in the biosphere compartments and foodstuffs as well as annual individual radiation doses are calculated with the computer program BIOSPH.

The present report contains a description of the model area and of its subdivision into 4 compartments, a compilation of the relevant parameters and the simplifying assumptions that have been made, discussion of mathematical modelling of nuclide transport in the biosphere and of the calculation of the individual radiation doses, a technical description of the computer program BIOSPH and a detailed presentation of the results from the model calculations.

The safety calculations show that the radiation doses calculated for the base case scenario with realistic/conservative parameter values are negligible. Even for an accumulation of several conservative assumptions, one calculates doses that are clearly under the protection standard of 10 mrem per year.

1 EINLEITUNG

Im Rahmen des Projekts Gewähr 1985 wurde für die Sicherheitsanalyse des Lagers für schwach- und mittelaktive Abfälle eine Szenarienanalyse durchgeführt (NGB 85-08). Diese hat gezeigt, dass die wahrscheinlichsten Szenarien, welche zur Freisetzung von Radionukliden aus dem Lager in die Biosphäre führen, durch den diffusiven Transport der Nuklide durch die technischen Barrieren und den anschliessenden Transport mit dem tiefen Grundwasser zur Biosphäre bestimmt werden (Grundwasserszenarien). Zudem wird angenommen, dass das Endlager nach 10^5 bis 10^7 Jahren durch Erosionsprozesse freigelegt wird (Erosionsszenarium).

Für beide Szenarien, das Grundwasser- und das Erosionsszenarium, stellt die Biosphäre das letzte Glied in der Freisetzungskette dar. Hier werden - insbesondere im Grundwasser und in Oberflächengewässern - die aus der Geosphäre potentiell freigesetzten kleinen Konzentrationen der Radionuklide durch Verdünnung weiter reduziert. Umgekehrt sind auch Wirkungsmechanismen vorhanden, die teilweise zur Aufkonzentration der Radionuklide führen können.

Im vorliegenden Bericht wird nur die Modellierung der Biosphäre innerhalb der Grundwasserszenarien behandelt. Jene im Erosionsszenarium erfolgt sinngemäss gleich und ist im NGB 85-08, Abschnitt 7.7, beschrieben.

Für die sicherheitstechnische Analyse der möglichen Auswirkungen eines Endlagers auf Mensch und Umwelt müssen quantitative Angaben über die wichtigsten Parameter der Biosphäre vorliegen, welche zu einem guten Teil standortspezifisch sind. Im Projekt Gewähr 1985 wurden die relevanten Parameter mit Hilfe eines Modell-Datensatzes konkretisiert, welcher nach dem derzeitigen Kenntnisstand den Verhältnissen am Standort Oberbauenstock entspricht. Dem vorliegenden Bericht wird der gleiche Modell-Datensatz zugrunde gelegt.

Die Resultate der Modellrechnungen zeigen, dass sich die Radionuklidfreisetzung in die Biosphäre über sehr grosse Zeiträume (bis 10^7 Jahre nach Versiegelung des Endlagers) erstreckt. Daher kann die Modellierung der Biosphäre auf der Basis heutiger Gegebenheiten nur mit Unsicherheiten in die Zukunft extrapoliert werden. In der Folge sind die präsentierten Resultate nicht als genaue Prognosen für diese grossen Zeiträume zu verstehen, sie sollen vielmehr die radiologischen Auswirkungen aufzeigen, mit denen gerechnet werden müsste, wenn die prognostizierte Radionuklidfreisetzung heute stattfinden würde.

Die hydrogeologische Analyse des Modell-Standortes Oberbauenstock ergab vier mögliche Freisetzungswege vom Lager durch die Geosphäre in die Biosphäre (NGB 85-07, NGB 85-08). Drei davon führen direkt in den Urnersee, und einer verlässt die Geosphäre an der Ostflanke des Wirtgesteins oberhalb des Seespiegels in einer Höhe von 490 m ü. M. Die vier möglichen Wege sind:

(i) Vom Lager nach unten in die Valanginienkalke des Liegenden und entlang diesen direkt in den Urnersee

(ii) Vom Lager durch das intakte Wirtgestein zum (eingestürzten) Seelisbergtunnel, entlang dessen stark aufgelockerter Kernzone nach Süden aus dem Wirtgestein in den Schrattenkalk der Axendecke und von dort direkt in den Urnersee

(iii) Vom Lager durch das intakte Wirtgestein zum (eingestürzten) Seelisbergtunnel und von dessen Lüftungszentrale Huttegg entlang der drei ebenfalls eingestürzten Stollen (Zugangs- und Lüftungsstollen) an die Ostflanke des Wirtgesteins. Mit diesem Transportweg treten die Radionuklide in einer Höhe von 490 m ü. M. in die Biosphäre ein, an einer Stelle, unterhalb derer heute ein Bach durchfliesst

(iv) Vom Lager entlang der Auflockerungszone des Verbindungsstollens in den Schrattenkalk im Süden des Wirtgesteins und von dort direkt in den Urnersee

Für die Modellierung des Nuklidtransportes werden der hydrogeologische Basisfall "Kalk" - hydraulisch durchlässiger Kalk im Liegenden des Wirtgesteins und Radionuklidfreisetzung in den See (i) - und der Fall "Schiefer" - undurchlässige alttertiäre Schiefer im Liegenden und Radionuklidfreisetzung oberhalb des Seespiegels (iii) - definiert.

Der in der Sicherheitsanalyse zu behandelnde Teil der Biosphäre umfasst also den Urnersee und den Hang südlich von Bauen unterhalb des untersten Bandes von steilen Felswänden, die gegen den Oberbauenstock hinaufführen.

Die Grenze zwischen Geo- und Biosphäre wird durch die Definition der Geosphäre festgelegt: Diese wird durch den intakten, "gewachsenen" Fels, durch eventuelle stärker durchnässte, oberflächennahe Zonen sowie durch eventuelle Auflockerungszonen um Bauwerke gebildet. In der Geosphäre erfolgt der Nuklidtransport durch den Bergwasserfluss und kann durch die Advektions-Dispersionsgleichung beschrieben werden. Oberhalb des Seespiegels wird die Biosphäre durch die quartären Lockergesteinsschichten und die darüber liegende Humusschicht gebildet.

Die Biosphäre in ihrer Gesamtheit stellt ein fein strukturiertes System dar, welches für die Modellierung vereinfacht wird. Sie wird in geeignete Kompartimente unterteilt, welche durch Wasserflüsse miteinander verbunden sind. Der Radionuklidtransport erfolgt in der gelösten Phase mit diesen Wasserflüssen. Die Nuklide werden, ebenfalls in der gelösten Phase, durch den Bergwasserfluss aus der Geosphäre in eines (oder mehrere) der Kompartimente freigesetzt (Quellterm). Es wird angenommen, dass die Nuklide augenblicklich und gleichmässig über jedes Kompartiment verteilt werden. Diese Annahme ist gerechtfertigt, da die zu berechnenden jährlichen Strahlendosen durchwegs von räumlichen Mittelwerten der Radionuklidkonzentrationen in den Kompartimenten abhängen. Zudem sind die Transportprozesse in der Biosphäre rasch, verglichen mit den Halbwertszeiten der betrachteten Nuklide und den langsamen zeitlichen Variationen der Quellterme (Î 1 000 Jahre). Dieser Umstand erlaubt auch folgende vereinfachende Approximation: Der zeitlich langsam variable Quellterm, welcher die Freisetzung der Nuklide in die Biosphäre beschreibt, wird durch eine stückweise konstante Funktion und die Nuklidkonzentrationen in den Kompartimenten der Biosphäre durch die entsprechenden Gleichgewichtswerte angenähert. Mit diesen Näherungen werden die Nuklidkonzentrationen durch grossräumige algebraische Bilanzgleichungen für den stationären Fall bestimmt.

Die Biosphäre des Modell-Standortes Oberbauenstock wird in vier Kompartimente unterteilt, eine obere Bodenschicht, eine untere Bodenschicht, eine ufernahe Zone des Urnersees und der übrige Urnersee.

In einem ersten Teil der Modellrechnung werden die Nuklidkonzentrationen in den verschiedenen Kompartimenten sowie die relativen Anteile der gelösten und sorbierten Phase in den Bodenkompartimenten berechnet. In einem zweiten Teil werden die Nuklidkonzentrationen in den Nahrungsmittelketten bestimmt. Da die Verweilzeiten der Radionuklide in den Nahrungsmitteln sehr viel kürzer sind als die zeitlichen Variationen der Nuklidkonzentrationen in den Kompartimenten, kann der Berechnung ein Gleichgewichtszustand zugrunde gelegt werden. Da die Nuklidkonzentrationen zudem durchwegs sehr klein sind, sind die Konzentrationen in den Nahrungsmitteln proportional zu den Konzentrationen in den entsprechenden Boden- und Seekompartimenten. Die Proportionalitätsfaktoren heissen Konzentrationsfaktoren. Aufgrund der mittleren Jahreskonsumwerte für die verschiedenen Produkte der Agrar- und Viehwirtschaft wird die inkorporierte Menge an Radioaktivität pro Person und Jahr und, mit den Dosiskonversionsfaktoren, die entsprechende Jahresdosis berechnet.

Im Vergleich zur Biosphärenmodellierung für das Endlager Typ C im Projekt Gewähr 1985 (NGB 85-04, NGB 85-05, NTB 83-22) sind folgende Unterschiede und Uebereinstimmungen hervorzuheben:

- Das hier betrachtete Modellgebiet ist etwa 60mal kleiner.

- Die untere Bodenschicht, der Träger von oberflächennahem Grundwasser, besitzt als feste Phase feinkörniges Bodenmaterial mit Sorptionskapazität.

- Die Nuklidkonzentrationen in den verschiedenen Biosphärenkompartimenten werden in stationärer Näherung berechnet.

- Es werden die gleichen Nahrungsmittelketten betrachtet, nämlich Trinkwasser, Milch, Fleisch, Wurzelgemüse, Blattgemüse, Getreide, Eier und Fisch.

- Es werden die gleichen Parameterwerte für die Nahrungsmittelketten und für die Sorptionseigenschaften der oberen Bodenschicht (Humus) verwendet.

Der vorliegende Bericht ist wie folgt aufgebaut: In Abschnitt 2 werden das Modellgebiet beschrieben und mögliche zukünftige Veränderungen aufgezeigt. In Abschnitt 3 erfolgt die Einteilung des Modellgebietes in die vier Kompartimente. Zudem werden die für die Modellrechnungen relevanten Parameter, insbesondere die Wasserflüsse durch die Kompartimente, zusammengestellt. Abschnitt 4 enthält die Gleichungen und die Parameter, mit welchen der Nuklidtransport durch die Kompartimente und damit die Nuklidkonzentrationen in den Kompartimenten berechnet werden. In Abschnitt 5 sind die Dosisfunktionen, d. h. die Gleichungen für die Berechnung der Jahresdosen aus den Konzentrationen in den Kompartimenten über die Konzentrationen in den Nahrungsmitteln, aufgeführt. Abschnitt 6 enthält eine kurze Beschreibung des Computerprogramms BIOSPH, mit dem die numerische Auswertung der zusammengestellten Gleichungen erfolgt. Eine ausführlichere Beschreibung des Programms findet sich in Anhang C. In Abschnitt 7 werden die Resultate der Modellrechnung zusammengefasst und kurz diskutiert. Die ausführliche Zusammenstellung der Resultate bildet den Anhang D. In Abschnitt 8 werden die Schlussfolgerungen gezogen. Anhang A enthält Daten und Modellrechnungen für den Urnersee. In Anhang B werden die im übrigen Bericht nicht behandelten Expositionspfade "Inhalation" und "direkte Bodenstrahlung" diskutiert. Es wird gezeigt, dass der Ingestionspfad dominant ist. Die Anhänge C und D wurden weiter oben bereits erwähnt.

Für diesen Bericht haben folgende Mitarbeiter der Motor-Columbus Ingenieurunternehmung AG wesentliche Beiträge geleistet:

Jan Böhringer	Dr. sc. nat., Physiker
Markus Fritschi	Ingenieur
Georg Resele	Dr. sc. nat., Physiker
Istvan Schwanner	Dr. sc. nat., Physiker

Anhang A:

Armin Petraschek	Dr. sc. techn., Oberingenieur
Christian Zimmermann	Dr. phil. II, Limnologe

2 BESCHREIBUNG DER BIOSPHAERE

2.1 Topographie und Bodenaufbau

Der Hang südlich von Bauen unterhalb der untersten steilen Felswände bildet topographisch eine Mulde, die in Fallrichtung durch Runsen und Täler durchzogen wird. Die Tiefe dieser durch Bäche gebildeten Einschnitte beträgt typischerweise etwa 20 m. Die Neigung des Hangs im unteren Teil liegt in der Grössenordnung von 30 %.

Der Felsuntergrund wird durch das Wirtgestein, den Valanginienmergel gebildet, dessen oberste Schicht verwittert ist. Darüber liegt eine Lockergesteinsdecke, deren Mächtigkeit zwischen 0 und 30 m variiert und über weite Hangbereiche um 5 - 15 m liegt (NTB 84-20). Die Lockergesteinsdecke besteht in den oberen Hangpartien aus Moräne und Hangschutt, in den unteren aus Murgang und Lawinenschutt. Die oberste Schicht des Bodens wird durch Humus gebildet.

Der Verwitterungsschutt des Mergels ist wegen des hohen Tonanteils des Felskörpers reich an Feinanteilen und damit besonders wasserundurchlässig. Andererseits neigt er bei stärkerer Durchnässung zu Festigkeitsverlusten. In den verhältnismässig steilen Hängen der topographischen Mulde von Bauen neigt deshalb die Lockergesteinsdecke ausgesprochen stark zu Rutschungen und Kriechbewegungen. Werden diese steilen Lockergesteinsmassen zusätzlich durch Bacherosion ihres Fusses beraubt, können ausgedehntere Rutschgebiete, wie z. B. das Rutschgebiet Cholrüti, entstehen. In der Regel sind heute die höher gelegenen und südlichen Hangpartien bewaldet, wobei dem Wald vor allem auch eine Schutzfunktion gegen Steinschlag und Felssturz zukommt. Die unteren Hangpartien sind vorwiegend durch Wiesen bedeckt.

2.2 Oberflächenhydrologie

Der infolge oberflächlicher Verwitterung besonders wasserundurchlässige Felsuntergrund bildet den Stau- und Leithorizont für den Hangabfluss im Lockergestein. Dieser wird zum einen durch die Niederschläge, zum anderen durch die vermutlich nicht zu vernachlässigenden Ueberläufe aus den Kalkserien im Hangenden des Wirtgesteins gespeist, wobei die Valanginienmergel und eventuell zum Teil auch die Schiefer an der Basis des Kieselkalkes den Wasserstauer bilden.

Folgende Arten von Quellen gibt es in der topographischen Mulde von Bauen (NTB 84-20):

(i) Ueberlaufquellen
Diese treten an der Grenze zwischen dem Valanginienmergel und den Kalken im Hangenden aus und liegen somit am oberen Rand des zu betrachtenden Hanges. Die Quelle der Wasserversorgung der Gemeinde Bauen ist mit einer Schüttung von 2 - 6,7 l/s die grösste Quelle dieser Art in der Mulde von Bauen. Daneben gibt es noch vier kleinere. Die Ueberlaufquellen haben für die Sicherheitsanalyse nur insofern eine Bedeutung, als sie einen Hinweis auf die Grösse des Hangabflusses liefern. Sie können aufgrund ihrer Lage nicht kontaminiert werden.

(ii) Quellen aus dem Grenzflächenbereich Lockergestein/undurchlässiger Fels
Eine stärkere Quelle dieses Typs und die einzige in der topographischen Mulde von Bauen entspringt bei Unt. Cholrüti am oberen Rand des Schrattenkalkaufschlusses. Die Lage der Austrittstelle und der verhältnismässig starke Erguss (Schüttung etwas über 1 l/s) lassen vermuten, dass das Haupteinzugsgebiet in den überliegenden Lockergesteinsmassen zu suchen ist. Als Stauhorizont dürften die auf dem Schrattenkalk liegenden Schiefer wirken. Die Quelle stammt nicht aus dem Schrattenkalk.

(iii) Schuttquellen
Alle übrigen Quellen in der Mulde von Bauen sind Schuttquellen vorwiegend aus Gehängeschutt und Moräne und entsprechend den durchwegs kleinen Einzugsgebieten von geringem bis mittlerem Erguss. Sie versorgen meist Einzelhöfe und Ställe. Unterhalb der Kote 500 m ü. M. und südlich von Bauen gibt es 3 solcher Quellen:

- Zwei (Kataster Nr. 310 und 315) entspringen unmittelbar unterhalb des Portals des Lüftungsstollens, welcher in der Einleitung im Zusammenhang mit einem möglichen Freisetzungspfad für Radionuklide erwähnt wurde. Die Schüttungen betragen etwa 3 l/s bzw. 0,15 l/s.

- Die Quelle mit Kataster Nr. 314 entspringt im Unt. Cholrüti und hat eine Schüttung von etwa 0,15 l/s.

Aus dem Schrattenkalk der Axendecke im Süden des Wirtgesteins tritt **keine** Quelle aus. Es wird angenommen, dass der Bergwasserspiegel im Schrattenkalk im ufernahen Bereich auf der Seekote liegt und dass der hydraulische Gradient relativ flach ist. Im Seelisbergtunnel war der durchlässige Schrattenkalk im Süden des Wirtgesteins praktisch trocken. Aus diesem Grunde kann ausgeschlossen werden, dass Radionuklide, welche entlang der in der Einleitung beschriebenen Transportwege (i), (ii) und (iv) freigesetzt werden, oberhalb des Seespiegels in die Biosphäre eintreten.

Sämtliche Bäche im Bereich der topographischen Mulde von Bauen sind weitgehend permanent fliessend, auch wenn sie in trockenen Perioden auf kümmerliche Rinnsale zurückgehen. Einer dieser Bäche fliesst unmittelbar unterhalb der Einstiche der drei im Zusammenhang mit dem Transportweg (iii) erwähnten Stollen vorbei. Solange sich der Lauf dieses Baches nicht wesentlich ändert, werden Radionuklide, die entlang des Transportweges (iii) die Biosphäre erreichen, entweder durch den Bach direkt dem Urnersee zugeführt, ohne dass der umliegende Boden kontaminiert wird, oder mit gefasstem Quellwasser der heutigen Quellen Nr. 310 oder Nr. 315 aus dem Bacheinschnitt herausgeführt.

Die jährlichen Niederschlagsmengen betragen im langjährigen Mittel in

- der Region Vierwaldstättersee	1 416 ± 180 mm/a
- Altdorf	1 208 mm/a
- Isenthal	1 530 mm/a

In den unteren Partien des Hanges südlich von Bauen, wo der tonige Anteil im Lockergestein relativ hoch ist, dürften etwa 50 % des Niederschlages oberflächlich abfliessen. Die Evapotranspiration könnte ca. 700 mm/a betragen. Diese beiden Werte wurden für einen vergleichbaren Boden, für Hanggley bei Luzern bestimmt /2-1/.

Der Urnersee hat ein Volumen von $3{,}6 \cdot 10^9$ m^3 (siehe Anhang A). Durch die Erwärmung der obersten Wasserschichten im Frühling und Sommer baut sich - wie in allen stehenden Gewässern der temperierten Zone - eine stabile Schichtung des Seewassers auf (Stagnationsperiode). Das warme und deshalb leichte Wasser der Oberflächenschicht (Epilimnion, Volumen ca. $0{,}52 \cdot 10^9$ m^3) "schwimmt" auf dem kalten, schweren Wasser der viel mächtigeren Tiefenschicht (Hypolimnion). Die beiden Schichten werden in einer Tiefe von 0 - ca. 20 m durch die sogenannte Sprungschicht getrennt, in der die Temperatur sprunghaft abfällt und durch die praktisch kein Stofftransport stattfindet. Im Urnersee dauert die Stagnationsperiode ca. 4 Monate (ca. Juni bis September).

Während der übrigen Zeit sorgt Konvektion und vor allem aber der Wind für eine Vermischung, die bis zum Seegrund reicht (Zirkulationsperiode).

Die horizontale Mischung erfolgt viel rascher als die vertikale. Im Hallwilersee konnte ein Diffusionskoeffizient von 10^3 - 10^4 cm^2/s abgeschätzt werden /2-2/. Im Urnersee dürfte er eher grösser sein, da der See in Richtung Nord-Süd verläuft, nahe dem Alpenkamm liegt und damit ausgesprochen Föhn- und Nordwind ausgesetzt ist.

Die Ausbreitung von Stoffen im Urnersee, zumindest in horizontaler Richtung, erfolgt rasch, das heisst, eine homogene Durchmischung wird in der Grössenordnung von Tagen bis höchstens ein paar Wochen erreicht. Bei konstanter Einleitrate bildet sich im Nahbereich der Einleitstellen von Radionukliden eine "Fahne" aus mit einer im Vergleich zum übrigen See erhöhten Konzentration. Mit wachsender Entfernung nimmt die Konzentration ab und nähert sich einem Wert, der sich aus Einleitrate der Radionuklide, Seevolumen und Umwälzzeit des Seewassers errechnen lässt ("Konzentration in der Fernzone").

Der Wasserzufluss zum Urnersee beträgt während der Stagnationsperiode (4 Monate) im langjährigen Mittel $0{,}95 \cdot 19^9$ m^3 und während der Zirkulationsperiode (8 Monate) $0{,}56 \cdot 10^9$ m^3, wobei die Reuss den Hauptanteil (94 %) zuführt. Während der Stagnationsperiode schichtet sich die Reuss im Hypolimnion ein.

2.3 Landwirtschaft, Fischerei

Der Hang südlich von Bauen ist bäuerliches Kulturland. In den oberen und südlichen Partien ist er heute bewaldet, die tiefer gelegenen Partien sind Weideland. Vorherrschend sind Milchwirtschaft und Weidemast von Rindvieh, welches mehrheitlich gesömmert wird. Daneben wird auch Kleinvieh, vor allem Schafe, gehalten. Ackerbau wird nicht betrieben, pflanzliche Produkte werden höchstens für den Eigenbedarf gezogen.

Im Urnersee leben 28 Arten von Fischen, die dominante Art ist der Felchen, gefolgt vom Seesaibling und Barsch. Der mittlere Fischertrag beträgt im Urnersee 22,3 kg/ha•Jahr (1970 - 1977) /2-3/. Damit wird annähernd die potentielle Ertragsfähigkeit des Sees erreicht, die auf maximal 25 kg/ha•Jahr berechnet wurde. Der Anteil der Sportfischer ist gering: auf den 1 800 ha des Urnersees werden von ihnen jährlich rund 1 900 kg Fisch gefangen.

Aufgrund unterschiedlicher Nahrungsaufnahme, Laichgewohnheiten und genereller Umweltansprüche ist davon auszugehen, dass der Urnersee in der Tiefen- wie der horizontalen Ausbreitung von Fischen bewohnt ist. Neben typischen Uferbewohnern gibt es eindeutige Bodenbewohner (z. B. Trüsche) sowie Arten, die fast ausschliesslich im freien Wasser (Pelagial) leben, ausserdem Zwischenformen, die in verschiedenen ökologischen Nischen zu finden sind.

Wegen grosser Mobilität und Standortwechsel vieler Fischarten (z. B. der Hauptarten Felchen und Seesaibling) ist ein Verbleiben der Tiere in den stärker belasteten Zonen (Nahfeld der Einleitung) eher die Ausnahme. Die Kontamination von gefangenen Fischen wird somit vor allem durch die Radionuklidkonzentration im Fernfeld bestimmt.

2.4 Mögliche zukünftige Entwicklung

Mögliche geologische, klimatische und topographische Entwicklungen über lange Zeiträume sind in Abschnitt 6.2.8 des NGB 85-07 beschrieben. Die Folgen für die hydrogeologischen Verhältnisse behandelt der Abschnitt 6.4.8 des selben Berichts. Im vorliegenden Abschnitt werden mögliche Folgen für die Biosphäre diskutiert.

Für die Modellierung der Biosphäre ist relevant, dass über lange Zeiträume der potentielle Freisetzungsort von Radionukliden das Gebiet südlich von Bauen bleibt, ein relativ steiler Hang mit sich kaum änderndem Bodenaufbau und der angrenzende, ausgedehnte Vorfluter, gegenwärtig der Urnersee. Nach der als möglich eingestuften Verlandung des Sees bis Bauen ersetzt der entstehende, mächtige Grundwasserleiter den See als Vorfluter, wobei sein piezometrisches Niveau mit dem heutigen Seespiegel identisch sein wird. Bei unveränderten klimatischen Verhältnissen entspricht die Wasserflussrate durch den Grundwasserträger und den Fluss dem heutigen Wasserfluss durch den Urnersee.

Eine spezielle Behandlung eines Szenariums "Verlandung Urnersee" erübrigt sich, da das Szenarium "Freisetzung in den See, Trockenklima" (Rechenfall T1 B2 in Anhang D) die möglichen Folgen der Verlandung abdeckt: In diesem Szenarium wird das Wasser aus dem See (entsprechend dem Grundwasser nach der Verlandung) nicht nur für das Trinken und als Viehtränke verwendet, sondern auch in derart ausgiebigem Masse für die Bewässerung von Pflanzen, dass es den Nuklidgehalt in den Pflanzen bestimmt.

Klimatische Veränderungen sind für die Dosisfolgen ungünstig, wenn sie eine Reduktion des Wasserflusses durch die Biosphäre zur Folge haben. Ein Absinken der Niederschläge (Abschnitt 6.2.8 des NGB 85-07) ist

- wahrscheinlich als Begleiterscheinung eines Gletschervorstosses,
- möglich als Folge von anthropogenen Klimaänderungen (arides Klima).

Im ersten Falle sind die Lebensbedingungen für Menschen im Gebiet der Lagers ungünstig.

Das aride Klima, charakterisiert durch einen Temperaturanstieg und ein Absinken der Niederschläge auf 100 - 300 mm/a, wäre mit den heutigen klimatischen Verhältnissen in Südspanien oder Süditalien vergleichbar. Der Vierwaldstättersee würde abflusslos mit einem niedrigeren Wasserspiegel und stark zunehmender Salinität.

Möglich ist auch ein Ansteigen der mittleren Jahrestemperatur, verbunden mit einer ungleichmässigeren zeitlichen Verteilung der Niederschläge, aber ohne Absinken der totalen jährlichen Niederschlagsmenge. Die klimatischen Verhältnisse könnten dann mit jenen im Tessin verglichen werden (Trockenklima). Als Folge der trockeneren Böden wäre einerseits der Oberflächenabfluss stärker (80 %), andererseits aber die Evapotranspiration etwas geringer (500 mm/a).

Mögliche Veränderungen in der Landwirtschaft sind Wechsel der heute vorherrschenden Milch- und Mastwirtschaft z. B. auf pflanzliche Produkte. Es ist aber konservativ anzunehmen, dass der Hang südlich von Bauen landwirtschaftliche Nutzfläche bleibt.

Die zukünftige Entwicklung der Biosphäre kann durch die Sicherheitsanalyse weitgehend abgedeckt werden, indem die heutige Situation mit Parametervariationen bezüglich Oberflächenhydrologie und vollständiger Selbstversorgung durch die lokale Landwirtschaft modelliert wird.

3 GRUNDLAGEN FUER DIE MODELLIERUNG DER BIOSPHAERE

Der Transport der Radionuklide durch die Biosphäre wird durch den Transport mit dem Wasser dominiert. Natürlicherweise erfolgt er also vom Land in den See und in umgekehrter Richtung nur im Zusammenhang mit künstlicher Bewässerung des Hangs mit Seewasser.

3.1 Modellgebiet, Einteilung in Kompartimente

Für die Modellierung der Biosphäre wird ein Uferstreifen des Urnersees in der topographischen Bucht von Bauen von 400 m Länge und 100 m Breite sowie der Urnersee gewählt. Dieses Modellgebiet reicht damit bis auf eine Höhe von etwa 30 m über den Seespiegel. Mit der Wahl eines kleinen Modellgebietes wird die aus Radionuklidfreisetzungen resultierende Strahlendosis tendenziell überschätzt, da die Wasserflussraten durch die Biosphäre klein sind und die Verdünnung somit gering ist.

Das Modellgebiet wird in Kompartimente unterteilt (Fig. 3-1), und es wird angenommen, dass die Radionuklide jederzeit gleichmässig innerhalb eines Kompartimentes verteilt sind. Die Annahme stellt für die gewählten Kompartimente eine vernünftige Näherung dar, denn erstens wird sich die Freisetzungsrate in die Biosphäre - sofern eine Freisetzung überhaupt stattfindet - nur über Zeiträume von Jahrtausenden ändern, und zweitens hängt die Dosis für die meisten Expositionspfade von räumlichen Mittelwerten der Radionuklidkonzentration im Boden und im See ab und nicht von örtlichen Spitzenwerten.

Das Kompartiment 1 wird durch die oberste Schicht des Bodens (Dicke 25 cm, Humus) gebildet, aus der die Pflanzen den Hauptteil des Wassers und der Nährstoffe beziehen. Als Folge der relativ hohen Niederschlagsmenge sind die chemischen Verhältnisse im vorliegenden tonhaltigen Boden wahrscheinlich überwiegend reduzierend. Eine verstärkende reduzierende Wirkung auf die Schwermetalle erfolgt durch die organische Substanz im Boden. Nur während regelmässig vorkommenden längeren Trockenperioden sind die Verhältnisse oxidierend.

Das Kompartiment 2 wird durch die unter dem Kompartiment 1 liegende Bodenmasse und durch das ans Wirtgestein angrenzende, verwitterte Lockergestein, dem Träger von Quellwasser (Hangabfluss), gebildet. Die Mächtigkeit wird mit 5 m angenommen. Diese tonreiche Schicht ist dauernd vernässt, und die chemischen Verhältnisse sind, wie im Wirtgestein, reduzierend.

In der Tabelle 3-1 sind die angenommenen Volumen, Dichten und nutzbaren Wassergehalte der Kompartimente zusammengestellt. Die Daten für das Kompartiment 1 entsprechen Werten für Hanggley, Lokalform "Chnoden", Zugerberg /3-1/, während für Kompartiment 2 die Werte von Parabraunerde, Lokalform "Winzlerboden", Rheinau aus Ref. /3-2/ entnommen wurden. Der nutzbare Wassergehalt bezeichnet den volumetrischen Anteil an freiem, nichtgebundenem Porenwasser, bezogen auf das Volumen des natürlich gelagerten Bodens.

Tabelle 3-1: Volumen, Dichte und nutzbarer Wassergehalt der Kompartimente 1 und 2

	Kompartiment 1	Kompartiment 2
Volumen [m^3]	10^4	$2 \cdot 10^5$
Dichte, trocken [kg/m^3]	900	1 300
nutzbarer Wassergehalt, Normalklima [-]	0,2	0,3
nutzbarer Wassergehalt, Trockenklima [-]	0,05	0,1

Der Transport und die Akkumulation der meisten Nuklide werden in beiden Kompartimenten durch die Sorption (Anlagerung an der Festkörperphase des Bodens) bestimmt. Die Sorption wird quantitativ durch den K_d-Wert beschrieben, was die Annahme von linearer und reversibler Gleichgewichtssorption beinhaltet. Im Gegensatz zur Barriere "Wirtgestein" ist für die Biosphäre die

Annahme hoher K_d-Werte konservativ, da sie eine starke Akkumulation der Radionuklide im Boden bedeutet. Die K_d-Werte des Kompartiments 1 sind in Tabelle 3-3 aufgeführt (2 Datensätze: Basiswerte, extreme Werte). Die Basiswerte sind die gleichen wie jene für die Sicherheitsanalyse des Endlagers C (NGB 85-04). Die extremen Werte entsprechen konservativen Schätzungen, wobei u. a. für alle Schwermetalle (ausser U und Np) ein K_d-Wert von 10 m^3/kg angesetzt wird. Für das Kompartiment 2 werden die Basiswerte der Geosphäre verwendet (Tabelle 6-5 in NGB 85-07). Da das Kompartiment 2 einen grösseren Anteil an feinkörnigem Material enthält als die Schotter in der Nordschweiz, wird hier, im Gegensatz zu der Sicherheitsanalyse in NGB 85-04 und NGB 85-05, die Sorption in der Schicht unter den obersten 25 cm des Bodens berücksichtigt.

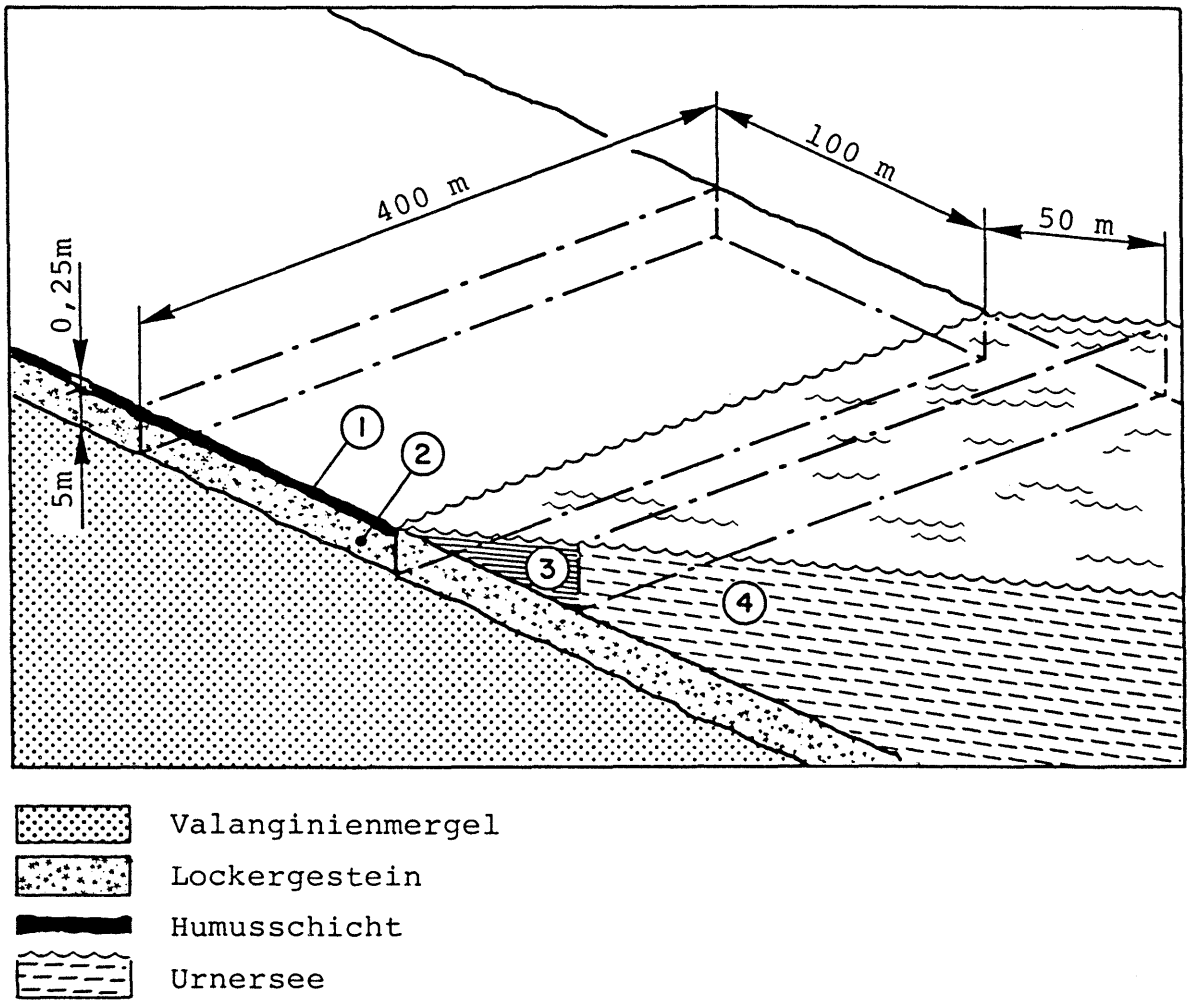


Fig. 3-1: Einteilung des Modellgebietes in Kompartimente

Das Kompartiment 3 ist die "Nahzone des Urnersees". Es wird durch das ufernahe Seewasser vor dem betrachteten 400 m langen Uferstreifen gebildet und erstreckt sich 50 m in den See hinaus. Sein Volumen beträgt $V_3 = 2{,}5\ 10^5\ m^3$. In der Sicherheitsanalyse wird die Möglichkeit in Betracht gezogen, dass Trinkwasser und Wasser für die Landwirtschaft (Tränken, Bewässern) diesem Kompartiment entnommen werden.

Das Kompartiment 4 ist die "Fernzone des Urnersees" und wird durch den gesamten übrigen Urnersee gebildet. Sein Volumen beträgt $V_4 = 3{,}6\ 10^9\ m^3$. Dieses Kompartiment ist relevant für den Nahrungsmittelpfad Fisch.

Die Freisetzung der Radionuklide in die Biosphäre erfolgt in das

- Kompartiment 3 (See-Nahzone) für die Transportwege (i), (ii) und (iv) (siehe Einleitung)

- Kompartiment 3 oder 2 für den Transportweg (iii)

3.2 Wasserflüsse

Der Transport der Radionuklide von einem Kompartiment zum anderen erfolgt mit den Wasserflüssen, die die Kompartimente verbinden. Die Einteilung der Biosphäre in die vier Kompartimente und die Wasserflüsse sind in Fig. 3-2 schematisch dargestellt.

Es wird angenommen, dass der Abfluss aus dem Kompartiment 1 ausschliesslich in das Kompartiment 2 erfolgt, so dass kein Nuklidfluss vom Kompartiment 1 direkt in den See (Kompartiment 3) stattfindet. Diese Annahme beruht auf folgenden Ueberlegungen:

- Die Aufteilung des Abflusses in die Kompartimente 2 und 3 wäre unsicher; wegen der geringen Mächtigkeit des Kompartimentes 1 dürfte der Abfluss direkt in den See aber gering sein.

- Die Vernachlässigung des direkten Abflusses in den See ist konservativ, da die Nuklide aus dem Kompartiment 1 nur über das Kompartiment 2 die Bodenkompartimente verlassen können.

Die für die Sicherheitsanalyse zu verwendenden Werte der Wasserflussraten sind in Tabelle 3-2 zusammengestellt. Sie enthält die Wasserflüsse für das heutige Klima und für das in Abschnitt 2.4 beschriebene "Trockenklima".

Eine Unterschätzung der Wasserflussraten bewirkt eine Unterschätzung der Verdünnung der freigesetzten Radionuklide und somit eine pessimistische Bestimmung der resultierenden Strahlendosen.

Tabelle 3-2: Wasserflussraten in m^3/a
Die Werte für f_{12}, f_{23}, f_{34} und f_{04} ergeben sich durch Massenerhaltung.

	Normalklima	Trockenklima
f_{01}	0	$-1 \cdot 10^4$
f_{21}	$7 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^3$
f_{31}	0	$1 \cdot 10^4$
f_{02}	$1 \cdot 10^5$	$5 \cdot 10^4$
f_{12}	$7 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^3$
f_{23}	$1 \cdot 10^5$	$5 \cdot 10^4$
f_{43}	$5 \cdot 10^7$	$5 \cdot 10^7$
f_{04}	$9 \cdot 10^8$	$9 \cdot 10^8$
f_{34}	$5 \cdot 10^7$	$5 \cdot 10^7$
f_{4S}	$9 \cdot 10^8$	$9 \cdot 10^8$

Tabelle 3-3: Nuklidspezifische Parameter für die Biosphären-Modellierung

NUKLID	T1/2 [a]	DF [mrem/Ci]	KD,B [m3/kg]	KD,E [m3/kg]	CRP [-]	CRV [-]	CRR [-]	CRG [-]	CRF [l/kg]	VKM [d/l]	VKF [d/kg]	VKE [d/St]
Pu-240	6.5E+03	4.4E+08	1.0E+00	1.0E+01	3.8E-04	1.4E-04	3.0E-04	1.8E-03	5.0E+00	1.0E-07	2.0E-06	3.9E-04
U-236	2.3E+07	2.5E+08	1.0E-01	1.0E+00	9.5E-04	3.8E-04	5.7E-04	1.3E-03	2.0E+00	3.7E-04	3.4E-04	5.1E-02
Th-232	1.4E+10	4.0E+09	1.0E+01	1.0E+01	9.5E-04	3.8E-04	5.7E-04	7.1E-04	3.0E+01	5.0E-06	2.0E-04	5.0E-02
U-232	7.2E+01	1.3E+09	1.0E-01	1.0E+00	9.5E-04	3.8E-04	5.7E-04	1.3E-03	2.0E+00	3.7E-04	3.4E-04	5.1E-02
Th-228	1.9E+00	7.4E+08	1.0E+01	1.0E+01	9.5E-04	3.8E-04	5.7E-04	7.1E-04	3.0E+01	5.0E-06	2.0E-04	5.0E-02
Cm-245	8.5E+03	2.3E+09	1.0E-01	1.0E+01	5.0E-04	2.0E-04	3.0E-04	1.1E-03	2.5E+01	5.0E-06	2.0E-04	4.4E-04
Pu-241	1.4E+01	8.9E+06	1.0E+00	1.0E+01	3.8E-04	1.4E-04	3.0E-04	1.8E-03	5.0E+00	1.0E-07	2.0E-06	3.9E-04
Am-241	4.3E+02	2.2E+09	1.0E-01	1.0E+01	5.0E-04	2.0E-04	3.0E-04	2.2E-05	2.5E+01	4.1E-07	2.0E-04	4.4E-04
Np-237	2.1E+06	4.1E+10	1.0E-02	1.0E+00	9.3E-03	2.7E-02	6.0E-02	1.7E-02	1.0E+01	5.0E-06	2.0E-04	4.4E-04
U-233	1.6E+05	2.7E+08	1.0E-01	1.0E+00	9.5E-04	3.8E-04	5.7E-04	1.3E-03	2.0E+00	3.7E-04	3.4E-04	5.1E-02
Th-229	7.3E+03	3.9E+09	1.0E+01	1.0E+01	9.5E-04	3.8E-04	5.7E-04	7.1E-04	3.0E+01	5.0E-06	2.0E-04	5.0E-02
Cm-246	4.7E+03	2.2E+09	1.0E-01	1.0E+01	5.0E-04	2.0E-04	3.0E-04	1.1E-03	2.5E+01	5.0E-06	2.0E-04	4.4E-04
Am-242m	1.5E+02	2.2E+09	1.0E-01	1.0E+01	5.0E-04	2.0E-04	3.0E-04	2.2E-05	2.5E+01	4.1E-07	2.0E-04	4.4E-04
Pu-238	8.8E+01	3.7E+08	1.0E+00	1.0E+01	3.8E-04	1.4E-04	3.0E-04	1.8E-03	5.0E+00	1.0E-07	2.0E-06	3.9E-04
Pu-242	3.8E+05	4.1E+08	1.0E+00	1.0E+01	3.8E-04	1.4E-04	3.0E-04	1.8E-03	5.0E+00	1.0E-07	2.0E-06	3.9E-04
U-238	4.5E+09	2.5E+08	1.0E-01	1.0E+00	9.5E-04	3.8E-04	5.7E-04	1.3E-03	2.0E+00	3.7E-04	3.4E-04	5.1E-02
U-234	2.4E+05	2.6E+08	1.0E-01	1.0E+00	9.5E-04	3.8E-04	5.7E-04	1.3E-03	2.0E+00	3.7E-04	3.4E-04	5.1E-02
Th-230	7.7E+04	5.6E+08	1.0E+01	1.0E+01	9.5E-04	3.8E-04	5.7E-04	7.1E-04	3.0E+01	5.0E-06	2.0E-04	5.0E-02
Ra-226	1.6E+03	8.0E+09	1.0E-01	1.0E-01	4.0E-03	1.6E-03	3.0E-03	1.4E-02	2.5E+01	4.0E-04	9.0E-04	4.6E-02
Am-243	7.4E+03	2.2E+09	1.0E-01	1.0E+01	5.0E-04	2.0E-04	3.0E-04	2.2E-05	2.5E+01	4.1E-07	2.0E-04	4.4E-04
Pu-239	2.4E+04	4.4E+08	1.0E+00	1.0E+01	3.8E-04	1.4E-04	3.0E-04	1.8E-03	5.0E+00	1.0E-07	2.0E-06	3.9E-04
U-235	7.0E+08	2.5E+05	1.0E-01	1.0E+00	9.5E-04	3.8E-04	5.7E-04	1.3E-03	2.0E+00	3.7E-04	3.4E-04	5.1E-02
Pa-231	3.3E+04	2.5E+10	1.0E-01	1.0E+01	9.4E-03	2.7E-02	6.0E-02	1.7E-02	1.0E+01	5.0E-06	8.0E-02	5.0E-02
Cs-137	3.0E+01	6.7E+07	1.0E-01	1.0E+00	2.0E-02	1.3E-02	8.0E-03	1.3E-02	1.0E+03	7.1E-03	2.6E-02	2.5E-02
Cs-135	2.3E+06	7.0E+06	1.0E-01	1.0E+00	2.0E-02	1.3E-02	8.0E-03	1.3E-02	1.0E+03	7.1E-03	2.6E-02	2.5E-02
I-129	1.6E+07	2.7E+08	1.0E-02	1.0E-02	1.0E-01	1.9E-02	5.6E-03	3.6E-01	5.0E+01	9.9E-03	3.6E-03	1.5E-01
Sn-126	1.0E+05	2.7E+07	1.0E-01	1.0E+01	1.0E-01	4.6E-02	6.0E-02	3.6E-01	3.0E+03	1.2E-03	4.0E-04	4.6E-02
Pd-107	6.5E+06	1.4E+05	1.0E-02	1.0E+01	5.0E-02	1.7E-02	1.6E-02	4.2E-02	1.0E+02	1.0E-03	2.0E-03	5.2E-02
Tc-99	2.1E+05	1.3E+06	1.0E-03	5.0E-02	2.5E+00	1.0E+00	1.5E+00	4.5E+00	1.5E+01	2.5E-02	1.0E-03	9.8E-02
Zr-93	1.5E+06	1.6E+06	1.0E-02	1.0E+01	2.0E-02	3.4E-03	2.1E-03	2.7E-02	2.0E+02	3.0E-05	2.0E-02	1.0E-04
Sr-90	2.9E+01	1.4E+08	1.0E-01	1.0E-01	5.8E-01	1.5E-01	1.4E-01	1.2E-01	3.0E+01	1.4E-03	8.1E-04	1.6E-02
Se-79	6.5E+04	8.5E+06	1.0E-03	5.0E-03	2.5E-01	3.5E-02	3.8E-02	3.6E-02	2.0E+02	4.0E-03	3.2E-01	4.8E-01
Ni-59	7.5E+04	2.0E+05	1.0E-02	1.0E+01	5.0E-02	1.7E-02	1.6E-02	4.2E-02	1.0E+02	1.0E-03	2.0E-03	5.2E-02
Cl-36	3.0E+05	3.0E+06	0.0E+00	0.0E+00	1.3E+01	5.0E+00	7.5E+00	4.5E+01	1.0E+01	5.0E-02	8.0E-02	1.0E+00
C-14	5.7E+03	2.1E+06	1.0E-03	1.0E-03	0.0E-01	0.0E-01	0.0E-01	0.0E-01	0.0E-01	0.0E-01	0.0E-01	0.0E-01

DF: Dosisfaktor Ingestion
KD,B: Kd-Werte im Kompartiment 1, Basiswerte
KD,E: Kd-Werte im Kompartiment 1, Extremwerte
CRP: Konzentrationsfaktor Boden-Gras
CRV: Konzentrationsfaktor Boden-Blattgemuese
CRR: Konzentrationsfaktor Boden-Wurzelgemuese
CRG: Konzentrationsfaktor Boden-Getreide
CRF: Konzentrationsfaktor Suesswasser-Fisch
VKM: Verteilungsfaktor Milch
VKF: Verteilungsfaktor Fleisch
VKE: Verteilungsfaktor Eier

Zu diesen Werten sind folgende Bemerkungen zu machen:

f_{01} beschreibt den jährlichen Niederschlag auf das Kompartiment 1 abzüglich des Oberflächenabflusses (Run-off) und der Evapotranspiration. Im Normalklima wird der Humus durch den von unten zufliessenden Hangwasserzufluss f_{21} gesättigt, so dass die Niederschläge nicht in die Tiefe des Bodens versickern können (Kompensation von Niederschlag mit Run-off und Evapotranspiration). Im Trockenszenarium herrscht ein Niederschlagsdefizit. Der in Tabelle 3-2 aufgeführte Wert entspricht den in Abschnitt 2.4 getroffenen Ansätzen für Niederschlag, Oberflächenabfluss und Evapotranspiration im "Trockenklima".

f_{21} beschreibt sowohl den natürlichen Fluss aus dem untenliegenden Lockergestein in die Humusschicht als auch die künstliche Bewässerung mit Quellwasser. Der Wert für das Normalklima entspricht einem Wasserfluss von 175 mm/a oder dem Wasserfluss durch eine Hanggleyschicht von 400 m x 100 m Ausdehnung mit einer hydraulischen Durchlässigkeit von $6 \cdot 10^{-9}$ m/s (Wert in 25 cm Tiefe gemäss /3-1/) bei einem hydraulischen Gradienten von 1.

f_{31} beschreibt die künstliche Bewässerung des Uferstreifens mit Seewasser. Sie erfolgt nur im "Trockenklima". Im Trockenklima ist die potentielle Evapotranspiration während der Vegetationsperiode höher als die Niederschlagsmenge, die in den Boden versickern kann (Niederschlagsmenge abzüglich Oberflächenabfluss). Die Humusschicht des Hangs wird zusätzlich zu den natürlichen und künstlichen Zuflüssen aus dem Kompartiment 2 (f_{21}) mit Seewasser bewässert (f_{31}). Beide Zuflüsse zusammen müssen das Niederschlagsdefizit kompensieren und darüber hinaus einen Abfluss von Wasser aus dem Kompartiment 1 (f_{12}) gewährleisten. Dieses Ueberschusswasser verhindert die Akkumulation von Salzen im Humus (Versalzen des Bodens bei ungenügender Bewässerung). Erfahrungsgemäss ist eine Ueberschusswassermenge von 200 mm/a dazu notwendig. Konservativerweise wurden die Wasserflüsse für das Trockenklima so gerundet, dass die Ueberschusswassermenge nur 25 mm/a beträgt ($f_{31} = 1 \cdot 10^4$ m^3/a statt $1{,}7 \cdot 10^4$ m^3/a).

f_{02} beschreibt den Hangabfluss im Lockergestein und wird durch den versickernden Niederschlag und durch die Ueberlaufquellen an der Grenze zwischen den Valanginienmergeln und den Kalken im Hangenden gespiesen. Der Wert von $1 \cdot 10^5$ m^3/a entspricht 3 l/s und ist damit gleich

- dem Erguss der grösseren Schuttquelle beim Portal des Lüftungsstollens oder

- 22 % des jährlichen Niederschlags von 1 400 mm/a auf einen Hangstreifen unterhalb des untersten Felsbandes von 400 m Nord-Süd-Ausdehnung und 800 m Ost-West-Ausdehnung

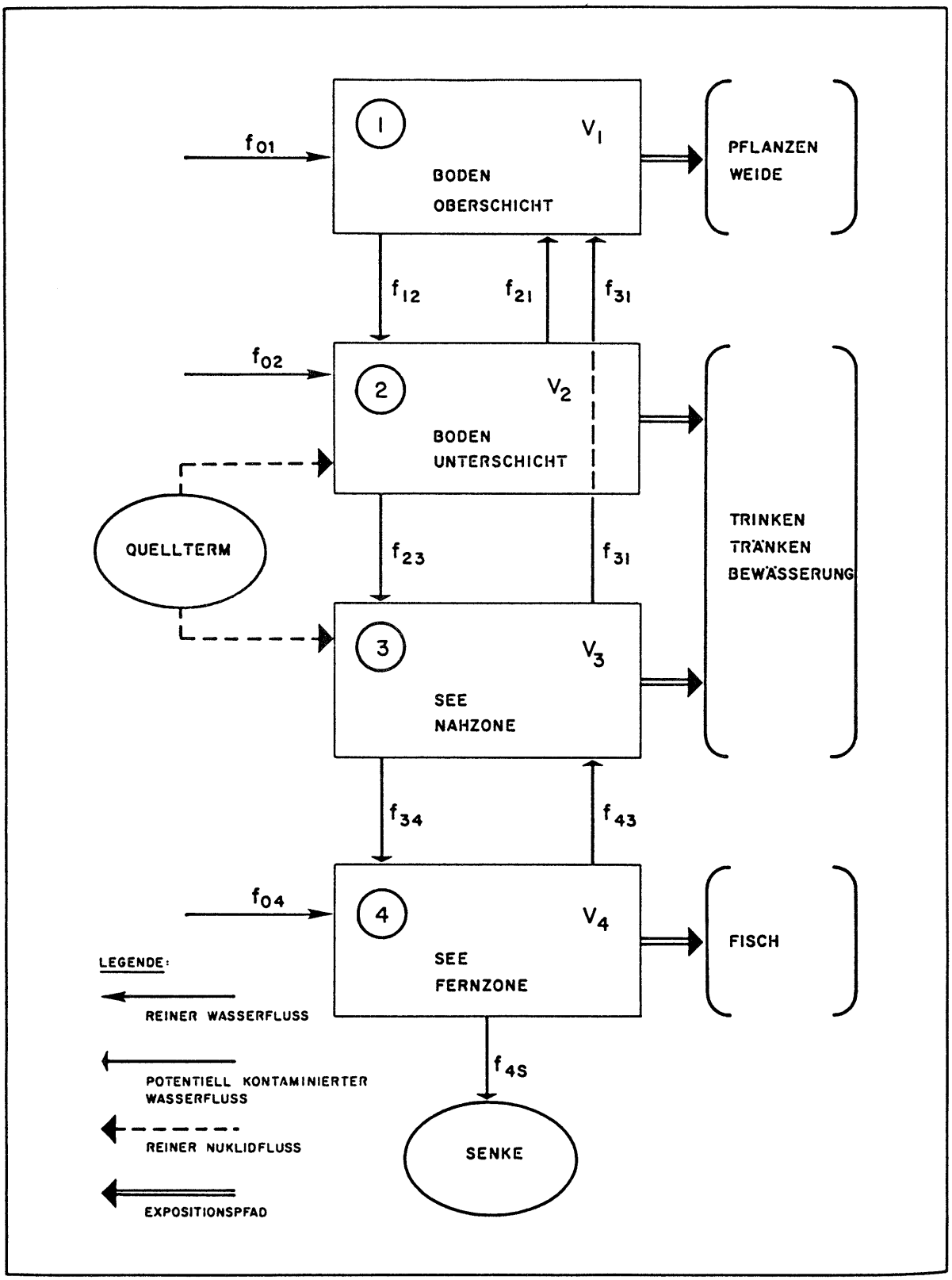


Fig. 3-2: Einteilung der Biosphäre in Kompartimente

f_{34} bestimmt, zusammen mit dem Volumen der See-Nahzone, den Wasserwechsel in diesem Kompartiment. Der gewählte Wert von $5 \cdot 10^7$ m^3/a entspricht einem Wasserwechsel alle 2 Tage oder einer Strömung längs des Ufers von 2,3 mm/s. Zum Vergleich gibt /3-3/ im Fall des Zürichsees und Süd- (Föhn) und Westwind mit einer Windstärke von 20 m/s für die Strömung längs des Ufers Werte zwischen 5 und 20 cm/s. Der gewählte Wert für f_{34} lässt sich aus einem Ansatz für die Diffusionskonstante (turbulente Diffusion) in der horizontalen Richtung und mit den folgenden Ueberlegungen modellmässig abschätzen:

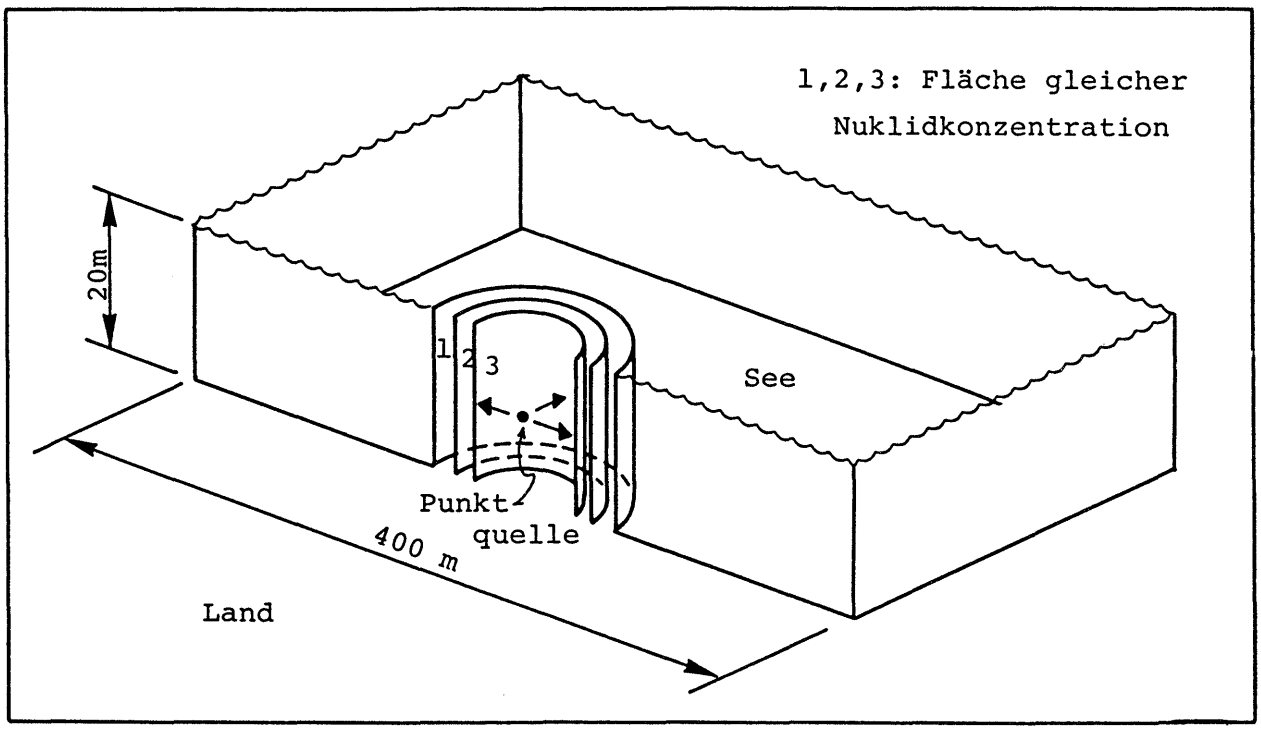


Fig. 3-3: Einleitungs- und Diffusionsmodell der Radionuklide in der See-Nahzone

Die Freisetzung der Radionuklide in den See erfolge aus einer Punktquelle. Im See herrsche keine grossräumige Strömung, so dass die Ausbreitung in der Horizontalen nur durch turbulente Dispersion erfolgt. Vertikal werden die freigesetzten Nuklide rasch über eine Schicht von 20 m Mächtigkeit homogen verteilt (siehe Fig. 3-3). Die Nuklidverteilung im See in der Umgebung des Freisetzungsortes ist damit von der Form

$$C = - a \ln \frac{r}{R}$$

und der diffusive Fluss weg vom Freisetzungsort, der im stationären Fall gleich der Einleitrate sein muss

$$J = - \text{Fläche} \cdot D \cdot \frac{dC}{dr} = \pi \cdot d \cdot D \cdot a$$

somit

$$a = J/(\pi \cdot d \cdot D)$$

J: Jahresaktivitätsfracht [Ci/a]

C: Differenz der Radionuklidkonzentration zur Konzentration im Fernbereich [Ci/m^3]

d: Dicke der Diffusionsschicht [m]
d = 20 m (entspricht der Dicke des Epilimnion)

D: Diffusionskonstante in horizontaler Richtung [cm^2/s]
$D = 10^3$ cm^2/s

a: Integrationskonstante [Ci/m^3]

R: lineare Dimension des Sees [m]
R = 2 000 m

r: Abstand von der Quelle [m]

Betrachtet man als massgebende Nuklidkonzentration im Kompartiment 3 den Wert in 20 m Entfernung vom Freisetzungsort, so bedingt die Forderung, dass im Kompartimentmodell dasselbe Verhältnis zwischen Einleiterate J und Nuklidkonzentration im Kompartiment 3, C_3, besteht:

$$J = C_3 \cdot f_{34}$$

$$f_{34} = \pi \cdot d \cdot D \; / \; \ln \frac{R}{20 \text{ m}} = 4{,}3 \cdot 10^7 \text{ m}^3/\text{a}$$

4 BERECHNUNG DES NUKLIDTRANSPORTES

Die mathematische Beschreibung des Nuklidtransportes in der Biosphäre erfolgt mit Hilfe eines Kompartimentenmodells. Dabei werden geeignete Wasser- und Bodenkompartimente definiert (vgl. Kap. 3), die durch Wasser- und Radionuklidflüsse miteinander verbunden sind. In mindestens eines der Kompartimente werden Radionuklide aus der Geosphäre freigesetzt. (Im Fall des Biosphärenmodells Oberbauenstock ist eine Freisetzung der Radionuklide ins Kompartiment 2 oder 3 - je nach Geosphärentransportszenarium - möglich.) Die ins Kompartimentsystem gelangten Radionuklide verteilen sich über die kommunizierenden Wasserflüsse mit unterschiedlicher Konzentration in die Kompartimente. Dabei wird angenommen, dass die Radionuklide sofort und gleichmässig über jedes einzelne Kompartiment verteilt werden (wie unter 3.1 begründet).

4.1 Nuklidgehalte in den Kompartimenten

Der Nuklidtransport vom Kompartiment i ins Kompartiment j erfolgt durch den verbindenden Wasserfluss f_{ij}. Als charakteristische Grösse des Nuklidtransfers wird der Transferkoeffizient K_{ij} definiert. Er gibt den Bruchteil der im Wasser gelösten Aktivität an, der pro Zeiteinheit vom Kompartiment i ins Kompartiment j fliesst:

$$K_{ij} = \frac{f_{ij}}{V_i^W} \qquad (4\text{-}1)$$

Für die im vorherigen Kapitel bestimmten Wasserflüsse f_{ij} und -volumina V_i^W ergeben sich folgende Werte für die Transferkoeffizienten:

Tabelle 4-1: Transferkoeffizienten K_{ij} bei Normal- und Trockenklima

		Normalklima	Trockenklima
K_{12}	[a^{-1}]	3,5	2,0
K_{21}	[a^{-1}]	0,12	0,05
K_{23}	[a^{-1}]	1,7	2,5
K_{31}	[a^{-1}]	0	0,04
K_{34}	[a^{-1}]	200	200
K_{43}	[a^{-1}]	0,014	0,014
K_{4s}	[a^{-1}]	0,25	0,25

Die Bestimmungsgleichungen für die Aktivitätsgehalte y_i eines Nuklids in den Kompartimenten werden aus der Bilanzierung ihrer zeitlichen Aenderung (Zufluss - Abfluss - Zerfall + Produktion aus Mutternuklid und Quellterm) erhalten:

$$\frac{dy_1}{dt} = -\left(\frac{K_{12}}{R_1} + \lambda\right) y_1 + \frac{K_{21}}{R_2} y_2 + K_{31}\, y_3 + \lambda \hat{y}_1$$

$$\frac{dy_2}{dt} = -\left(\frac{K_{21}}{R_2} + \frac{K_{23}}{R_2} + \lambda\right) y_2 + \frac{K_{12}}{R_1} y_1 + \lambda \hat{y}_2 + Q_2 \qquad (4\text{-}2)$$

$$\frac{dy_3}{dt} = -\left(K_{34} + K_{31} + \lambda\right) y_3 + \frac{K_{23}}{R_2} y_2 + K_{43}\, y_4 + \lambda \hat{y}_3 + Q_3$$

$$\frac{dy_4}{dt} = -\left(K_{43} + K_{4S} + \lambda\right) y_4 + K_{34}\, y_3 + \lambda \hat{y}_4$$

Darin bedeuten:

$y_i = y_i(t)$ der Aktivitätsgehalt im Kompartiment i [Ci]

$\hat{y}_i = \hat{y}_i(t)$ der Aktivitätsgehalt des Mutternuklids im Kompartiment i [Ci]

$Q_i = Q_i(t)$ der Quellterm ins Kompartiment i [Ci/a]

$R_i = y_i / y_i^w$ das Verhältnis des Gesamtaktivitätsgehalts y_i zur gelösten Aktivität y_i^w im Kompartiment i [-]

Die Retentionsfaktoren R_i lassen sich aus den K_d-Werten [m^3/kg], die als Verhältnis der Nuklidkonzentration in der festen Phase [Ci/kg] zur Nuklidkonzentration in der flüssigen Phase [Ci/m^3] definiert sind, berechnen:

$$K_d = \frac{y_i^s}{V_i \cdot \rho_i} \Big/ \frac{y_i^w}{V_i^w} \quad \text{und} \quad R_i = \frac{y_i}{y_i^w}$$

$$\text{mit } \varepsilon_i = \frac{V_i^w}{V_i} \quad \text{wird} \quad R_i = 1 + \frac{K_d \cdot \rho_i}{\varepsilon_i} \qquad (4\text{-}3)$$

wobei:

V_i = Gesamtvolumen [m^3] des Kompartiments i

y_i^s = Aktivitätsgehalt [Ci] der festen Phase des Kompartiments i

y_i^w, V_i^w = Aktivitätsgehalt [Ci] resp. Volumen [m^3] der flüssigen Phase des Kompartiments i

ρ_i = Dichte des Bodens im Kompartiment i (Trockengewicht) oder "bulk density" [kg/m^3]

ε_i = Verhältnis des Volumens der flüssigen Phase zum Gesamtvolumen im Kompartiment i [m^3/m^3], nutzbarer Wassergehalt nach Tabelle 3-1

Bei der Berücksichtigung der Sorption wird angenommen, dass die Anlagerung der Radionuklide an die feste Phase augenblicklich erfolgt und der Vorgang reversibel ist.

Das Differentialgleichungssystem (4-2) lässt sich mit der Vektor-Notation

$$\underline{Y} = \begin{bmatrix} y_1 \\ y_2 \\ y_3 \\ y_4 \end{bmatrix} \qquad \hat{\underline{Y}} = \begin{bmatrix} \hat{y}_1 \\ \hat{y}_2 \\ \hat{y}_3 \\ \hat{y}_4 \end{bmatrix} \qquad \underline{Q} = Q_{tot} \cdot \begin{bmatrix} 0 \\ \alpha \\ 1-\alpha \\ 0 \end{bmatrix} \tag{4-4}$$

wie folgt darstellen:

$$\frac{d}{dt}\underline{Y} = -A \cdot \underline{Y} + \lambda \hat{\underline{Y}} + \underline{Q} \tag{4-5}$$

Der Quelltermvektor $\underline{Q}$ besteht dabei aus folgenden Komponenten:

- Q_1 und Q_4 verschwinden, da keine Freisetzung der Radionuklide in die entsprechenden Kompartimente erfolgt.

- Q_2 wird bei einer Freisetzung in die Boden-Unterschicht $Q_{tot} \cdot \alpha$, wobei α den relativen Aktivitätsfluss zum Kompartiment 2 darstellt. In den Biosphärentransportrechnungen wird später nur $\alpha = 1$ oder $\alpha = 0$ gesetzt, d. h., es wird keine Mischrechnung mit Freisetzung ins Kompartiment 2 **und** ins Kompartiment 3 durchgeführt.

- Q_3 wird bei einer Freisetzung in die Nahzone des Urnersees ($\alpha = 0$) zu Q_{tot}. Q_{tot} stellt den gesamten Quellterm dar.

In Gleichung (4-5) stellt A die 4x4-Matrix der Koeffizienten der y_i dar:

$$A = \begin{bmatrix} \frac{K_{12}}{R_1} + \lambda & -\frac{K_{21}}{R_2} & -K_{31} & 0 \\ -\frac{K_{12}}{R_1} & \frac{K_{21}}{R_2} + \frac{K_{23}}{R_2} + \lambda & 0 & 0 \\ 0 & -\frac{K_{23}}{R_2} & K_{34} + K_{31} + \lambda & -K_{43} \\ 0 & 0 & -K_{34} & K_{43} + K_{4S} + \lambda \end{bmatrix} \qquad (4\text{-}6)$$

Die den Nuklidtransport durch die Biosphärenkompartimente beschreibende Gleichung (4-5) kann in stationärer Näherung gelöst werden. In dieser Näherung wird der Nuklidzufluss in jedes Kompartiment durch den Abfluss und den Zerfall kompensiert, und der Nuklidgehalt im Gesamtsystem ist im Gleichgewicht mit dem Quellterm aus der Geosphäre. Die stationäre Näherung ergibt:

$$\frac{d}{dt} \underline{Y} = - A \underline{Y} + \lambda \hat{\underline{Y}} + \underline{Q} = 0 \qquad (4\text{-}7)$$

$$\underline{Y}_{stat} = A^{-1} (\lambda \hat{\underline{Y}} + \underline{Q}) \qquad (4\text{-}8)$$

so dass zwischen $\underline{Y}$, den Nuklidgehalten, und $\underline{Q}$, den Quelltermen, eine lineare, algebraische Beziehung besteht.

Die stationäre Näherung ist gut, falls die charakteristischen Zeiten des Systems kurz sind gegenüber den Zeitkonstanten der Störungen bzw. der äusseren Einflussfaktoren. Dass dies im vorliegenden Fall zutrifft, zeigt Tabelle 4-2. Sie vergleicht die Umwälzzeiten der Kompartimente 1 und 2 mit der Zeitdauer der Freisetzungsmaxima für einige typische Nuklide. Die Umwälzzeit gibt die typische Aufenthaltsdauer eines bestimmten Atoms im Kompartiment an und kann aus den Transferkoeffizienten K_{ij} (Tabelle 4-1) und dem Retentionsfaktor berechnet werden.

Tabelle 4-2: Vergleich der Umwälzzeit typischer Radionuklide in den Kompartimenten 1 und 2 mit der Zeitdauer der maximalen Freisetzungsrate in die Biosphäre

Radionuklid	Umwälzzeit [a]		Zeitdauer der maximalen Freisetzungsrate [a]
	Komp. 1	Komp. 2	
Pa-231	200	3 000	100 000
Np-237	20	3 000	100 000
Cs-135	200	60	20 000
Se-79	2	30	10 000
I-129	20	0,5	3 000

Dieser Vergleich zeigt, dass die Umwälzzeiten einiger typischer Nuklide in den Biosphärenkompartimenten zwischen 30 und 300mal kleiner sind als die Zeit, während der die Freisetzungsrate in die Biosphäre maximal und im wesentlichen konstant bleibt. Die Umwälzzeiten in den Kompartimenten 3 und 4 sind bedeutend kleiner als in den Kompartimenten 1 und 2, da dort keine Sorption stattfindet.

Eine wesentliche Folge dieser vereinfachenden Approximation ist der Umstand, dass die Zerfallsreihen einfach behandelt werden können. Die Gehalte y_i von Radionukliden aus Ketten können, vom 1. Nuklid der Kette ausgehend, sukzessive und fortschreitend mit der Nuklidgeneration algebraisch berechnet werden.

4.2 Berechnung von Radionuklidketten

Für die Sicherheitsanalyse eines Endlagers müssen verschiedene Nuklidketten betrachtet werden; die bekanntesten bilden die vier Zerfallsketten der Aktiniden.

Die Aktivität eines kurzlebigen Nuklides innerhalb einer Kette ist nach einer gewissen Zeit gleich der Aktivität des entsprechenden langlebigen Mutternuklids; d. h., das kurzlebige Tochternuklid ist im säkularen Gleichgewicht mit dem Mutternuklid. Die Aktivitäten

von nachfolgenden langlebigen Nuklidgenerationen ("Enkel" und "Urenkel") verhalten sich dann so, als ob beim radioaktiven Zerfall des Mutternuklids direkt das Enkelnuklid erzeugt würde. Die Zeitspanne bis zum Erreichen des säkularen Gleichgewichtes (innerhalb einer gewissen Toleranz) beträgt einige Halbwertszeiten des Tochternuklids; das Ausmass, in welchem sich die Aktivität des Tochternuklids an jene des Mutternuklids annähert, hängt vom Verhältnis der beiden Halbwertszeiten ab.

Während des Transports der Nuklide durch die Geosphäre erreichen alle kurzlebigen - und viele der nicht extrem langlebigen - Nuklide das säkulare Gleichgewicht mit ihren langlebigen Mutternukliden. Durch die Annahme, dass sich die kurzlebigen Nuklide auch in der Biosphäre - in allen Kompartimenten und Gliedern der Nahrungsmittelketten - im säkularen Gleichgewicht befinden, kann der Rechenaufwand für die Modellierung der Biosphäre wesentlich reduziert werden:

- Der Aktivitätsgehalt der Kompartimente und Nahrungsmittel an kurzlebigen Nukliden wird nicht gesondert berechnet. Die Nuklidketten werden behandelt, als ob sie nur langlebige Nuklide enthalten würden.

- Der radioökologische Einfluss der nicht explizite gerechneten kurzlebigen Nuklide wird berücksichtigt, indem die Dosisfaktoren dieser kurzlebigen Nuklide dem Dosisfaktor ihres langlebigen Mutternuklids zugeschlagen werden.

4.3 Nuklidkonzentrationen in den Kompartimenten

Für die im Kapitel 5 beschriebene Dosisberechnung sind die Nuklid**konzentrationen** in den Kompartimenten massgebend.

Boden-Oberschicht:

Für die Nuklidkonzentrationen im Gemüse und in Futterpflanzen sind die Konzentrationen in der Humusschicht (nebst dem Nuklideintrag durch Bewässerung) massgebend. Eine Aufteilung der Nuklidgehalte auf feste und flüssige Phase ist nicht erforderlich, da die den Nuklidtransfer vom Boden in die Pflanzen bestimmenden Konzentrationsfaktoren auf den Gesamtgehalt an Radionukliden **pro kg trockener Erde** bezogen werden. Die Nuklidkonzentration in der Boden-Oberschicht ist:

$$C_1 = \frac{y_1}{V_1 \rho_1} \qquad (4\text{-}9)$$

mit:

V_1 = Volumen des Kompartiments 1 [m^3]
ρ_1 = Dichte des natürlich gelagerten Bodens (Trockengewicht) des Kompartiments 1 [kg/m^3]
ρ_1 = 900 kg/m^3

Boden-Unterschicht:

Im Kompartiment 2, bestehend aus Lockergestein und Quellwasser, wird eine Aufteilung des Nuklidgehalts auf feste und flüssige Phase erforderlich, da für die Dosisberechnung nur die Nuklidkonzentration im Poren- oder Quellwasser relevant ist.

Mit $$R_2 = \frac{y_2}{y_2^w} = 1 + \frac{K_d \cdot \rho_2}{\varepsilon_2}$$

wird die Radionuklidkonzentration im Quellwasser

$$C_2^w = \frac{y_2}{R_2 \cdot V_2^w} \qquad (4\text{-}10)$$

wobei

ρ_2 = Dichte des natürlich gelagerten Bodens (Trockengewicht) des Kompartiments 2, ρ_2 = 1 300 kg/m^3

$\varepsilon_2 = V_2^w/V_2$ = 0,3 (0,1 im Trockenklima)

See-Nahzone: $$C_3 = \frac{y_3}{V_3} \qquad (4\text{-}11)$$

See-Fernzone: $$C_4 = \frac{y_4}{V_4} \qquad (4\text{-}12)$$

5 DOSISBERECHNUNG

5.1 Expositionspfade

Die in den Kompartimenten verteilten Radionuklide führen über verschiedene Expositionspfade zu einer Strahlenexposition des Menschen. Diese Strahlenexposition setzt sich im wesentlichen aus Anteilen der Pfade

i) Ingestion
ii) Inhalation
iii) direkte Bodenstrahlung

zusammen. Die Beiträge der drei betrachteten Expositionspfade unterscheiden sich jedoch um mehrere Grössenordnungen.

i) Ingestion

Der grösste Teil der resultierenden Strahlenexposition ist auf die Aufnahme von Radionukliden durch den Magen-Darm-Trakt zurückzuführen. Die Radionuklidzufuhr erfolgt durch den Verzehr von kontaminierten Nahrungsmitteln und durch das Trinken von radionuklidhaltigem Wasser.

Für die Berechnung der Dosis durch Ingestion wird konservativ angenommen, dass sämtliche Nahrungsmittel innerhalb des Modellgebietes erzeugt werden.

ii) Inhalation

Eine Inkorporation von Radionukliden aus der Bodenoberschicht ist - neben dem Expositionspfad "Ingestion" - auch über den Inhalationspfad denkbar. Die im Kompartiment 1 homogen verteilten Radionuklide können durch Staubbildung in die Atemluft des Menschen gelangen und zu einer Strahlenexposition führen. Die Grössenordnung der daraus resultierenden Inhalationsdosis wird unter konservativen Annahmen im Anhang B ermittelt.

iii) Direkte Bodenstrahlung

Ein weiterer Expositionspfad, der Anteile an die gesamte Strahlendosis beiträgt, ist die direkte Bodenstrahlung. Die sich in der Humusschicht befindenden Radionuklide führen - nebst der Kontamination von Trinkwasser und Nahrungsmitteln - zusätzlich zu einer externen Strahlenexposition der sich im Modellgebiet aufhaltenden Menschen. Die aus Bodenstrahlung resultierenden Dosen werden ebenfalls im Anhang B abgeschätzt.

5.2 Strahlenexposition durch Ingestion

5.2.1 Nahrungsmittelketten

Der weitaus grösste Anteil der Strahlenexposition resultiert aus dem Verzehr kontaminierter Nahrungsmittel und durch das Trinken von radionuklidhaltigem Wasser. Die Radionuklide gelangen durch Bewässerung mit kontaminiertem Wasser, hauptsächlich aber über die Wurzeln ins Gemüse, in die Futterpflanzen und das Getreide und vom Futter in tierische Produkte, wie Fleisch, Milch und Eier. Zur Bestimmung der aus dieser Radionuklidaufnahme resultierenden Strahlenexposition werden folgende Nahrungsmittelketten berücksichtigt:

- Trinkwasser
- Milch und Fleisch von Kühen, welche Radionuklide mit dem Tränkewasser und dem Futter (Gras mit etwas Erde) aufgenommen haben
- Blattgemüse
- Wurzelgemüse
- Getreide
- Eier von Hühnern, welche Radionuklide mit dem Trinkwasser und dem Futter (Getreide) aufgenommen haben
- Fisch

Die Sicherheitsanalyse stützt sich auf feste Verzehrdaten für Mensch und Tier, d. h. auf feste Werte für die Menge eines Nahrungsmittels, die das Lebewesen pro Zeiteinheit (Jahr oder Tag) aufnimmt. Hohe Werte für die Verzehrdaten führen auf hohe Werte für die Strahlenexposition. Die der Sicherheitsanalyse zugrunde gelegten Verzehrdaten sind in Tabelle 5-1 zusammengestellt.

Tabelle 5-1: Verzehrdaten für Menschen und Tiere

Mensch		Kuh	
Wasser	730 l/a	Futter (Gras)	100 kg/Tag
Milch	332 l/a	Erde	1 kg(trocken)/Tag
Fleisch	95 kg/a	Wasser	30 l/Tag
Getreide	145 kg/a		
Blattgemüse	60 kg/a	Huhn	
Wurzelgemüse	231 kg/a		
Eier	200 St./a	Getreide	70 g/Tag
Fisch	2 kg/a	Wasser	0,2 l/Tag

Die Verzehrdaten des Menschen in Tabelle 5-1 basieren auf einem Bedarf von 3 000 kcal pro Tag und Kopf und entsprechen für Blattgemüse, Eier und Fisch den statistischen Mittelwerten für die Schweiz /5-1/. Für die übrigen Nahrungsmittel liegen die Werte über den statistischen Mittelwerten. Die Unsicherheit nach oben dürfte - ausser beim Fischverzehr - relativ gering sein (weniger als ein Faktor 2). In der Schweiz werden im statistischen Mittel 2 kg Fisch pro Jahr und Kopf verzehrt. Dieser Wert dürfte aber grossen regionalen Schwankungen unterworfen sein. Der Fischverzehr könnte in Einzelfällen bis zu einem Faktor 20 höher liegen /5-2/. Die Verzehrdaten für die Kuh sind eher konservativ angesetzt. So wird zusätzlich zu Ref. /5-2/, wo ein Futterverzehr von 55 kg/Tag frischem Gras bei einem Tränkewasserkonsum von 75 l/Tag angegeben wird, angenommen, dass die Kuh beim Grasen auch am Gras haftende Erde verschlingt, was zu einer weiteren Nuklidaufnahme führt. Die Konsumdaten von Kuh und Huhn sind eingehender im NTB 85-15 beschrieben. Es wird sich später zeigen, dass der Nahrungsmittelpfad "Eier" nur unbedeutende Beiträge zur gesamten Strahlenexposition leistet.

In bezug auf den Nahrungsmittelpfad "Fisch", wo die grössten Unsicherheiten bezüglich Konsumdaten herrschen, kann hier ebenfalls vorweggenommen werden, dass auch bei einer Freisetzung der Radionuklide in den Urnersee aufgrund des Verdünnungseffekts nur Fischdosen der Grössenordnung 10^{-5} mrem/a und weniger resultieren.

Die Aufnahme der Radionuklide durch die Pflanzen erfolgt einerseits - und für viele Pflanzen fast ausschliesslich über die Wurzel. Quantitativ wird dieser Prozess durch die sogenannten Konzentrationsfaktoren beschrieben, welche das Verhältnis der Aktivitätskonzentration in der Pflanze, genauer im essbaren Teil der

Pflanze, zu jener im Boden angibt (Abschnitt 5.3.1). Eine zusätzliche Kontamination von Pflanzen erfolgt bei der Beregnung, der heute in der Schweiz üblichen Art der Bewässerung. Dabei werden Radionuklide **auf** den Pflanzen abgelagert und gelangen von dort teilweise in die Pflanze. Bei der Modellierung der Biosphäre wird diese Wirkung der Bewässerung für Gras und Blattgemüse berücksichtigt.

Der Nuklideintrag in die obere Bodenschicht (Kompartiment 1) durch die Bewässerung wird im Biosphärenmodell durch die Wasserflüsse f_{31} und einen nicht spezifizierten Teil von f_{21} beschrieben. Diese Parameter bestimmen die Nuklidbilanz in den Kompartimenten und damit im Humus. Da die direkte Nuklidaufnahme durch Pflanzen aus dem Bewässerungswasser nur bei gewissen Bewässerungsarten erfolgt und f_{21} nicht nur die Bewässerung umfasst, wird im Biosphärenmodell die Nuklidablagerung auf der Pflanze durch einen unabhängigen Parameter CIR, die Beregnungsrate während der Vegetationsperiode, beschrieben. Der durch den Parameter CIR beschriebene Wasserfluss ist ein Teil der durch f_{21} und f_{31} quantifizierten Wasserflüsse ins Kompartiment 1. Die beiden Parametersätze, CIR einerseits und f_{21}, f_{31} anderseits, beschreiben verschiedene Aspekte der Bewässerung.

Für die Sicherheitsanalyse wird die sehr ungünstige Annahme getroffen, dass alle oben aufgezählten Nahrungsmittel gleichzeitig innerhalb des Modellgebietes erzeugt werden. Die in diesem Bericht errechnete Strahlenexposition bezieht sich also auf jene kritische Bevölkerungsgruppe, die ihre Nahrungsmittel **ausschliesslich** aus dem Modellgebiet bezieht.

Verglichen mit den heutigen Verhältnissen ist diese Annahme insofern konservativ, als im Modellgebiet nur Viehwirtschaft betrieben wird und das Vieh überdies noch gesömmert wird, also zeitweise aus dem Modellgebiet hinausgeführt wird.

Die Annahme könnte etwas realistischer werden, falls sich die Zivilisation in Richtung verstärkter lokaler Selbstversorgung entwickelt, was aber nur in Verbindung mit einer drastischen Abnahme der Bevölkerungsdichte möglich ist.

Da das Modellgebiet nur 4 ha Land umfasst, ist die kritische Bevölkerungsgruppe klein. Mit den Verzehrdaten aus Tabelle 5-1 und statistischen Werten für Bodenerträge in der Landwirtschaft /5-1, 5-3/ sind 0,7 ha Boden nötig, um einen Menschen zu ernähren, wobei der Fleischkonsum mit 0,6 ha den Hauptanteil ausmacht.

Der übrige jährliche Bedarf eines Menschen an Nahrungsmitteln erfordert statistisch folgende Flächen:

Milch	0,04 ha
Getreide	0,04 ha
Blattgemüse	0,02 ha
Wurzelgemüse	0,007 ha
Eier (nur Futtergetreide)	0,006 ha

Die 4 ha Boden des Modellgebietes ermöglichen damit alternativ

- 6 Menschen voll zu ernähren
- 7 Kühe ganzjährig zu halten
- 40 Menschen mit allem ausser Fleisch zu versorgen
- 100 Menschen mit Milch zu versorgen

5.2.2 Dosisfunktionen

Nachdem die Radionuklidkonzentrationen in den Kompartimenten und die Verzehrdaten von Menschen und Tieren abgeschätzt wurden, sollen in diesem Abschnitt die aus den Radionuklidinkorporationen resultierenden Strahlenexpositionen ermittelt werden. Dazu dienen die in den folgenden Abschnitten präsentierten Dosisfunktionen, mit welchen die mit den Nahrungsmitteln jährlich inkorporierte Aktivität und über die Dosiskonversionsfaktoren die daraus resultierende jährliche Ingestionsdosis berechnet werden.

Die Dosisfunktionen wurden mit geringen Modifikationen der Ref. /5-4/ entnommen; von Ref. /5-4/ abweichende Funktionen werden in den jeweiligen Unterabschnitten diskutiert. Die Zahlenwerte der in den folgenden Dosisfunktionen enthaltenen nuklidspezifischen Parameter sind in Tabelle 3-3 angegeben.

5.2.2.1 Trinkwasser

Die jährliche Strahlenexposition DT in [mrem/a] durch Inkorporation von Radionukliden mit dem Trinkwasser berechnet sich zu

$$DT = UT \cdot \sum_{i=1}^{n} (CT_i \cdot DF_i) \qquad (5\text{-}1)$$

UT: jährlicher Trinkwasserkonsum [l/a]

CT_i: Konzentration des Nuklids i im Trinkwasser [Ci/l]

DF_i: Dosisfaktor Ingestion für das Nuklid i [mrem/Ci]

n: Anzahl der in der Sicherheitsanalyse betrachteten Nuklide

Bei der Ermittlung der Trinkwasserdosis wird bei einer Freisetzung der Radionuklide in die Bodenunterschicht (Kompartiment 2) die Nuklidkonzentration in der flüssigen Phase des Kompartiments 2 (Grundwasser) berücksichtigt ($CT = C_2^w$ gemäss Gl. 4-10), während bei einer Freisetzung in die Nahzone des Urnersees (Kompartiment 3) die Konzentration im Kompartiment 3 massgebend ist, d. h., die Trinkwasserversorgung erfolgt ausschliesslich mit Seewasser aus der Nahzone ($CT = C_3$ gemäss Gl. 4-11). Dasselbe gilt für das Tränkewasser von Kühen und Hühnern und für jenen Teil des Bewässerungswassers, mit dem Nuklide auf das Gras und Blattgemüse gelangen und direkt - nicht über die Wurzel - in die Pflanze gelangen (Abschnitt 5.2.1). Diese Wahl der Herkunft des Trink-, Tränk- und Bewässerungswassers ist konservativ.

5.2.2.2 Milch

Für die Berechnung der Dosis durch Milchkonsum DM [mrem/a] gilt:

$$DM = UM \cdot \sum_{i=1}^{n} VKM_i \cdot DF_i \cdot [(VCP \cdot CRP_i + VCS) \cdot CS_i + (VCL + N \cdot T_V \cdot Y^{-1} \cdot CIR \cdot VCP) \cdot CT_i] \qquad (5\text{-}2)$$

UM: jährlicher Milchkonsum [l/a]

VKM_i: Verteilungsfaktoren Milch [Tag/l]

DF_i: Dosisfaktoren Ingestion [mrem/Ci]

VCP: täglicher Futterverzehr der Kuh [kg/Tag]

CRP_i: Konzentrationsfaktoren Boden - Futterpflanze [-]

VCS: tägliche Aufnahme von Humus [kg/Tag]

CS_i: Konzentration des Nuklids i im trockenen Boden [Ci/kg]
$CS = C_1$ gemäss Gl. (4-9)

VCL: täglicher Wasserkonsum der Kuh [l/Tag]

Die restlichen verwendeten Parameter N, T_V, Y, CIR und CT sind unter "5.2.2.4 - Blattgemüse" beschrieben.

Als Ergänzung zur Berechnung der "Milchdosis" nach KBS 100 (Ref. /5-4/) wurde hier berücksichtigt, dass die Kühe beim Grasen auf der Weide zusätzlich kontaminierte Erde mit dem Gras aufnehmen. Diese zusätzliche Inkorporation von 1 kg kontaminierter Erde pro Tag führt - am Beispiel des in den meisten Szenarien dominanten Nuklids I-129 gezeigt - zu einer Erhöhung der Partialdosis des Jods (für die Pfade Milch und Fleisch) von etwa 10 %.

5.2.2.3 Fleisch

Die Dosisbeziehung für den Fleischpfad unterscheidet sich von Gl. (5-2) nur durch einen anderen Konsumwert und durch andere Verteilungsfaktoren für Fleisch:

$$DFl = UF \cdot \sum_{i=1}^{n} VKF_i \cdot DF_i \cdot [(VCP \cdot CRP_i + VCS) \cdot CS_i + (VCL + N \cdot T_V \cdot Y^{-1} \cdot CIR \cdot VCP) \cdot CT_i] \qquad (5\text{-}3)$$

UF: Jahresfleischverzehr [kg/a]

VKF_i: Verteilungsfaktoren Fleisch [Tag/kg]

5.2.2.4 Blattgemüse

Die jährliche Strahlenexposition DB in [mrem/a] durch die Inkorporation von Radionukliden mit dem Blattgemüse ist:

$$DB = UB \cdot \sum_{i=1}^{n} DF_i \cdot (CRV_i \cdot CS_i + N \cdot T_V \cdot Y^{-1} \cdot CIR \cdot CT_i) \qquad (5\text{-}4)$$

UB: jährlicher Blattgemüsekonsum [kg/a]

CRV_i: Konzentrationsfaktoren Boden - Blattgemüse [-]

Mit dem Konsum von Blattgemüse werden auch Radionuklide inkorporiert, die als Folge von Beregnung mit kontaminiertem Wasser auf der Pflanze haften bleiben und anschliessend zum Teil auch durch die Blätter aufgenommen werden (Abschnitt 5.2.1). Der aus diesem Vorgang resultierende Nuklidgehalt in und auf den Pflanzen

"Blattgemüse" und "Gras" wird in den Gleichungen (5-2), (5-3) und (5-4) wie folgt berechnet /5-4/:

$$\Delta C_p = N \cdot T_v \cdot CIR \cdot CT \cdot Y^{-1}$$

wobei

ΔC_p: zusätzlicher Nuklidgehalt der Pflanze [Ci/kg]

CT: Nuklidkonzentration im Beregnungswasser [Ci/l]

N: Anteil der Nuklide, die auf der Pflanze bleiben [-]

T_v: Verweilzeit der Nuklide auf der Pflanze [Tag]

CIR: Beregnungsrate [$l/(m^2 \cdot Tag)$]

Y: Bewuchsdichte [kg/m^2]

Unabhängig vom Klima werden folgende Parameterwerte verwendet /5-1, 5-2, 5-4/:

N = 1/3

T_v = 29 Tage

CIR = 0,5 $l/(m^2 \cdot Tag)$

Y = 0,85 kg/m^2 für Gras, 3 kg/m^2 für Blattgemüse

Es wird angenommen, dass in allen Biosphären-Szenarien Nuklide mit der Bewässerung auf das Gras und das Blattgemüse gebracht werden. Der Berechnung der radiologischen Folgen wird die Nuklidkonzentration in jenem Wasser zugrunde gelegt, welches auch zum Trinken und Tränken des Viehs verwendet wird. Der Nuklideintrag durch Bewässerung in **den Boden** (Kompartiment 1) wird durch andere Parameter, nämlich f_{31}, und einen nicht spezifizierten Teil von f_{21} bestimmt.

5.2.2.5 Wurzelgemüse

Die durch den Genuss von kontaminiertem Wurzelgemüse resultierende jährliche Strahlenexposition DW in [mrem/a] berechnet sich zu:

$$DW = UW \cdot \sum_{i=1}^{n} (DF_i \cdot CRR_i \cdot CS_i) \qquad (5\text{-}5)$$

UW : jährlicher Wurzelgemüsekonsum [kg/a]

CRR_i: Konzentrationsfaktoren Boden - Wurzelgemüse [-]

5.2.2.6 Getreide

Die Abschätzung der "Getreidedosis" erfolgt analog zu Gl. (5-5):

$$DG = UG \cdot \sum_{i=1}^{n} (DF_i \cdot CRG_i \cdot CS_i) \qquad (5\text{-}6)$$

UG : Jahresgetreidekonsum [kg/a]
CRG_i: Konzentrationsfaktoren Boden - Getreide [-]

5.2.2.7 Fisch

Wird der Radionuklidtransfer vom Seewasser (Fernzone) in den Fisch durch konstante, nuklidspezifische Konzentrationsfaktoren beschrieben, so lässt sich die jährliche Strahlenexposition durch Fischverzehr DP in [mrem/a] wie folgt abschätzen:

$$DP = UF \cdot \sum_{i=1}^{n} (DF_i \cdot CRF_i \cdot CL_i) \qquad (5\text{-}7)$$

UF : Jahresfischverzehr [kg/a]

CRF_i: Konzentrationsfaktor Seewasser - Fisch [l/kg]

CL_i : Konzentration des Nuklids i in der Fernzone des Urnersees [Ci/l] (CL = C_4 gemäss Gl. 4-12)

5.2.2.8 Eier

Bei der Bestimmung der Jahresdosis durch den Eierverzehr wird angenommen, dass die Hühner mit Getreide gefüttert werden, das ausschliesslich im Modellgebiet produziert wurde und somit kontaminiert ist.

$$DE = UE \cdot \sum_{i=1}^{n} [DF_i \cdot VKE_i \cdot (HCG \cdot CRG_i \cdot CS_i + HCL \cdot CT_i)] \qquad (5\text{-}8)$$

UE : jährlicher Eierkonsum [St./a]

VKE_i: Verteilungsfaktor Eier [Tag/St.]

HCG : täglicher Getreideverzehr des Huhns [kg/Tag]

HCL : täglicher Wasserkonsum des Huhns [l/Tag]

5.3 Parameter

5.3.1 Konzentrationsfaktoren

Die Nuklidaufnahme der Pflanzen aus dem Boden wird durch die Konzentrationsfaktoren beschrieben. Der Konzentrationsfaktor ist nuklid- und pflanzenspezifisch und gibt das Verhältnis der Nuklidkonzentration im essbaren Teil der Pflanze (Frischgewicht) zur Nuklidkonzentration im Boden (sorbierte und nichtsorbierte Nuklide, bezogen auf Trockengewicht) an. Die gewählten Werte sind die gleichen wie jene, die in der Sicherheitsanalyse für den Endlagertyp C verwendet werden (NGB 85-04). Eine Zusammenstellung der Daten findet sich in Tabelle 3-3. Eine eingehende Beschreibung der Konzentrationsfaktoren und die Herkunft der verwendeten Werte sind in NTB 85-16 enthalten.

Die Variationsbreite und damit die Unsicherheit der Konzentrationsfaktoren Boden - Pflanze ist relativ gross, sie beträgt zwei bis sechs Grössenordnungen für ein und dasselbe Nuklid (NTB 85-16). Für die Datenbasis wurden daher konservative, aber noch einigermassen realistische Werte gewählt.

Aufgrund der verfügbaren Daten konnte aber die folgende Korrelation nicht berücksichtigt werden: Zwischen dem Uebergang der Nuklide aus dem Boden in die Pflanze (Konzentrationsfaktor) und der Sorption der Nuklide im Boden (K_d-Wert) besteht eine gewisse Korrelation, wonach Konzentrationsfaktor und K_d-Wert nicht gleichzeitig extrem hoch sein können. Hohe K_d-Werte bedeuten, dass das Radionuklid fast ausschliesslich an der festen Phase des Milieus absorbiert ist. Dieser sorbierte Anteil lässt sich nur schwer durch die Pflanzenwurzel von der Bodenmatrix lösen, so dass stark sorbierte Nuklide nur in bescheidenem Masse in Pflanzen eindringen. Die Kombination eines hohen K_d-Wertes und eines hohen Konzentrationsfaktors für das gleiche Radionuklid widerspricht den tatsächlichen Verhältnissen in der Natur, ist aber für die Modellrechnung konservativ.

Die Radionuklidaufnahme der Fische aus dem Wasser wird ebenfalls durch Konzentrationsfaktoren beschrieben, welche als Verhältnis der Nuklidkonzentration im Fisch in Ci/kg zu jener im Wasser [Ci/l] definiert sind. Die für das Projekt Gewähr und für diesen Bericht verwendeten Werte sind in NGB 85-04 und in der Tabelle 3-3 aufgeführt; sie wurden konservativ gewählt.

5.3.2 Verteilungsfaktoren

Der Radionuklidtransfer aus dem Tierfutter in die tierischen Produkte wird durch Verteilungsfaktoren beschrieben. Diese sind definiert als Verhältnis von

- Nuklidkonzentration im tierischen Produkt (Ci/l für Milch, Ci/kg für Fleisch, Ci/Stück für Eier)

zur

- täglichen Nuklidaufnahme durch das Tier in Ci/Tag

Die Verteilungsfaktoren für Milch, Fleisch und Eier weisen eine relativ kleine Variationsbreite von ca. nur einer Grössenordnung auf. Die für das Projekt Gewähr 1985 verwendeten Daten sind in NGB 85-04 und in der Tabelle 3-3 zusammengestellt.

5.3.3 Dosiskonversionsfaktoren

Die aus der Aufnahme von Radionukliden über den Verdauungstrakt (sog. Ingestion) resultierende Strahlendosis wird durch die nuklidspezifischen Dosiskonversionsfaktoren oder Dosisfaktoren für Ingestion quantifiziert. Diese geben die Strahlendosis, z. B. in rem, pro Einheit zugeführte Aktivität, z. B. in Ci, an.

Die Dosisfaktoren für die Sicherheitsanalysen wurden durch Zusammenzählen der gewichteten Aequivalentdosen in den Zielorganen oder Zielgeweben pro Einheit zugeführter Aktivität berechnet. Diese gewichteten Aequivalentdosen wurden den Supplementen zu ICRP-30 entnommen. ICRP-30 berücksichtigt neuere biologische Daten als die schweizerische Verordnung über den Strahlenschutz. Die Dosiskonversionsfaktoren der ICRP-30 dienen der Berechnung von Grenzwerten der Jahresaktivitätszufuhr für beruflich strahlenexponierte Personen. Dosiskonversionsfaktoren für Einzelpersonen der Bevölkerung könnten von denen in ICRP-30 aus folgenden Gründen abweichen /5-5, 5-6/:

- ICRP-30 berechnet die Folgeäquivalentdosis durch Summation über 50 Jahre, während für übrige Personen der Bevölkerung eine Integration über 70 Jahre angemessen wäre.

- Die Abmessungen von Körper und Organen sind für Kinder anders als für Erwachsene. Dosisfaktoren für Kindern sind deswegen manchmal grösser als für Erwachsene.

- Kinder und Embryos haben teilweise einen anderen Stoffwechsel.

- ICRP-30 berücksichtigt vor allem die chemischen Formen, in welchen Radionuklide am Arbeitsplatz vorkommen. In der Umwelt ist aber die chemische Form oft anders.

- Personen verschiedener Altersklassen sind unterschiedlich empfindlich auf Strahlung, Kinder oft empfindlicher als Erwachsene. Deswegen sollten die Gewichtungsfaktoren für Kinder wahrscheinlich anders sein. Andererseits sollten auch die im allgemeinen kleineren Verzehrmengen von Kindern berücksichtigt werden.

- ICRP-30 berücksichtigt keine chronischkranken Personen.

In Zukunft könnten neue Daten über das Verhalten von Radionukliden im menschlichen Körper Anlass zu neuen Dosisfaktoren geben. Da ICRP-30 gegenwärtig der neueste vollständige und international akzeptierte Datensatz ist, wurde dieser für die Sicherheitsanalyse verwendet.

Bei der Berechnung der Radionuklidtransporte durch die Biosphäre und der daraus resultierenden Strahlenexposition werden nicht alle Nuklide aus einer Radionuklidkette explizit gerechnet (Abschnitt 4.3). Es wird angenommen, dass alle kurzlebigen Tochternuklide in allen Kompartimenten und allen Gliedern der Lebensmittelketten mit ihren langlebigen Vorgängern im säkularen Gleichgewicht sind. Der radioökologische Einfluss der nicht explizit gerechneten kurzlebigen Tochternuklide wird unter dieser Annahme berücksichtigt, indem die Dosisfaktoren der kurzlebigen Tochternuklide dem Dosisfaktor ihres langlebigen Vorgängers zugeschlagen werden. Die derart um den Tochtereinfluss "korrigierten" Dosisfaktoren der explizit gerechneten Nuklide sind in der Tabelle 3-3 zusammengestellt.

Eine spezielle Erwähnung verdient der "korrigierte" Dosiskonversionsfaktor von Ra-226. Dieses Nuklid zerfällt direkt in das Edelgas Rn-222 und entweicht in dieser Form durch Ausgasung in die Atmosphäre, sofern der Zerfall nicht in zu grosser Entfernung von der Atmosphäre stattfindet. Trotzdem wird angenommen, dass die weiteren Zerfallsprodukte des Ra-226 aus dem Zerfall des Rn-222 in den Lebensmittelketten bleiben, so dass der Dosiskonversionsfaktor des Ra-226 um den Einfluss des Pb-210 und Po-210 korrigiert wird: Der Dosisfaktor von Ra-226 nach Tabelle 3-3 ist gegenüber den Werten nach ICRP-30 um einen Faktor 7 höher.

6 RECHENPROGRAMM BIOSPH

6.1 Einleitung

Nach dem Transport durch die Geosphäre werden die Radionuklide je nach Freisetzungsszenarium in die Boden-Unterschicht (Kompartiment 2) oder in die Nahzone des Urnersees (Kompartiment 3) freigesetzt. Von dort werden sie über das ganze Modellgebiet verteilt und gelangen in verschiedene Nahrungsmittelketten, an deren Ende jeweils der Mensch steht.

Aufgabe des Rechenprogrammes BIOSPH ist es, die stationäre Verteilung der Radionuklide und ihre Konzentrationen in den Kompartimenten zu berechnen und daraus die für den Menschen resultierenden Strahlendosen zu ermitteln.

6.2 Annahmen und Näherungen

Grundlage für die Berechnung der Nuklidkonzentrationen in den Kompartimenten ist das Differentialgleichungssystem (4-2), das in Abschnitt 4.1 hergeleitet wurde. Als zentrale Näherung, die die Lösung des Gleichungssystems (4-2) wesentlich vereinfacht, ist die unter 4.1 begründete Annahme der Stationarität, d. h.

$$\frac{d}{dt}\underline{Y} = -A \cdot \underline{Y} + \lambda \hat{\underline{Y}} + \underline{Q} = 0$$

zu betrachten. Eine wesentliche Folge dieser vereinfachenden Approximation ist der Umstand, dass die Gehalte von Radionukliden aus Zerfallsreihen in den Kompartimenten sukzessive, fortschreitend mit der Nuklidgeneration, berechnet werden können. Die Umsetzung der kompartimentspezifischen Nuklidkonzentrationen in die resultierenden Strahlenexpositionen für den Menschen erfolgt über die im Abschnitt 5.2.2 angegebenen Dosisfunktionen.

Bei zeitlich langsam variablem Nuklideintrag werden Nuklidkonzentrationen und Jahresdosen und ihre zeitlichen Veränderungen ebenfalls im stationären Gleichgewicht berechnet, indem die oben angegebene Gleichung für eine Reihe von Zeitpunkten gelöst wird.

6.3 Eingabedaten und berechnete Grössen

Folgende Eingabedaten werden durch das Programm BIOSPH verarbeitet:

- Quellterme
- Kompartimentvolumina
- Wasserflüsse

- Dosiskonversionsfaktoren*
- Konzentrationsfaktoren*
- Verteilungsfaktoren*
- K_d-Werte für das Bodenkompartiment 1*
- K_d-Werte für das Kompartiment 2
  Verzehrdaten für Menschen und Tiere
- Bewuchsdichten von Futterpflanzen und Gemüsen
- Bewässerungsraten

Die Zahlenwerte der nuklidspezifischen Parameter (*) sind in der Tabelle 3-3 angegeben. Die K_d-Werte für das Kompartiment 2 entsprechen den K_d-Werten für das Wirtgestein (Basiswerte, NBG 85-07); die restlichen Daten sind den entsprechenden Kapiteln zu entnehmen.

BIOSPH berechnet folgende Grössen:

- Radionuklidkonzentrationen in den Kompartimenten
- Teildosis pro Radionuklid und Nahrungsmittelpfad
- Summe aller Teildosen pro Nahrungsmittelpfad
- Anteile der verschiedenen Pfade und Nuklide an der gesamten Strahlendosis
- die gesamte Strahlendosis

Eine ausführliche Beschreibung des Programms sowie ein Flussdiagramm sind im Anhang C enthalten.

7 ZUSAMMENFASSUNG DER RESULTATE

Der Modellierung wurden die heutigen topographischen und hydrogeologischen Verhältnisse im Gebiet des Oberbauenstocks zugrunde gelegt, wobei die Resultate wegen der Erosion für eine Zeitspanne von einigen 100 000 Jahren als relevant für die Sicherheitsanalysen zu betrachten sind. In der Sicherheitsanalyse zur Endlagerung der schwach- und mittelaktiven Abfälle (NGB 85-08) wurde angenommen, dass das Endlager nach 10^5 bis 10^7 Jahren durch Erosionsprozesse freigelegt wird. Eine grössere Unsicherheit tragen die Nahrungsmittelketten, denn die Geschichte hat ergeben, dass die Menschen innerhalb weniger tausend Jahre ihre Lebensgewohnheiten grundlegend ändern können. Um diese Unsicherheitsquelle möglichst einzuschränken, wurde im Modellgebiet eine vollkommene Selbstversorgung vorausgesetzt: die Trägersubstanzen aller Nahrungsmittelketten - Wasser, Milch, Fleisch, Getreide, Blatt- und Wurzelgemüse, Eier, Fisch - sind im Modellgebiet vorhanden.

Gleichwohl werden die radioökologischen Folgen für unbegrenzte Zeiten berechnet. Im Gegensatz zur Darstellung im NGB 85-08, Abschnitt 7.6, wo Strahlenexpositionen bis maximal 10^6 Jahre präsentiert werden, werden hier auch die Dosismaxima betrachtet, die in noch späteren Zeiträumen resultieren würden - rein rechnerisch ergeben sich noch relative Dosismaxima, die erst nach $7{,}7 \cdot 10^7$ Jahren auftreten.

Die Resultate der Biosphären-Rechnungen sind mit Figuren, Tabellen und zusätzlichen Erklärungen im Anhang D enthalten; die Radionuklide werden entlang zweier grundsätzlich verschiedener Fliesswege in die Biosphäre eingeleitet:

- durch den Kalk im Liegenden direkt in den Urnersee

- bei Schiefer im Liegenden direkt zum eingestürzten Seelisbergtunnel und Freisetzung oberhalb des Seespiegels

Für jeden dieser Freisetzungswege gibt es Parameterwerte, welche ein Basisszenarium definieren, und Parametervariationen, welche alternative Szenarien abdecken. In den folgenden Abschnitten werden die wichtigsten Ergebnisse zusammengefasst.

7.1 Freisetzungsszenarien "Kalk"

- Im wahrscheinlichsten Unterszenarium des Basisfalls "Kalk" (Rechenfall T1B1 im Anhang D) beträgt die maximal zu erwartende Strahlenexposition $1{,}4 \cdot 10^{-3}$ mrem/a, mit der nach 6 Millionen Jahren gerechnet werden müsste.

- Als wichtigstes Resultat zeigt sich, dass der Einfluss der Verdünnung durch den Urnersee dominiert. Trotz wesentlich grösseren Freisetzungsraten als im Basisfall "Schiefer" - bei dem die Radionuklide in die Boden-Unterschicht freigesetzt werden - ergeben sich Strahlendosen, die um mehrere Grössenordnungen kleiner sind als jene im Szenarium "Schiefer".

- Relevante Radionuklide sind die α-Strahler Ra-226, Np-237, Pa-231 und Th-229. Sie wirken vor allem über den Trinkwasser- und Fleischpfad.

- Etwas höhere Dosiswerte ergeben sich bei Annahme konservativer Retention in der Geosphäre und gleichzeitig auftretendem Trokkenklima-Szenarium. Die maximale Strahlenexposition aller betrachteten "Kalk"-Szenarien beträgt $5 \cdot 10^{-2}$ mrem/a nach rund 400 000 Jahren. Dabei sind dieselben Radionuklide massgebend wie im Basisfall T1B1; die Bewässerung der Bodenkompartimente führt zu einem verstärkten Gewicht der Pfade "Getreide" und "Wurzelgemüse".

7.2 Freisetzungsszenarien "Schiefer"

- Bei einer Freisetzung der Radionuklide in die Boden-Unterschicht als Träger des Quell- und Trinkwassers resultieren trotz niedrigeren Freisetzungsraten als im Freisetzungsszenarium "Kalk" signifikant höhere Strahlendosen.

- Für den Basisfall "Schiefer" ergibt sich eine maximale Strahlendosis von 0,22 mrem/a - 2 200 Jahre nach der Versiegelung des Endlagers. Diese Dosis resultiert aus dem Konsum I-129- und Cl-36-haltiger Nahrungsmittel, vor allem Milch, Fleisch, Trinkwasser und Getreide.

- Die realistischere Modellierung des Endlagers als ausgedehntes System und nicht als Punktquelle (vgl. Tabelle D-2) bewirkt aufgrund der fehlenden Sorption von Jod und Chlor nur eine geringfügige Reduktion der Strahlendosen.

- Als einflussreichste Parameter werden die Verteilungskoeffizienten K_d sowohl in der Geosphäre als auch in der Boden-Oberschicht des Modellgebiets identifiziert. Bei Annahme konservativ niedriger Retention in der Geosphäre resultiert nach $8 \cdot 10^5$ Jahren eine Strahlenexposition von 2,4 mrem/a; der entsprechende Wert bei gleichzeitiger Annahme konservativ hoher Verteilungskoeffizienten in der Humusschicht beträgt 36 mrem/a, wobei diese Kombination von konservativ niedrigen K_d-Werten in der Geosphäre und hohen K_d-Werten in der Biosphäre unwahrscheinlich und nur von akademischer Relevanz ist. Als dominierendes Radionuklid tritt Pa-231 auf; kleinere Anteile stammen von Ra-226 und Th-229.

- Die übrigen Parametervariationen - Szenarien T5B1 bis T10B1 im Anhang D - wirken sich auf die stark retardierten α-Strahler nur unwesentlich aus. Der Rechenfall T7B1 (konvektiver Durchfluss durch das Lager) ergibt für die Nuklide I-129 und Cl-36 die höchste Strahlenexposition, die maximal 1,1 mrem nach 1 200 Jahren erreicht.

- Die Expositionspfade "Eier" und "Fisch" geben vernachlässigbar geringe Anteile zur jeweiligen Maximaldosis, wenn die Radionuklide in die Boden-Unterschicht freigesetzt werden. Alle übrigen Expositionspfade sind mit relevanten Anteilen an den jeweiligen Dosismaxima beteiligt.

- Wenn im Geosphärentransport-Szenarium "Schiefer" die Freisetzung der Radionuklide in die Nahzone des Urnersees erfolgen sollte, so resultieren schliesslich geringere Strahlendosen als für die Kalkszenarien.

8 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Der Vergleich der Resultate zeigt, dass einer der wesentlichsten Parameter der Freisetzungsort der Radionuklide in der Biosphäre ist. Bei gleichem Betrag des Quellterms resultieren bei einer Freisetzung oberhalb des Seespiegels des Urnersees um einen Faktor 100 höhere Strahlenexpositionen als bei einer Freisetzung in den Urnersee, was auf die grössere Verdünnung im Urnersee zurückzuführen ist.

Einen geringeren Einfluss üben die Szenarien "Trockenklima" und "konservative K_d-Werte in der Humusschicht" aus. Sie führen in den Basisfällen "Kalk" und "Schiefer" zu einer Erhöhung der ermittelten Strahlenexposition um weniger als eine Grössenordnung. Anders jedoch sieht es aus, wenn aufgrund konservativer Geosphärentransportbedingungen erhöhte Freisetzungsraten von α-Strahlern, wie Pa-231 und Ra-226, in die Boden-Unterschicht auftreten. Dann lässt sich bei gleichzeitiger Annahme konservativer K_d-Werte in der Boden-Oberschicht eine Erhöhung der Dosis um den Faktor 15 auf maximal 36 mrem/a feststellen. Gleichzeitig hohe K_d-Werte in der Biosphäre und niedrige K_d-Werte in der Geosphäre sind jedoch, wie schon im Abschnitt 7.2 erwähnt, sehr unwahrscheinlich, da diese beiden Parameter teilweise korreliert sind. Ein wesentliches Ziel der Probebohrungen und Standortuntersuchungen wird daher unter anderem auch sein, die Sorptionseigenschaften von Valanginien-Mergel sowie der Humusschicht möglichst repräsentativ zu bestimmen.

Die untersuchten Expositionspfade sind von unterschiedlichem Gewicht. So ist die Nahrungskette "Fisch" auch bei einer Freisetzung der Nuklide in den Urnersee aufgrund der Verdünnung von untergeordneter Bedeutung. Aus dem Konsum von im Modellgebiet produzierten Eiern resultieren bei beiden Freisetzungsvarianten vernachlässigbar geringe Strahlenexpositionen. Betragsmässig grösste Strahlendosen liefern die Expositionspfade "Fleisch", "Trinkwasser" und "Milch" bei den meisten Freisetzungsszenarien (Basisfall und Varianten). Die restlichen Expositionspfade "Wurzelgemüse", "Blattgemüse", "Getreide" liefern relevante Anteile zu den jeweiligen Dosismaxima, sie sind aber in einem grösseren Ausmass abhängig von den Parametervariationen in der Biosphäre, und ihre Anteile sind daher mit einer relativ grösseren Unsicherheit behaftet.

Die ermittelten Radionuklidkonzentrationen in den 4 Kompartimenten sind auch bei äusserst konservativen Geosphärentransportbedingungen durchwegs geringer als das Vorkommen natürlicher Radionuklide in vergleichbaren Böden und in Oberflächengewässern /8-2, 8-3/:

Im Basisfall "Kalk" betragen die berechneten Konzentrationen der aus dem Lager freigesetzten Nuklide im Urnersee nahe dem Ufer z. B. $3 \cdot 10^{-13}$ Ci/m^3 für I-129, für den Fall von "konservativen K_d-Werten in der Geosphäre" z. B. $8 \cdot 10^{-10}$ Ci/m^3 für Ni-59,

$3 \cdot 10^{-12}$ Ci/m^3 für Sn-126 und weniger als $3 \cdot 10^{-13}$ Ci/m^3 für jedes der Nuklide Ra-226, Th-229, Pa-231 und Np-237. Diese konservativ berechneten Konzentrationen liegen durchwegs unter den in Tabelle 8-1 zusammengestellten Werten für natürliche Radionuklide.

Tabelle 8-1: Natürliche radioaktive Stoffe in Oberflächengewässern /8-2/

Radionuklid	Konzentration [Ci/m^3]
H-3	$5 \cdot 10^{-11}$ - $3 \cdot 10^{-10}$
K-40	$1 \cdot 10^{-10}$ - $5 \cdot 10^{-8}$
Pb-210	$5 \cdot 10^{-11}$ - $2 \cdot 10^{-9}$
Rn-222 und kurzlebige Folgeprodukte	$<1 \cdot 10^{-8}$ - $5 \cdot 10^{-7}$
Ra-226	$<1 \cdot 10^{-11}$ - $2 \cdot 10^{-9}$
Th-232	$1 \cdot 10^{-12}$ - $1 \cdot 10^{-11}$
U-238	- $1 \cdot 10^{-9}$

Im Fall "Schiefer" können die freigesetzten Radionuklide im Boden angereichert werden. Im Basisfall betragen die berechneten Konzentrationen im Boden (Kompartiment 1) $2 \cdot 10^{-12}$ Ci/kg für I-129 und $1 \cdot 10^{-13}$ Ci/kg für Cl-36. Für den Fall "konservative K_d-Werte in der Geosphäre" wurden z. B. $1 \cdot 10^{-11}$ Ci/kg für Ra-226 und Th-230, $5 \cdot 10^{-13}$ Ci/kg für Pa-231 und $1 \cdot 10^{-10}$ Ci/kg für Th-229 berechnet.

Durchwegs höhere Werte werden für die natürlichen Radionuklide im Boden gemessen (Tabelle 8-2).

Tabelle 8-2: Konzentrationen einiger natürlicher Radionuklide in typischen Böden /8-2, 8-3/

Radionuklid	Konzentration [Ci/kg]
K-40	$1 \cdot 10^{-9}$ - $3 \cdot 10^{-8}$
Rb-87	$5 \cdot 10^{-9}$
Po-210	$3 \cdot 10^{-10}$ - $1 \cdot 10^{-9}$
Ra-226	$3 \cdot 10^{-10}$ - $5 \cdot 10^{-9}$
Th-232	$2 \cdot 10^{-10}$ - $1 \cdot 10^{-9}$
U-238	$3 \cdot 10^{-10}$ - $1 \cdot 10^{-9}$

Neben dem bereits durchgeführten Vergleich zwischen den berechneten Nuklidkonzentrationen und den natürlichen Nuklidkonzentrationen können auch die Dosen verglichen werden, welche durch die Nuklide aus dem Endlager und durch die natürlich vorliegenden Nuklide verursacht werden. Dabei auftretende Unterschiede im Verhältnis zwischen der Nuklidkonzentration im Boden und der nuklidspezifischen Dosis können durch nicht wirklichkeitsgetreue Konzentrationsfaktoren im Biosphärenmodell oder durch unterschiedliche relative Beiträge der verschiedenen Expositionspfade im Modell und in der Wirklichkeit verursacht werden.

In Tabelle 8-3 sind die natürlichen Strahlenquellen und die durch sie verursachten Durchschnittsdosen aufgeführt /8-3/. Aus dem Vergleich mit Tabelle 8-2 folgt, dass eine Ra-226-Konzentration im Boden von 10^{-9} Ci/kg eine Dosis durch interne Bestrahlung von 0,7 mrem/a ergibt, während die gleiche Konzentration U-238 (zusammen mit den Folgeprodukten bis und mit U-234) 1 mrem/a verursacht. Dem gegenüber würden die Modellrechnungen für diese Ra-226- und U-238-Konzentrationen Ingestionsdosen von 130 mrem/a für Ra-226 und von 0,7 mrem/a für U-238 (inkl. Folgeprodukte bis und mit U-234) ergeben. Für Radium sind die Berechnungen damit wahrscheinlich um 2 Grössenordnung zu konservativ, für Uran dürften sie dagegen realistisch sein.

Tabelle 8-3: Geschätzte jährliche Strahlendosis von natürlichen Quellen in Gebieten mit normalem Untergrund /8-3/

Bestrahlungsquelle	Jährliche Dosis [mrem/a]		
	externe Bestrahlung	interne Bestrahlung	Total
Kosmische Strahlung			
- ionisierende Komponente	28		28
- Neutronen-Komponente	2,1		2,1
Kosmogene Radionuklide		1,5	1,5
Primordiale Radionuklide			
- K-40	12,0	18,0	30,0
- Rb-87		0,6	0,6
U-238-Serie	9,0		104
- U-238 bis U-234		1,0	
- Th-230		0,7	
- Ra-226		0,7	
- Rn-222 bis Po-214		80	
- Pb-210 bis Po-210		13	
Th-232-Serie	14,0		32,6
- Th-232		0,3	
- Ra-228 bis Ra-224		1,3	
- Rn-220 bis Th-208		17,0	
Total (gerundet)	65	134	200

Die Schweizerische Strahlenschutzverordnung (SSVO) /8-1/ definiert eine Freigrenze für α-Strahler-haltige Stoffe, nach der ein Stoff als nicht radioaktiv im Sinne der Bewilligungspflicht für den Umgang mit radioaktiven Stoffen gilt, wenn seine spezifische α-Aktivität $2 \cdot 10^{-8}$ Ci/kg nicht überschreitet. In allen betrachteten Szenarien resultieren jedoch Nuklidkonzentrationen, die um mehrere Grössenordnungen kleiner sind. Somit ergeben sich als Folge denkbarer Freisetzungsszenarien radioaktiver Stoffe aus einem Endlager Typ B am Modellstandort Oberbauenstock Strahlendosen, die aufgrund der Konservativität der Dosisfunktionen als relevant erscheinen, in Wirklichkeit jedoch nur einen geringen Prozentsatz der natürlichen Strahlenexposition ausmachen.

Literaturverzeichnis

/2-1/ Greminger, P. (1984):
Physikalische ökologische Standortuntersuchungen über den Wasserhaushalt im offenen Sickersystem Boden unter Vegetation am Hang. Dissertation ETH 1984, Mitteilungen der Eidg. Anstalt für das forstliche Versuchswesen (EAFV), Bd. 60, Heft 2

/2-2/ Imboden, D. M., Lemmin, U., Joller, T. and Schurter, M., 1983:
Mixing processes in lakes: Mechanisms and ecological relevance. Schweiz. Zeitschrift für Hydrologie, Vol. 45/1: 11 - 44

/2-3/ Marrer, H., 1984:
Gutachten über Fischerei und Gewässerschutz im Urnersee; Projekt Landschaftsentwicklungsplan Reussdelta. Im Auftrag der Firma Arnold, Altdorf, unveröffentlicht

/3-1/ Richard, F.; Lüscher, P.; Strobel, T. (1978):
Bd. I, Physikalische Eigenschaften von Böden in der Schweiz, August 1978, Herausgeber Dr. Bosshardt, EAFV, Birmensdorf

/3-2/ Richard, F.; Lüscher, P.; Strobel, T. (1983):
Physikalische Eigenschaften von Böden in der Schweiz, Bd. III, August 1983, Herausgeber Dr. Bosshardt, EAFV, Birmensdorf

/3-3/ Hutter, K.; Oman, G. (1982):
Wind-bedingte Strömungen des homogenen Zürichsees, Mitteilung der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie, Nr. 61, ETHZ, Herausgeber Prof. Dr. D. Vischer

/5-1/ Statistische Erhebungen und Schätzungen, Verlag des Schweizerischen Bauernsekretariats, Brugg, 1980

/5-2/ Allgemeine Berechnungsgrundlage für die Strahlenexposition bei radioaktiven Ableitungen in der Abluft oder in die Oberflächengewässer (Richtlinie zu § 45 StrlSchV), BMI, Bundesrepublik Deutschland, 1979

/5-3/ Landwirtschaftliches Handbüchlein, Verlag Wirz, Aarau, 1981

/5-4/ Bergmann, R.; Bergström, U.; Evans, S. (1979):
Dose and Dose Commitment from Groundwater-Borne Radioactive Elements in the Final Storage of Spent Nuclear Fuel. KBS Technical Report No. 100

/5-5/ Johannson, L. (1982):
Oral Intake of Radionuclides in the Population. KBS 82-14, October 1982

/5-6/ News from ICRP: Statement from the 1983 Meeting of the ICRP, Health Physics (1984) 46 (No. 3) pp. 727 - 731

/8-1/ Schweizerische Verordnung über den Strahlenschutz (SSVO) vom 30. Juni 1976, Stand am 1. Juli 1981

/8-2/ Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung, Jahresbericht 1980, Der Bundesminister des Innern, Bundesrepublik Deutschland

/8-3/ United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects, 1982 Report to the General Assembly, New York 1982

/A-1/ Ambühl, H. und Imboden, D. M. (1976):
Limnologische Untersuchungen und die Formulierung von Seemodellen aus: H. H. Hahn (ed.) Umweltschutz im Bereich des Wasserbaus - Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 14, E. Schmidt Verlag Bielefeld: 333 - 347 pp.

/B-1/ Leif Svensson:
Dose Conversion Factors for External Photon Radiation, FOA Rapport C 40060-A3, Oktober 1979, Schweden

ANHANG A

VERHALTEN RADIOAKTIVER STOFFE IM URNERSEE

ALLGEMEINES

Ziel der vorliegenden Untersuchung ist es abzuschätzen, wie bei einem Eintritt von kontaminiertem Grundwasser in den Urnersee im Bereich von Bauen Verteilung, Akkumulation und schliesslich Austrag der radioaktiven Substanzen aus dem Seebecken erfolgt.

Im folgenden werden aus der Kenntnis von Temperatur und chemischen Profilen die jahreszeitliche Schichtung und Strömung dargestellt und Mischvorgänge und Stoffausbreitung behandelt. Mit Hilfe einfacher Modellrechnungen wird schliesslich die voraussichtliche Akkumulation von Stoffen und deren Austrag aus dem Urnersee beschrieben.

In einem letzten Teil werden zudem die Auswirkungen radioaktiver Stoffe auf die Fischfauna behandelt.

A1 ZIRKULATIONS- UND STROEMUNGSVERHAELTNISSE, MISCHVORGAENGE UND STOFFAUSBREITUNG

A1.1 Zirkulation und Strömung

Temperaturprofile (Fig. A-1) und Isothermendarstellung (Fig. A-2, Bild A) lassen erkennen, dass der Urnersee - wie alle stehenden Gewässer der temperierten Zone - jahreszeitlich geschichtet ist: Durch die Erwärmung der obersten Wasserschichten im Frühjahr und Sommer baut sich aufgrund von Dichtedifferenzen allmählich eine stabile Schichtung auf (Stagnationsperiode). Das warme und deshalb leichte Wasser der Oberflächenschicht (Epilimnion) "schwimmt" auf dem kalten schweren Wasser der viel mächtigeren Tiefenschicht (Hypolimnion). Epi- und Hypolimnion werden durch eine Wasserschicht voneinander getrennt, in der die Temperatur sprunghaft abfällt (Sprungschicht; per Def. Temperaturabfall von >0,5 °C/Tiefenmeter). Der durch die Abkühlung im Herbst einsetzende negative Wärmefluss kühlt das Oberflächenwasser sukzessive ab. Dieses wird schwerer, und Konvektion, vor allem aber der Wind sorgen für eine Vermischung, die schliesslich bis zum Seegrund reicht (Zirkulationsperiode).

Die Stagnationsperiode im Urnersee dauert von ca. Juni bis September. Bereits im Oktober sind die Temperaturdifferenzen zwischen Oberflächen- und Tiefenschichten so gering, dass keine stabile Schichtung mehr besteht (Temperaturabfall <0,5 °C/Tiefenmeter).

Der See ist allerdings in bezug auf seine Durchmischungsverhältnisse ein Sonderfall; die Hauptgründe liegen in seiner geographischen Lage, indem er genau in der Achse Nord-Süd nahe dem Alpenkamm liegt und damit ausgesprochen Föhn- und Nordwind ausgesetzt ist. Ambühl und Imboden /D-1/ beschreiben ihn wie folgt:

"Dieser südlichste, fjordartige Teil des Vierwaldstättersees, infolge seiner Morphologie ein Windkanal, zeigt während der ganzen Stagnationsphase, und dies entgegen der Lehrbuch-Vorstellung, eine stete Erwärmung der Wassermassen, die infolge interner Mischung auch dann nicht aufhört, wenn an der Oberfläche schon längst ein negativer Wärmefluss eingesetzt hat. Im Isothermendiagramm laufen die Linien gleicher Temperatur solange und stetig tiefer, bis sie im Winter von der Zirkulation erfasst werden. Ferner erzeugt vorauslaufende Turbulenz eine interne Vermischung, welche die Wassertemperatur vor der zirkulationsbedingten winterlichen Abkühlung kurzfristig noch etwas ansteigen lässt."

Die Reuss schichtet sich während der Stagnationsperiode im Hypolimnion ein; ihre Temperatur beträgt im langjährigen Monatsmittel 10 °C. Kurz nach ihrem Seeeintritt "verschwindet" sie in den Tiefenschichten.

A1.2 Mischvorgänge und Stoffausbreitung

A1.2.1 Mischvorgänge

Bei der Stoffausbreitung in stehenden Gewässern spielen kleinräumig turbulente Diffusionsvorgänge die entscheidende Rolle; Advektion ist demgegenüber von untergeordneter Bedeutung. Grundsätzlich ist die Turbulenz im Gewässer lokal verschieden.

Die vertikale Mischung ist stark von der Temperatur resp. von der Dichte des Wassers abhängig. Sie ist bei Homothermie demnach am schnellsten, bei ausgeprägten vertikalen Temperaturgradienten (z. B. in der Sprungschicht) dagegen annähernd Null; sie reduziert sich dann auf die molekulare Diffusion. Die Sprungschicht (Metalimnion) wirkt demnach während der Stagnationsperiode für die vertikale Mischung als eigentlicher "Deckel" über dem Hypolimnion.

Die horizontale Mischung erfolgt im Vergleich mit der vertikalen wesentlich schneller. Im Hypolimnion zum Beispiel, mit annähernder Homothermie, mischt sich das Wasser horizontal 10^3- bis 10^5mal schneller als vertikal. Bei Untersuchungen über die horizontale Ausbreitung von Sauerstoff im Zusammenhang mit der Sanierung des Hallwilersees konnte ein Diffusionskoeffizient von 10^3 - 10^4 cm^2/s abgeschätzt werden (T. Joller, mündl. Mitteilung).

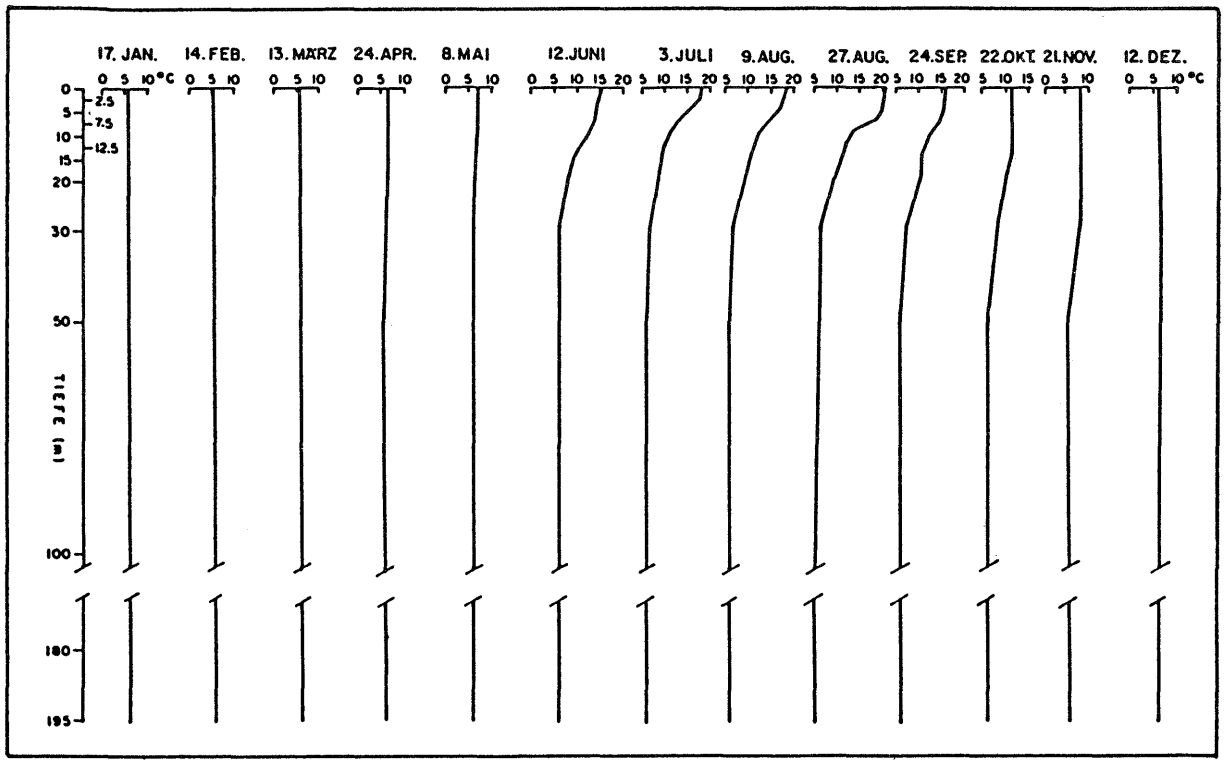


Fig. A-1 Temperaturprofile des Urnersees im Jahre 1973 (unveröffentlichte Daten der EAWAG)

Grossräumig ergeben sich vor allem durch den Windeinfluss, aber auch durch in den See eintretende grössere Zuflüsse interne Strömungen. Im Epilimnion wird durch Winde, die an der Oberfläche angreifen, eine "kleine Walze" in Gang gesetzt. Ausserdem sind auch bei ruhiger Witterung stehende Wellen (Seiches) zu erwarten, die für einen Wasseraustausch sorgen. Auch im Hypolimnion entstehen durch "Reibungseffekte" in der Sprungschicht interne Strömungen, die sich bis auf den Seegrund ausbreiten ("grosse Walze"). In der Fig. A-2, Bild B, werden diese Vorgänge schematisiert dargestellt.

A1.2.2 Stoffausbreitung

Für die Ausbreitung und Verteilung von Stoffen von einer Quelle aus spielen verschiedene Faktoren eine Rolle:

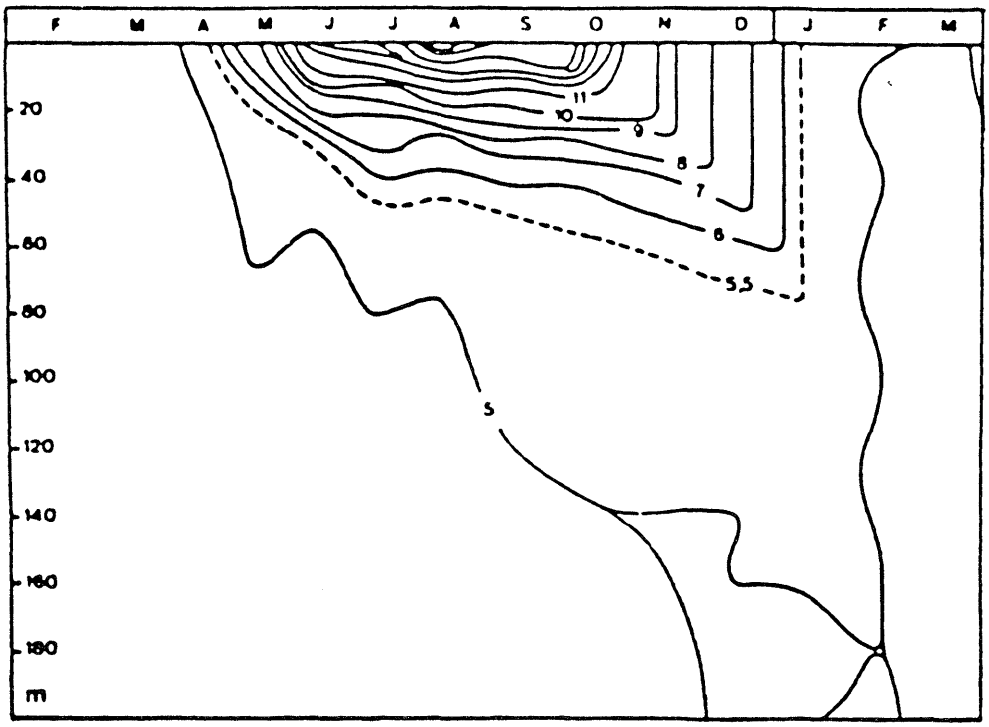
- die Temperatur des Stoffzuflusses; grundsätzlich wird schliesslich eine Einschichtung dort erwartet, wo gleiche Temperaturen herrschen
- die Beschaffenheit des Stoffes selbst; zum Beispiel zerfällt er schnell (z. B. Dissoziation) oder wird er leicht an andere Stoffe wie partikuläres Material angelagert und sedimentiert schliesslich aus
- die Konzentration des Stoffes; hochkonzentrierte Stoffe bewirken Dichtedifferenzen und breiten sich damit langsamer aus als Stoffe in geringer Konzentration
- der Impuls, der dem Stoff beim Eintrag gegeben wird (Einsickern oder mit Druck über einem Diffusor im Falle von Sauerstoff als Extreme)

A1.2.3 Voraussagen über die Ausbreitung von Radionukliden

Eine realistische Voraussage über das Verhalten der Radionuklide nach deren Eintritt in den See ist schwierig: Im Nahbereich der Einleitstelle spielen Temperatur und lokale Strömungsfelder die entscheidende Rolle. Im Fernbereich der Einleitstelle sind für die Ausbreitung und Verteilung Schichtungsphänomene und damit verbundene interne Strömungen ausschlaggebend.

Nach übereinstimmenden Aussagen von Fachleuten, die sich mit Schichtungs- und Strömungsproblemen in Seen befassen, erfolgt die Ausbreitung von Stoffen, zumindest in horizontaler Richtung, rasch, das heisst, eine homogene Durchmischung wird in der Grössenordnung von Tagen bis höchstens ein paar Wochen erreicht. Es wird sich im Nahbereich der Einleitstelle eine "Fahne" ausbilden mit einer im Vergleich zum übrigen See erhöhten Konzentration der Radionuklide. Bei Zunahme der Entfernung wird sich diese Fahne turbulent auflösen und die Konzentration entsprechend abnehmen. Nach erfolgter turbulenter Auflösung kann die Konzentration über Einleitmenge und Seevolumen berechnet werden.

A)



B)

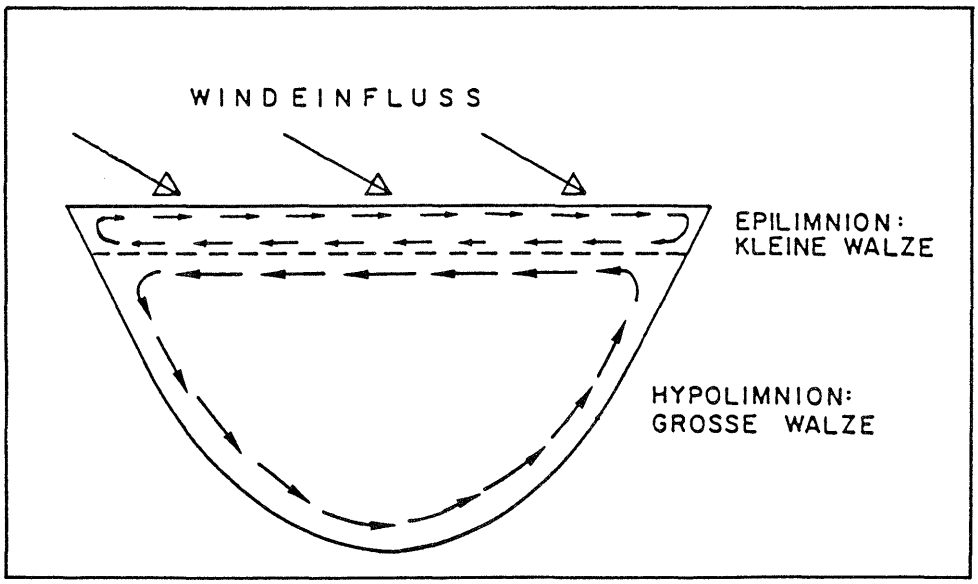


Fig. A-2 A: Isothermen im Urnersee 1970
(aus Ambühl und Imboden, 1976)

B: Interne Seeströmungen während der
Stagnationsperiode

A2 EINFACHES MODELL ZUR BERECHNUNG DER AKKUMULATION UND KONZENTRATION VON RADIONUKLIDEN

Unter Berücksichtigung der im Urnersee herrschenden Schichtungs- und Strömungsverhältnisse wurden einfache Modellrechnungen angestellt, die es erlauben, Stoffakkumulationen und -konzentrationen in der Grössenordnung abzuschätzen. Aus Sicherheitsüberlegungen wurde der jeweils ungünstigste mögliche Fall angenommen. Den Berechnungen sind die in der Tab. A-1 aufgeführten Basisdaten zugrunde gelegt.

Grundsätzlich sind zwei Fälle zu berücksichtigen: Der Eintritt der Radionuklide erfolgt oberhalb der Thermokline (0 - ca. 20 m; siehe Fig. A-1) in das Epilimnion (Fall A) oder unterhalb derselben in das Hypolimnion (Fall B).

In erster Annäherung wird vorerst eine jahreszeitliche Seeschichtung vernachlässigt. Gleichmässige Durchmischung vorausgesetzt, beträgt die Konzentration im Ausfluss des Urnersees im langjährigen Mittel der Jahresstofffracht, verdünnt mit dem abfliessenden (resp. zufliessenden) Seewasser:

$$C_{mit} = \frac{FSJ}{VZJ} = \frac{FSJ}{1{,}5 \cdot 10^9\ m^3} = \frac{2{,}4 \cdot FSJ}{3{,}6 \cdot 10^9\ m^3}$$

Die maximale Konzentration im Seeausfluss errechnet sich aus der längsten Wassererneuerungszeit (t_{max} = Seevolumen über den Seezufluss einer Trockenperiode), die minimale Konzentration über die kürzeste Wassererneuerungszeit (t_{min}):

$$C_{max} = \frac{t_{max} \cdot FSJ}{V} = \frac{3{,}4 \cdot FSJ}{3{,}6 \cdot 10^9\ m^3}$$

$$C_{min} = \frac{t_{min} \cdot FSJ}{V} = \frac{2{,}0 \cdot FSJ}{3{,}6 \cdot 10^9\ m^3}$$

Die resultierenden Konzentrationen zeigen die Grössenordnung an, die zu erwarten ist.

Tabelle A-1: Basisdaten zur Berechnung der Akkumulation und Verdünnung von Radionukliden im Urnersee

Symbol	Erläuterung	Grössenordnung
V	Seevolumen	$3,6 \cdot 10^9$ m^3
VE	Volumen Epilimnion	$0,52 \cdot 10^9$ m^3
	Stagnationsperiode Juni - September	4 Monate
VH	Volumen Hypolimnion	$3,08 \cdot 10^9$ m^3
	Zirkulationsperiode Oktober - Mai	8 Monate
VZS	Zuflussvolumen Stagnationsperiode[1]	$0,95 \cdot 10^9$ m^3
VZZ	Zuflussvolumen Zirkulationsperiode[1]	$0,56 \cdot 10^9$ m^3
VZJ	Jahreszuflussvolumen (VZJ = VZS+VZZ)	$1,51 \cdot 10^9$ m^3
	davon: Reuss $1,42 \cdot 10^9$ m^3	
	Grosstalbach $5,71 \cdot 10^7$ m^3	
	übrige Zuflüsse $3,00 \cdot 10^7$ m^3 (geschätzt)	
FSS	Radionuklidfracht Stagnationsperiode	
FSZ	Radionuklidfracht Zirkulationsperiode	
FSJ	Jahresstofffracht (FSJ = FSS+FSZ)	
SF_i	Akkumulierte Stofffracht im Hypolimnion i-ten Jahr	
C	Konzentration, mittlere	
C_{max}	Konzentration, maximale	
C_{min}	Konzentration, minimale	
A_1	Austauschfaktor in der Zirkulationsperiode	
	$(1 - \frac{VZZ}{V}) = 0,84$	
A_2	Austauschfaktor Volumen Epilimnion/Seevolumen	
	$\frac{VE}{V} = 0,14$	
B_1	Radionuklidfracht Zirkulationsperiode/Jahresstofffracht (FSZ/FSJ) = 0,67	
B_2	Radionuklidfracht Stagnationsperiode/Jahresstofffracht (FSS/FSJ) = 0,33	

1) gemäss Hydrologischem Jahrbuch 1981; langjährige Mittelwerte

A2.1 Eintritt der Radionuklide im Hypolimnion

Erfolgt der Eintritt der Radionuklide im Hypolimnion, ergibt sich während der Zirkulationsperiode des Sees eine rasche Ausbreitung und Verdünnung der radioaktiven Stoffe, und die langdauernde Vollzirkulation der Wassermassen sorgt für eine gleichmässige Verteilung. Während der Stagnationsperiode (Juni bis September) mit stabiler Schichtung findet kein Austausch zwischen Epi- und Hypolimnion statt: die Oberflächenschichten bleiben frei von Radionukliden, da angenommen wird, dass das Wasser des Epilimnions vollständig ausgetauscht wird und damit während der Zirkulationsperiode dort akkumulierte Stoffe ausgetragen werden.

Da sich die Reuss wegen ihrer geringen Temperatur im Sommer (im Mittel des wärmsten Monats 10 °C) in das Hypolimnion einschichtet, ist anzunehmen, dass der Abfluss aus dem Urnersee in das Gersauer Becken nicht nur in der Tiefe, sondern auch an der Oberfläche, also über den ganzen Seequerschnitt erfolgt. Man kann sich nämlich vorstellen, dass die durch den Zufluss bedingte Volumenzunahme im Hypolimnion eine Verdrängung von Epilimnionwasser zur Folge hat, das dann oberflächlich abfliesst. Im Gegensatz zu diesen Verhältnissen wurde im Modell angenommen, dass alles Wasser nur über das Epilimnion zu- und abfliesst. Diese Annahme ergibt die grösste Akkumulation im See:

Während der Zirkulationsperiode wird entsprechend den Zuflüssen ein bestimmtes Wasservolumen ausgetauscht (VZZ/V = 0,16). Die Radionuklidakkumulation im ersten Jahr beträgt daher 0,84 der Jahresstofffracht. In der Sommerperiode wird angenommen, dass während 4 Monaten der Seeabfluss (der dem Sommerzufluss entspricht) im Epilimnion erfolgt. Im Hypolimnion kommt zur verbliebenen Menge der Radionuklide noch der Eintrag während der Stagnationsperiode. Im folgenden Winter erfolgt eine neue Durchmischung und ein erneuter teilweiser Austausch. Die Akkumulation der Radionuklide (SF) im See (Hypolimnion) errechnet sich nach der folgenden Formel, wobei die Berechnung iterativ erfolgt:

$$SF_{i+1} = \underbrace{(SF_i + FSZ) \cdot A_1}_{\text{Eintrag Zirkul.-Periode}} - \underbrace{(SF_i + FSZ) \cdot A_1 \cdot A_2}_{\text{Austrag aus Epilimnion}} + \underbrace{FSS}_{\text{Eintrag Stagn.-Periode}}$$

Durch Umformen ergibt sich:

$$SF_{i+1} = SF_i . A_1 (1 - A_2) + FSJ(A_1 + 1 - B_1 - B_1 . A_1 . A_2)$$

Mit den aus Tab. A-1 entnommenen Zahlen ergibt sich eine Gesamtakkumulation von

$$SF = \lim_{i \to \infty} FS_i = 3{,}93 \cdot FSJ$$

oder eine Radionuklidkonzentration von

$$C = \frac{3{,}93 \cdot FSJ}{3{,}6 \cdot 10^9}$$

Das heisst, bis sich zwischen Eintrag und Austrag der Radionuklide ein Gleichgewicht einstellt, akkumulieren sich im See rund 4 Radionuklidjahresfrachten. Die erreichte Radionuklidkonzentration kann nach obiger Formel errechnet werden.

A2.2 Eintritt der Radionuklide im Epilimnion

Treten die Radionuklide ins Epilimnion ein, so kann infolge interner Strömung (Windeinfluss — "kleine Walze", stehende Wellen = Seiche) eine rasche Verteilung erwartet werden. Ueber den Oberflächenabfluss, der volumenmässig den Zuflüssen entspricht, werden die Radionuklide theoretisch quantitativ aus dem Urnersee weggeführt (Zuflussvolumen während der Stagnationsperiode = Volumen Epilimnion).

Ins Hypolimnion gelangen Radionuklide erst während der Zirkulationsperiode (Dauer 8 Monate), wo sie zu einem kleinen Teil entsprechend der zufliessenden resp. abfliessenden Menge ausgetauscht werden. Sie werden dort über eine längere Zeit akkumuliert.

Die akkumulierte Radionuklidmenge errechnet sich wie folgt:

$$SF_{i+1} = (SF_i + FSZ) \cdot A_1 \, (1 - A_2) + \frac{FSS}{VZS} \cdot A_2 V$$

Analog wie zuvor errechnet sich mit den aus Tab. A-1 entnommenen Zahlen:

$$SF = \lim_{i \to \infty} FS_i = 2{,}4 \; FSJ$$

Die Konzentration errechnet sich demnach:

$$C_{mittlere} = \frac{2,4 \cdot FSJ}{V} = \frac{2,4 \cdot FSJ}{3,6 \cdot 10^9}$$

Es kann demnach gefolgert werden, dass im Falle eines Radionuklideintritts im Bereich des Epilimnions (0 - ca. 20 m) im Urnersee 2,4mal die Jahresradionuklidfracht akkumuliert wird, bis sich zwischen Radionuklideintrag und -austrag ein Gleichgewicht einstellt.

Wie erwähnt, ist die Annahme der Einschichtung der Reuss im Epilimnion nicht naturgetreu. Eine Rechnung mit Einschichten im Hypolimnion führt zwangsläufig zu einer kompletten Durchmischung mit dem eingangs aufgeführten Mischungsansatz.

A3 FISCHFAUNA UND FISCHEREI

A3.1 Allgemeines

Die Fischfauna und die Fischerei des Urnersees wurden in neuester Zeit im Rahmen des Projektes "Landschaftsentwicklungsplan Reussdelta" von H. Marrer /2-3/ eingehend untersucht. Der Autor hat den Bearbeiter dieses Berichtes eingehend mündlich über diesen Aspekt orientiert.

Der Urnersee ist ein fischreiches Gewässer, das heute von zwei Berufsfischern und vielen Sportfischern genutzt wird. Die Erträge liegen unter dem Mittel des gesamten Vierwaldstättersees, kommen aber nahe an die potentielle Ertragsfähigkeit dieses Seeteils.

A3.2 Fischfauna - Biologie und Oekologie

Der Urnersee enthält 28 Fischarten, die in Tab. A-2 aufgeführt sind. Die dominante Art ist der Felchen (Coregonus sp.), welches heute in mehreren zum Teil nicht mehr eindeutig unterscheidbaren Rassen (Schlägen) auftritt: Der wichtigste Vertreter ist das Albeli, welches in 30 - 70 m Tiefe über dem Grund laicht (Tiefenlaicher), gefolgt vom Balchen (Ballen), einer uferlaichenden Rasse, und dem Blaufelchen, der im Freiwasser ablaicht (Schwebelaich, der langsam absinkt). Die Laichzeit des Albeli und des Balchen erfolgt Ende November bis Anfang Januar, also zur Zeit der Vollzirkulation, diejenige des Blaufelchens in den Sommermonaten (Stagnationsperiode).

Die zweitwichtigste Art im Urnersee ist der Seesaibling (Salvelinus alpinus), ein ausgesprochener Tieflaicher, der seine Eier in 50 - 90 m Tiefe unmittelbar über kiesigen Grund ablegt. Seine Laichzeit deckt sich mit derjenigen des Felchen.

Für das Albeli und den Seesaibling ist überwiegend die Naturlaichung für die Bestandesbildung entscheidend, obwohl für beide Arten auch Laichfischfang (und Besatz) betrieben wird. Beide Vertreter sind im Zunehmen begriffen, was mit einer langsam fortschreitenden Eutrophierung des Urnersees Hand in Hand geht; diese Winterlaicher profitieren vor allem vom verbesserten Nahrungsangebot.

Die dritte Hauptart ist der Barsch (Perca fluviatilis), eine ausgesprochen uferlaichende Art, die ihre Eier in 1 - 6 m Tiefe ablegt. Der Barsch hat aber im Urnersee nicht die gleiche Bedeutung wie in anderen Schweizer Seen.

Tabelle A-2: Fischarten des Urnersees (mündliche Mitteilung H. Marrer, Fischereibiologe)

Felchen	(Coregonus sp.) mit den Rassen: Albeli, Bauchen (Ballen) und Blaufelchen
Seesaibling	(Salvelinus alpinus)
Barsch	(Perca fluviatilis)
Seeforelle	(Salmo trutta forma lacustris)
Hecht	(Esox lucius)
Rotauge	(Rutilus rutilus)
Brachsmen	(Abramis brama)
Rotfeder	(Scardinius erythrophthalmus)
Blikke	(Blicca björkna)
Hasel	(Leuciscus leuciscus)
Alet (?)	
Laube	(Alburnus alburnus)
Nase	(Chondrostoma nasus)
Barbe	(Barbus barbus)
Elritze	(Phoxinus phoxinus)
Karpfen	(Cyprinus carpio)
Schleie	(Tinca tinca)
Gründling	(Gobio gobio)
Trüsche	(Lota lota)
Zander	(Lucioperca lucioperca)
Aal	(Anguilla anguilla)
Regenbogenforelle	(Salmo gaerdneri)
Kanadische Seeforelle	
Aesche	(Thymallus thymallus)
Bartgrundel	(Noemacheilus barbatulus)
Bachforelle	(Salmo trutta formafario)
Groppe	(Cottus gobio)
Bachneunauge	(Lampetra planeri)

Neben diesen drei Vertretern kommen die Seeforelle sowie eine Reihe karpfenartiger Fische vor, unter denen das Rotauge, der Brachsmen und die Rotfeder eine wichtige Rolle spielen. Der See weist zudem einen bedeutenden Hechtbestand auf; diese Fischart pflanzt sich vor allem in den Altwasserläufen der Reuss fort (Reussdelta). Weitere bedeutende räuberische Arten sind die Trüsche, ein ausgesprochener Bodenbewohner, und der Zander (eingesetzt). Ausserdem nimmt der Aal an Bedeutung zu. Zu den wichtigsten Arten gesellen sich sieben seltene Arten, die zum Teil nur im Mündungsgebiet der Reuss vorkommmen.

Die Nahrungsansprüche der verschiedenen Fischarten sind unterschiedlich, aber auch zwischen Jungfischen und Adulten der gleichen Art bestehen Unterschiede. Während sich die einen Arten von Primärproduzenten (Phytoplankton und Aufwuchsalgen) und Detritus (partikuläres organisches Material, z. B. Teile von Pflanzen und Tieren) ernähren, also am Anfang der Nahrungskette stehen, leben andere ausschliesslich räuberisch von anderen Fischarten.

Den Hauptharst der Arten, die von vegetarischem Material und Detritus leben, bestreiten die "Weissfische" (karpfenartige), unter ihnen ernähren sich Rotauge, Rotfeder und Laube fast ausschliesslich von Primärproduzenten. Gleiche Nahrungsansprüche haben praktisch alle Jungformen der vorhandenen Fischarten. Eine Zwischenstellung nehmen Felchen und Seesaibling ein, die sich von Bodennährtieren (z. B. Chironomiden Larven), Plankton, aber auch von Kleinfischen und Anflug (z. B. Mücken) ernähren, während Hecht und Zander ausschliesslich räuberische Arten sind.

A3.3 FISCHERTRAEGE

Der mittlere Hektarertrag pro Jahr betrug im Urnersee in der Zeitperiode 1970 - 1977 22,3 kg. Damit wurde annähernd die potentielle Ertragsfähigkeit des Sees erreicht, die auf maximal 25 kg/ha und Jahr berechnet wurde.

Der See wird heute von zwei Berufsfischern genutzt, welche im Sommer Schwebnetzfischerei (unverankerte Netze in verschiedenen Tiefen), im Winter Boden- und Stellnetzfischerei über den Laichgründen (Netze mit schwimmenden Ober- und beschwerten Unterleinen) betreiben. Die beträchtliche Zahl von Sportfischern fischt während der Anglersaison am ganzen Urnersee, geht aber im Frühling - Sommer vor allem auf Felchenfang, wenn diese Fischart in Schwärmen in Buchten auftreten. Der Anteil der Sportfischererträge am Gesamtfischertrag ist aber dennoch gering: auf den 1 800 ha des Urnersees werden von ihnen rund 1 900 kg Fisch gefangen, was nicht ganz 5 % des mittleren Fischertrags oder ca. 1 kg/ha und Jahr ausmacht.

A3.4 Fischkontamination durch Radionuklide

Aufgrund unterschiedlicher Nahrungsaufnahme, Laichgewohnheiten und genereller Umweltansprüche ist davon auszugehen, dass der Urnersee in der Tiefen- wie der horizontalen Ausbreitung von Fischen bewohnt ist. Neben typischen Uferbewohnern gibt es eindeutige Bodenbewohner (z. B. Trüsche) sowie Arten, die fast ausschliesslich im freien Wasser (Pelagial) leben, ausserdem Zwischenformen, die in verschiedenen ökologischen Nischen zu finden sind.

Wird davon ausgegangen, dass Radionuklide im freien Wasser an lebende und tote Partikel, wie Detritus oder Phytoplanktonzellen, angelagert oder sogar über den Stoffkreislauf von pflanzlichen Primärproduzenten aufgenommen werden, ist damit zu rechnen, dass sie direkt über die Nahrungskette (herbivore Fischarten) oder indirekt über die Sekundärproduzenten (Zooplankton) in die pelagisch lebenden Fische gelangen. Ein anderer Weg der Anreicherung im Fisch führt über das Sediment und die am Boden resp. auf einem Substrat lebenden Primär- und Sekundärproduzenten. Und eine weitere Kontaminationsmöglichkeit besteht schliesslich über den Fischlaich, dessen Entwicklung am Seeboden und im freien Wasser erfolgt.

Wegen grosser Mobilität und Standortwechsel vieler Fischarten (z. B. der Hauptarten Felchen und Seesaibling) ist ein Verbleiben der Tiere in den stärker kontaminierten Zonen (Nahfeld der Einleitung) eher die Ausnahme. Die Kontamination von gefangenen Fischen wird somit vor allem durch die Radionuklidkonzentration im Fernfeld bestimmt.

ANHANG B

B1 INHALATION UND DIREKTSTRAHLUNG

Die Strahlenexposition der kritischen Bevölkerungsgruppe, die sich ausschliesslich im Modellgebiet aufhält und sämtliche Nahrungsmittel ausser Trinkwasser aus dem Kompartiment 1 bezieht, setzt sich aus Anteilen der Expositionspfade Ingestion, Inhalation und Direktstrahlung zusammen. Die Beiträge dieser drei Expositionspfade zur gesamten Strahlenexposition unterscheiden sich jedoch um mehrere Grössenordnungen. Das Ziel dieses Kapitels ist, den maximalen Einfluss der Pfade Inhalation und direkte Bodenstrahlung für die Freisetzungsszenarien "Kalk" und "Schiefer" abzuschätzen.

B2 MODELLIERUNG

Als Basis für die Berechnung der Inhalation und Direktstrahlungsdosis dienen die Resultate der Modellrechnungen des "Erosions-Szenariums", das im Kapitel 7.7 des NGB 85-08 ausführlich beschrieben ist. Darin wird die gesamte Strahlenexposition ermittelt, die aus einer homogenen Verteilung des Radionuklidinventars des Lagers über ein Modellgebiet durch Erosion nach 100 000 Jahren resultiert. Bestimmend für alle drei betrachteten Expositionsarten sind die Nuklidkonzentrationen im Boden.

Die zentrale Annahme für die Abschätzung der Inhalations- und Direktstrahlungsdosis in den "Kalk-" und "Schieferszenarien" ist, dass das Verhältnis von Inhalations- resp. Direktstrahlungsdosis zu einer bestimmten Ingestionspfad-Dosis pro Nuklid konstant ist, d. h., die Konzentration eines bestehenden Nuklids im Boden führt einerseits über (konstante) nuklidspezifische Konzentrationsfaktoren zu einer Konzentration in der Pflanze und damit zu einer Ingestionsdosis, andererseits führt dieselbe Nuklidkonzentration im Boden über Direktstrahlung und Staubbildung zu den entsprechenden Dosen.

Dabei muss beachtet werden, dass das als Bezugsgrösse gewählte kontaminierte Nahrungsmittel seinen Radionuklidgehalt ausschliesslich aus dem Boden bezieht und kein weiterer Nuklideintrag (z. B. durch Bewässerung auf der Pflanze haftende Nuklide) möglich ist. Diese Bedingung erfüllt der Nahrungsmittelpfad "Wurzelgemüse", dessen Radionuklidkonzentration proportional zu derjenigen im Boden ist. Durch die Multiplikation der für das "Erosions-Szenarium" errechneten Proportionalitätskonstanten (siehe Tab. B-1) "Inhalations- resp. Direktstrahlungsdosis zu Wurzelgemüsedosis" mit den Strahlenexpositionen aus dem Wurzelgemüsekonsum im betrachteten Rechenfall werden schliesslich die gewünschten Resultate erhalten.

Um die höchstmöglichen Werte für die Exposition durch Inhalation und Direktstrahlung zu erhalten, werden die "Wurzelgemüsedosen" des Rechenfalles T4B3 verwendet. In diesem Szenarium, charakterisiert durch konservative (tiefe) K_d-Werte in der Geosphäre und konservative (hohe) K_d-Werte in der Bodenoberschicht*, beträgt die Strahlenexposition durch den Wurzelgemüsekonsum allein 15 mrem/a bei einer Totaldosis von 36 mrem/a.

B3 INHALATION

Die Inhalationsdosis ist durch die Annahme bestimmt, dass mit der Atemluft Staubpartikel aus der kontaminierten Bodenoberschicht eingeatmet werden. Im Rahmen des "Erosionszenariums" wird die Dosis durch Inhalation unter Annahme eines Staubgehalts der Luft von 50 $\mu g/m^3$, einer Atemrate von 0,83 m^3/h und konservativerweise bei ganzjähriger Expositionszeit berechnet. Die dabei verwendeten Inhalationsdosisfaktoren stützen sich auf ICRP 30. Die resultierenden Verhältniswerte "Inhalation/Wurzelgemüse" sind in der Tabelle B-1 aufgelistet.

Die Berechnung der Inhalationsdosis im Rechenfall T4B3 bei maximal möglicher Nuklidkonzentration in der Bodenoberschicht ergibt eine Strahlenexposition von 0,26 mrem/a gegenüber 15 mrem/a durch den Konsum von Wurzelgemüse.

B4 DIREKTE BODENSTRAHLUNG

Die Dosis aus direkter Bodenstrahlung ist im Gegensatz zur Ingestions- und Inhalationsdosis nicht Folge einer Inkorporation von Radionukliden, sondern wird durch den Aufenthalt auf dem kontaminierten Boden bestimmt.

Die Dosis aus direkter Bodenstrahlung wurde ebenfalls im Rahmen des "Erosionszenariums" (NGB 85-08, Kap. 7.7) berechnet, wobei nur die γ-Strahlung berücksichtigt wurde. Mit den Dosisfaktoren nach Tab. B-1, die für eine dicke, homogen kontaminierte Bodenschicht berechnet wurden, sowie bei ganzjährigem Aufenthalt (8760 h) auf dem kontaminierten Boden resultieren die in Tab. B-1 angegebenen Verhältniswerte "Direktstrahlungsdosis/Wurzelgemüsedosis".

Mit den Wurzelgemüsedosen aus dem Rechenfall T4B3 ergibt sich eine Strahlenexposition durch direkte Bodenstrahlung von 0,58 mrem/a.

---

* siehe Kap. 7

B5 VERGLEICH DER RESULTATE

Die Gegenüberstellung der Inhalations- und Direktstrahlungsdosen mit den Werten einiger ausgewählter Nahrungsmittelpfade des Rechenfalls T4B3 ergibt folgendes Bild:

Expositionspfad	Dosis [mrem/a]	[%]
Fleisch	16	44
Wurzelgemüse	15	41
Getreide	2,9	8
Blattgemüse	1,8	5
Trinken	0,74	2
Total	36	100
Direktstrahlung	0,58	1,6
Inhalation	0,26	0,7

Dazu sind folgende Bemerkungen zu machen:

- Die oben erwähnten Strahlendosen durch Direktstrahlung und Inhalation stellen Extremwerte dar, d. h., in allen anderen Rechenfällen der Freisetzungsszenarien "Kalk" und "Schiefer" resultieren um Grössenordnungen kleinere Dosiswerte.

- In denjenigen Szenarien, in denen die Radionuklide I-129 und Cl-36 für die maximale Strahlenexposition verantwortlich sind (T3B1, T3B2, T5B1, T6B1, T7B1, T8B1 und T9B1)*, sind die Expositionspfade "Inhalation" und "Direktstrahlung" aufgrund der geringen Proportionalitätskonstanten (vgl. Tab. B1) bedeutungslos.

- Für einige Radionuklide sind die Dosen durch Inhalation (z. B. U-235) und externe Bestrahlung (z. B. U-235 und U-238) wesentlich höher als die Ingestionsdosis durch Wurzelgemüse bei einer bestimmten Nuklidkonzentration im Boden.

* siehe Anhang D

Tabelle B-1: **Verhältniswerte D_{Inh}/D_W, D_{Dir}/D_W sowie Strahlenexpositionen durch Inhalation (D_{Inh}) und Direktstrahlung (D_{Dir}) für den Rechenfall T4B3 (bei t = $8 \cdot 10^5$ a)**

Nuklid	D_{Inh}/D_W	D_{Dir}/D_W	D_{Inh} [mrem/a]	D_{Dir} [mrem/a]	D_W [mrem/a]
Pu-240	6,3E 0	0	0	0	0
U-236	1,5E 0	3,2E-1	3,0E-3	6,4E-4	2,0E-3
Th-232	1,1E 0	5,9E 0	6,8E-7	3,7E-6	6,2E-7
U-232	0	0	0	0	0
Th-228	1,2E 0	4,4E-1	1,3E-7	4,8E-8	1,1E-7
Cm-245	1,3E 0	8,4E-1	0	0	0
Pu-241	5,8E 0	0	0	0	0
Am-241	1,3E 0	3,0E-1	0	0	0
Np-237	3,1E-4	1,4E-3	5,6E-8	2,5E-7	1,8E-4
U-233	1,4E 0	7,1E-2	3,9E-3	2,1E-4	2,9E-3
Th-229	1,5E 0	3,4E-1	1,1E-1	2,6E-2	7,6E-2
Cm-246	1,3E 0	6,8E-2	0	0	0
Am-242M	0	0	0	0	0
Pu-238	0	0	0	0	0
Pu-242	6,2E 0	3,3E-1	0	0	0
U-238	1,3E 0	2,3E+2	2,3E-3	4,0E-1	1,7E-3
U-234	1,4E 0	3,8E-2	4,0E-3	1,1E-4	2,9E-3
Th-230	1,6E 0	1,9E-2	1,2E-2	1,4E-4	7,4E-3
Ra-226	5,1E-4	4,5E-3	3,9E-5	3,5E-4	7,7E-2
Am-243	1,3E 0	3,8E 0	0	0	0
Pu-239	6,2E 0	9,0E-3	0	0	0
U-235	1,3E+3	1,4E+4	2,3E-4	2,4E-3	1,7E-7
Pa-231	8,6E-3	2,2E-3	1,2E-1	3,1E-2	1,4E+1
Cs-137	0	0	0	0	0
Cs-135	1,3E-4	0	4,9E-10	0	3,9E-6
I-129	1,8E-4	3,9E-2	0	0	0
Sn-126	8,7E-5	6,4E+1	1,0E-7	7,7E-2	1,2E-3
Pd-107	9,1E-3	0	0	0	0
Tc-99	5,9E-6	0	2,1E-9	0	3,5E-4
Zr-93	1,6E-1	1,9E+1	1,8E-8	2,1E-6	1,1E-7
Sr-90	0	0	0	0	0
Se-79	4,3E-5	0	0	0	0
Ni-59	6,3E-4	2,4E+1	1,1E-6	4,1E-2	1,7E-3
Cl-36	1,4E-6	0	0	0	0
C-14	0	0	0	0	0
Total			0,3	0,6	15

ANHANG C

PROGRAMMBESCHREIBUNG

C1 EINLEITUNG

Nach dem Transport durch die Geosphäre werden die Radionuklide je nach Freisetzungsszenarium ins Kompartiment 2 (Boden-Unterschicht) oder ins Kompartiment 3 (See-Nahzone) freigesetzt. Von dort werden sie über das ganze Modellgebiet verteilt und gelangen in verschiedene Nahrungsmittelketten, an deren Ende jeweils der Mensch steht.

Aufgabe des Rechenprogramms BIOSPH ist es, die stationäre Verteilung der Radionuklide und ihre Konzentrationen in den Kompartimenten zu berechnen und daraus die für den Menschen resultierenden Strahlendosen zu ermitteln.

C2 PROGRAMMSYSTEM UND DATENFLUSS DER BIOSPHAEREN-MODELLIERUNG

Das Programmsystem der Biosphären-Modellierung ist schematisch in Fig. C-1 dargestellt.

Das Rechenprogramm BIOSPH benötigt zwei Inputfiles:

SYNC#####•DAT: enthält die vom Geosphären-Transportmodell berechneten Freisetzungsraten (siehe NTB 85-44, Kapitel 2.2 und Fig. C-2)

*•PAR: enthält die szenarienabhängigen Biosphärenparameter

Die szenarienunabhängigen Parameter werden aus einer BLOCKDATA-Routine direkt ins Hauptprogramm übertragen.

Vom Programm werden zwei Outputfiles erstellt:

Das Print-Outputfile BPRI#####•DAT enthält Konzentrations- und Dosiswerte, die bei den zeitlichen Maxima der Gesamtdosis in tabellarischer Form ausgedruckt werden.

Das Plot-Outputfile BPLO#####•DAT enthält den zeitlichen Verlauf der Jahresdosen für jedes betrachtete Nuklid. Diese Daten werden anschliessend mit Hilfe des Programms BIOPLOT grafisch dargestellt (vgl. Figuren des Anhangs D).

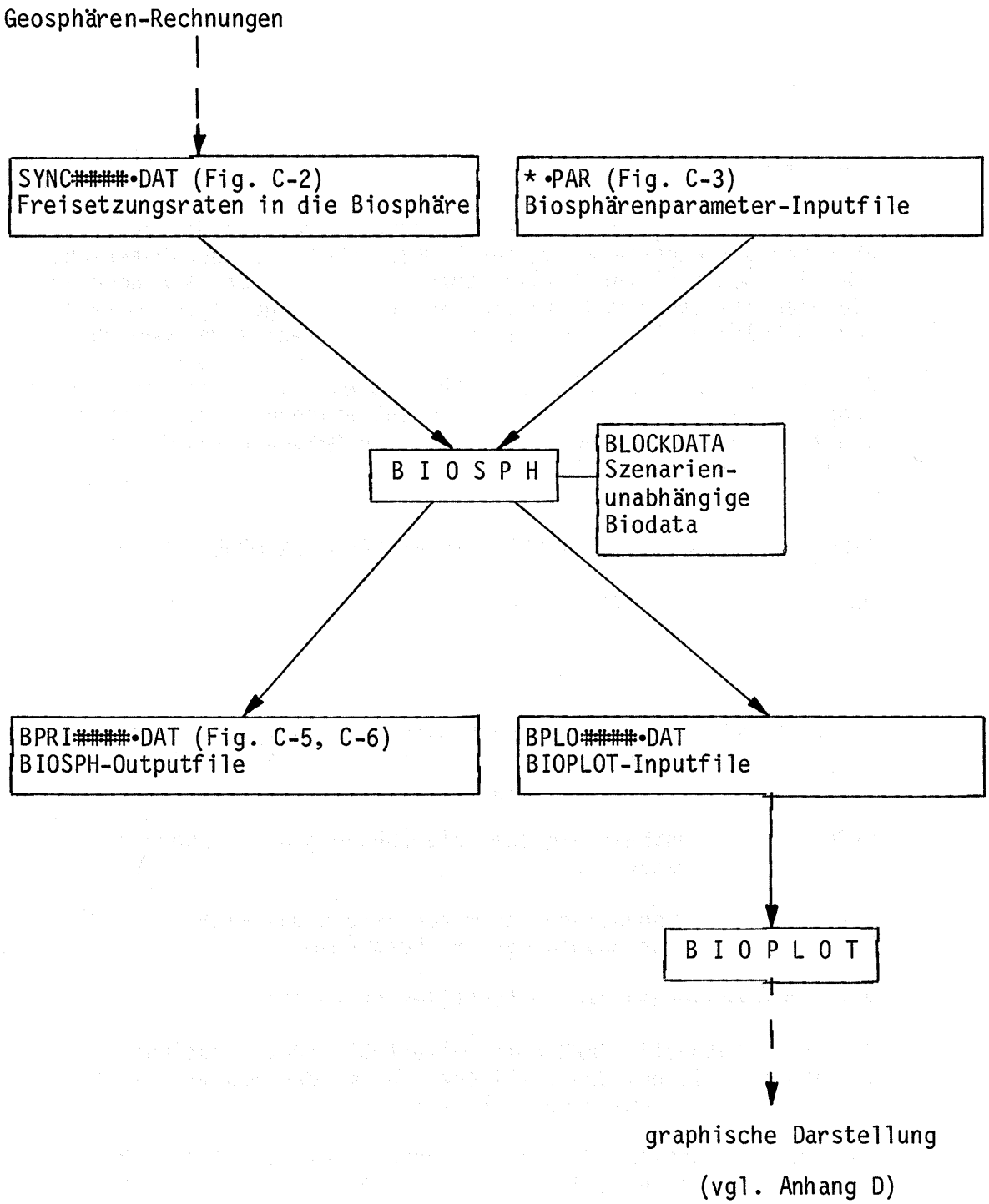


Fig. C-1: Programmsystem der Biosphären-Modellierung

C3 EINGABEDATEN

Die Geosphärenrechnungen ergeben für jedes betrachtete Nuklid die zeitabhängigen Freisetzungsraten aus der Geosphäre, welche die Quellterme in den Biosphärenrechnungen darstellen. Die Freisetzungsraten der einzelnen Nuklide werden zu einem Datensatz zusammengefasst, der ein bestimmtes Geosphärenszenarium (T#) repräsentiert. Diese Datensätze dienen als Eingabedaten der Biosphärenrechnungen (SYNC#####•DAT-Inputfiles). In Fig. C-2 sind Teile der Freisetzungsraten im Szenarium T4 angegeben.

In der Routine BLOCKDATA sind die Daten zusammengefasst, welche unabhängig vom Bio-Szenarium für die Biosphären-Rechnungen verwendet werden:

- Spezifikation der betrachteten Radionuklide bzw. Zerfallsketten
- Dosisfaktoren
- Konzentrationsfaktoren
- Verteilungsfaktoren
- Konsumgewohnheiten von Menschen und Tieren

Die Routine BLOCKDATA mit den für die Sicherheitsanalyse verwendeten Zahlenwerten ist am Ende des Anhangs zusammen mit dem Source-Listing von BIOSPH wiedergegeben.

```
/* DATA FILE *** SYNC0019.DAT ***
  MODELLFALL T4: FREISETZUNSRATEN [CI/A] IM SZENARIUM "SCHIEFER" MIT KONSERVATIVER RETENTION

  TIME       U-236      TH-232     TH-228          PU-239     U-235      PA-231     CS-135     I-129          CL-36      C-14

 1.000E+02 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 ... 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 ... 0.000E-01 0.000E-01
 2.000E+02 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 ... 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 ... 0.000E-01 0.000E-01
 3.100E+02 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 ... 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 8.490E-09 ... 2.416E-08 0.000E-01
 4.310E+02 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 ... 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 6.372E-08 ... 1.812E-07 0.000E-01
 5.641E+02 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 ... 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 3.072E-07 ... 8.730E-07 0.000E-01
 7.105E+02 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 ... 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 1.080E-06 ... 3.066E-06 0.000E-01
 8.716E+02 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 ... 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 2.726E-06 ... 7.736E-06 0.000E-01
 1.049E+03 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 ... 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 5.418E-06 ... 1.537E-05 0.000E-01
 1.244E+03 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 ... 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 4.807E-40 8.863E-06 ... 2.512E-05 0.000E-01
 1.458E+03 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 ... 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 8.836E-39 1.231E-05 ... 3.488E-05 0.000E-01
 ......... ......... ......... ......... ... ......... ......... ......... ......... ......... ... ......... .........
 3.001E+04 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 ... 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 1.242E-11 0.000E-01 ... 0.000E-01 2.363E-05
 3.310E+04 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 ... 3.132E-61 5.547E-21 3.569E-21 5.838E-11 0.000E-01 ... 0.000E-01 2.170E-05
 3.650E+04 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 ... 3.288E-60 3.452E-20 2.294E-20 2.326E-10 0.000E-01 ... 0.000E-01 1.762E-05
 4.024E+04 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 ... 3.432E-59 2.139E-19 1.469E-19 9.235E-10 0.000E-01 ... 0.000E-01 1.285E-05
 4.436E+04 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 ... 3.565E-58 1.320E-18 9.362E-19 2.826E-09 0.000E-01 ... 0.000E-01 8.521E-06
 4.889E+04 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 ... 3.686E-57 8.117E-18 5.947E-18 8.172E-09 0.000E-01 ... 0.000E-01 5.205E-06
 5.386E+04 6.729E-16 1.086E-23 1.085E-23 ... 3.979E-56 4.638E-17 3.505E-17 2.359E-08 0.000E-01 ... 0.000E-01 2.966E-06
 5.934E+04 3.396E-15 6.176E-23 6.172E-23 ... 4.439E-55 2.503E-16 1.949E-16 5.429E-08 0.000E-01 ... 0.000E-01 1.596E-06
 6.536E+04 1.710E-14 3.504E-22 3.502E-22 ... 4.934E-54 1.347E-15 1.081E-15 1.142E-07 0.000E-01 ... 0.000E-01 8.217E-07
 7.199E+04 8.595E-14 1.984E-21 1.982E-21 ... 5.487E-53 7.082E-15 5.850E-15 2.401E-07 0.000E-01 ... 0.000E-01 4.095E-07
 7.928E+04 4.311E-13 1.121E-20 1.120E-20 ... 6.207E-52 3.266E-14 2.767E-14 4.456E-07 0.000E-01 ... 0.000E-01 1.998E-07
 8.730E+04 2.158E-12 6.319E-20 6.316E-20 ... 7.005E-51 1.503E-13 1.307E-13 7.465E-07 0.000E-01 ... 0.000E-01 9.661E-08
 9.612E+04 9.027E-12 3.019E-19 3.018E-19 ... 7.847E-50 6.345E-13 5.641E-13 1.232E-06 0.000E-01 ... 0.000E-01 4.683E-08
 1.058E+05 3.294E-11 1.272E-18 1.272E-18 ... 8.738E-49 2.507E-12 2.275E-12 1.781E-06 0.000E-01 ... 0.000E-01 2.301E-08
 1.165E+05 1.201E-10 5.356E-18 5.355E-18 ... 9.580E-48 9.221E-12 8.526E-12 2.543E-06 0.000E-01 ... 0.000E-01 1.160E-08
 1.282E+05 4.374E-10 2.252E-17 2.252E-17 ... 1.034E-46 3.162E-11 2.971E-11 3.298E-06 0.000E-01 ... 0.000E-01 6.062E-09
 1.411E+05 1.301E-09 7.831E-17 7.829E-17 ... 1.082E-45 9.821E-11 9.358E-11 4.114E-06 0.000E-01 ... 0.000E-01 3.323E-09
 1.553E+05 3.649E-09 2.577E-16 2.577E-16 ... 1.106E-44 2.868E-10 2.766E-10 4.889E-06 0.000E-01 ... 0.000E-01 1.932E-09
 1.710E+05 1.023E-08 8.478E-16 8.476E-16 ... 1.092E-43 7.739E-10 7.536E-10 5.413E-06 0.000E-01 ... 0.000E-01 0.000E-01
 1.882E+05 2.348E-08 2.307E-15 2.307E-15 ... 1.024E-42 1.892E-09 1.856E-09 5.728E-06 0.000E-01 ... 0.000E-01 0.000E-01
 ......... ......... ......... ......... ... ......... ......... ......... ......... ......... ... ......... .........
 1.516E+07 1.438E-29 7.452E-13 7.452E-13 ... 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 ... 0.000E-01 0.000E-01
 1.667E+07 1.455E-29 3.420E-13 3.420E-13 ... 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 ... 0.000E-01 0.000E-01
 1.834E+07 1.473E-29 1.449E-13 1.449E-13 ... 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 ... 0.000E-01 0.000E-01
 2.018E+07 1.493E-29 5.621E-14 5.621E-14 ... 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 ... 0.000E-01 0.000E-01
 2.219E+07 1.516E-29 1.986E-14 1.986E-14 ... 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 ... 0.000E-01 0.000E-01
 2.441E+07 1.542E-29 6.331E-15 6.331E-15 ... 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 ... 0.000E-01 0.000E-01
 2.685E+07 1.570E-29 1.805E-15 1.805E-15 ... 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 ... 0.000E-01 0.000E-01
 2.954E+07 1.602E-29 4.551E-16 4.551E-16 ... 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 ... 0.000E-01 0.000E-01
 3.249E+07 1.638E-29 1.003E-16 1.003E-16 ... 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 ... 0.000E-01 0.000E-01
 3.574E+07 1.679E-29 1.909E-17 1.909E-17 ... 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 0.000E-01 ... 0.000E-01 0.000E-01
/*
```

KETTE 4N | KETTE 4N+3 | EINZELNUKLIDE

Fig. C-2: BIOSPH-Inputfile: Freisetzungsraten aus der Geosphäre (Fall T4)

Das Parameter-Inputfile (*•PAR) enthält die Parameter, welche ein Biosphärenszenarium spezifizieren. In der Sicherheitsanalyse wurden die folgenden drei Biosphärenszenarien betrachtet:

B1: "Basisfall" (Parameter-Inputfile NORMAL•PAR)
B2: "Trockenklima" (Parameter-Inputfile DRY•PAR)
B3: "Konservative K_d-Werte" (Parameter-Inputfile KDCONS.PAR)

In Fig. C-3 ist der NORMAL•PAR-Datensatz für ein Schiefer-Szenarium (ALPHA = 1) aufgelistet. Die einzelnen Parameter bedeuten dabei:

ALPHA	Relativer Anteil der Radionuklide, die ins Kompartiment 2 (Boden-Unterschicht) freigesetzt werden. Der Anteil der Nuklide, die ins Kompartiment 3 (See-Nahzone) freigesetzt werden, beträgt 1-ALPHA.	
BETA	Relativer Anteil des Trink- und Tränkwassers, das aus der Boden-Unterschicht als Quellwasser entnommen wird. 1-BETA ist der Wasseranteil, der aus der See-Nahzone genommen wird.	
V1, V2, V3, V4	Volumen der vier Kompartimente	[m^3]
EPS1, EPS2	Nutzbarer Wassergehalt der Kompartimente 1 und 2	[-]
RHO1, RHO2	Dichte der Kompartimente 1 und 2 (trocken)	[kg/m^3]
FO1, FO2, F43, F4S, F21, F31	Wasserflussraten (siehe auch Kapitel 3)	[m^3/a]
AKD1(K)	K_d-Werte für alle betrachteten Nuklide im Kompartiment 1 (Humusschicht) (K = 1...NN)	[m^3/kg]
AKD2(K)	K_d-Werte für alle betrachteten Nuklide im Kompartiment 2 (Boden-Unterschicht) (K = 1...NN)	[m^3/kg]
COVG	Bewuchsdichte - Gras	[kg/m^2]
COVV	Bewuchsdichte - Blattgemüse	[kg/m^2]
VEZ	Verweilzeit der Radionuklide auf den Pflanzen	[Tag]
CIR	Beregnungsrate	[$1/(m^2 \cdot Tag)$]
CDEP	Anteil Radionuklide, die bei der Bewässerung auf den Pflanzen bleiben	[-]

```
     1        1                                                          ALPHA,BETA

1.0D+4   2.0D+5   2.5D+5   3.6D+9   2.0D-1   3.0D-1   9.0D+2   1.3D+3   V1,V2,V3,V4,EPS1,EPS2,RHO1,RHO2

0.0D+0   1.0D+5   5.0D+7   9.0D+8   7.0D+3   0.0D+0                      F01,F02,F43,F4S,F21,F31

1.0D+0   1.0D-1   1.0D+1   1.0D-1   1.0D+1   1.0D-1   1.0D+0   1.0D-1   AKD1(K) K=1,NN
1.0D-2   1.0D-1   1.0D+1   1.0D-1   1.0D-1   1.0D+0   1.0D+0   1.0D-1
1.0D-1   1.0D+1   1.0D-1   1.0D-1   1.0D+0   1.0D-1   1.0D-1   1.0D-1
1.0D-1   1.0D-2   1.0D-1   1.0D-2   1.0D-3   1.0D-2   1.0D-1   1.0D-3
1.0D-2   0.0D+0   1.0D-3

5.0D-0   1.0D-0   1.0D-0   1.0D-0   1.0D-0   5.0D-0   5.0D-0   5.0D-0   AKD2(K) K=1,NN
1.0D-0   1.0D-0   1.0D-0   5.0D-0   5.0D-0   5.0D-0   5.0D-0   1.0D-0
1.0D-0   1.0D-0   1.0D-1   5.0D-0   5.0D-0   1.0D-0   1.0D-0   2.0D-2
2.0D-2   0.0D+0   1.0D-1   1.0D-2   5.0D-2   5.0D-0   5.0D-3   1.0D-2
2.0D-1   0.0D+0   0.0D+0

8.5D-1   3.0D+0   2.9D+1   5.0D-1 3.33D-1                               COVG,COVV,VEZ,CIR,CDEP
```

Fig. C-3: Biosphären-Inputdaten im Basisfall B1 (Datensatz NORMAL•PAR)

C4 DAS RECHENPROGRAMM BIOSPH

Das Programm besteht im wesentlichen aus drei Unterprogrammen. Ein vereinfachtes Flussdiagramm des Programms ist in Fig. C-4 abgebildet. Das Programm selbst ist am Ende dieses Anhangs aufgelistet.

Subroutine BINIT

Das Unterprogramm BINIT liest die Eingabedaten vom Parameter-Inputfile und initialisiert die in den weiteren Rechnungen gebrauchten Parameter bzw. Variablen.

Subroutine BIKOM

Das Unterprogramm BIKOM liest die Geosphären-Freisetzungsraten (Quellterme) mit dem zugehörigen Zeitpunkt vom Inputfile SYNC#####•DAT ein. In den Bodenkompartimenten werden die relativen Anteile der gelösten und sorbierten Phase bestimmt. Anschliessend werden die stationären Nuklidkonzentrationen in den verschiedenen Kompartimenten für den betrachteten Zeitschritt berechnet. Bei den Zerfallsketten werden die Gleichungen für die Konzentrationen sukzessiv gelöst. Die Grundlagen für die Berechnung der Nuklidkonzentrationen sind im Kapitel 4 beschrieben.

Die berechneten Nuklidkonzentrationen werden in den spezifizierten Zeitpunkten und/oder bei lokalen Maximalwerten der Gesamtdosis, die in der Routine BIDOS berechnet werden, ins Outputfile BPRI#####•DAT geschrieben. Ein Beispiel ist im Basisfall T1B1 in Fig. C-5 dargestellt.

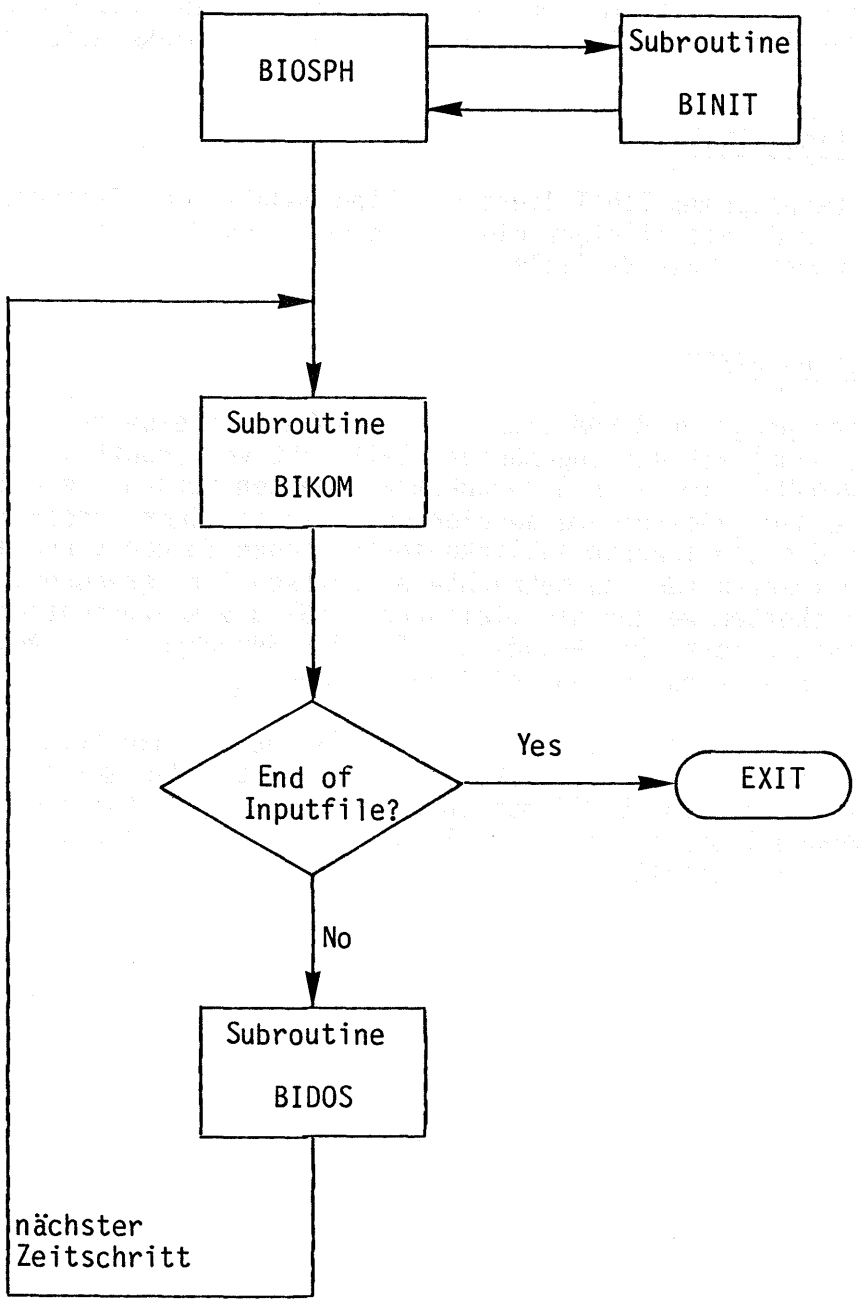


Fig. C-4: Vereinfachtes Flussdiagramm des Programms BIOSPH

QUELLTERME UND AKTIVITAETSKONZENTRATIONEN [CI/A,CI/KG(TR),CI/M3,CI/M3,CI/M3] ZUR ZEIT 5.84D+06 A

	PU-240	U-236	TH-232	U-232	TH-228	CM-245	PU-241	AM-241	NP-237	U-233	TH-229	CM-246
Q(CI/A):	0.0D-01	7.8D-07	2.5D-10	0.0D-01	2.5D-10	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	4.6D-07	5.0D-07	5.0D-07	0.0D-01
C1(CI/KG):	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01
C2(CI/M3):	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01
C3(CI/M3):	0.0D-01	1.6D-14	5.2D-18	0.0D-01	5.2D-18	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	9.7D-15	1.0D-14	1.1D-14	0.0D-01
C4(CI/M3):	0.0D-01	8.6D-16	2.7D-19	0.0D-01	2.7D-19	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	5.1D-16	5.5D-16	5.5D-16	0.0D-01

	AM-242M	PU-238	PU-242	U-238	U-234	TH-230	RA-226	AM-243	PU-239	U-235	PA-231	CS-137
Q(CI/A):	0.0D-01	0.0D-01	3.7D-15	7.9D-07	7.9D-07	7.9D-07	4.9D-06	0.0D-01	0.0D-01	7.7D-08	7.7D-08	0.0D-01
C1(CI/KG):	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01
C2(CI/M3):	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01
C3(CI/M3):	0.0D-01	0.0D-01	7.8D-23	1.7D-14	1.7D-14	1.7D-14	1.0D-13	0.0D-01	0.0D-01	1.6D-15	1.6D-15	0.0D-01
C4(CI/M3):	0.0D-01	0.0D-01	4.1D-24	8.8D-16	8.8D-16	8.8D-16	5.4D-15	0.0D-01	0.0D-01	8.6D-17	8.6D-17	0.0D-01

	CS-135	I-129	SN-126	PD-107	TC-99	ZR-93	SR-90	SE-79	NI-59	CL-36	C-14
Q(CI/A):	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	4.6D-10	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01
C1(CI/KG):	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01
C2(CI/M3):	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01
C3(CI/M3):	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	9.8D-18	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01
C4(CI/M3):	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	5.1D-19	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01

Fig. C-5: BIOSPH-Outputfile: Aktivitätskonzentrationen im Basisfall T1B1 (Auszug)

Subroutine BIDOS

Im Unterprogramm BIDOS werden, ausgehend von den Nuklidkonzentrationen in den vier Kompartimenten, die Strahlenexpositionen pro Expositionspfad und Nuklid mit Hilfe der Dosisfunktionen ermittelt. Anschliessend wird die gesamte Strahlenexposition (Jahresdosis), summiert über alle Expositionspfade und schliesslich summiert über alle Radionuklide, berechnet. Die Dosisberechnungen sind detailliert im Kapitel 5 erläutert.

Die berechneten Dosiswerte werden in den gleichen Zeitpunkten wie die Nuklidkonzentrationen ins Outputfile BPRI#####•DAT geschrieben. Fig. C-6 illustriert wie die Dosiswerte zu einem bestimmten Zeitpunkt in tabellarischer Form zusammengestellt werden. Neben der Strahlenexposition pro Expositionspfad und Nuklid werden auch die über alle Expositionspfade und über alle Nuklide summierten Dosen und deren relative Anteile aufgeführt. Die im Anhang D präsentierten Tabellen (Tab. D-3 bis Tab. D-18) sind Ausschnitte aus den Output-Tabellen, wobei nur die relevanten Nuklide gezeigt werden.

Das Outputfile BPLO#####•DAT enthält den zeitlichen Verlauf der nuklidspezifischen Jahresdosen, welche sich durch Summation über alle Expositionspfade ergeben. Die Plot-Outputfiles besitzen dasselbe Format wie die SYNC#####•DAT-Inputfiles (Fig. C-2) und können wie diese mit dem Programm BIOPLOT graphisch dargestellt werden.

JAHRESDOSEN [MREM/A] ZUR ZEIT 5.84D+06 A
****

NUKLID	TRINKEN	MILCH	FLEISCH	BL.GEM.	GETR.	W.GEM.	EIER	FISCH	TOTAL	ANTEIL(%)
PU-240	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.00
U-236	3.0D-06	3.0D-07	7.9D-08	4.0D-07	0.0D-01	0.0D-01	8.4D-09	8.6D-10	3.8D-06	0.27
TH-232	1.5D-08	2.1D-11	2.4D-10	2.0D-09	0.0D-01	0.0D-01	4.1D-11	6.5D-11	1.7D-08	0.00
U-232	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.00
TH-228	2.8D-09	3.8D-12	4.3D-11	3.7D-10	0.0D-01	0.0D-01	7.7D-12	1.2D-11	3.2D-09	0.00
CM-245	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.00
PU-241	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.00
AM-241	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.00
NP-237	2.9D-04	3.9D-07	4.5D-06	3.8D-05	0.0D-01	0.0D-01	7.0D-09	4.2D-07	3.3D-04	23.83
U-233	2.1D-06	2.1D-07	5.5D-08	2.7D-07	0.0D-01	0.0D-01	5.8D-09	6.0D-10	2.6D-06	0.19
TH-229	3.0D-05	4.1D-08	4.7D-07	4.0D-06	0.0D-01	0.0D-01	8.2D-08	1.3D-07	3.5D-05	2.47
CM-246	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.00
AM-242M	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.00
PU-238	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.00
PU-242	2.3D-14	6.3D-19	3.6D-18	3.1D-15	0.0D-01	0.0D-01	5.0D-19	1.7D-17	2.6D-14	0.00
U-238	3.0D-06	3.0D-07	8.0D-08	4.0D-07	0.0D-01	0.0D-01	8.5D-09	8.8D-10	3.8D-06	0.27
U-234	3.2D-06	3.2D-07	8.3D-08	4.2D-07	0.0D-01	0.0D-01	8.8D-09	9.1D-10	4.0D-06	0.28
TH-230	6.8D-06	9.2D-09	1.1D-07	9.0D-07	0.0D-01	0.0D-01	1.9D-08	2.9D-08	7.8D-06	0.56
RA-226	6.0D-04	6.5D-05	4.2D-05	7.9D-05	0.0D-01	0.0D-01	1.5D-06	2.2D-06	7.9D-04	56.51
AM-243	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.00
PU-239	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.00
U-235	3.0D-10	3.0D-11	7.9D-12	3.9D-11	0.0D-01	0.0D-01	8.3D-13	8.6D-14	3.7D-10	0.00
PA-231	3.0D-05	4.0D-08	1.8D-04	3.9D-06	0.0D-01	0.0D-01	8.1D-08	4.3D-08	2.2D-04	15.61
CS-137	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.00
CS-135	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.00
I-129	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.00
SN-126	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.00
PD-107	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.00
TC-99	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.00
ZR-93	1.1D-11	9.3D-14	1.8D-11	1.5D-12	0.0D-01	0.0D-01	6.2D-17	3.3D-13	3.1D-11	0.00
SR-90	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.00
SE-79	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.00
NI-59	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.00
CL-36	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.00
C-14	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.0D-01	0.00
TOTAL	9.7D-04	6.7D-05	2.3D-04	1.3D-04	0.0D-01	0.0D-01	1.7D-06	2.8D-06	1.4D-03	
ANTEIL(%)	69.16	4.78	16.59	9.15	0.00	0.00	0.12	0.20	100.00	

Fig. C-6: BIOSPH-Outputfile: Dosiswerte im Basisfall T1B1 (Auszug)

```
C  ************************************************************
C  *                                                          *
C  *  BIOSPH : STATIONAERES BIOSPHAERENMODELL OBERBAUEN-STOCK  *
C  *                                                          *
C  ************************************************************

      PROGRAM BIOSPH

$INSERT INSF0.F77
      PARAMETER N=35, N1=N+1
      IMPLICIT REAL*8 (A-H,O-Z)
      LOGICAL FINI,TAB,AUTO,LOCMAX,CLIMB
      COMMON /CALLG/IRD,IRD1,IPR,IPR4,FINI,TAB,
     *              AUTO,LOCMAX,CLIMB,OLDSUM,SMALL
$INSERT INSF1.F77
      COMMON /CNUK/CNAME(N),AL(N),LAB(N)
      COMMON /CTIT/TITEL(10),TABT(5),ALPHA
      COMMON /CBK/BK(4,4),RR(N),RR2(N)
      COMMON /CKOM/V1,V2W,V3,V4,RHO1
$INSERT INSF2.F77
      COMMON /CBIO/BETA,COVG,COVV,VEZ,CIR,CDEP
$INSERT INSF3.F77
      COMMON /CCONZ/TIME,YY(N,4)
$INSERT INSF4.F77
      COMMON /CDF/DF(N)
      COMMON /CTF/EP(N),EV(N),EG(N),ER(N),EF(N),FM(N),FK(N),FE(N)
      COMMON /CKONS/UW,UM,UF,UG,UK,UR,UE,UP,VCP,VCS,VCL,HCG,HCL

      FINI=.FALSE.

      CALL BINIT

10    CALL BIKOM
      IF (FINI) GOTO 20

      CALL BIDOS
      GOTO 10

20    CALL EXIT
      END
```

```
      SUBROUTINE BINIT

$INSERT INSF0.F77
      PARAMETER N=35, N1=N+1
      IMPLICIT REAL*8 (A-H,O-Z)
      LOGICAL FINI,TAB,AUTO,LOCMAX,CLIMB
      COMMON /CALLG/IRD,IRD1,IPR,IPR4,FINI,TAB,
     *              AUTO,LOCMAX,CLIMB,OLDSUM,SMALL
$INSERT INSF1.F77
      COMMON /CNUK/CNAME(N),AL(N),LAB(N)
      COMMON /CTIT/TITEL(10),TABT(5),ALPHA
      COMMON /CBK/BK(4,4),RR(N),RR2(N)
      COMMON /CKOM/V1,V2W,V3,V4,RHO1
$INSERT INSF2.F77
      COMMON /CBIO/BETA,COVG,COVV,VEZ,CIR,CDEP
      DIMENSION AKD1(N),AKD2(N)

      SMALL=1D-30
      DO 10 I=1,4
      DO 10 K=1,4
10    BK(I,K)=0D0
      OLDSUM=0D0

      AUTO=.FALSE.
      LOCMAX=.FALSE.
      CLIMB=.FALSE.

      READ(IRD,50)(TITEL(K),K=1,10)
      READ(IRD,*)(TABT(K),K=1,5)
      READ(IRD,50)
      READ(IRD,50)
      READ(IRD,50)
      READ(IRD,50)

      IF(TABT(1).LT.0D0) AUTO=.TRUE.

      READ(IRD1,*)ALPHA,BETA
      READ(IRD1,*)V1,V2,V3,V4,EPS1,EPS2,RHO1,RHO2
      READ(IRD1,*)F01,F02,F43,F4S,F21,F31
      READ(IRD1,60)(AKD1(K),K=1,N)
      READ(IRD1,60)(AKD2(K),K=1,N)
      READ(IRD1,*)COVG,COVV,VEZ,CIR,CDEP

      WRITE(IPR,70)(TITEL(K),K=1,10)
      WRITE(IPR,80)V1,V2,V3,V4,EPS1,EPS2,RHO1,RHO2,
     &             F01,F02,F43,F4S,F21,F31,ALPHA,BETA
      WRITE(IPR,90)
      J=0
20    I=J+1
      J=MIN(J+12,N)
      WRITE(IPR,100)(CNAME(K),K=I,J)
      WRITE(IPR,110)(AKD1(K),K=I,J)
      WRITE(IPR,110)(AKD2(K),K=I,J)
      IF (J.LT.N) GOTO 20
      WRITE(IPR,120)COVG,COVV,VEZ,CIR,CDEP

      X='TOTAL'
      WRITE(IPR4,130)(TITEL(K),K=1,10),(CNAME(K),K=1,N),X
```

```
      ALPHA=MIN(ALPHA,1D0)
      ALPHA=MAX(ALPHA,0D0)
      BETA=MIN(BETA,1D0)
      BETA=MAX(BETA,0D0)

      V1W=EPS1*V1
      V2W=EPS2*V2
      F12=F21+F31+F01
      F23=F01+F02+F31
      F34=F43+F23-F31

      X=RH01/EPS1
      DO 30 K=1,N
30    RR(K)=1D0+X*AKD1(K)
      X=RH02/EPS2
      DO 40 K=1,N
40    RR2(K)=1D0+X*AKD2(K)

      BK(1,1)=F12/V1W
      BK(2,1)=-BK(1,1)
      BK(1,2)=-F21/V2W
      BK(3,2)=-F23/V2W
      BK(2,2)=-BK(1,2)-BK(3,2)
      BK(1,3)=-F31/V3
      BK(4,3)=-F34/V3
      BK(3,3)=-BK(1,3)-BK(4,3)
      BK(3,4)=-F43/V4
      BK(4,4)=F4S/V4-BK(3,4)

50    FORMAT(10A8)
60    FORMAT(8D10.3)
70    FORMAT(1H1,5X,10A8//)
80    FORMAT(6X,'KOMPARTIMENT - PARAMETER  [M,A,KG] :'//
     1       6X,'V1,V2,V3,V4              : ',4(1PD9.2,',')//
     2       6X,'EPS1,EPS2,RH01,RH02      : ',4(D9.2,',')//
     3       6X,'F01,F02,F43,F4S,F21,F31: ',6(D9.2,',')//
     4       6X,'ALPHA,BETA               : ',0PF5.2,',',F5.2//)
90    FORMAT(6X,'KD - WERTE  [M3/KG] , (OBEN:KOMP.1 , UNTEN:KOMP.2) :')
100   FORMAT(1H0,5X,12A9)
110   FORMAT(5X,12(1PD8.1,1X))
120   FORMAT(//6X,'BIOLOGISCHE PARAMETER [KG,L,M2,D] :'/
     1       6X,'COVG,COVV,VEZ,CIR,CDEP : ',5(1PD9.2,',')//)
130   FORMAT(1X,10A8/3X,'TIME',5X,40(A8,2X))

      RETURN
      END
```

```
      SUBROUTINE BIKOM

$INSERT INSF0.F77
      PARAMETER N=35, N1=N+1
      IMPLICIT REAL*8 (A-H,O-Z)
      LOGICAL FINI,TAB,AUTO,LOCMAX,CLIMB
      COMMON /CALLG/IRD,IRD1,IPR,IPR4,FINI,TAB,
     *              AUTO,LOCMAX,CLIMB,OLDSUM,SMALL
$INSERT INSF1.F77
      COMMON /CNUK/CNAME(N),AL(N),LAB(N)
      COMMON /CTIT/TITEL(10),TABT(5),ALPHA
      COMMON /CBK/BK(4,4),RR(N),RR2(N)
      COMMON /CKOM/V1,V2W,V3,V4,RHO1
$INSERT INSF3.F77
      COMMON /CCONZ/TIME,YY(N,4)
      DIMENSION QT(N),BA1(4,4),DI(4),IVEC1(4),IVEC2(4)

      READ(IRD,*,END=300)TIME,(QT(K),K=1,N)

      TAB=.FALSE.
      KFIRST=1
      IF(AUTO) KFIRST=2
      DO 10 K=KFIRST,5
      IF (TABT(K).LT.SMALL .OR. TIME.LT.TABT(K)) GOTO 10
      TAB=.TRUE.
      TABT(K)=0D0
10    CONTINUE

      DO 210 K=1,N

      GOTO (20,40,60,80,100,120),LAB(K)
20    DO 30 I=1,4
30    DI(I)=0D0
      GOTO 140

40    X=AL(K)
      DO 50 I=1,4
50    DI(I)=X*YY(K-1,I)
      GOTO 140

C     K=5 : TH-228
C     ------------
60    X=AL(5)
      DO 70 I=1,4
70    DI(I)=X*(YY(4,I)+YY(3,I))
      GOTO 140

C     K=14 :PU-238
C     ------------
80    X=AL(14)
      DO 90 I=1,4
90    DI(I)=0.828*X*YY(13,I)
      GOTO 140

C     K=15 : PU-242
C     -------------
100   X=AL(15)
      DO 110 I=1,4
110   DI(I)=X*(YY(12,I)+0.172*YY(13,I))
      GOTO 140
```

```
C     K=17 : U-234
C     ------------
120   X=AL(17)
      DO 130 I=1,4
130   DI(I)=X*(YY(14,I)+YY(16,I))

140   DI(2)=DI(2)+ALPHA*QT(K)
      DI(3)=DI(3)+(1D0-ALPHA)*QT(K)

      X=AL(K)
      DO 150 I=1,4
150   BA1(I,1)=BK(I,1)/RR(K)
      DO 160 I=1,4
160   BA1(I,2)=BK(I,2)/RR2(K)
      DO 170 J=3,4
      DO 170 I=1,4
170   BA1(I,J)=BK(I,J)
      DO 180 J=1,4
180   BA1(J,J)=BA1(J,J)+X

C     INVERT MATRIX BA1 (IBM-LIBRARY ROUTINE)
C     ---------------------------------------
      CALL MINV(BA1,4,D,IVEC1,IVEC2)
      IF (D.LT.SMALL) STOP 1

      DO 200 I=1,4
      X=0D0
      DO 190 J=1,4
190   X=X+BA1(I,J)*DI(J)
200   YY(K,I)=X

210   CONTINUE

      DI(1)=1D0/(V1*RHO1)
      DI(3)=1D0/V3
      DI(4)=1D0/V4
      DO 230 K=1,N
      DI(2)=1D0/(RR2(K)*V2W)
      DO 220 I=1,4
220   YY(K,I)=DI(I)*YY(K,I)
230   CONTINUE

      IF (TAB.OR.LOCMAX) GOTO 240
      RETURN

240   WRITE(IPR,270)(TITEL(K),K=1,10),TIME
      J=0
250   I=J+1
      J=MIN(J+12,N)
      WRITE(IPR,280)(CNAME(K),K=I,J)
      WRITE(IPR,290)(QT(K),K=I,J)
      DO 260 L=1,4
260   WRITE(IPR,290)(YY(K,L),K=I,J)
      IF (J.LT.N) GOTO 250
```

```
270   FORMAT(1H1,5X,10A8,
     1       //6X,'QUELLTERME UND AKTIVITAETSKONZ. [CI/A,CI/KG(TR),'
     2       ,'CI/M3,CI/M3,CI/M3] ZUR ZEIT  ',1PD9.2,' A')
280   FORMAT(1H0,5X,12A9)
290   FORMAT(5X,12(1PD8.1,1X))

      RETURN

300   FINI=.TRUE.
      RETURN
      END



      SUBROUTINE BIDOS

$INSERT INSF0.F77
      PARAMETER N=35, N1=N+1
      IMPLICIT REAL*8 (A-H,O-Z)
      LOGICAL FINI,TAB,AUTO,LOCMAX,CLIMB
      COMMON /CALLG/IRD,IRD1,IPR,IPR4,FINI,TAB,
     *              AUTO,LOCMAX,CLIMB,OLDSUM,SMALL
$INSERT INSF1.F77
      COMMON /CNUK/CNAME(N),AL(N),LAB(N)
      COMMON /CTIT/TITEL(10),TABT(5),ALPHA
      COMMON /CBK/BK(4,4),RR(N),RR2(N)
      COMMON /CKOM/V1,V2W,V3,V4,RHO1
$INSERT INSF2.F77
      COMMON /CBIO/BETA,COVG,COVV,VEZ,CIR,CDEP
$INSERT INSF3.F77
      COMMON /CCONZ/TIME,YY(N,4)
$INSERT INSF4.F77
      COMMON /CDF/DF(N)
      COMMON /CTF/EP(N),EV(N),EG(N),ER(N),EF(N),FM(N),FK(N),FE(N)
      COMMON /CKONS/UW,UM,UF,UG,UK,UR,UE,UP,VCP,VCS,VCL,HCG,HCL
      DIMENSION DOSE(N,9),SD(9),TDOSE(N1),SPERC(9)

      DO 10 I=1,9
10    SD(I)=0D0

C  DOSE CALCULATIONS
C  -----------------
      DO 30 K=1,N

      CWAT=1D-3*(BETA*YY(K,2)+(1D0-BETA)*YY(K,3))

C     1. TRINKWASSER
C     --------------
      DOSE(K,1)=DF(K)*UW*CWAT

C     2. MILCH  UND  3. FLEISCH
C     -------------------------
      X=(VCP*EP(K)+VCS)*YY(K,1)+VCL*CWAT
      X=X+CDEP*VEZ/COVG*CIR*CWAT*VCP
      DOSE(K,2)=DF(K)*UM*FM(K)*X
      DOSE(K,3)=DF(K)*UF*FK(K)*X
```

```
C     4. BLATTGEMUESE
C     ---------------
      X=EV(K)*YY(K,1)+CDEP*VEZ/COVV*CIR*CWAT
      DOSE(K,4)=DF(K)*UG*X

C     5. GETREIDE
C     -----------
      DOSE(K,5)=DF(K)*UK*EG(K)*YY(K,1)

C     6. WURZELGEMUESE
C     ----------------
      DOSE(K,6)=DF(K)*UR*ER(K)*YY(K,1)

C     7. EIER
C     -------
      X=HCG*EG(K)*YY(K,1)+HCL*CWAT
      DOSE(K,7)=DF(K)*UE*FE(K)*X

C     8. FISCH
C     --------
      DOSE(K,8)=DF(K)*UP*EF(K)*YY(K,4)*1D-3

      X=0D0
      DO 20 I=1,8
      SD(I)=SD(I)+DOSE(K,I)
20    X=X+DOSE(K,I)
      DOSE(K,9)=X
      TDOSE(K)=X
      SD(9)=SD(9)+X

30    CONTINUE

C  PRINTOUT RESULTS
C  ----------------
      IF(LOCMAX) TAB=.TRUE.
      IF (.NOT.TAB) GOTO 70

      WRITE(IPR,120)(TITEL(I),I=1,10),TIME

      DO 50 K=1,N
      PERC=0D0
      IF(SD(9).LE.0D0) GOTO 40
      PERC=100D0*DOSE(K,9)/SD(9)
40    WRITE(IPR,130) CNAME(K),(DOSE(K,I),I=1,9),PERC
50    CONTINUE

      X='TOTAL'
      WRITE(IPR,140)
      WRITE(IPR,130) X,(SD(I),I=1,9)

      DO 60 I=1,9
      SPERC(I)=0D0
      IF(SD(9).LE.0D0) GOTO 60
      SPERC(I)=100D0*SD(I)/SD(9)
60    CONTINUE
      WRITE(IPR,150) SPERC

70    TDOSE(N1)=SD(9)
      WRITE(IPR4,160) TIME,(TDOSE(I),I=1,N1)
```

```
C  LOGIC FOR AUTOMATIC MAXIMUM SEARCH
C  ---------------------------------
       IF(.NOT.AUTO) RETURN
       IF(.NOT.LOCMAX) GOTO 80
       LOCMAX=.FALSE.
       GOTO 110
80     IF(SD(9).LT.OLDSUM) GOTO 90
       CLIMB=.TRUE.
       GOTO 110
90     IF(CLIMB) GOTO 100
       LOCMAX=.FALSE.
       GOTO 110
100    LOCMAX=.TRUE.
       CLIMB=.FALSE.
       BACKSPACE(IRD)
       BACKSPACE(IRD)
       BACKSPACE(IPR4)
       BACKSPACE(IPR4)
       RETURN
110    OLDSUM=SD(9)

120    FORMAT(1H1,5X,10A8//6X,'JAHRESDOSEN [MREM/A] ZUR ZEIT '
      1        ,1PD9.2,' A'/6X,41('*')//
      2           6X,'NUKLID',T15,'TRINKEN',T24,'MILCH',T33,'FLEISCH'
      3  T42,'BL.GEM.',T51,'GETR.',T60,'W.GEM.',T69,'EIER',T78,'FISCH
      4  T87,'TOTAL',T96,'ANTEIL(%)'/)
130    FORMAT(6X,A7,9(1PD8.1,1X),0PF9.2)
140    FORMAT(/6X,87('-')/)
150    FORMAT(6X,'ANTEIL(%)',9(F6.2,3X))
160    FORMAT(1P,41E10.3)

       RETURN
       END
```

```
C     BLOCKDATA
C
$INSERT INSF0.F77
      PARAMETER N=35, N1=N+1
      IMPLICIT REAL*8 (A-H,O-Z)
      LOGICAL FINI,TAB,AUTO,LOCMAX,CLIMB
      COMMON /CALLG/IRD,IRD1,IPR,IPR4,FINI,TAB,
     *              AUTO,LOCMAX,CLIMB,OLDSUM,SMALL
$INSERT INSF1.F77
      COMMON /CNUK/CNAME(N),AL(N),LAB(N)
      COMMON /CTIT/TITEL(10),TABT(5),ALPHA
      COMMON /CBK/BK(4,4),RR(N),RR2(N)
      COMMON /CKOM/V1,V2W,V3,V4,RHO1
$INSERT INSF4.F77
      COMMON /CDF/DF(N)
      COMMON /CTF/EP(N),EV(N),EG(N),ER(N),EF(N),FM(N),FK(N),FE(N)
      COMMON /CKONS/UW,UM,UF,UG,UK,UR,UE,UP,VCP,VCS,VCL,HCG,HCL
C
C       CNAME   NUKLIDNAMEN                              [-]
C       AL      ZERFALLSKONSTANTEN                     [1/A]
C       LAB     ZERFALLSKETTEN-PARAMETER                 [-]
C
C       DF(K)   DOSISFAKTOR                         [MREM/CI]
C       EP(K)   KONZ.FAKTOR BODEN-GRAS                [KG/KG]
C       EV(K)          "    BODEN-BLATTGEMUESE        [KG/KG]
C       EG(K)          "    BODEN-GETREIDE            [KG/KG]
C       ER(K)          "    BODEN-WURZELGEMUESE       [KG/KG]
C       EF(K)          "    SUESSWASSER-FISCH          [L/KG]
C       FM(K)   VERTEILUNGSFAKTOR MILCH                [TAG/L]
C       FK(K)   VERTEILUNGSFAKTOR FLEISCH             [TAG/KG]
C       FE(K)   VERTEILUNGSFAKTOR EIER              [TAG/STCK]
C
C       UW      TRINKWASSERKONSUM                        [L/A]
C       UM      MILCHKONSUM                              [L/A]
C       UF      FLEISCHKONSUM                           [KG/A]
C       UG      BLATTGEMUESEKONSUM                      [KG/A]
C       UK      GETREIDEKONSUM                          [KG/A]
C       UR      WURZELGEMUESEKONSUM                     [KG/A]
C       UE      EIERKONSUM                            [STCK/A]
C       UP      FISCHVERZEHR                             [KG/A]
C
C       VCP     FUTTERKONSUM KUH                        [KG/TAG]
C       VCS     KONSUM ERDE KUH          [KG(TROCKEN)/TAG]
C       VCL     WASSERKONSUM KUH                         [L/TAG]
C
C       HCG     KORNKONSUM HUHN                         [KG/TAG]
C       HCL     WASSERKONSUM HUHN                        [L/TAG]
C
```

```
      DATA IRD,IRD1,IPR,IPR4/5,7,6,8/
      DATA CNAME/
     1           'PU-240','U-236 ','TH-232','U-232 ','TH-228',
     2           'CM-245','PU-241','AM-241','NP-237','U-233 ',
     3           'TH-229','CM-246','AM-242M','PU-238','PU-242',
     4           'U-238 ','U-234 ','TH-230','RA-226','AM-243',
     5           'PU-239','U-235 ','PA-231','CS-137','CS-135',
     6           'I-129 ','SN-126','PD-107','TC-99 ','ZR-93 ',
     7           'SR-90 ','SE-79 ','NI-59 ','CL-36 ','C-14  '/
C
      DATA AL/
     1            1.06D-04, 2.96D-08, 4.93D-11, 9.63D-03, 3.62D-01,
     2            8.15D-05, 4.81D-02, 1.60D-03, 3.24D-07, 4.37D-06,
     3            9.44D-05, 1.47D-04, 4.56D-03, 7.90D-03, 1.84D-06,
     4            1.55D-10, 2.83D-06, 9.00D-06, 4.33D-04, 9.39D-05,
     5            2.88D-05, 9.85D-10, 2.12D-05, 2.31D-02, 3.01D-07,
     6            4.41D-08, 6.93D-06, 1.07D-07, 3.25D-06, 4.53D-07,
     7            2.38D-02, 1.07D-05, 9.24D-06, 2.30D-06, 1.21D-04/
C
      DATA LAB/
     1            1, 2, 2, 1, 3,
     2            1, 2, 2, 2, 2,
     3            2, 1, 1, 4, 5,
     4            2, 6, 2, 2, 1,
     5            2, 2, 2, 1, 1,
     6            1, 1, 1, 1, 1,
     7            1, 1, 1, 1, 1/
C
      DATA DF/
     1            4.40D+08, 2.50D+08, 4.00D+09, 1.30D+09, 7.40D+08,
     2            2.30D+09, 8.90D+06, 2.20D+09, 4.10D+10, 2.70D+08,
     3            3.90D+09, 2.20D+09, 2.20D+09, 3.70D+08, 4.10D+08,
     4            2.50D+08, 2.60D+08, 5.60D+08, 8.00D+09, 2.20D+09,
     5            4.40D+08, 2.50D+05, 2.50D+10, 6.70D+07, 7.00D+06,
     6            2.70D+08, 2.70D+07, 1.40D+05, 1.30D+06, 1.60D+06,
     7            1.40D+08, 8.50D+06, 2.00D+05, 3.00D+06, 2.10D+06/
C
      DATA EP/
     1            3.80D-04, 9.50D-04, 9.50D-04, 9.50D-04, 9.50D-04,
     2            5.00D-04, 3.80D-04, 5.00D-04, 9.30D-03, 9.50D-04,
     3            9.50D-04, 5.00D-04, 5.00D-04, 3.80D-04, 3.80D-04,
     4            9.50D-04, 9.50D-04, 9.50D-04, 4.00D-03, 5.00D-04,
     5            3.80D-04, 9.50D-04, 9.40D-03, 2.00D-02, 2.00D-02,
     6            1.00D-01, 1.00D-01, 5.00D-02, 2.50D+00, 2.00D-02,
     7            5.80D-01, 2.50D-01, 5.00D-02, 1.25D+01, 0.00D-01/
C
      DATA EV/
     1            1.40D-04, 3.80D-04, 3.80D-04, 3.80D-04, 3.80D-04,
     2            2.00D-04, 1.40D-04, 2.00D-04, 2.70D-02, 3.80D-04,
     3            3.80D-04, 2.00D-04, 2.00D-04, 1.40D-04, 1.40D-04,
     4            3.80D-04, 3.80D-04, 3.80D-04, 1.60D-03, 2.00D-04,
     5            1.40D-04, 3.80D-04, 2.70D-02, 1.30D-02, 1.30D-02,
     6            1.90D-02, 4.60D-02, 1.70D-02, 1.00D+00, 3.40D-03,
     7            1.50D-01, 3.50D-02, 1.70D-02, 5.00D+00, 0.00D-01/
C
```

```
      DATA EG/
     1            1.80D-03, 1.30D-03, 7.10D-04, 1.30D-03, 7.10D-04,
     2            1.10D-03, 1.80D-03, 2.20D-05, 1.70D-02, 1.30D-03,
     3            7.10D-04, 1.10D-03, 2.20D-05, 1.80D-03, 1.80D-03,
     4            1.30D-03, 1.30D-03, 7.10D-04, 1.40D-02, 2.20D-05,
     5            1.80D-03, 1.30D-03, 1.70D-02, 1.30D-02, 1.30D-02,
     6            3.60D-01, 3.60D-01, 4.20D-02, 4.50D+00, 2.70D-02,
     7            1.20D-01, 3.60D-02, 4.20D-02, 4.45D+01, 0.00D-01/
C
      DATA ER/
     1            3.00D-04, 5.70D-04, 5.70D-04, 5.70D-04, 5.70D-04,
     2            3.00D-04, 3.00D-04, 3.00D-04, 6.00D-02, 5.70D-04,
     3            5.70D-04, 3.00D-04, 3.00D-04, 3.00D-04, 3.00D-04,
     4            5.70D-04, 5.70D-04, 5.70D-04, 3.00D-03, 3.00D-04,
     5            3.00D-04, 5.70D-04, 6.00D-02, 8.00D-03, 8.00D-03,
     6            5.60D-03, 6.00D-02, 1.60D-02, 1.50D+00, 2.10D-03,
     7            1.40D-01, 3.80D-02, 1.60D-02, 7.50D+00, 0.00D-01/
C
      DATA EF/
     1            5.00D+00, 2.00D+00, 3.00D+01, 2.00D+00, 3.00D+01,
     2            2.50D+01, 5.00D+00, 2.50D+01, 1.00D+01, 2.00D+00,
     3            3.00D+01, 2.50D+01, 2.50D+01, 5.00D+00, 5.00D+00,
     4            2.00D+00, 2.00D+00, 3.00D+01, 2.50D+01, 2.50D+01,
     5            5.00D+00, 2.00D+00, 1.00D+01, 1.00D+03, 1.00D+03,
     6            5.00D+01, 3.00D+03, 1.00D+02, 1.50D+01, 2.00D+02,
     7            3.00D+01, 2.00D+02, 1.00D+02, 1.00D+01, 0.00D-01/
C
      DATA FM/
     1            1.00D-07, 3.70D-04, 5.00D-06, 3.70D-04, 5.00D-06,
     2            5.00D-06, 1.00D-07, 4.10D-07, 5.00D-06, 3.70D-04,
     3            5.00D-06, 5.00D-06, 4.10D-07, 1.00D-07, 1.00D-07,
     4            3.70D-04, 3.70D-04, 5.00D-06, 4.00D-04, 4.10D-07,
     5            1.00D-07, 3.70D-04, 5.00D-06, 7.10D-03, 7.10D-03,
     6            9.90D-03, 1.20D-03, 1.00D-03, 2.50D-02, 3.00D-05,
     7            1.40D-03, 4.00D-03, 1.00D-03, 5.00D-02, 0.00D-01/
C
      DATA FK/
     1            2.00D-06, 3.40D-04, 2.00D-04, 3.40D-04, 2.00D-04,
     2            2.00D-04, 2.00D-06, 2.00D-04, 2.00D-04, 3.40D-04,
     3            2.00D-04, 2.00D-04, 2.00D-04, 2.00D-06, 2.00D-06,
     4            3.40D-04, 3.40D-04, 2.00D-04, 9.00D-04, 2.00D-04,
     5            2.00D-06, 3.40D-04, 8.00D-02, 2.60D-02, 2.60D-02,
     6            3.60D-03, 4.00D-04, 2.00D-03, 1.00D-03, 2.00D-02,
     7            8.10D-04, 3.20D-01, 2.00D-03, 8.00D-02, 0.00D-01/
C
      DATA FE/
     1            3.90D-04, 5.10D-02, 5.00D-02, 5.10D-02, 5.00D-02,
     2            4.40D-04, 3.90D-04, 4.40D-04, 4.40D-04, 5.10D-02,
     3            5.00D-02, 4.40D-04, 4.40D-04, 3.90D-04, 3.90D-04,
     4            5.10D-02, 5.10D-02, 5.00D-02, 4.60D-02, 4.40D-04,
     5            3.90D-04, 5.10D-02, 5.00D-02, 2.50D-02, 2.50D-02,
     6            1.50D-01, 4.60D-02, 5.20D-02, 9.80D-02, 1.00D-04,
     7            1.60D-02, 4.80D-01, 5.20D-02, 1.00D+00, 0.00D-01/
C
      DATA UW,UM,UF,UG,UK,UR,UE,UP/
     1     7.3D2,3.32D2,9.5D1,6.0D1,1.45D2,2.31D2,2.D2,2.D0/
C
      DATA VCP,VCS,VCL/1.D2,1.D0,3.D1/
C
      DATA HCG,HCL/7.D-2,2.D-1/
      END
```

ANHANG D

RESULTATE

Einleitung

In den folgenden Abschnitten werden die mit dem Biosphärenmodell BIOSPH ermittelten Strahlendosen für die Freisetzungsszenarien "Kalk" und "Schiefer" (siehe NGB 85-07 und NGB 85-08) und für weitere Parametervariationen präsentiert. Die hierbei betrachteten Kombinationen von Geosphären- und Biosphärenszenarien sind in Tabelle D-1 gegeben.

Tabelle D-1: Verknüpfungen der Geosphären- und Biosphärenszenarien (X= Basisfall, x = Parametervariation)

Biosphären-szenarien	Geosphärenszenarien									
	"Kalk"		"Schiefer"							
	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9	T10
B1	**X**	x	**X**	x	x	x	x	x	x	x
B2	x	x	x	x						
B3			x	x						

Die Biosphärenszenarien B1 - B3 bedeuten dabei:

B1: Basisfall, d. h. normales Klima im betrachteten Modellgebiet mit Berücksichtigung der Wasserflussraten nach Tabelle 3-2 (Spalte Normalklima)

B2: Trockenklima im Modellgebiet mit veränderten Wasserflussraten zwischen den Kompartimenten; Zahlenwerte für BIOSPH gemäss Tabelle 3-2 (Spalte Trockenklima)

B3: Berücksichtigung eines Datensatzes mit konservativeren K_d-Werten in der Boden-Oberschicht (d. h. gegenüber dem Basisfall erhöhte K_d-Werte) als Inputdaten für BIOSPH (Tabelle 3-3, Spalte KD, E), Wasserflussraten gemäss Normalklima

Tabelle D-2: Charakteristische Eingabedaten der Geosphärenrechnungen

Hydro-geologie	Rechen-fall	Fliess-distanz [m]	Fliess-geschw. [m/a]	Kd-Datensatz	Lager-modell	Nahfeld-rechnung	Peclet-zahl [-]
Szenarium Kalk	**T1**	160+1500	2 bzw. 1	realistisch	P	N1	10
	T2	160+1500	2 bzw. 1	**konservativ**	P	N1	10
Szenarium Schiefer	**T3**	600	1	realistisch	P	N1	10
	T4	600	1	**konservativ**	P	N1	10
	T5	600, 800 und 1000	1	realistisch	**A**	N1	10
	T6	600	1	realistisch	P	**N2**	10
	T7	600	1	realistisch	P	**N3**	10
	T8	600	**0,5**	realistisch	P	N1	10
	T9	600	1	realistisch	P	N1	**2**
	T10	600	1	realistisch	P	N1	**50**

Bezeichnungen: Lagermodell P - "Punktlager"

A - Ausgedehntes Lager

Nahfeldrechnung N1 - Basisfall
Diffusiver Nuklidtransport

N2 - Parametervariation
Diffusiver Nuklidtransport

N3 - Konvektiver und dispersiver
Nuklidtransport

Die Definitionen der Geosphärenszenarien T1 - T10, enthaltend Variationen der Nuklidfreisetzungsraten aus dem Lager und Variationen der Geosphärentransportbedingungen, sind den NGB 85-07 und NGB 85-08 zu entnehmen; einen groben Ueberblick zeigt die Tabelle D-2.

Die Resultate der Modellrechnungen sind in den Tabellen D-3 bis D-18 und in den Figuren D-1 bis D-16 dargestellt. In den Tabellen sind die Dosiswerte der Expositionspfad- und Nuklidanteile zum Zeitpunkt der jeweiligen Dosismaxima zusammengefasst. Die prozentuellen Anteile der einzelnen Expositionspfade sowie der relevanten Nuklide sind ebenfalls aufgeführt.

Die oberen Teile der Figuren zeigen den Verlauf der nuklidspezifischen Jahresdosen sowie die Summe aller Nuklidbeiträge als Funktion der Zeit. Im unteren Teil der Figuren sind für jedes Dosismaximum die Anteile der wichtigsten Expositionspfade an der jeweiligen Gesamtdosis dargestellt.

D1 Freisetzungsszenarium "Kalk"

In diesem Szenarium erfolgt die Freisetzung der Radionuklide in die Nahzone des Urnersees, d. h. ins Kompartiment 3 des Kompartimentenmodells. Weitere Informationen über dieses Freisetzungsszenarium sind im Kapitel 7 des NGB 85-08 enthalten.

D1.1 T1B1: Basisfall (Fig.D-1, Tab. D-3)

Den Radionuklidtransport durch die verschiedenen Biosphärenkompartimente zeigt die Figur 3-2. Im Biosphären-Basisfall (Normalklima) wird keine künstliche Bewässerung mit Seewasser für die Landwirtschaft angenommen, d. h. $f_{31} = 0$. Da der Radionuklidtransport vom Kompartiment 3 (See-Nahzone) in die Boden-Oberschicht (Kompartiment 1) ausschliesslich über den Wasserfluss f_{31} (künstliche Bewässerung mit Seewasser) möglich ist, erfolgt keine Kontamination der Bodenkompartimente.

Weiter werden für den Basisfall T1B1 folgende Annahmen getroffen:

- Konservativerweise wird angenommen, dass das Wasser für die Expositionspfade "Trinken" und "Tränken" ausschliesslich der See-Nahzone entnommen wird.

- Für die Parameter der biologischen Expositionspfade (Konzentrations- und Verteilungsfaktoren sowie Konsumdaten) und die Ingestionsdosisfaktoren gelten die in Tabelle 3-3 angegebenen Werte.

Tabelle D-3: Dosismaxima in mrem/a und Anteile der Nuklide und Expositionspfade im Rechenfall T1B1

NUKLID	TRINKEN	MILCH	FLEISCH	BL.GEM.	GETR.	W.GEM.	EIER	FISCH	TOTAL	ANTEIL(%)
T = 3.70E+03 A										
I-129	6.4E-05	1.7E-04	1.8E-05	8.4E-06	0.0E-01	0.0E-01	5.2E-07	4.6E-07	2.6E-04	86.2
CL-36	2.0E-06	2.7E-05	1.2E-05	2.6E-07	0.0E-01	0.0E-01	1.1E-07	2.9E-09	4.2E-05	13.8
TOTAL	6.6E-05	2.0E-04	3.0E-05	8.7E-06	0.0E-01	0.0E-01	6.3E-07	4.6E-07	3.0E-04	
ANTEIL(%)	21.6	65.3	9.9	2.8	0.0	0.0	0.2	0.2	100.0	
T = 6.54E+04 A										
CS-135	3.1E-07	6.0E-07	6.3E-07	4.1E-08	0.0E-01	0.0E-01	4.3E-10	4.5E-08	1.6E-06	11.6
SE-79	4.5E-07	4.9E-07	1.1E-05	6.0E-08	0.0E-01	0.0E-01	1.2E-08	1.3E-08	1.2E-05	87.5
TOTAL	8.5E-07	1.1E-06	1.2E-05	1.1E-07	0.0E-01	0.0E-01	1.2E-08	5.9E-08	1.4E-05	
ANTEIL(%)	6.0	7.9	84.8	0.8	0.0	0.0	0.1	0.4	100.0	
T = 5.84E+06 A										
NP-237	2.9E-04	3.9E-07	4.5E-06	3.8E-05	0.0E-01	0.0E-01	7.0E-09	4.2E-07	3.3E-04	23.8
TH-229	3.0E-05	4.1E-08	4.7E-07	4.0E-06	0.0E-01	0.0E-01	8.2E-08	1.3E-07	3.5E-05	2.5
RA-226	6.0E-04	6.5E-05	4.2E-05	7.9E-05	0.0E-01	0.0E-01	1.5E-06	2.2E-06	7.9E-04	56.5
PA-231	3.0E-05	4.0E-08	1.8E-04	3.9E-06	0.0E-01	0.0E-01	8.1E-08	4.3E-08	2.2E-04	15.6
TOTAL	9.7E-04	6.7E-05	2.3E-04	1.3E-04	0.0E-01	0.0E-01	1.7E-06	2.8E-06	1.4E-03	
ANTEIL(%)	69.2	4.8	16.6	9.1	0.0	0.0	0.1	0.2	100.0	

Die Resultate der Modellrechnung für den Basisfall "Kalk" sind in Fig. D-1 und Tabelle D-3 dargestellt.

Das relativ frühzeitige Auftreten des I-129/Cl-36-Maximums nach bereits 3 700 Jahren erklärt sich durch die Annahme eines Verteilungskoeffizienten K_d von 0, d. h., der Retentionsfaktor für Jod und Chlor wird 1. Diese Nuklide werden als ohne Sorption und ohne Verzögerung durch die Geosphäre transportiert angenommen.

Die konservative Annahme, dass sämtliches Trink- und Tränkewasser für Menschen und Kühe dem Kompartiment 3 entnommen wird, führt entsprechend zu erhöhten Anteilen der Pfade "Milch" (65 %), "Trinken" (22 %) und "Fleisch" (10 %) an der Totaldosis von $3 \cdot 10^{-4}$ mrem/a. Dominierendes Nuklid ist das I-129, das 86 % zur Dosis beisteuert, während der Anteil des Cl-36 14 % beträgt.

Obwohl die Radionuklide in den Urnersee freigesetzt werden, erreicht der Anteil des Expositionspfades "Fisch" nur gerade 0,15 %. Dies erklärt sich durch einen Vergleich der Verzehrdaten für Menschen und Tiere. Die Kuh nimmt täglich 30 l kontaminiertes Seewasser auf. Die damit inkorporierten Nuklide verteilen sich auf die tierischen Produkte "Milch" und "Fleisch" gemäss den in Tabelle 3-3 angegebenen Verteilungsfaktoren. Dies führt schliesslich zu Nuklidkonzentrationen (I-129) in der Milch und im Fleisch, die etwa in der gleichen Grössenordnung wie die Konzentrationen im Fischfleisch liegen. Bei Verzehrdaten von 332 l Milch und 95 kg Fleisch/a verglichen mit 2 kg Fisch/a erhalten dann die Pfade "Milch", "Fleisch" und Trinkwasser das entsprechende Gewicht.

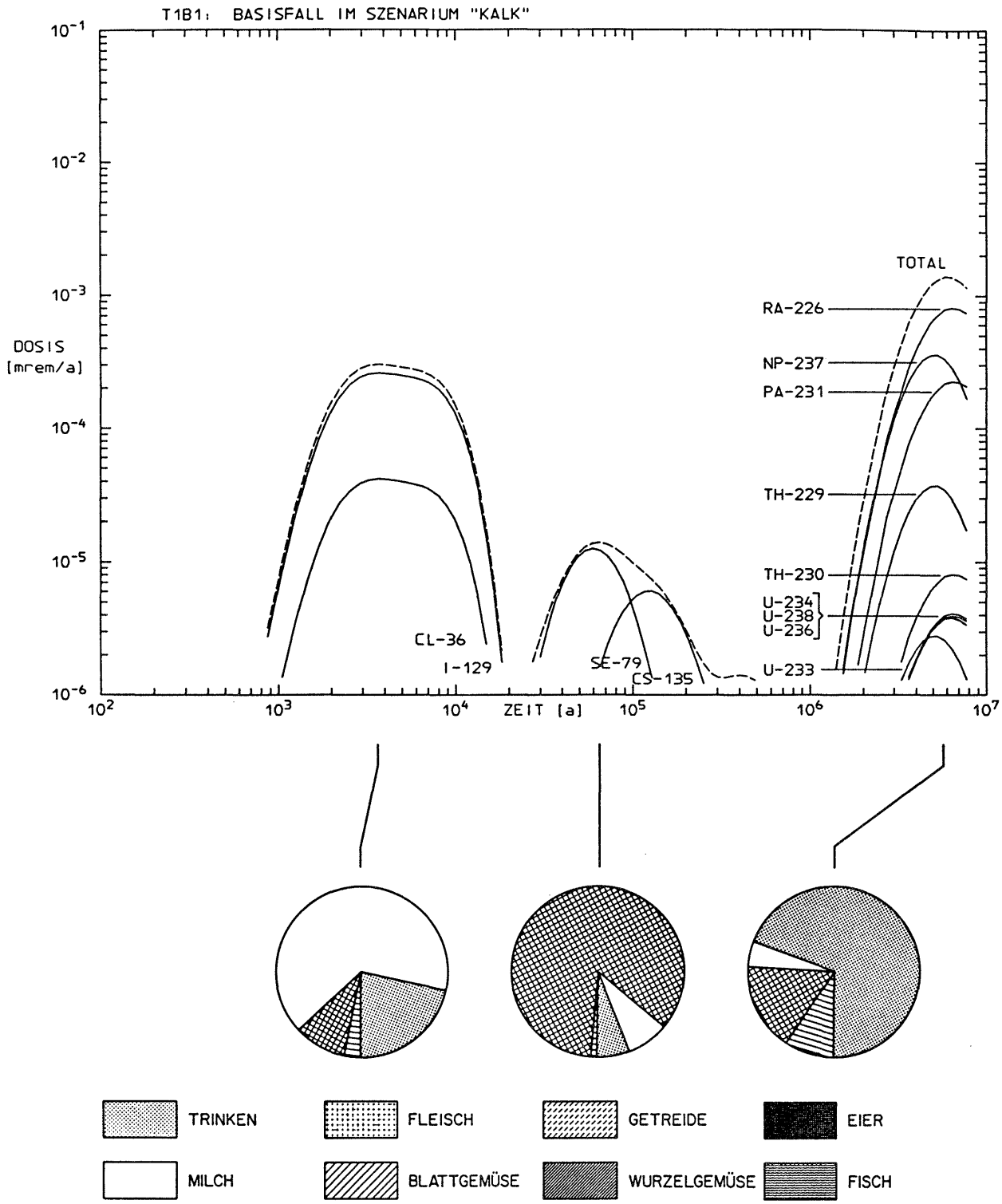


Fig. D-1: Zeitlicher Verlauf der nuklidspezifischen Jahresdosen im Rechenfall T1B1

Ein weiteres relatives Dosismaximum von $1,4 \cdot 10^{-5}$ mrem/a ergibt sich nach $6,5 \cdot 10^{4}$ Jahren. Als dominantes Nuklid tritt Se-79 auf, das zu 87 % für dieses Maximum verantwortlich ist. Der Fleischpfad trägt jetzt 85 % zur Summendosis bei, kleinere Beiträge stammen vom Trinkwasser- und Milchkonsum.

Das absolut grösste Dosismaximum von $1,4 \cdot 10^{-3}$ mrem/a erscheint nach $6 \cdot 10^{6}$ Jahren. Es wird durch Ra-226 und die Aktiniden Np-237, Pa-231 sowie Th-229 verursacht (vgl. Tab. D-3), deren Retentionsfaktoren im Bereich von 10^{5} (für Np, Pa und Th) und 10^{4} (Ra) liegen. Damit wird einerseits der Transport dieser Radionuklide durch die Geosphäre stark verzögert, andererseits sind sie durch erhöhte Radiotoxizität und direkt (im Fall von Np-237) oder indirekt dank der langlebigen Mutternuklide (im Fall von Ra-226, Pa-231 und Th-229) durch lange Halbwertszeiten für die ausgeprägten Maxima verantwortlich.

Bemerkung zu Tabelle D-3: Die Dosis über den Expositionspfad "Blattgemüse" tritt in diesem Szenarium auf, da konservativerweise in allen Szenarien die Ablagerung von Radionukliden auf den Pflanzen infolge Beregnung mit der Nuklidkonzentration im Trinkwasser (See- oder Quellwasser) berücksichtigt wird. Ohne diese konservative Vereinfachung würde die Dosis Blattgemüse verschwinden und die Dosen aus dem Milch- und Fleichkonsum noch um einen Faktor 20 (am Beispiel des I-129/Cl-36) kleiner. Dasselbe gilt für die Tabelle D-5.

D1.2 T1B2: Trockenklima-Szenarium (Fig. D-2, Tab. D-4)

Dieses Szenarium unterstellt ein Wasserdefizit im Modellgebiet und eine intensive Bewässerung des Kompartiments 1 mit kontaminiertem Wasser aus der Nahzone des Urnersees. Neben dem Nuklidfluss direkt in den Boden - bestimmt durch den Wasserfluss f_{31} - und von dort über die Wurzeln in die Pflanzen wird auch die direkte Ablagerung von Radionukliden auf Gras und Blattgemüse als Folge der künstlichen Beregnung berücksichtigt.

Tabelle D-4: Dosismaxima in mrem/a und Anteile der Nuklide und Expositionspfade im Rechenfall T1B2

NUKLID	TRINKEN	MILCH	FLEISCH	BL.GEM.	GETR.	W.GEM.	EIER	FISCH	TOTAL	ANTEIL(%)
T = 3.70E+03 A										
I-129	6.4E-05	4.9E-04	5.1E-05	1.9E-05	4.7E-04	1.2E-05	7.3E-06	4.6E-07	1.1E-03	91.6
CL-36	2.0E-06	5.9E-05	2.7E-05	7.3E-07	1.0E-05	2.7E-06	1.1E-06	2.9E-09	1.0E-04	8.5
TOTAL	6.6E-05	5.5E-04	7.9E-05	1.9E-05	4.8E-04	1.4E-05	8.4E-06	4.6E-07	1.2E-03	
ANTEIL(%)	5.4	45.5	6.5	1.6	39.2	1.2	0.7	0.0	100.0	
T = 1.17E+05 A										
CS-135	1.2E-06	1.4E-05	1.4E-05	1.4E-06	3.0E-06	3.0E-06	8.9E-09	1.7E-07	3.7E-05	91.1
SE-79	8.4E-08	1.3E-07	3.1E-06	1.4E-08	6.5E-09	1.1E-08	2.5E-09	2.4E-09	3.3E-06	8.3
TOTAL	1.3E-06	1.4E-05	1.7E-05	1.4E-06	3.2E-06	3.0E-06	1.2E-08	1.7E-07	4.0E-05	
ANTEIL(%)	3.1	34.3	43.2	3.6	7.9	7.5	0.0	0.4	100.0	
T = 3.68E+05 A										
CS-135	2.3E-08	2.7E-07	2.8E-07	2.8E-08	5.9E-08	5.8E-08	1.7E-10	3.3E-09	7.2E-07	1.9
SN-126	3.2E-07	2.0E-06	1.9E-07	1.3E-06	2.3E-05	6.1E-06	1.0E-07	1.4E-07	3.3E-05	86.9
TC-99	7.4E-08	2.8E-06	3.2E-08	7.5E-08	7.1E-07	3.8E-07	7.1E-09	1.6E-10	4.1E-06	10.7
TOTAL	4.6E-07	5.1E-06	5.2E-07	1.4E-06	2.4E-05	6.5E-06	1.1E-07	1.4E-07	3.8E-05	
ANTEIL(%)	1.2	13.4	1.4	3.6	62.5	17.2	0.3	0.4	100.0	
T = 6.43E+06 A										
NP-237	2.5E-04	4.5E-07	5.2E-06	9.0E-05	8.7E-05	4.9E-04	9.7E-09	3.6E-07	9.2E-04	7.4
TH-229	2.6E-05	7.7E-07	8.9E-06	1.3E-05	4.2E-05	5.4E-05	2.7E-07	1.1E-07	1.4E-04	1.2
TH-230	7.0E-06	9.9E-07	1.1E-05	1.3E-05	5.6E-05	7.1E-05	2.9E-07	3.0E-08	1.6E-04	1.3
RA-226	6.2E-04	5.9E-04	3.8E-04	3.5E-04	5.7E-03	1.9E-03	2.7E-05	2.2E-06	9.6E-03	77.0
PA-231	3.1E-05	1.8E-07	8.2E-04	7.3E-05	1.1E-04	5.9E-04	5.9E-07	4.4E-08	1.6E-03	13.0
TOTAL	9.4E-04	5.9E-04	1.2E-03	5.4E-04	6.0E-03	3.2E-03	2.8E-05	2.8E-06	1.2E-02	
ANTEIL(%)	7.6	4.8	9.8	4.4	48.0	25.3	0.2	0.0	100.0	

Die resultierenden Strahlendosen ändern sich gegenüber dem Basisfall T1B1 wie folgt:

- Das in diesem Szenarium absolut grösste Dosismaximum durch di α-Strahler bei t = 6 $\cdot 10^{6}$ a erreicht 1,2 $\cdot 10^{-2}$ mrem, was einer Erhöhung der Dosis um eine Grössenordnung entspricht.

- Die Dosis durch I-129 und Cl-36 wird auf 1,2 $\cdot 10^{-3}$ mrem/a vervierfacht.

- Im Bereich zwischen 10^{5} und 10^{6} Jahren treten an Stelle des im Rechenfall T1B1 dominierenden Se-79 die Nuklide Cs-135 und Sn-126. Die Dosismaxima dieser beiden Nuklide liegen in der Grössenordnung 4 $\cdot 10^{-5}$ mrem/a.

- Aufgrund des Nuklideintrags in die Bodenkompartimente geben nun auch die Expositionspfade "Blattgemüse", "Getreide" und "Wurzelgemüse" relevante Anteile zur jeweiligen Gesamtdosis.

In der folgenden Zusammenstellung sind diejenigen Aktivitätskonzentrationen der relevanten Nuklide in der Biosphäre aufgeführt, die zu den jeweiligen Dosismaxima führen:

Nuklid	Komp. 1 [Ci/kg]	Komp. 2 [Ci/m^3]	Komp. 3 [Ci/m^3]
Cl-36	$5 \cdot 10^{-16}$	$2 \cdot 10^{-13}$	$9 \cdot 10^{-13}$
Se-79	$2 \cdot 10^{-16}$	$3 \cdot 10^{-15}$	$1 \cdot 10^{-14}$
Sn-126	$2 \cdot 10^{-14}$	$3 \cdot 10^{-15}$	$2 \cdot 10^{-14}$
I-129	$3 \cdot 10^{-14}$	$7 \cdot 10^{-14}$	$3 \cdot 10^{-13}$
Cs-135	$2 \cdot 10^{-13}$	$5 \cdot 10^{-14}$	$2 \cdot 10^{-13}$
Ra-226	$4 \cdot 10^{-13}$	$6 \cdot 10^{-14}$	$1 \cdot 10^{-13}$
Pa-231	$2 \cdot 10^{-15}$	$3 \cdot 10^{-16}$	$2 \cdot 10^{-15}$
Np-237	$9 \cdot 10^{-16}$	$2 \cdot 10^{-15}$	$8 \cdot 10^{-15}$

Die Konzentration im Komp. 1 ist hierbei auf 1 kg trockene Erde bezogen, während die entsprechenden Werte für die Kompartimente 2 und 3 auf 1 m^3 Poren- resp. Seewasser bezogen sind.

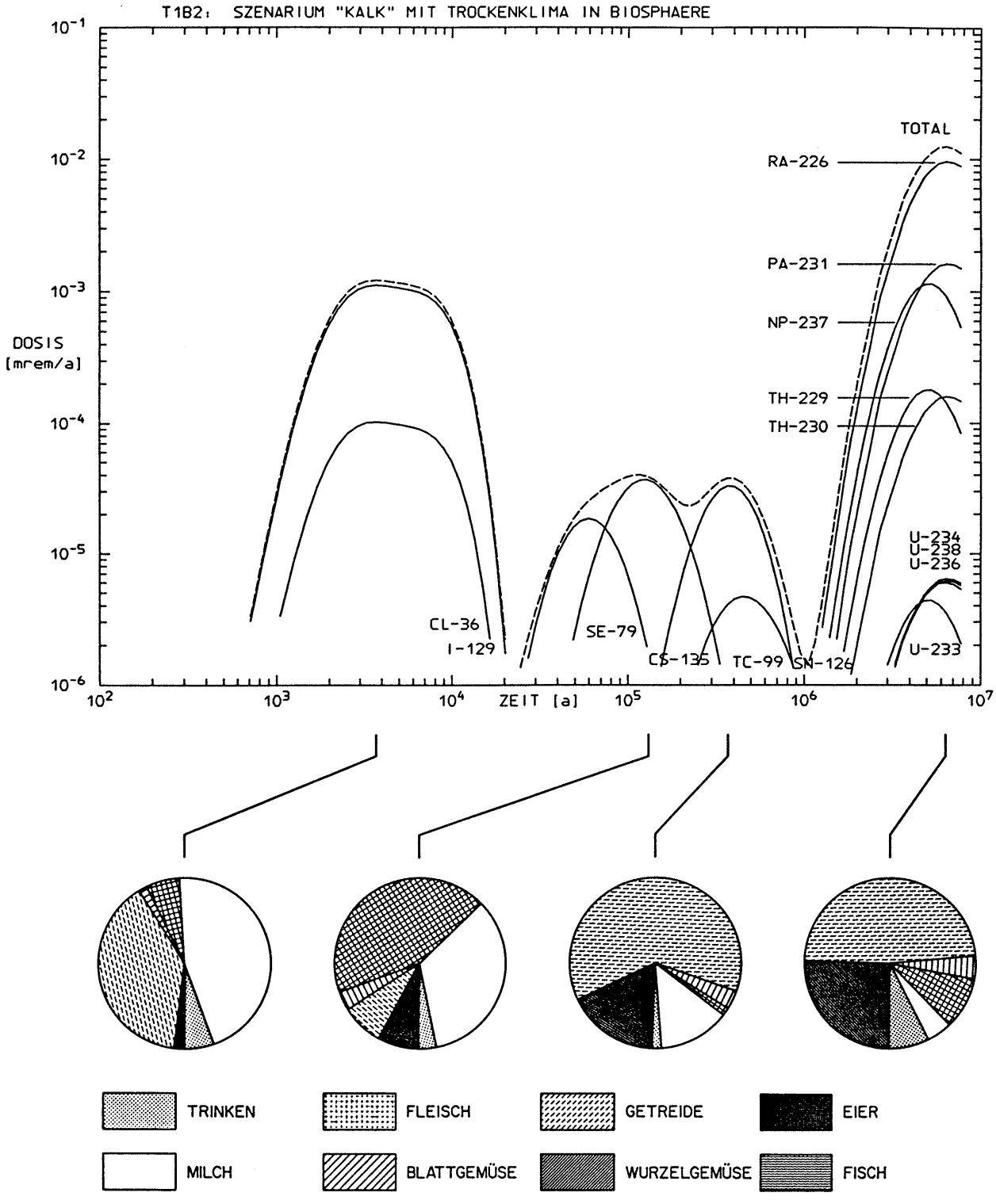


Fig. D-2: Zeitlicher Verlauf der nuklidspezifischen Jahresdosen im Rechenfall T1B2

D1.3 T2B1: Konservative Retention in der Geosphäre (Fig. D-3, Tab. D-5)

Die Berücksichtigung konservativer Verteilungskoeffizienten K_d im Wirtgestein führt zu kürzeren Migrationszeiten der Radionuklide durch die Geosphäre und somit zu einer geraffteren Freisetzung in die Biosphäre. Als Folge werden die Strahlendosen durch die sorbierenden Nuklide deutlich angehoben.

Tabelle D-5: Dosismaxima in mrem/a und Anteile der Nuklide und Expositionspfade im Rechenfall T2B1

NUKLID	TRINKEN	MILCH	FLEISCH	BL.GEM.	GETR.	W.GEM.	EIER	FISCH	TOTAL	ANTEIL(%)
T = 3.70E+03 A										
I-129	6.4E-05	1.7E-04	1.8E-05	8.4E-06	0.0E-01	0.0E-01	5.2E-07	4.6E-07	2.6E-04	85.8
CL-36	2.0E-06	2.7E-05	1.2E-05	2.6E-07	0.0E-01	0.0E-01	1.1E-07	2.9E-09	4.2E-05	13.7
TOTAL	6.6E-05	2.0E-04	3.1E-05	8.7E-06	0.0E-01	0.0E-01	6.3E-07	4.7E-07	3.1E-04	
ANTEIL(%)	21.6	65.0	10.2	2.9	0.0	0.0	0.2	0.2	100.0	
T = 2.28E+05 A										
U-233	7.8E-05	7.9E-06	2.1E-06	1.0E-05	0.0E-01	0.0E-01	2.2E-07	2.3E-08	9.9E-05	2.1
TH-229	2.3E-04	3.1E-07	3.6E-06	3.0E-05	0.0E-01	0.0E-01	6.3E-07	9.9E-07	2.6E-04	5.6
U-234	1.1E-04	1.1E-05	2.9E-06	1.5E-05	0.0E-01	0.0E-01	3.1E-07	3.2E-08	1.4E-04	3.0
RA-226	1.5E-03	1.6E-04	1.1E-04	2.0E-04	0.0E-01	0.0E-01	3.8E-06	5.4E-06	2.0E-03	42.2
PA-231	2.8E-04	3.8E-07	1.7E-03	3.7E-05	0.0E-01	0.0E-01	7.6E-07	4.0E-07	2.0E-03	43.7
NI-59	3.3E-05	8.9E-06	5.1E-06	4.3E-06	0.0E-01	0.0E-01	9.3E-08	4.7E-07	5.1E-05	1.1
TOTAL	2.3E-03	2.0E-04	1.9E-03	3.1E-04	0.0E-01	0.0E-01	6.0E-06	7.5E-06	4.7E-03	
ANTEIL(%)	49.4	4.3	39.5	6.5	0.0	0.0	0.1	0.2	100.0	
T = 8.68E+05 A										
NP-237	7.7E-03	1.0E-05	1.2E-04	1.0E-03	0.0E-01	0.0E-01	1.9E-07	1.1E-05	8.8E-03	77.2
U-233	1.8E-04	1.8E-05	4.6E-06	2.3E-05	0.0E-01	0.0E-01	4.9E-07	5.1E-08	2.2E-04	1.9
TH-229	5.3E-04	7.2E-07	8.2E-06	7.0E-05	0.0E-01	0.0E-01	1.4E-06	2.3E-06	6.1E-04	5.3
RA-226	6.3E-04	6.9E-05	4.4E-05	8.4E-05	0.0E-01	0.0E-01	1.6E-06	2.3E-06	8.4E-04	7.3
PA-231	1.1E-04	1.6E-07	7.2E-04	1.5E-05	0.0E-01	0.0E-01	3.1E-07	1.7E-07	8.5E-04	7.4
TOTAL	9.2E-03	1.0E-04	9.1E-04	1.2E-03	0.0E-01	0.0E-01	4.2E-06	1.6E-05	1.1E-02	
ANTEIL(%)	80.3	0.9	8.0	10.6	0.0	0.0	0.0	0.1	100.0	

Die Ergebnisse des Rechenfalls T2B1 sind gegenüber dem Basisfall charakterisiert durch:

- Die Strahlenexposition durch Jod und Chlor bleibt quantitativ unverändert als Folge der in T1B1 und T2B1 verschwindend angenommenen Verteilungskoeffizienten K_d. Die resultierende Dosis von $3 \cdot 10^{-4}$ mrem bleibt während ca. 3 000 Jahren konstant als Folge der wachsenden Beiträge von Se-79.

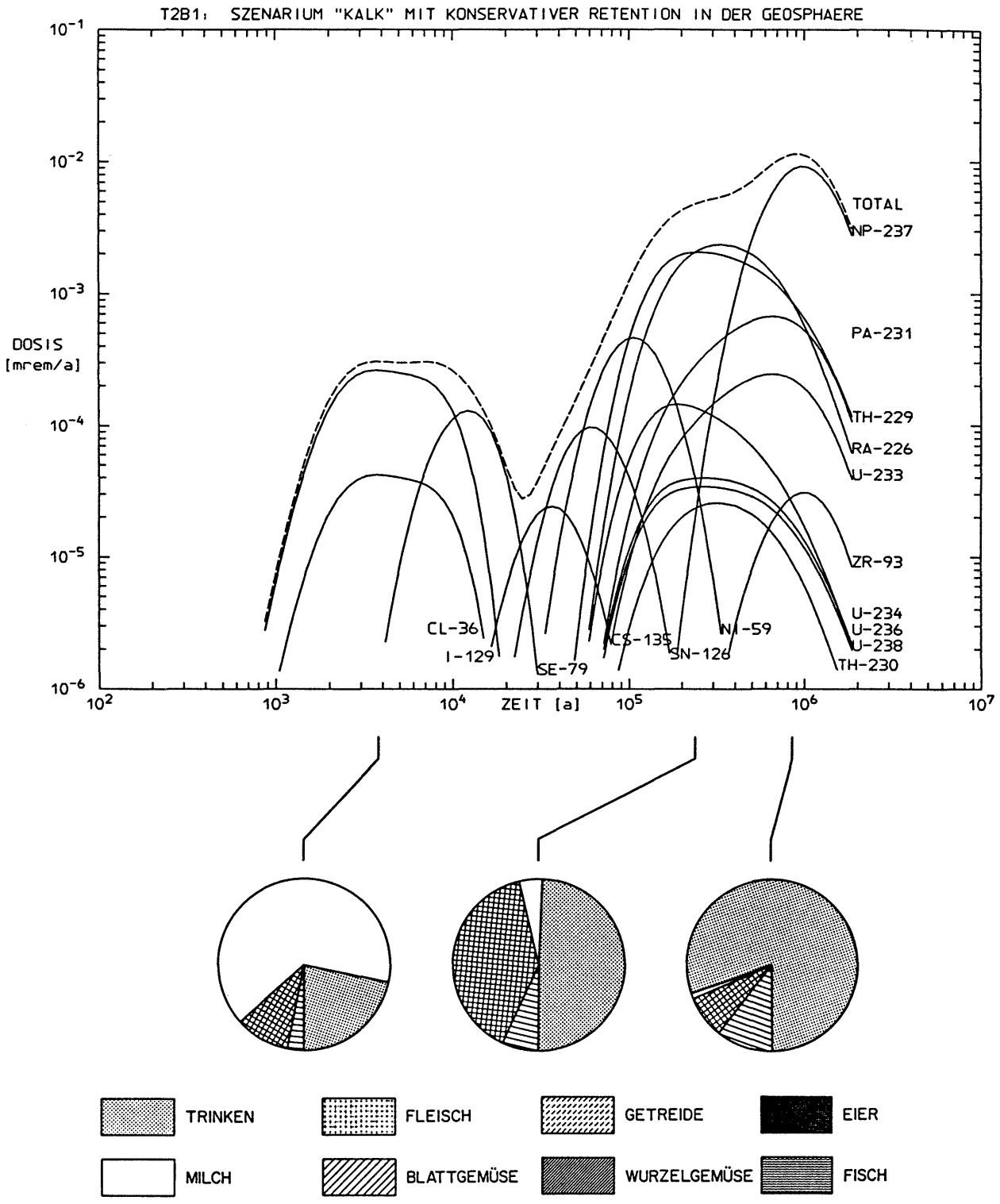


Fig. D-3: Zeitlicher Verlauf der nuklidspezifischen Jahresdosen im Rechenfall T2B1

- Die Maxima der α-Strahler treten nun bereits im Bereich zwischen 10^5 und 10^6 Jahren auf. Die Strahlenexposition durch Pa-231 und Ra-226 erreicht nach $2{,}3 \cdot 10^5$ Jahren $5 \cdot 10^{-3}$ mrem/a und steigt bis $9 \cdot 10^5$ a durch den Einfluss des um eine Grössenordnung stärker sorbierten Np-237 auf maximal $1{,}1 \cdot 10^{-2}$ mrem/a. Gegenüber T1B1 wird damit das Dosismaximum um eine Grössenordnung angehoben.

- Bei allen auftretenden Dosismaxima liefern die Expositionspfade "Trinken", "Milch" und "Fleisch" die grössten Anteile.

Für die wichtigsten Expositionspfade "Trinkwasser", "Milch" und "Fleisch" sind die Nuklidkonzentrationen in der See-Nahzone relevant. Zur Zeit der jeweiligen Dosismaxima wurden folgende Werte berechnet:

	Cl-36	Ni-59	Sn-126	I-129	Ra-226	Np-237
C_3 [Ci/m^3]	$9 \cdot 10^{-13}$	$8 \cdot 10^{-10}$	$3 \cdot 10^{-12}$	$3 \cdot 10^{-13}$	$1 \cdot 10^{-13}$	$3 \cdot 10^{-13}$

D1.4 T2B2: Trockenklima - Szenarium (Fig. D-4, Tab. D-6)

Als Folge der Bewässerung des Uferstreifens mit Seewasser resultieren die im Freisetzungszenarium "Kalk" maximal zu erwartenden Strahlendosen.

Tabelle D-6: Dosismaxima in mrem/a und Anteile der Nuklide und Expositionspfade im Rechenfall T2B2

NUKLID	TRINKEN	MILCH	FLEISCH	BL.GEM.	GETR.	W.GEM	EIER	FISCH	TOTAL	ANTEIL(%)
T = 3.70E+03 A										
I-129	6.4E-05	4.9E-04	5.1E-05	1.9E-05	4.7E-04	1.2E-05	7.3E-06	4.6E-07	1.1E-03	91.3
CL-36	2.0E-06	5.9E-05	2.7E-05	7.3E-07	1.0E-05	2.7E-06	1.1E-06	2.9E-09	1.0E-04	8.4
TOTAL	6.6E-05	5.5E-04	8.0E-05	1.9E-05	4.8E-04	1.4E-05	8.4E-06	4.7E-07	1.2E-03	
ANTEIL(%)	5.4	45.4	6.6	1.6	39.1	1.2	0.7	0.0	100.0	
T = 3.34E+05 A										
NP-237	2.6E-04	4.7E-07	5.4E-06	9.3E-05	9.0E-05	5.0E-04	1.0E-08	3.7E-07	9.5E-04	1.9
TH-229	3.8E-04	1.5E-05	1.7E-04	2.3E-04	8.3E-04	1.1E-03	5.0E-06	1.7E-06	2.7E-03	5.4
TH-230	2.2E-05	3.3E-06	3.8E-05	4.4E-05	1.9E-04	2.4E-04	9.7E-07	9.6E-08	5.4E-04	1.1
RA-226	1.8E-03	1.9E-03	1.2E-03	1.1E-03	1.9E-02	6.4E-03	8.7E-05	6.4E-06	3.1E-02	62.1
PA-231	2.7E-04	1.6E-06	7.2E-03	6.4E-04	9.2E-04	5.2E-03	5.2E-06	3.9E-07	1.4E-02	28.4
TOTAL	3.0E-03	2.0E-03	8.7E-03	2.2E-03	2.1E-02	1.3E-02	1.0E-04	9.1E-06	5.0E-02	
ANTEIL(%)	6.0	4.0	17.3	4.4	41.4	26.8	0.2	0.0	100.0	
T = 7.17E+05 A										
NP-237	6.0E-03	1.1E-05	1.3E-04	2.2E-03	2.1E-03	1.2E-02	2.3E-07	8.7E-06	2.2E-02	43.5
TH-229	5.8E-04	2.3E-05	2.6E-04	3.5E-04	1.2E-03	1.6E-03	7.6E-06	2.5E-06	4.1E-03	7.9
RA-226	9.6E-04	9.7E-04	6.2E-04	5.7E-04	9.4E-03	3.2E-03	4.4E-05	3.4E-06	1.6E-02	31.0
PA-231	1.5E-04	9.0E-07	4.1E-03	3.7E-04	5.3E-04	3.0E-03	3.0E-06	2.2E-07	8.1E-03	15.9
TOTAL	8.0E-03	1.1E-03	5.2E-03	3.5E-03	1.3E-02	2.0E-02	5.7E-05	1.5E-05	5.1E-02	
ANTEIL(%)	15.7	2.1	10.1	6.9	26.4	38.6	0.1	0.0	100.0	

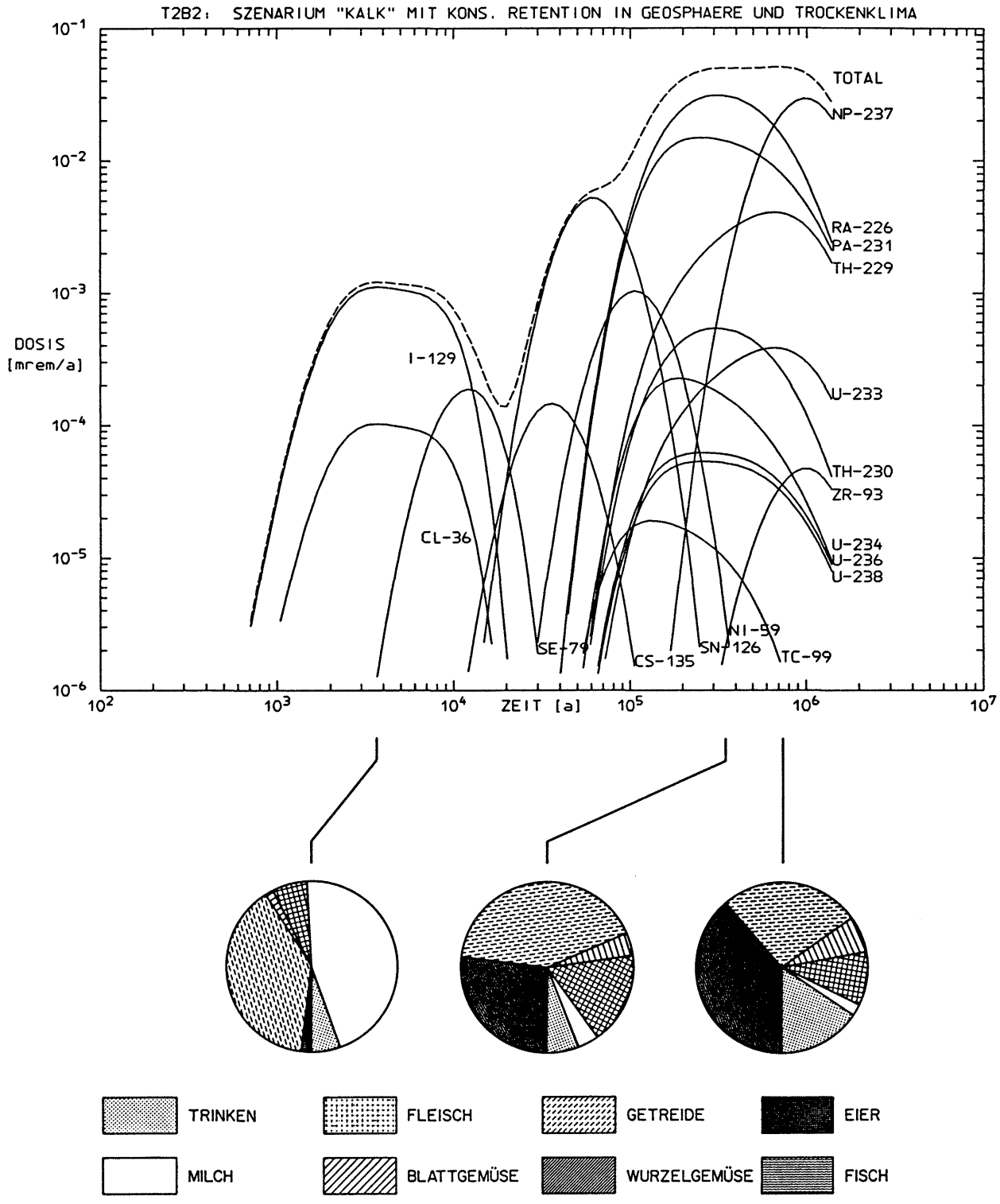


Fig. D-4: Zeitlicher Verlauf der nuklidspezifischen Jahresdosen im Rechenfall T2B2

Verglichen mit T2B1 treten folgende Unterschiede auf:

- Die im Bereich bis 10^4 Jahre auftretende maximale Strahlendosis durch die Ingestion I-129- und Cl-36-haltiger Nahrungsmittel beträgt $1{,}2 \cdot 10^{-3}$ mrem/a; der Einbezug der Bodenkompartimente hat also einen Zuwachs von 10^{-3} mrem/a zur Folge. Der Pfad "Getreide" trägt neu 40 % zur Gesamtdosis bei.

- Die Maximaldosis durch die α-Strahler nimmt um einen Faktor 5 auf $5 \cdot 10^{-2}$ mrem/a zu. Dieser Maximalwert tritt bereits nach $3 \cdot 10^{-5}$ Jahren auf und bleibt durch wechselnde Beiträge der Nuklide Ra-226, Pa-231 und Np-237 während ca. $4 \cdot 10^5$ Jahren konstant. Dominierende Expositionspfade sind "Getreide" und "Wurzelgemüse".

D2 Freisetzungszenarium "Schiefer"

Das Freisetzungsszenarium "Schiefer" ist charakterisiert durch einen längeren Fliessweg des Bergwassers durch den Mergel bei gleichzeitiger Reduktion des Gesamtfliesswegs von 1 660 m (160 m im Mergel, 1 500 m im Kalk) auf 600 m. Der längere Fliessweg im Mergel bewirkt für die sorbierenden Nuklide eine wesentlich verzögerte Freisetzung in die Biosphäre, während die Dosismaxima der nicht sorbierten Radionuklide, verglichen mit dem Basisfall "Kalk", um etwa 1 500 Jahre früher auftreten (kürzere Transportzeit und geringere Wirkung der Dispersion).

Im Gegensatz zum Szenarium "Kalk" erfolgt die Freisetzung der Radionuklide nicht in die Nahzone des Urnersees, sondern in das unter dem Kompartiment 1 liegende Lockergestein (Komp. 2), dem Träger des Quellwassers. Dementsprechend wird die Bodenunterschicht als Lieferant des Trink- und Tränkewassers betrachtet. Für weitere Informationen über das Freisetzungsszenarium "Schiefer" siehe NGB 85-08, Kap. 7, und NGB 85-07.

D2.1 T3B1: Basisfall "Schiefer" (Fig. D-5, Tab. D-7)

Der Verlauf der Jahresdosis als Funktion der Zeit wird in Fig. D-5 einerseits durch das relativ frühzeitige, ausgeprägte Dosismaximum des I-129/Cl-36 und andererseits durch das stark verzögert auftretende Maximum durch die sorbierten α-Strahler geprägt. In Fig. D-5 sowie in allen folgenden Darstellungen des zeitlichen Verlaufs der nuklidspezifischen Jahresdosen wird ein Zeitabschnitt von 10^2 bis 10^7 Jahre betrachtet. Dosismaxima, die später auftreten, sind in den entsprechenden Figuren mit Pfeilen und dem zugehörigen Nuklid bezeichnet.

Tabelle D-7: Dosismaxima in mrem/a und Anteile der Nuklide und Expositionspfade im Rechenfall T3B1

NUKLID	TRINKEN	MILCH	FLEISCH	BL.GEM.	GETR.	W.GEM.	EIER	FISCH	TOTAL	ANTEIL(%)
T = 2.24E+03 A										
I-129	3.3E-02	1.1E-01	1.1E-02	4.9E-03	2.4E-02	6.0E-04	6.2E-04	5.1E-07	1.8E-01	84.0
CL-36	1.0E-03	2.1E-02	9.5E-03	2.3E-04	2.0E-03	5.5E-04	2.5E-04	3.2E-09	3.4E-02	16.0
TOTAL	3.4E-02	1.3E-01	2.1E-02	5.2E-03	2.6E-02	1.2E-03	8.8E-04	5.1E-07	2.2E-01	
ANTEIL(%)	15.9	59.0	9.5	2.4	12.2	0.5	0.4	0.0	100.0	
T = 3.00E+04 A										
C-14	3.6E-04	0.0E-01	0.0E-01	4.8E-05	0.0E-01	0.0E-01	0.0E-01	0.0E-01	4.1E-04	100.0
TOTAL	3.6E-04	6.9E-16	1.5E-14	4.8E-05	9.5E-18	1.1E-17	1.6E-17	3.7E-20	4.1E-04	
ANTEIL(%)	88.3	0.0	0.0	11.7	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	
T = 7.89E+05 A										
CS-135	6.3E-05	1.8E-04	1.9E-04	1.5E-05	1.6E-05	1.6E-05	1.2E-07	1.9E-08	4.8E-04	99.4
TOTAL	6.4E-05	1.8E-04	1.9E-04	1.5E-05	1.6E-05	1.6E-05	1.3E-07	1.9E-08	4.8E-04	
ANTEIL(%)	13.1	37.7	39.3	3.1	3.4	3.3	0.0	0.0	100.0	
T = 3.93E+07 A										
TH-230	4.8E-04	1.1E-05	1.3E-04	2.0E-04	6.1E-04	7.8E-04	4.3E-06	4.4E-09	2.2E-03	1.3
RA-226	7.1E-02	1.0E-02	6.7E-03	1.1E-02	2.8E-02	9.6E-03	3.0E-04	5.4E-07	1.4E-01	83.3
PA-231	2.1E-03	3.7E-06	1.7E-02	7.4E-04	7.0E-04	3.9E-03	9.1E-06	6.3E-09	2.5E-02	14.9
TOTAL	7.5E-02	1.0E-02	2.4E-02	1.2E-02	2.9E-02	1.4E-02	3.2E-04	5.5E-07	1.6E-01	
ANTEIL(%)	45.3	6.3	14.5	7.2	17.8	8.7	0.2	0.0	100.0	

Als Folge der verkürzten Transportzeiten der nicht sorbierenden Nuklide I-129 und Cl-36 tritt das Dosismaximum nun 1 500 Jahre früher auf, wobei die Strahlenexposition durch diese Radionuklide um mehr als zwei Grössenordnungen auf 0,22 mrem/a zugenommen hat. Diese Zunahme der Strahlenexposition ist nicht auf die reduzierte Zerfallszeit von Jod und Chlor in der Geosphäre, sondern auf die Freisetzung dieser Radionuklide in das Kompartiment 2 zurückzuführen. Durch den fehlenden Verdünnungseffekt des Urnersees steigen die Aktivitätskonzentrationen in den Bodenkompartimenten wesentlich an, wobei der Expositionspfad "Milch" nach wie vor mehr als 50 % zur Maximaldosis beisteuert.

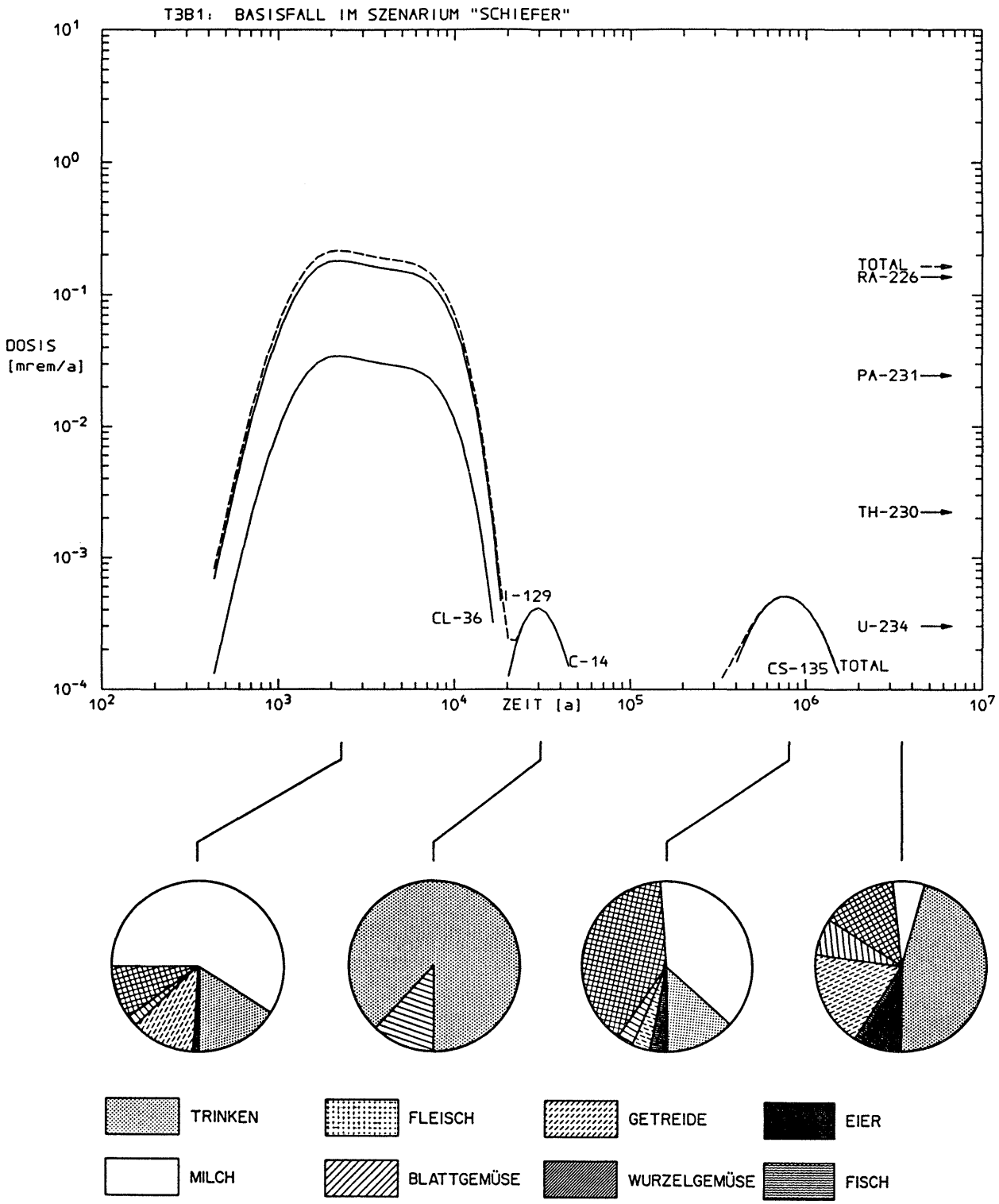


Fig. D-5: Zeitlicher Verlauf der nuklidspezifischen Jahresdosen im Rechenfall T3B1

C-14 - in den bisher betrachteten Szenarien unbedeutend - ist nach $3 \cdot 10^4$ Jahren für ein relatives Dosismaximum von $4 \cdot 10^{-4}$ mrem/a verantwortlich. C-14 tritt in die Biosphäre hauptsächlich in Form von Karbonat- oder Bikarbonatanionen ein, die dann mit dem Wasser verteilt werden. Karbonate in gelöster Form werden von den meisten Nutzpflanzen (ausser bei einigen Wasserpflanzen) nicht aufgenommen und bleiben deshalb zum grössten Teil im Wasser. Die Exposition über den Pfad "Blattgemüse" erfolgt nur über die Bewässerung und die daraus resultierende Ablagerung von C-14 auf der Pflanze. Sie können auch als unlösbare Verbindung ausfallen und damit aus der Nahrungskette "Trinkwasser" ausscheiden. Die Bedeutung des C-14, das hauptsächlich über den Trinkwasserpfad inkorporiert wird, nimmt vor allem aufgrund der Tatsache zu, dass die Konzentration an C-14 im Trinkwasser aus dem Kompartiment 2 um Grössenordnungen höher ist als die entsprechende Konzentration in der Nahzone des Urnersees, dem Lieferanten des Trink- und Tränkewassers im Basisfall "Kalk".

Im Bereich $t > 10^5$ a wird der Einfluss des längeren Fliessweges im Wirtgestein auf die Nuklide mit Sorption deutlicher. Das Maximum des Cs-135, das im Rechenfall T1B1 nach $1{,}2 \cdot 10^5$ Jahren auftritt und $6 \cdot 10^{-6}$ mrem/a erreicht, erscheint jetzt nach $8 \cdot 10^5$ Jahren mit einer maximalen Jahresdosis von $5 \cdot 10^{-4}$ mrem. Aufgrund der langen Halbwertszeit des Cs-135 von $2{,}3 \cdot 10^6$ a ist der Einfluss des Zerfalls während der verlängerten Transportzeit nur gering und wird durch die Verteilung des Cäsiums auf die See- und Bodenkompartimente mehr als kompensiert, woraus die im Vergleich zum Fall T1B1 um den Faktor 80 erhöhte Strahlenexposition resultiert.

Für die meist stark sorbierenden α-Strahler wirkt sich der um 440 m verlängerte Migrationsweg durch den Mergel noch stärker aus. Verglichen mit dem Basisfall "Kalk" wird eine weitere Verzögerung der Radionuklidfreisetzung in die Biosphäre von rund $3 \cdot 10^7$ Jahren erreicht. Das Dosismaximum von Ra-226, Pa-231 und Th-230 tritt jetzt nach $3{,}9 \cdot 10^7$ Jahren auf und erreicht 0,16 mrem/a. Die Nuklide Ra-226 und Pa-231 sind mit Anteilen von 83 % (Ra-226) und 15 % (Pa-231) dominant.

Das in anderen Fällen (T2B1, T2B2) wichtige Np-237 mit einer Halbwertszeit von $2{,}1 \cdot 10^6$ a ist in diesem Szenarium beim Eintritt in die Biosphäre bereits zum grössten Teil zerfallen.

Die Nuklidkonzentrationen C_i der wichtigsten Nuklide Cl-36, I-129, Ra-226 und Pa-231 in den 4 Kompartimenten sind:

	C_1 [Ci/kg]	C_2 [Ci/m^3]	C_3 [Ci/m^3]	C_4 [Ci/m^3]
Cl-36	$1 \cdot 10^{-13}$	$5 \cdot 10^{-10}$	$1 \cdot 10^{-12}$	$5 \cdot 10^{-14}$
I-129	$2 \cdot 10^{-12}$	$2 \cdot 10^{-10}$	$4 \cdot 10^{-13}$	$2 \cdot 10^{-14}$
Ra-226	$2 \cdot 10^{-12}$	$1 \cdot 10^{-11}$	$3 \cdot 10^{-14}$	$1 \cdot 10^{-15}$
Pa-231	$1 \cdot 10^{-14}$	$1 \cdot 10^{-13}$	$2 \cdot 10^{-16}$	$1 \cdot 10^{-17}$

D2.2 T3B2: Trockenklima-Szenarium (Fig. D-6, Tab. D-8)

Im Trockenklima-Szenarium des Basisfalls "Schiefer" wird das Wasser zur Bewässerung des Uferstreifens dem Kompartiment 3 ($f_{31} > 0$), das Trink- und Tränkewasser dem Kompartiment 2 entnommen. Gleichwohl wird für die Berechnung der Nuklidablagerung auf den Pflanzen die Nuklidkonzentration im Porenwasser des Kompartimentes 2 zugrunde gelegt (konservative Vereinfachung, siehe Abschnitt 5.2.2.4). Dabei tritt bei allen betrachteten Dosismaxima eine Erhöhung der Strahlenexposition um den Faktor 2 - verglichen mit T3B1 - auf. Der wichtigste Grund für diese Verdoppelung ist der gegenüber dem Normalklima nur halb so grosse Hangabfluss f_{02}.

Tabelle D-8: Dosismaxima im mrem/a und Anteile der Nuklide und Expositionspfade im Rechenfall T3B2

NUKLID	TRINKEN	MILCH	FLEISCH	BL.GEM.	GETR.	W.GEM.	EIER	FISCH	TOTAL	ANTEIL(%)
T = 2.24E+03 A										
I-129	6.6E-02	2.1E-01	2.2E-02	9.8E-03	4.8E-02	1.2E-03	1.2E-03	5.1E-07	3.6E-01	87.8
CL-36	2.1E-03	3.2E-02	1.5E-02	3.2E-04	1.0E-03	2.8E-04	2.1E-04	3.2E-09	5.0E-02	12.2
TOTAL	6.8E-02	2.4E-01	3.7E-02	1.0E-02	4.9E-02	1.5E-03	1.5E-03	5.1E-07	4.1E-01	
ANTEIL(%)	16.7	59.3	8.9	2.5	12.0	0.4	0.4	0.0	100.0	
T = 3.00E+04 A										
C-14	7.2E-04	0.0E-01	0.0E-01	9.6E-05	0.0E-01	0.0E-01	0.0E-01	0.0E-01	8.2E-04	100.0
TOTAL	7.2E-04	1.4E-15	3.1E-14	9.6E-05	1.8E-17	2.0E-17	3.2E-17	3.7E-20	8.2E-04	
ANTEIL(%)	88.3	0.0	0.0	11.7	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	
T = 7.89E+05 A										
CS-135	1.3E-04	3.6E-04	3.8E-04	3.0E-05	3.3E-05	3.2E-05	2.5E-07	1.9E-08	9.7E-04	99.5
TOTAL	1.3E-04	3.7E-04	3.8E-04	3.0E-05	3.3E-05	3.2E-05	2.6E-07	1.9E-08	9.7E-04	
ANTEIL(%)	13.1	37.7	39.3	3.1	3.4	3.3	0.0	0.0	100.0	
T = 3.93E+07 A										
RA-226	1.4E-01	2.4E-02	1.5E-02	2.3E-02	8.9E-02	3.1E-02	7.6E-04	5.4E-07	3.2E-01	85.7
PA-231	4.2E-03	7.5E-06	3.4E-02	1.5E-03	1.4E-03	8.0E-03	1.8E-05	6.3E-09	4.9E-02	13.0
TOTAL	1.5E-01	2.4E-02	5.0E-02	2.5E-02	9.2E-02	4.0E-02	7.8E-04	5.5E-07	3.8E-01	
ANTEIL(%)	39.1	6.3	13.1	6.6	24.2	10.4	0.2	0.0	100.0	

- Die Strahlenexposition durch I-129 und Cl-36 beträgt jetzt 0,41 mrem/a, die Expositionspfadanteile sind praktisch unverändert geblieben.

- Das Dosismaximum des C-14 erreicht $8 \cdot 10^{-4}$ mrem/a, dasjenige des Cs-135 10^{-3} mrem/a.

- Die α-Strahler bewirken eine Strahlenexposition von maximal 0,38 mrem/a, die hauptsächlich durch Ra-226 und Pa-231 bestimmt wird.

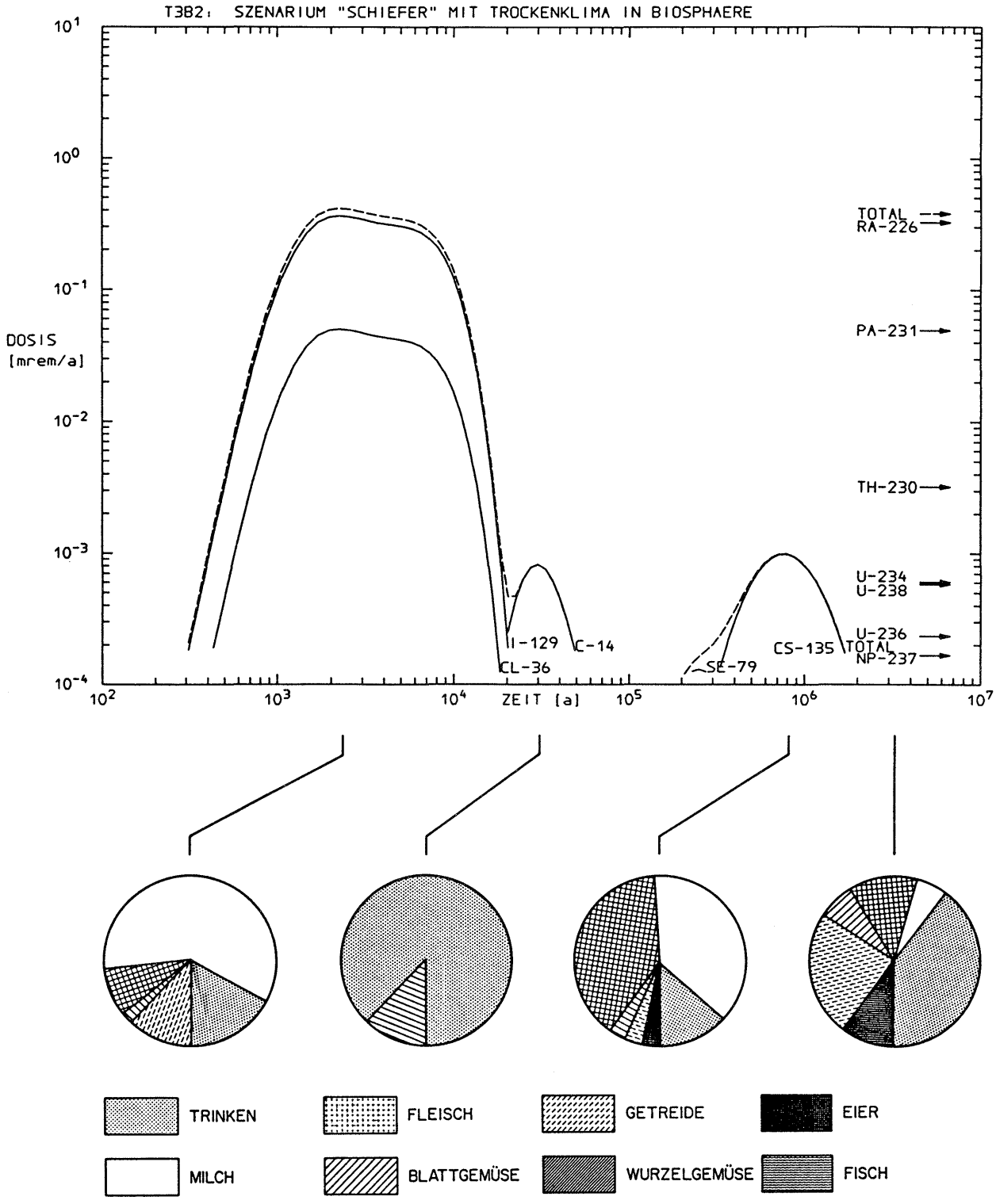


Fig. D-6: Zeitlicher Verlauf der nuklidspezifischen Jahresdosen im Rechenfall T3B2

D2.3 T3B3: Konservative K_d-Werte in der Bodenoberschicht (Fig. D-7, Tab. D-9)

Höhere Verteilungskoeffizienten K_d in der Humusschicht führen zu höherem Nuklidangebot im Bereich des Wurzelraumes der Pflanzen, verstärkter Nuklidkonzentration in der Pflanze und schliesslich zu erhöhten Strahlenexpositionen. Dabei werden aber die Verteilungskoeffizienten nicht generell höher angenommen: für C-14, Cl-36, Ra-226 und die Thorium-Isotope zum Beispiel wurden aufgrund bestehender Kenntnisse keine höheren K_d-Werte für die Humusschicht angenommen; der K_d-Wert für I-129 ist im Basisfall schon konservativ und wurde hier ebenfalls nicht geändert.

Tabelle D-9: Dosismaxima in mrem/a und Anteile der Nuklide und Expositionspfad im Rechenfall T3B3

NUKLID	TRINKEN	MILCH	FLEISCH	BL.GEM.	GETR.	W.GEM.	EIER	FISCH	TOTAL	ANTEIL(%)
T = 2.24E+03 A										
I-129	3.3E-02	1.1E-01	1.1E-02	4.9E-03	2.4E-02	6.0E-04	6.2E-04	5.1E-07	1.8E-01	84.0
CL-36	1.0E-03	2.1E-02	9.5E-03	2.3E-04	2.0E-03	5.5E-04	2.5E-04	3.2E-09	3.4E-02	16.0
TOTAL	3.4E-02	1.3E-01	2.1E-02	5.2E-03	2.6E-02	1.2E-03	8.8E-04	5.1E-07	2.2E-01	
ANTEIL(%)	15.9	59.0	9.5	2.4	12.2	0.5	0.4	0.0	100.0	
T = 3.00E+04 A										
C-14	3.6E-04	0.0E-01	0.0E-01	4.8E-05	0.0E-01	0.0E-01	0.0E-01	0.0E-01	4.1E-04	100.0
TOTAL	3.6E-04	2.2E-15	1.9E-14	4.8E-05	4.3E-15	2.6E-15	3.8E-17	3.7E-20	4.1E-04	
ANTEIL(%)	88.3	0.0	0.0	11.7	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	
T = 7.17E+05 A										
CS-135	6.2E-05	7.2E-04	7.6E-04	7.5E-05	1.6E-04	1.6E-04	4.7E-07	1.9E-08	1.9E-03	87.2
PD-107	1.4E-06	4.0E-05	2.3E-05	2.0E-05	1.2E-04	7.3E-05	6.1E-07	4.4E-11	2.8E-04	12.4
TOTAL	6.4E-05	7.7E-04	7.8E-04	9.5E-05	2.8E-04	2.3E-04	1.1E-06	1.9E-08	2.2E-03	
ANTEIL(%)	2.9	34.6	35.2	4.3	12.7	10.4	0.0	0.0	100.0	
T = 3.93E+07 A										
RA-226	7.1E-02	1.0E-02	6.7E-03	1.1E-02	2.8E-02	9.6E-03	3.0E-04	5.4E-07	1.4E-01	15.3
PA-231	2.0E-03	7.6E-05	3.5E-01	3.7E-02	5.6E-02	3.1E-01	2.8E-04	6.2E-09	7.6E-01	84.3
TOTAL	7.5E-02	1.1E-02	3.5E-01	4.8E-02	8.5E-02	3.2E-01	5.9E-04	5.5E-07	9.0E-01	
ANTEIL(%)	8.3	1.2	39.4	5.4	9.5	36.2	0.1	0.0	100.0	

Die resultierenden Strahlendosen ändern sich gegenüber dem Basisfall T3B1 wie folgt:

- Aufgrund der unveränderten Sorptionseigenschaften von Cl-36 und I-129 sowie C-14 präsentieren sich identische Resultate wie im Rechenfall T3B1 für diese Nuklide.

- Im Bereich zwischen 10^5 und 10^6 Jahren tritt neu das Palladium 107 in Erscheinung, dessen K_d-Wert um 3 Grössenordnungen angehoben wurde. Zusammen mit dem Cs-135 resultiert ein Dosismaximum von $2{,}2 \cdot 10^{-3}$ mrem/a nach $7{,}2 \cdot 10^5$ Jahren.

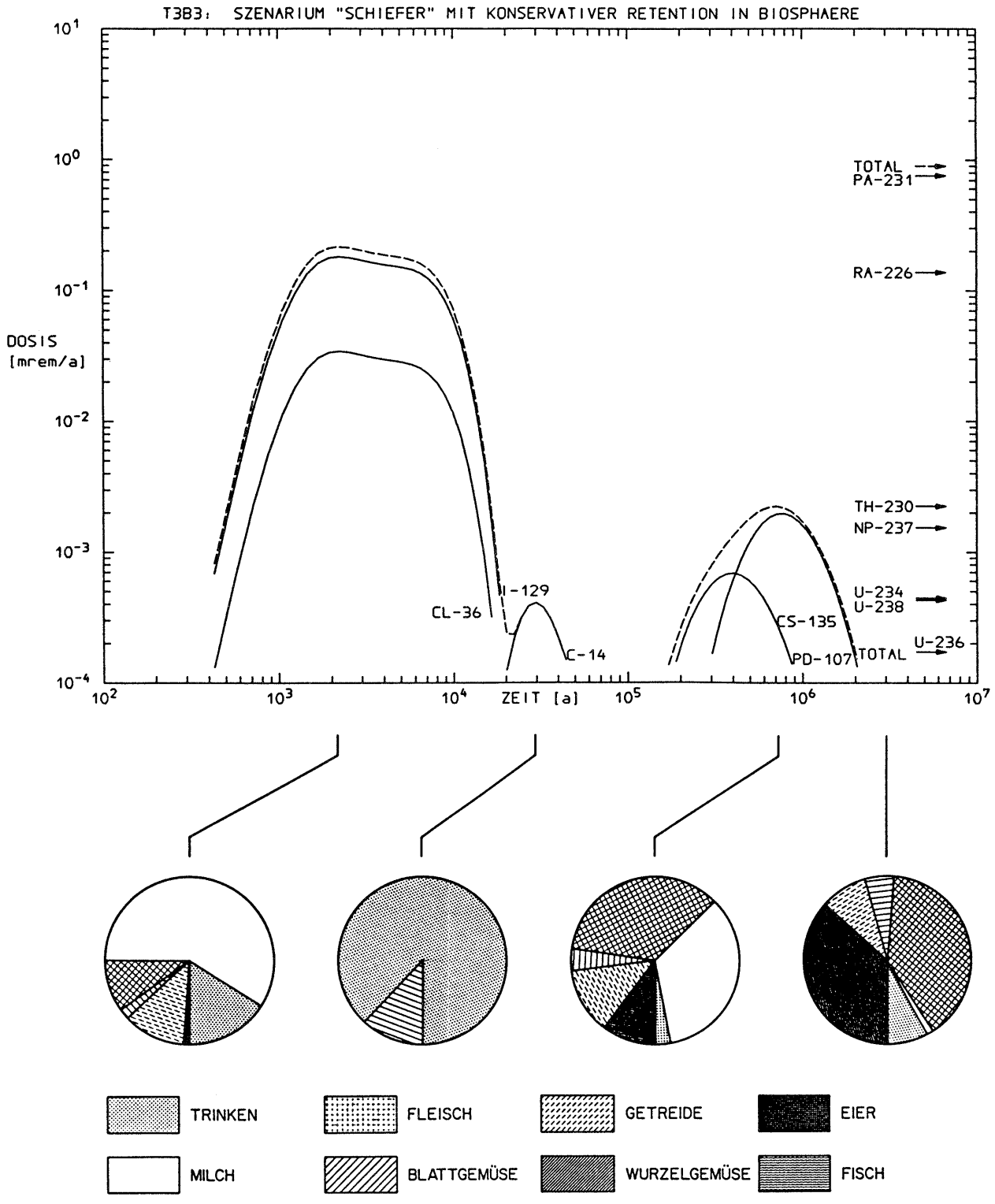


Fig. D-7: Zeitlicher Verlauf der nuklidspezifischen Jahresdosen im Rechenfall T3B3

- Der unveränderte K_d-Wert von Ra-226 bei gleichzeitiger Erhöhung des Verteilungskoeffizienten von Pa-231 um 2 Grössenordnungen führt zu einer Vertauschung der dominanten Radionuklide und zu einer weiteren Erhöhung der Strahlenexposition auf 0,9 mrem/a, wovon 0,76 mrem/a allein vom Pa-231 stammen. Die bedeutendsten Expositionspfadanteile stammen jetzt vom Fleisch und Wurzelgemüse.

D2.4 T4B1: Konservative K_d-Werte in der Geosphäre (Fig. D-8, Tab. D-10)

Die in diesem Szenarium pessimistisch gewählten Verteilungskoeffizienten in der Geosphäre bewirken eine um $3{,}8 \cdot 10^7$ Jahre frühere Freisetzung der wichtigsten Nuklide Ra-226 und Pa-231 in die Biosphäre. Dabei resultieren erwartungsgemäss erhöhte Dosismaxima.

Tabelle D-10: Dosismaxima in mrem/a und Anteile der Nuklide und Expositionspfade im Rechenfall T4B1

NUKLID	TRINKEN	MILCH	FLEISCH	BL.GEM.	GETR.	W.GEM.	EIER	FISCH	TOTAL	ANTEIL(%)
T = 2.24E+03 A										
I-129	3.3E-02	1.1E-01	1.1E-02	4.9E-03	2.4E-02	6.0E-04	6.2E-04	5.1E-07	1.8E-01	83.9
CL-36	1.0E-03	2.1E-02	9.5E-03	2.3E-04	2.0E-03	5.5E-04	2.5E-04	3.2E-09	3.4E-02	16.0
TOTAL	3.4E-02	1.3E-01	2.1E-02	5.2E-03	2.6E-02	1.2E-03	8.8E-04	5.2E-07	2.2E-01	
ANTEIL(%)	16.0	58.9	9.5	2.4	12.2	0.5	0.4	0.0	100.0	
T = 4.02E+04 A										
SE-79	3.6E-04	4.1E-04	9.4E-03	4.9E-05	3.1E-06	5.3E-06	9.6E-06	2.2E-08	1.0E-02	97.9
C-14	2.0E-04	0.0E-01	0.0E-01	2.6E-05	0.0E-01	0.0E-01	0.0E-01	0.0E-01	2.2E-04	2.1
TOTAL	5.5E-04	4.1E-04	9.4E-03	7.5E-05	3.1E-06	5.3E-06	9.6E-06	2.2E-08	1.0E-02	
ANTEIL(%)	5.3	3.9	89.9	0.7	0.0	0.0	0.1	0.0	100.0	
T = 7.89E+05 A										
TH-229	6.4E-02	8.4E-04	9.6E-03	1.8E-02	4.3E-02	5.4E-02	3.8E-04	5.8E-07	1.9E-01	7.8
RA-226	5.3E-01	7.7E-02	5.0E-02	8.0E-02	2.2E-01	7.4E-02	2.3E-03	4.0E-06	1.0E+00	42.3
PA-231	9.5E-02	1.7E-04	7.8E-01	3.4E-02	3.2E-02	1.8E-01	4.1E-04	2.9E-07	1.1E+00	46.2
TOTAL	7.4E-01	8.5E-02	8.4E-01	1.4E-01	3.0E-01	3.2E-01	3.3E-03	5.0E-06	2.4E+00	
ANTEIL(%)	30.5	3.5	34.7	5.8	12.3	13.0	0.1	0.0	100.0	
T = 3.30E+06 A										
NP-237	3.1E-01	4.3E-04	4.9E-03	4.8E-02	1.1E-02	6.0E-02	7.9E-06	9.4E-07	4.3E-01	56.2
U-233	2.4E-02	2.8E-03	7.5E-04	3.2E-03	6.2E-04	4.3E-04	7.0E-05	1.5E-08	3.2E-02	4.1
TH-229	9.3E-02	1.2E-03	1.4E-02	2.6E-02	6.2E-02	7.9E-02	5.5E-04	8.5E-07	2.8E-01	36.0
RA-226	5.7E-03	8.4E-04	5.4E-04	8.7E-04	2.4E-03	8.0E-04	2.5E-05	4.4E-08	1.1E-02	1.5
PA-231	1.3E-03	2.3E-06	1.1E-02	4.6E-04	4.4E-04	2.5E-03	5.6E-06	3.9E-09	1.5E-02	2.0
TOTAL	4.3E-01	5.4E-03	3.1E-02	7.8E-02	7.6E-02	1.4E-01	6.6E-04	1.9E-06	7.7E-01	
ANTEIL(%)	56.4	0.7	4.1	10.2	9.9	18.6	0.1	0.0	100.0	

- Das Dosismaximum des I-129/Cl-36 bleibt bei dieser Parametervariation qualitativ und quantitativ unverändert, da die Verteilungskoeffizienten dieser Nuklide bereits im Basisfall 0 gesetzt wurden (vgl. T3B1).

- Die Senkung des K_d-Wertes von 10^{-2} auf 10^{-3} m^3/kg erhöht die Dosis durch Se-79 - verglichen mit dem Basisfall "Schiefer" - um mehr als zwei Grössenordnungen auf 10^{-2} mrem/a. Dabei bewirkt der reduzierte Verteilungskoeffizient in der Geosphäre einen schnelleren Transport und damit eine um $2 \cdot 10^5$ Jahre frühere Freisetzung des Se-79 in die Biosphäre. Der reduzierte Einfluss des Zerfalls von Se-79 ($T\ 1/2 = 6{,}5 \cdot 10^4$ a) in der Geosphäre bewirkt die drastische Erhöhung der Strahlendosis.

- Im Bereich $t > 10^5$ Jahre präsentiert sich nun ein völlig anderes Bild. Die in diesem Szenarium maximal auftretende Strahlendosis beträgt 2,4 mrem/a und wird nach $7{,}8 \cdot 10^5$ Jahren vor allem durch die Nuklide Ra-226 und Pa-231 verursacht, deren Freisetzungsmaximum gleichzeitig erfolgt. (Beides sind relativ kurzlebige Tochternuklide von langlebigen Uran-Isotopen.) Nach $3{,}3 \cdot 10^6$ Jahren führt der Einfluss des stärker sorbierten Np-237 und Th-229 zu einem weiteren relativen Maximum von 0,77 mrem/a.

Die Nuklidkonzentrationen C_i in den 4 Kompartimenten, die zur Dosis von 2,4 mrem führen, sind:

	C_1 [Ci/kg]	C_2 [Ci/m^3]	C_3 [Ci/m^3]	C_4 [Ci/m^3]
Pa-231	$5 \cdot 10^{-13}$	$5 \cdot 10^{-12}$	$1 \cdot 10^{-14}$	$6 \cdot 10^{-16}$
Ra-226	$1 \cdot 10^{-11}$	$9 \cdot 10^{-11}$	$2 \cdot 10^{-13}$	$1 \cdot 10^{-14}$
Th-229	$1 \cdot 10^{-10}$	$2 \cdot 10^{-11}$	$5 \cdot 10^{-14}$	$3 \cdot 10^{-15}$

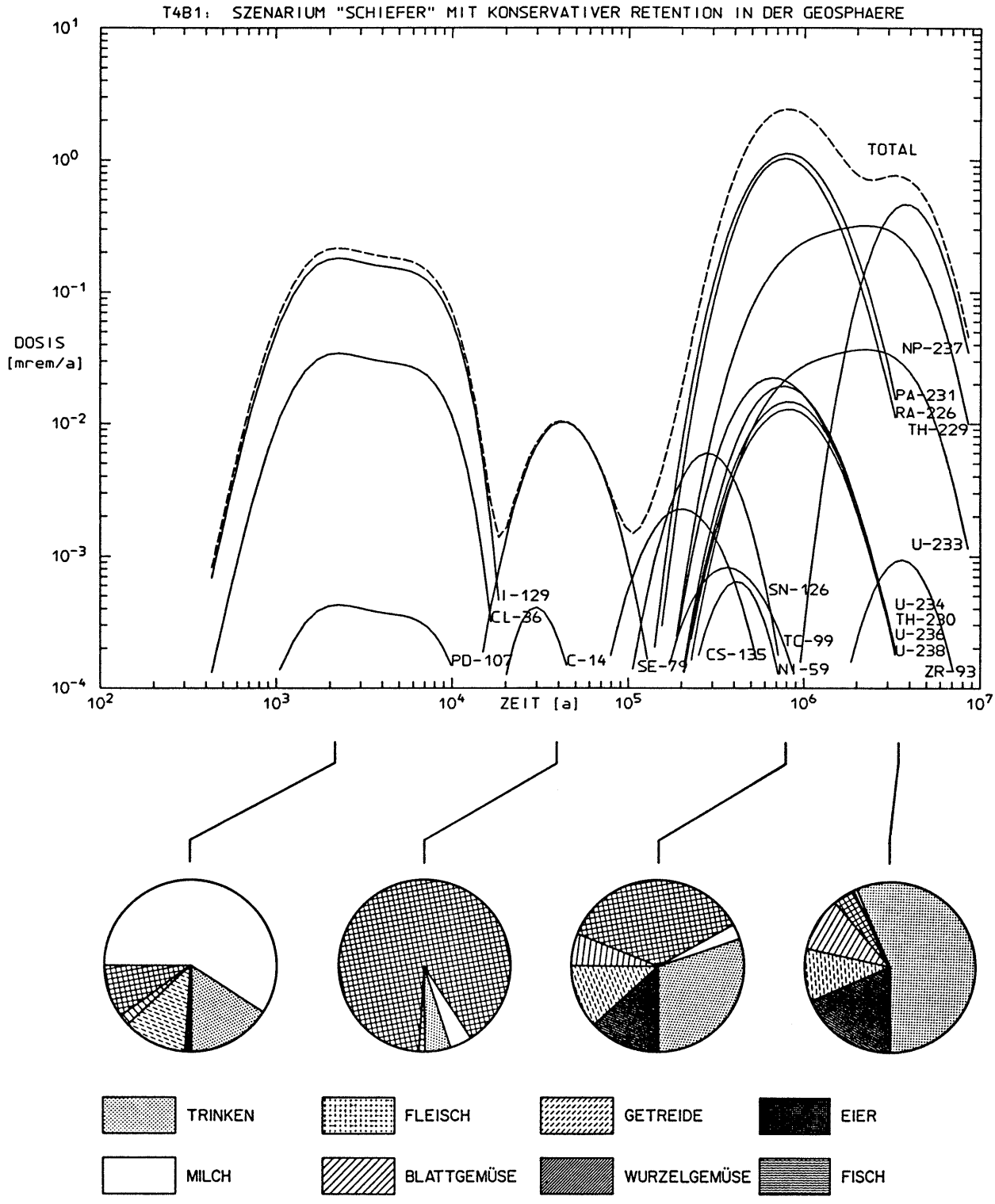


Fig. D-8: Zeitlicher Verlauf der nuklidspezifischen Jahresdosen im Rechenfall T4B1

D2.5 T4B2: Trockenklima-Szenarium (Fig. D-9, Tab. D-11)

Der Einfluss dieser Parametervariation auf das Dosismaximum des I-129 und Cl-36 ist identisch mit den in T3B1/T3B2 auftretenden Veränderungen, da die K_d-Werte in der Geosphäre für diese beiden Nuklide nach wie vor null sind. Bei den anderen relevanten Nukliden ergeben sich folgende Veränderungen:

Tabelle D-11: Dosismaxima in mrem/a und Anteile der Nuklide und Expositionspfade im Rechenfall T4B2

NUKLID	TRINKEN	MILCH	FLEISCH	BL.GEM.	GETR.	W.GEM.	EIER	FISCH	TOTAL	ANTEIL(%)
T = 2.24E+03 A										
I-129	6.6E-02	2.1E-01	2.2E-02	9.8E-03	4.8E-02	1.2E-03	1.2E-03	5.1E-07	3.6E-01	87.6
CL-36	2.1E-03	3.2E-02	1.5E-02	3.2E-04	1.0E-03	2.8E-04	2.1E-04	3.2E-09	5.0E-02	12.2
TOTAL	6.9E-02	2.4E-01	3.7E-02	1.0E-02	4.9E-02	1.5E-03	1.5E-03	5.2E-07	4.1E-01	
ANTEIL(%)	16.7	59.2	8.9	2.5	12.0	0.4	0.4	0.0	100.0	
T = 4.02E+04 A										
SE-79	7.2E-04	8.1E-04	1.9E-02	9.7E-05	5.5E-06	9.2E-06	1.9E-05	2.2E-08	2.0E-02	97.9
C-14	3.9E-04	0.0E-01	0.0E-01	5.2E-05	0.0E-01	0.0E-01	0.0E-01	0.0E-01	4.5E-04	2.2
TOTAL	1.1E-03	8.1E-04	1.9E-02	1.5E-04	5.5E-06	9.2E-06	1.9E-05	2.2E-08	2.1E-02	
ANTEIL(%)	5.4	3.9	89.9	0.7	0.0	0.0	0.1	0.0	100.0	
T = 7.89E+05 A										
TH-229	1.8E-01	8.4E-04	9.7E-03	3.2E-02	3.4E-02	4.3E-02	6.7E-04	8.4E-07	3.0E-01	5.5
RA-226	1.1E+00	2.0E-01	1.3E-01	1.9E-01	8.6E-01	2.9E-01	6.6E-03	4.2E-06	2.8E+00	50.4
PA-231	1.9E-01	3.4E-04	1.6E+00	6.8E-02	6.5E-02	3.6E-01	8.3E-04	2.9E-07	2.3E+00	41.0
TOTAL	1.6E+00	2.1E-01	1.7E+00	3.0E-01	9.7E-01	7.1E-01	8.5E-03	5.4E-06	5.5E+00	
ANTEIL(%)	28.9	3.9	31.1	5.5	17.6	12.9	0.2	0.0	100.0	
T = 3.30E+06 A										
NP-237	6.2E-01	8.6E-04	9.9E-03	9.5E-02	2.1E-02	1.2E-01	1.6E-05	9.4E-07	8.6E-01	60.2
U-233	4.7E-02	5.6E-03	1.5E-03	6.4E-03	1.2E-03	8.6E-04	1.4E-04	1.4E-08	6.3E-02	4.4
TH-229	2.7E-01	1.2E-03	1.4E-02	4.6E-02	4.9E-02	6.3E-02	9.7E-04	1.2E-06	4.4E-01	31.0
RA-226	1.2E-02	2.1E-03	1.4E-03	2.0E-03	8.9E-03	3.0E-03	7.0E-05	4.5E-08	2.9E-02	2.1
PA-231	2.6E-03	4.7E-06	2.1E-02	9.2E-04	8.8E-04	4.9E-03	1.1E-05	3.9E-09	3.1E-02	2.1
TOTAL	9.5E-01	9.9E-03	4.9E-02	1.5E-01	8.1E-02	1.9E-01	1.2E-03	2.2E-06	1.4E+00	
ANTEIL(%)	66.2	0.7	3.4	10.6	5.7	13.3	0.1	0.0	100.0	

- Die Dosisleistung des Se-79 wird auf maximal $2{,}1 \cdot 10^{-2}$ mrem/a verdoppelt.
- Die jährliche Strahlenexposition durch die α-Strahler Ra-226 und Pa-231 wird von 2,4 mrem auf 5,5 mrem gesteigert. Die Expositionspfadanteile sind quasi unverändert geblieben, den grössten Zuwachs erfährt der Getreidepfad mit 5 %.
- Das Dosismaximum des Np-237 und Th-229 ändert sich im gleichen Verhältnis auf 1,4 mrem/a.

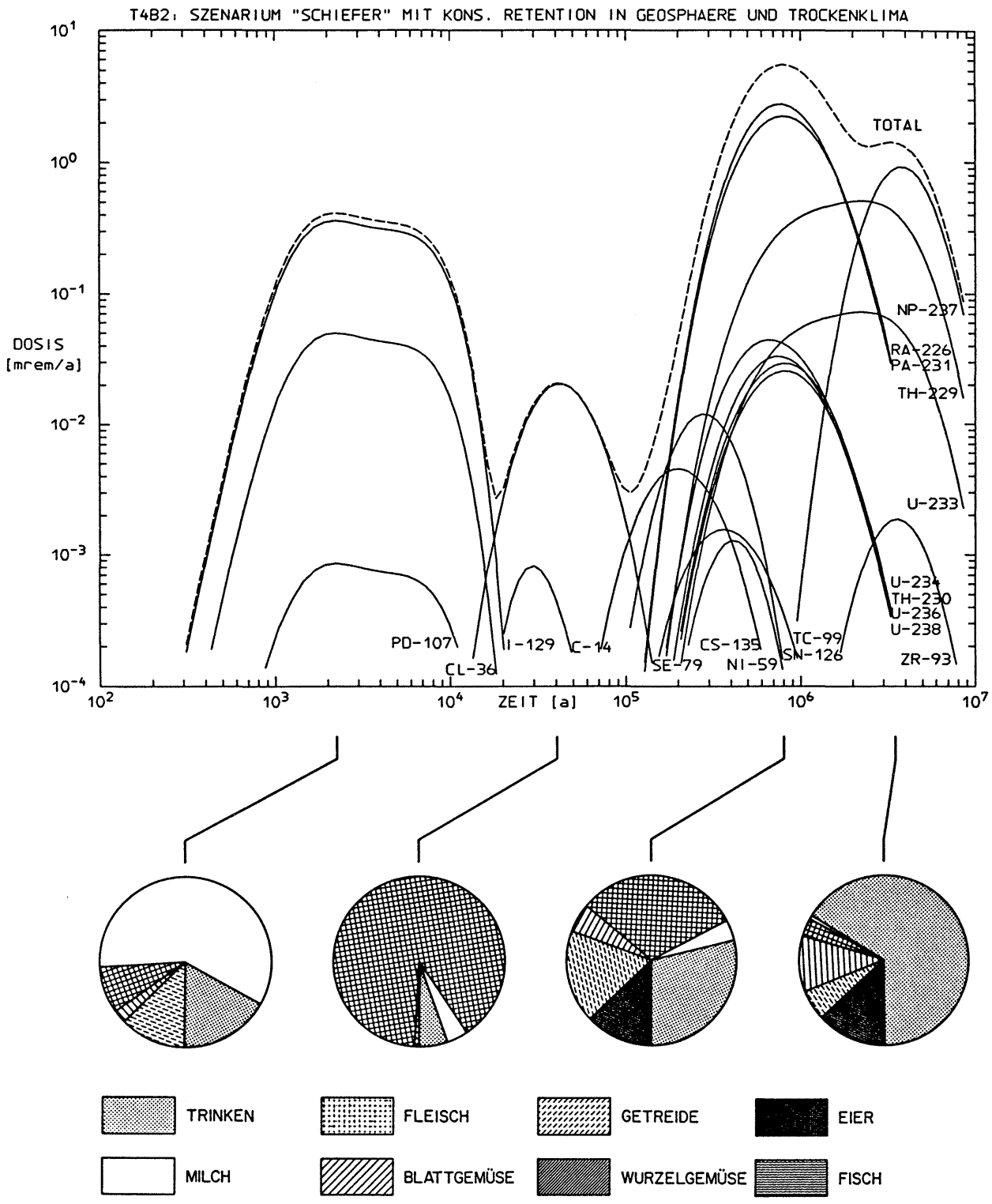


Fig. D-9: Zeitlicher Verlauf der nuklidspezifischen Jahresdosen im Rechenfall T4B2

D2.6 T4B3: Konservative K_d-Werte in der Boden-Oberschicht (Fig. D-10, Tab. D-12)

Die Kombination von tiefen Verteilungskoeffizienten K_d in der Geosphäre mit gleichzeitig erhöhten K_d-Werten in der Humusschicht des Modellgebiets stellt eine Anhäufung von Konservativitäten dar, die zeigen soll, mit welchen Strahlenexpositionen im denkbar schlimmsten Fall gerechnet werden muss. Allerdings ist diese Kombination von Annahmen auch deshalb unwahrscheinlich, weil die Sorptionseigenschaften des Humus und des Wirtgesteins nicht voneinander unabhängig sind und deren "konservative" Datensätze für die K_d-Werte in entgegengesetztem Sinne sehr extrem sind: im Humus sehr hoch und im Wirtgestein sehr niedrig.

Tabelle D-12: Dosismaxima in mrem/a und Anteile der Nuklide und Expositionspfade im Rechenfall T4B3

NUKLID	TRINKEN	MILCH	FLEISCH	BL.GEM.	GETR.	W.GEM.	EIER	FISCH	TOTAL	ANTEIL(%)
T = 2.24E+03 A										
I-129	3.3E-02	1.1E-01	1.1E-02	4.9E-03	2.4E-02	6.0E-04	6.2E-04	5.1E-07	1.8E-01	69.0
PD-107	2.4E-04	6.7E-03	3.8E-03	3.4E-03	2.0E-02	1.2E-02	1.0E-04	7.4E-09	4.7E-02	17.9
CL-36	1.0E-03	2.1E-02	9.5E-03	2.3E-04	2.0E-03	5.5E-04	2.5E-04	3.2E-09	3.4E-02	13.1
TOTAL	3.4E-02	1.3E-01	2.4E-02	8.6E-03	4.7E-02	1.3E-02	9.8E-04	5.2E-07	2.6E-01	
ANTEIL(%)	13.1	51.0	9.3	3.3	17.8	5.1	0.4	0.0	100.0	
T = 4.02E+04 A										
SE-79	3.6E-04	4.8E-04	1.1E-02	5.3E-05	1.3E-05	2.2E-05	1.0E-05	2.2E-08	1.2E-02	98.1
C-14	2.0E-04	0.0E-01	0.0E-01	2.6E-05	0.0E-01	0.0E-01	0.0E-01	0.0E-01	2.2E-04	1.8
TOTAL	5.5E-04	4.8E-04	1.1E-02	7.9E-05	1.3E-05	2.3E-05	1.0E-05	2.2E-08	1.2E-02	
ANTEIL(%)	4.6	3.9	90.4	0.6	0.1	0.2	0.1	0.0	100.0	
T = 7.89E+05 A										
RA-226	5.3E-01	7.8E-02	5.0E-02	8.1E-02	2.3E-01	7.7E-02	2.3E-03	4.0E-06	1.0E+00	2.9
PA-231	9.4E-02	3.5E-03	1.6E+01	1.7E+00	2.6E+00	1.4E+01	1.3E-02	2.9E-07	3.5E+01	96.1
TOTAL	7.4E-01	1.0E-01	1.6E+01	1.8E+00	2.9E+00	1.5E+01	1.6E-02	5.0E-06	3.6E+01	
ANTEIL(%)	2.1	0.3	44.3	5.0	8.0	40.4	0.0	0.0	100.0	
T = 3.63E+06 A										
NP-237	3.3E-01	1.9E-03	2.2E-02	7.7E-01	1.1E+00	6.2E+00	5.5E-05	1.0E-06	8.5E+00	94.0
TH-229	8.5E-02	1.5E-03	1.7E-02	2.8E-02	7.8E-02	9.9E-02	6.1E-04	7.7E-07	3.1E-01	3.4
PA-231	3.7E-04	1.4E-05	6.2E-02	6.6E-03	1.0E-02	5.6E-02	4.9E-05	1.1E-09	1.3E-01	1.5
TOTAL	4.4E-01	1.0E-02	1.3E-01	8.1E-01	1.2E+00	6.4E+00	8.1E-04	1.8E-06	9.0E+00	
ANTEIL(%)	4.9	0.1	1.4	9.0	13.5	71.0	0.0	0.0	100.0	

Diese Parametervariation wirkt sich auf die Dosismaxima wie folgt aus:

- Während in allen bisher betrachteten Fällen ausschliesslich Jod und Chlor für das erste, im Bereich zwischen 10^3 und 10^4 Jahren auftretende Maximum verantwortlich waren, kann nun ein Einfluss des Pd-107 beobachtet werden. Dominant ist aber nach wie vor I-129 mit einem Anteil von 69 %, gefolgt von Pd-107 mit 18 % und Cl-36 mit 13 %.

- Die Erhöhung des K_d-Wertes von Se-79 um den Faktor 5 bewirkt lediglich eine um 20 % erhöhte Dosis von $1{,}2 \cdot 10^{-2}$ mrem/a dieses Nuklids.

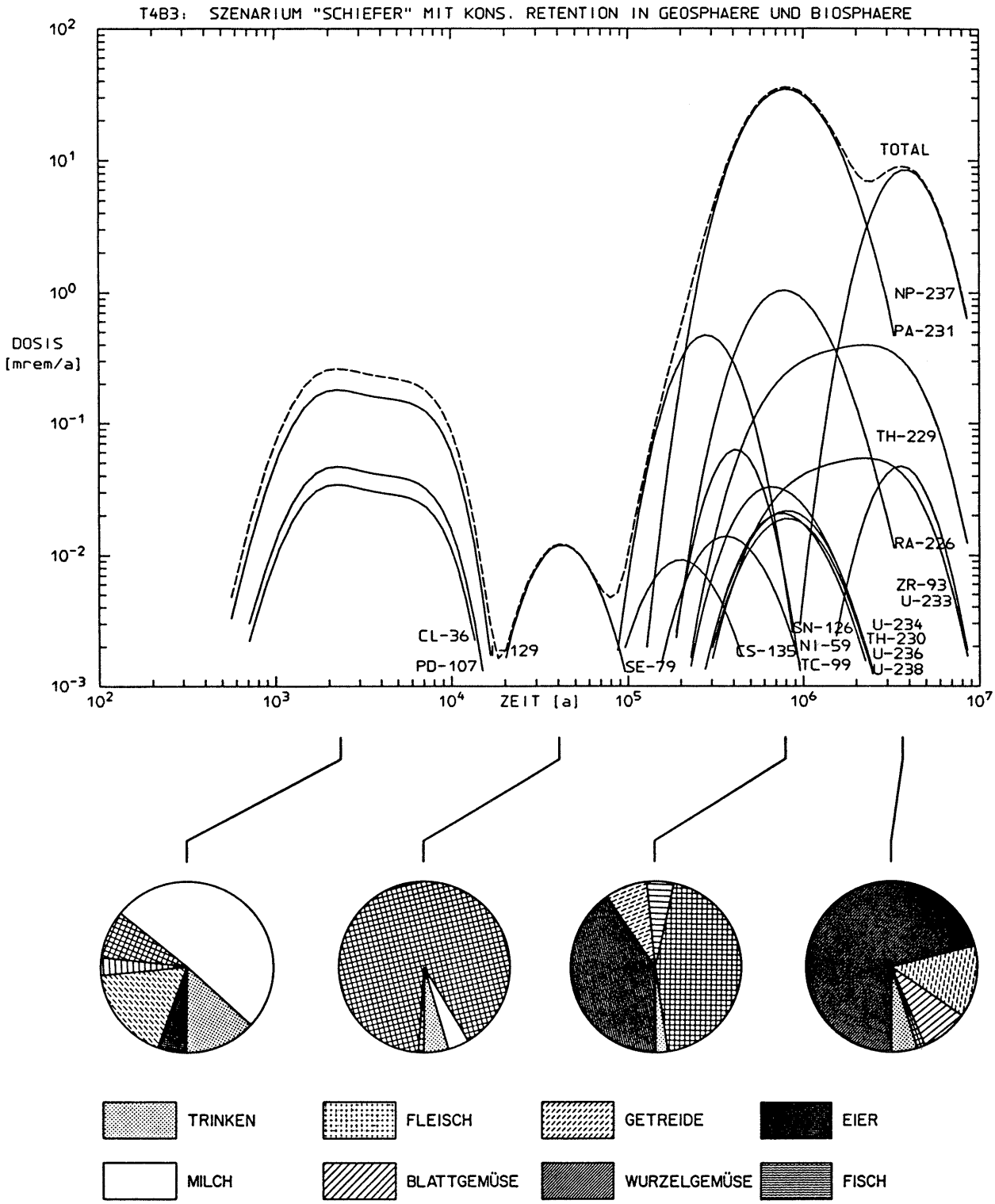


Fig. D-10: Zeitlicher Verlauf der nuklidspezifischen Jahresdosen im Rechenfall T4B3

- Der hohe Verteilungskoeffizient und damit die erhöhte Konzentration des äusserst radiotoxischen α-Strahlers Pa-231 im Wurzelraum der Pflanzen bewirkt eine maximale Strahlenexposition von 36 mrem/a, mit der nach rund $8 \cdot 10^5$ Jahren zu rechnen wäre. Akkumuliert wird Pa-231 vor allem im Fleisch und Wurzelgemüse; diese beiden Expositionspfade ergeben zusammen bereits 31 mrem/a. Der reduzierte, relative Einfluss des Ra-226 wurde schon unter T3B3 begründet.

- Der um drei Grössenordnungen erhöhte K_d-Wert des Np-237 führt ebenfalls zu einer signifikanten Steigerung der Dosis auf 9 mrem/a, was einer Zunahme gegenüber T4B1 um den Faktor 11 entspricht. Der im Rechenfall T4B1 dominante Trinkwasserpfad wird jetzt durch den Wurzelgemüse- und Getreidepfad überflügelt.

Entscheidend für die relativ hohe Strahlenexposition von 36 mrem/a ist die Konzentration des Pa-231 im Kompartiment 1, da die Konzentrationen der relevanten Nuklide in den übrigen Kompartimenten unverändert bleiben und die Verteilungskoeffizienten K_d von Ra-226 und Th-229 gegenüber T4B1 nicht verändert wurden. Diese Konzentration von Pa-231 beträgt $5 \cdot 10^{-11}$ Ci/kg trockene Erde.

D2.7 D5B1: Ausgedehntes Lager (Fig. D-11, Tab. D-13)

Die Verteilung der Nuklidfreisetzung über mehrere Kavernen im Gegensatz zur Annahme eines Punktlagers wirkt sich auf die Dosismaxima nur geringfügig aus. Generell ergibt sich eine stärkere zeitliche Dehnung der Freisetzung und im Mittel verlängerte Transportwege (erhöhte Transportzeiten) und damit niedrigere Strahlenexpositionen als im Basisfall T3B1:

Tabelle D-13: Dosismaxima in mrem/a und Anteile der Nuklide und Expositionspfade im Rechenfall T5B1

NUKLID	TRINKEN	MILCH	FLEISCH	BL.GEM.	GETR.	W.GEM.	EIER	FISCH	TOTAL	ANTEIL(%)
T = 2.55E+03 A										
I-129	3.2E-02	1.0E-01	1.1E-02	4.8E-03	2.3E-02	5.8E-04	6.0E-04	4.9E-07	1.7E-01	84.2
CL-36	9.9E-04	2.0E-02	9.0E-03	2.2E-04	1.9E-03	5.2E-04	2.4E-04	3.0E-09	3.3E-02	15.8
TOTAL	3.3E-02	1.2E-01	2.0E-02	5.0E-03	2.5E-02	1.1E-03	8.5E-04	4.9E-07	2.1E-01	
ANTEIL(%)	15.9	59.0	9.5	2.4	12.2	0.5	0.4	0.0	100.0	
T = 3.31E+04 A										
C-14	2.7E-04	0.0E-01	0.0E-01	3.6E-05	0.0E-01	0.0E-01	0.0E-01	0.0E-01	3.1E-04	100.0
TOTAL	2.7E-04	3.4E-19	7.5E-18	3.6E-05	6.7E-21	6.7E-21	7.8E-21	1.9E-23	3.1E-04	
ANTEIL(%)	88.3	0.0	0.0	11.7	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	
T = 1.05E+06 A										
CS-135	4.1E-05	1.2E-04	1.2E-04	9.8E-06	1.1E-05	1.0E-05	8.2E-08	1.3E-08	3.2E-04	99.5
TOTAL	4.2E-05	1.2E-04	1.3E-04	1.0E-05	1.1E-05	1.0E-05	8.5E-08	1.3E-08	3.2E-04	
ANTEIL(%)	13.2	37.7	39.3	3.1	3.4	3.3	0.0	0.0	100.0	
T = 6.33E+07 A										
TH-230	3.0E-04	7.2E-06	8.3E-05	1.3E-04	3.9E-04	4.9E-04	2.7E-06	2.8E-09	1.4E-03	1.4
RA-226	4.5E-02	6.5E-03	4.2E-03	6.8E-03	1.8E-02	6.0E-03	1.9E-04	3.4E-07	8.6E-02	83.6
PA-231	1.3E-03	2.3E-06	1.0E-02	4.5E-04	4.3E-04	2.4E-03	5.6E-06	3.9E-09	1.5E-02	14.6
TOTAL	4.7E-02	6.5E-03	1.5E-02	7.4E-03	1.8E-02	8.9E-03	2.0E-04	3.5E-07	1.0E-01	
ANTEIL(%)	45.4	6.4	14.3	7.2	17.9	8.7	0.2	0.0	100.0	

- Das Dosismaximum durch I-129/Cl-36 beträgt 0,21 mrem/a bei unveränderten Expositionspfadanteilen und tritt nach 2 500 Jahren auf. Das Dosismaxima ist gegenüber den Szenarien T3B1 praktisch unverändert. Dies demonstriert zum ersten Mal in diesem Bericht, dass die Dosis von nicht sorbierten Nukliden durch die Nahfeldfreisetzung, nicht aber durch den Geosphärentransport bestimmt wird.

- Die Maxima des C-14 und Cs-135 erreichen jetzt $3{,}1 \cdot 10^{-4}$ mrem/a resp. $3{,}2 \cdot 10^{-4}$ mrem/a, wobei eine Verzögerung dieser Extreme um 300 Jahre (C-14, nicht sorbiert) und $2{,}6 \cdot 10^{5}$ Jahre (Cs-135, sorbiert) auftritt.

- Die Strahlenexposition durch Ra-226 und Pa-231 erreicht 0,1 mrem/a nach $6{,}3 \cdot 10^{7}$ Jahren.

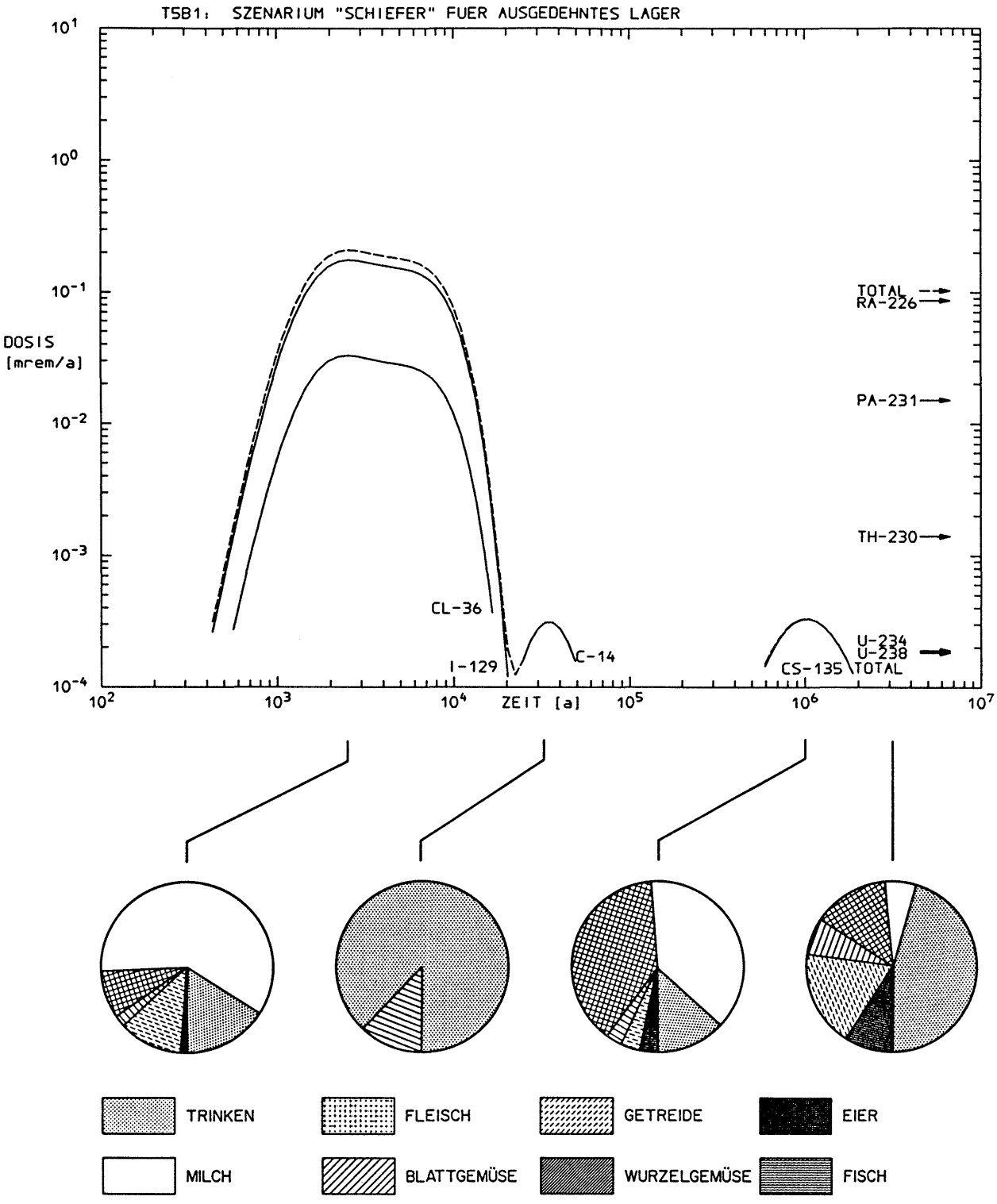


Fig. D-11: Zeitlicher Verlauf der nuklidspezifischen Jahresdosen im Rechenfall T5B1

D2.8 T6B1: Erhöhte Nahfeldfreisetzung (Fig. D-12, Tab. D-14)

Der Rechenfall T6B1 zeigt den Einfluss erhöhter Radionuklidfreisetzung aus dem Lager durch Annahme einer frühzeitigen Degradation der technischen Barrieren. Die Auswirkungen auf die resultierenden Strahlenexpositionen sind gering.

Tabelle D-14: Dosismaxima in mrem/a und Anteile der Nuklide und Expositionspfade im Rechenfall T6B1

NUKLID	TRINKEN	MILCH	FLEISCH	BL.GEM.	GETR.	W.GEM.	EIER	FISCH	TOTAL	ANTEIL(%)
T = 1.77E+03 A										
I-129	4.3E-02	1.4E-01	1.4E-02	6.4E-03	3.2E-02	7.8E-04	8.1E-04	6.6E-07	2.4E-01	84.1
CL-36	1.4E-03	2.7E-02	1.2E-02	3.0E-04	2.7E-03	7.1E-04	3.3E-04	4.1E-09	4.5E-02	15.9
TOTAL	4.5E-02	1.7E-01	2.7E-02	6.7E-03	3.4E-02	1.5E-03	1.1E-03	6.6E-07	2.8E-01	
ANTEIL(%)	15.9	59.0	9.5	2.4	12.2	0.5	0.4	0.0	100.0	
T = 3.05E+04 A										
C-14	3.0E-04	0.0E-01	0.0E-01	4.0E-05	0.0E-01	0.0E-01	0.0E-01	0.0E-01	3.4E-04	100.0
TOTAL	3.0E-04	1.4E-15	3.1E-14	4.0E-05	1.9E-17	2.3E-17	3.2E-17	7.6E-20	3.4E-04	
ANTEIL(%)	88.3	0.0	0.0	11.7	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	
T = 7.42E+05 A										
CS-135	5.7E-05	1.7E-04	1.7E-04	1.4E-05	1.5E-05	1.4E-05	1.1E-07	1.7E-08	4.4E-04	99.4
TOTAL	5.8E-05	1.7E-04	1.7E-04	1.4E-05	1.5E-05	1.5E-05	1.2E-07	1.7E-08	4.4E-04	
ANTEIL(%)	13.2	37.6	39.3	3.1	3.4	3.3	0.0	0.0	100.0	
T = 4.07E+07 A										
TH-230	4.8E-04	1.1E-05	1.3E-04	2.0E-04	6.1E-04	7.8E-04	4.3E-06	4.4E-09	2.2E-03	1.3
RA-226	7.1E-02	1.0E-02	6.6E-03	1.1E-02	2.8E-02	9.5E-03	3.0E-04	5.4E-07	1.4E-01	83.3
PA-231	2.1E-03	3.7E-06	1.7E-02	7.3E-04	7.0E-04	3.9E-03	9.1E-06	6.3E-09	2.5E-02	14.9
TOTAL	7.4E-02	1.0E-02	2.4E-02	1.2E-02	2.9E-02	1.4E-02	3.2E-04	5.5E-07	1.6E-01	
ANTEIL(%)	45.3	6.3	14.5	7.2	17.8	8.7	0.2	0.0	100.0	

- Der grösste Einfluss zeigt sich noch beim Dosismaximum der nicht sorbierten Nuklide I-129 und Cl-36. Hier lässt sich eine Erhöhung der Dosis von 0,22 mrem/a im Basisfall auf 0,28 mrem/a feststellen, wobei das Maximum knapp 500 Jahre früher, nach 1 800 Jahren, erscheint.

- Der Einfluss auf die Strahlendosis durch C-14 und Cs-135 ist minim, bei den stark sorbierten α-Strahlern lässt sich qualitativ und quantitativ kein Unterschied zu T3B1 feststellen. Die Dosis der sorbierten Nuklide ist unabhängig von der Nahfeldfreisetzung und wird nur durch den Geosphärentransport bestimmt.

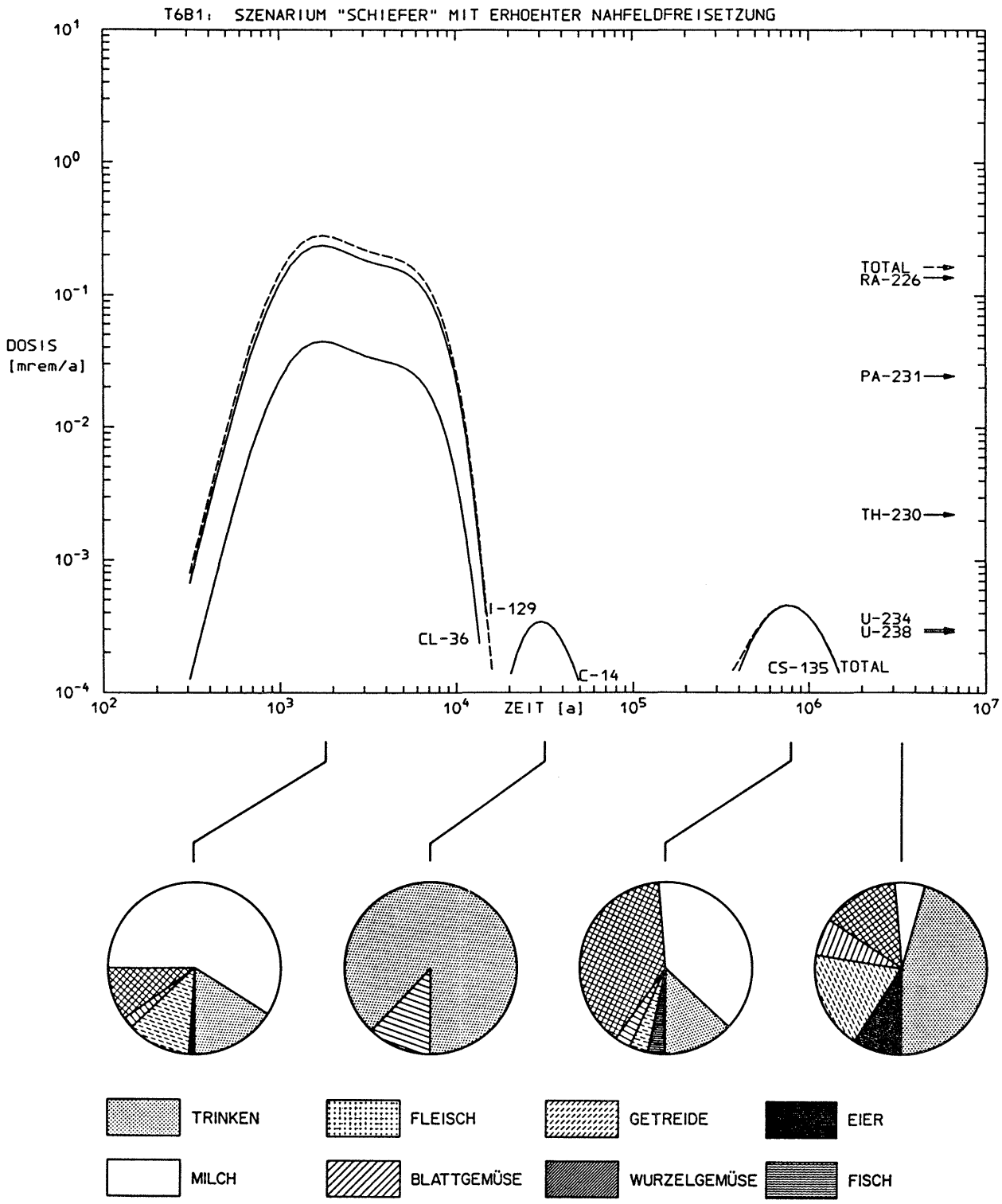


Fig. D-12: Zeitlicher Verlauf der nuklidspezifischen Jahresdosen im Rechenfall T6B1

D2.9 T7B1: Nahfeldfreisetzung durch Konvektion (Fig. D-13, Tab. D-15)

Die Annahme eines Nuklidtransportes durch konvektiven Grundwasserfluss durch das System der technischen Barrieren wirkt sich wie die Parametervariation T6B1 nur auf die Strahlendosen durch nicht sorbierte Radionuklide aus:

Tabelle D-15: Dosismaxima in mrem/a und Anteile der Nuklide und Expositionspfade im Rechenfall T7B1

NUKLID	TRINKEN	MILCH	FLEISCH	BL.GEM.	GETR.	W.GEM.	EIER	FISCH	TOTAL	ANTEIL(%)
T = 1.16E+03 A										
I-129	1.7E-01	5.4E-01	5.6E-02	2.5E-02	1.2E-01	3.1E-03	3.2E-03	2.6E-06	9.2E-01	84.0
CL-36	5.3E-03	1.1E-01	4.8E-02	1.2E-03	1.0E-02	2.8E-03	1.3E-03	1.6E-08	1.8E-01	16.0
TOTAL	1.7E-01	6.5E-01	1.0E-01	2.6E-02	1.3E-01	5.9E-03	4.5E-03	2.6E-06	1.1E+00	
ANTEIL(%)	15.9	59.0	9.5	2.4	12.2	0.5	0.4	0.0	100.0	
T = 2.21E+04 A										
C-14	3.6E-02	0.0E-01	0.0E-01	4.7E-03	0.0E-01	0.0E-01	0.0E-01	0.0E-01	4.0E-02	100.0
TOTAL	3.6E-02	2.0E-16	4.5E-15	4.7E-03	2.8E-18	3.3E-18	4.7E-18	1.1E-20	4.0E-02	
ANTEIL(%)	88.3	0.0	0.0	11.7	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	
T = 7.42E+05 A										
CS-135	4.8E-05	1.4E-04	1.4E-04	1.1E-05	1.2E-05	1.2E-05	9.5E-08	1.4E-08	3.7E-04	98.6
TOTAL	4.9E-05	1.4E-04	1.4E-04	1.2E-05	1.3E-05	1.2E-05	1.0E-07	1.5E-08	3.7E-04	
ANTEIL(%)	13.1	38.0	39.0	3.1	3.4	3.3	0.0	0.0	100.0	
T = 4.07E+07 A										
TH-230	3.9E-04	9.3E-06	1.1E-04	1.6E-04	5.0E-04	6.3E-04	3.5E-06	3.6E-09	1.8E-03	1.3
RA-226	5.8E-02	8.3E-03	5.4E-03	8.7E-03	2.3E-02	7.7E-03	2.5E-04	4.4E-07	1.1E-01	83.2
PA-231	1.7E-03	3.0E-06	1.4E-02	6.0E-04	5.7E-04	3.2E-03	7.3E-06	5.1E-09	2.0E-02	15.0
TOTAL	6.0E-02	8.4E-03	1.9E-02	9.5E-03	2.4E-02	1.2E-02	2.6E-04	4.5E-07	1.3E-01	
ANTEIL(%)	45.3	6.3	14.6	7.2	17.8	8.7	0.2	0.0	100.0	

- Die beschleunigte Nuklidfreisetzung aus dem Nahfeld zeigt sich deutlich am Dosismaximum des I-129 und Cl-36, dessen Form der impulsartigen Nuklidemission entsprechend deutlich spitzer geworden ist. Die jährliche Strahlenexposition wächst dabei auf maximal 1,1 mrem an, und das Dosismaximum tritt bereits nach 1 200 Jahren auf. Dieser Anstieg des Maximums entspricht quantitativ der erhöhten Freisetzungsrate aus dem Nahfeld.

- Das gleiche gilt für das Dosismaximum des C-14, das um $8 \cdot 10^3$ Jahre früher bei $t = 2{,}2 \cdot 10^4$ a erscheint. Die Strahlenexposition durch C-14 wird, verglichen mit dem Basisfall "Schiefer", um 2 Grössenordnungen auf $4 \cdot 10^{-2}$ mrem/a angehoben.

- Die Dosismaxima der α-Strahler werden von dieser Parametervariation kaum beeinflusst.

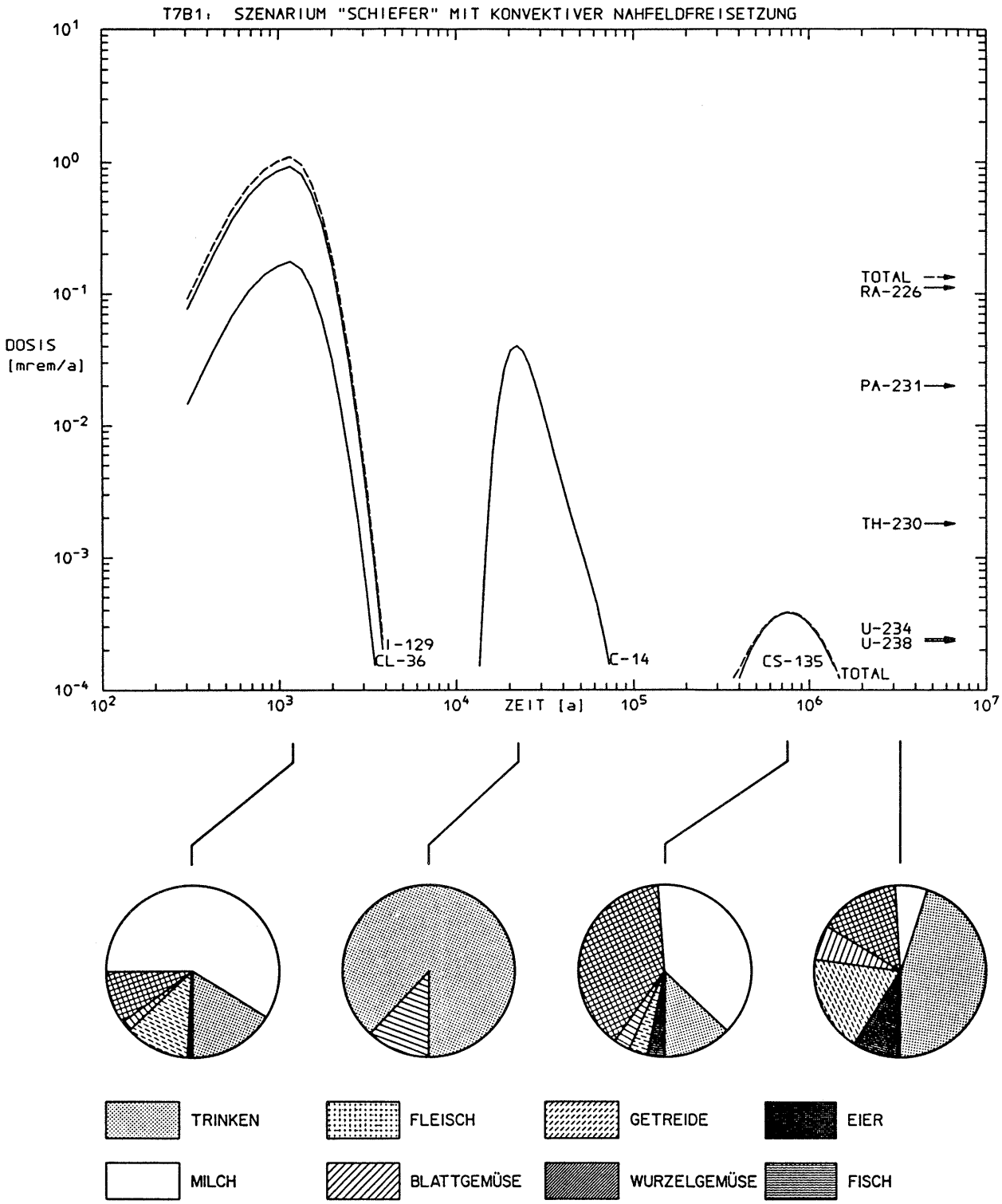


Fig. D-13: Zeitlicher Verlauf der nuklidspezifischen Jahresdosen im Rechenfall T7B1

D2.10 T8B1: Kleinere Wasserfliessgeschwindigkeit in der Geosphäre (Fig. D-14, Tab. D-16)

Die Reduktion der Wasserfliessgeschwindigkeit im Mergel von 1 m/a auf weniger konservative 0,5 m/a bewirkt längere Transportzeiten und damit auch reduzierte Strahlendosen.

Tabelle D-16: Dosismaxima in mrem/a und Anteile der Nuklide und Expositonspfade im Rechenfall T8B1

NUKLID	TRINKEN	MILCH	FLEISCH	BL.GEM.	GETR.	W.GEM.	EIER	FISCH	TOTAL	ANTEIL(%)
T = 3.28E+03 A										
I-129	3.1E-02	9.9E-02	1.0E-02	4.6E-03	2.3E-02	5.6E-04	5.8E-04	4.7E-07	1.7E-01	84.1
CL-36	9.7E-04	1.9E-02	8.9E-03	2.2E-04	1.9E-03	5.1E-04	2.4E-04	3.0E-09	3.2E-02	16.0
TOTAL	3.2E-02	1.2E-01	1.9E-02	4.8E-03	2.5E-02	1.1E-03	8.2E-04	4.7E-07	2.0E-01	
ANTEIL(%)	15.9	59.0	9.5	2.4	12.2	0.5	0.4	0.0	100.0	
T = 3.00E+04 A										
C-14	3.4E-04	0.0E-01	0.0E-01	4.5E-05	0.0E-01	0.0E-01	0.0E-01	0.0E-01	3.8E-04	100.0
TOTAL	3.4E-04	1.9E-28	4.2E-27	4.5E-05	2.6E-30	3.1E-30	4.3E-30	1.0E-32	3.8E-04	
ANTEIL(%)	88.3	0.0	0.0	11.7	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	
T = 1.40E+06 A										
CS-135	2.5E-05	7.3E-05	7.6E-05	6.0E-06	6.5E-06	6.4E-06	5.0E-08	7.6E-09	1.9E-04	99.3
TOTAL	2.6E-05	7.3E-05	7.6E-05	6.1E-06	6.6E-06	6.4E-06	5.2E-08	7.7E-09	1.9E-04	
ANTEIL(%)	13.3	37.6	39.3	3.1	3.4	3.3	0.0	0.0	100.0	
T = 7.66E+07 A										
TH-230	2.4E-04	5.7E-06	6.5E-05	9.9E-05	3.0E-04	3.9E-04	2.1E-06	2.2E-09	1.1E-03	1.4
RA-226	3.5E-02	5.1E-03	3.3E-03	5.3E-03	1.4E-02	4.7E-03	1.5E-04	2.7E-07	6.8E-02	83.7
PA-231	1.0E-03	1.8E-06	8.2E-03	3.5E-04	3.4E-04	1.9E-03	4.4E-06	3.0E-09	1.2E-02	14.6
TOTAL	3.7E-02	5.2E-03	1.2E-02	5.8E-03	1.5E-02	7.0E-03	1.6E-04	2.7E-07	8.1E-02	
ANTEIL(%)	45.4	6.4	14.3	7.2	17.9	8.7	0.2	0.0	100.0	

- Die Auswirkung dieser Parametervariation auf das Maximum der relativ langlebigen Nuklide I-129 und Cl-36 ist gering: Bei einer Verschiebung des Dosismaximums um 1 000 Jahre nach $t = 3{,}3 \cdot 10^3$ a resultiert lediglich eine Reduktion der Strahlendosis von 0,22 auf 0,2 mrem/a.

- Das Dosismaximum des Cs-135 wird um den Faktor 2,5 auf $2 \cdot 10^{-4}$ mrem/a reduziert und tritt, verglichen mit T3B1, um $6 \cdot 10^5$ Jahre später auf.

- Bei einer weiteren Verzögerung der Nuklidfreisetzung in die Biosphäre von $3{,}8 \cdot 10^7$ Jahren wird die Strahlenexposition durch die α-Strahler nur um den Faktor 2 auf $8 \cdot 10^{-2}$ mrem/a reduziert aufgrund der extrem langlebigen Mutternuklide des Pa-231 und Ra-226. Der Faktor 2 entspricht quantitativ der stärkeren Dispersion während der längeren Transportzeit.

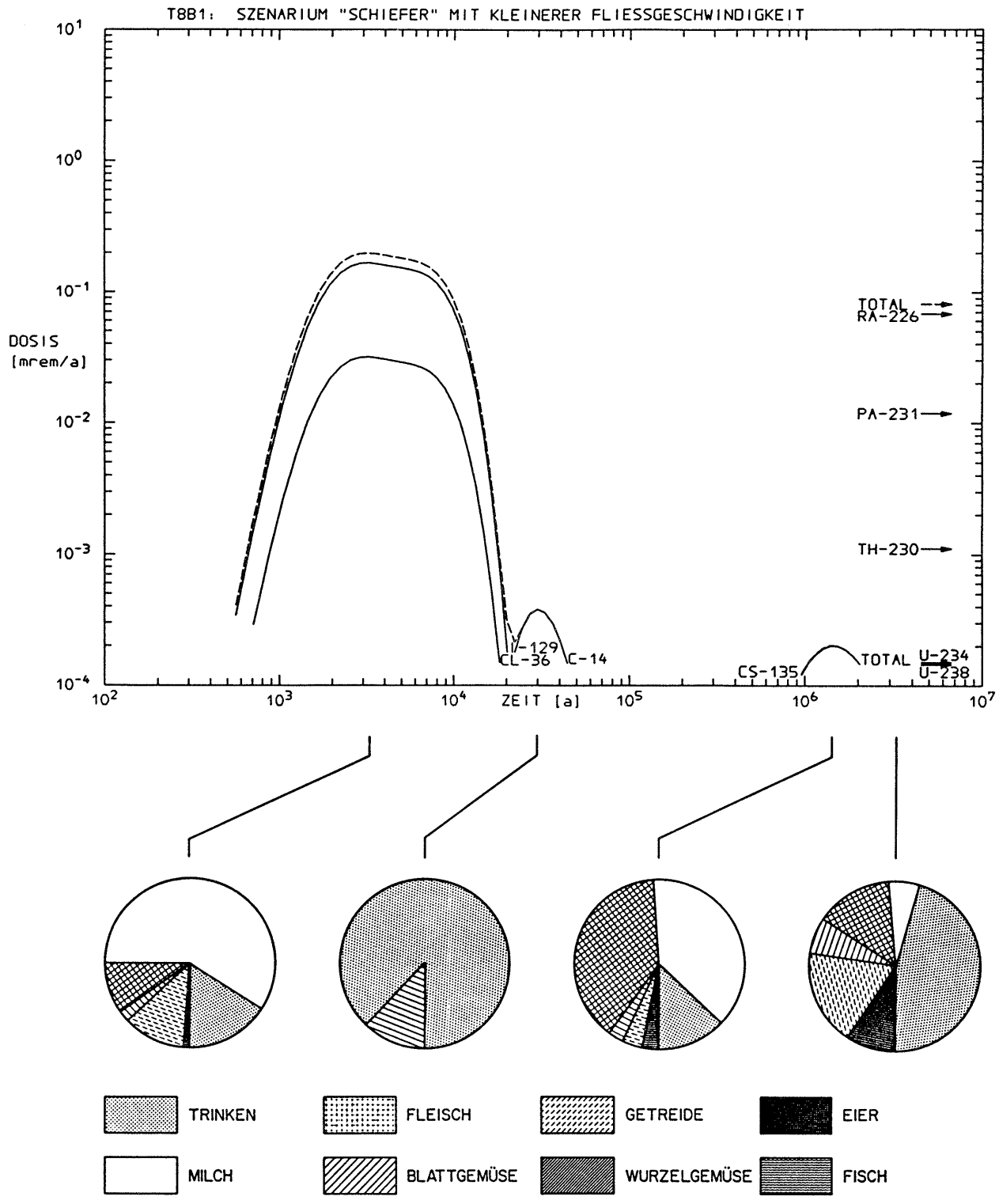


Fig. D-14: Zeitlicher Verlauf der nuklidspezifischen Jahresdosen im Rechenfall T8B1

D2.11 T9B1: Erhöhte Dispersion in der Geosphäre (Fig. D-15, Tab. D-17)

Im Geosphärenrechenfall T9 wird die Pecletzahl Pe vom Basiswert 10 auf Pe = 2 reduziert. Die Erhöhung der Dispersion kann je nach Nuklid unterschiedliche Wirkung haben. Höhere Dispersion hat eine "Verschmierung" der Freisetzung über längere Zeiträume in der Geosphäre zur Folge und damit in den meisten Fällen tiefere Werte der Freisetzungsraten. Andererseits wird ein Teil der Nuklide durch stärkere Dispersion schneller freigesetzt, und der reduzierte Einfluss des Zerfalls kann höhere Freisetzungsmaxima hervorrufen (z. B. Np-237). Massgebend für den unterschiedlichen Einfluss der Dispersion ist das Verhältnis zwischen Halbwertszeit und Transportzeit des Nuklids. Beim Transport einer kurzlebigen Tochter sind die Eigenschaften des Mutternuklids, mit der es in säkularem Gleichgewicht steht, bestimmend.

Tabelle D-17: Dosismaxima in mrem/a und Anteile der Nuklide und Expositionspfade im Rechenfall T9B1

NUKLID	TRINKEN	MILCH	FLEISCH	BL.GEM.	GETR.	W.GEM.	EIER	FISCH	TOTAL	ANTEIL(%)
T = 2.24E+03 A										
I-129	3.1E-02	9.9E-02	1.0E-02	4.6E-03	2.3E-02	5.6E-04	5.8E-04	4.7E-07	1.7E-01	84.0
CL-36	9.7E-04	1.9E-02	8.9E-03	2.2E-04	1.9E-03	5.1E-04	2.4E-04	3.0E-09	3.2E-02	16.0
TOTAL	3.2E-02	1.2E-01	1.9E-02	4.8E-03	2.5E-02	1.1E-03	8.2E-04	4.8E-07	2.0E-01	
ANTEIL(%)	15.9	59.0	9.5	2.4	12.2	0.5	0.4	0.0	100.0	
T = 3.00E+04 A										
SE-79	2.2E-07	2.6E-07	5.9E-06	3.0E-08	2.0E-09	3.3E-09	6.0E-09	1.4E-11	6.4E-06	1.5
C-14	3.6E-04	0.0E-01	0.0E-01	4.8E-05	0.0E-01	0.0E-01	0.0E-01	0.0E-01	4.1E-04	98.5
TOTAL	3.6E-04	2.6E-07	5.9E-06	4.8E-05	3.7E-09	4.4E-09	6.0E-09	1.4E-11	4.2E-04	
ANTEIL(%)	87.0	0.1	1.4	11.5	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	
T = 2.07E+05 A										
CS-135	5.7E-05	1.7E-04	1.7E-04	1.4E-05	1.5E-05	1.4E-05	1.1E-07	1.7E-08	4.4E-04	70.5
SE-79	6.2E-06	7.1E-06	1.6E-04	8.4E-07	5.4E-08	9.1E-08	1.6E-07	3.8E-10	1.8E-04	28.3
TOTAL	6.7E-05	1.7E-04	3.4E-04	1.5E-05	1.6E-05	1.5E-05	2.9E-07	1.8E-08	6.2E-04	
ANTEIL(%)	10.7	28.0	53.9	2.4	2.5	2.4	0.0	0.0	100.0	
T = 1.67E+07 A										
TH-230	4.7E-04	1.1E-05	1.3E-04	1.9E-04	5.9E-04	7.6E-04	4.2E-06	4.3E-09	2.2E-03	1.3
RA-226	6.9E-02	1.0E-02	6.4E-03	1.0E-02	2.7E-02	9.3E-03	2.9E-04	5.3E-07	1.3E-01	82.5
PA-231	2.0E-03	3.7E-06	1.7E-02	7.3E-04	6.9E-04	3.9E-03	9.0E-06	6.2E-09	2.4E-02	15.1
TOTAL	7.3E-02	1.0E-02	2.4E-02	1.2E-02	2.8E-02	1.4E-02	3.1E-04	5.4E-07	1.6E-01	
ANTEIL(%)	45.3	6.3	14.6	7.2	17.7	8.8	0.2	0.0	100.0	

Gegenüber dem Basisfall "Schiefer" treten folgende Unterschiede auf:

- Bei den "mobilen" Nukliden C-14, Cl-36 und I-129 sind nur geringe Auswirkungen sichtbar. Die "Verdünnung" in der Geosphäre durch erhöhte Dispersion reduziert die maximale jährliche Strahlendosis auf 0,2 mrem (I-129/Cl-36), der entsprechende Wert für C-14 bleibt, wie die Zeitpunkte der Maxima, gleich.

- Im Zeitabschnitt zwischen 10^5 und 10^6 Jahren ist vor allem Se-79 von der erhöhten Migrationsgeschwindigkeit der Konzentrationsfront betroffen. Bei einer Halbwertszeit des Se-79 von $6{,}5 \cdot 10^4$ a wird der Einfluss des Zerfalls in der Geosphäre reduziert, was zu einer Erhöhung der Strahlenexposition um den Faktor 10 führt. Das Maximum von $6 \cdot 10^{-4}$ mrem/a bleibt während mehreren hunderttausend Jahren ungefähr konstant durch abwechselnde Beiträge von Se-79 und Cs-135.

- Im Bereich um 10^7 Jahre wird die zeitliche Verschmierung der Freisetzung der α-Strahler deutlich sichtbar. Während die erhöhte Dispersion die Strahlenexposition durch Np-237 um knapp zwei Grössenordnungen ansteigen lässt, erreichen die Maxima der anderen Aktiniden quantitativ gleiche Werte wie im Basisfall "Schiefer"; das Dosismaximum bei $t = 1{,}7 \cdot 10^7$ a beträgt 0,16 mrem/a.

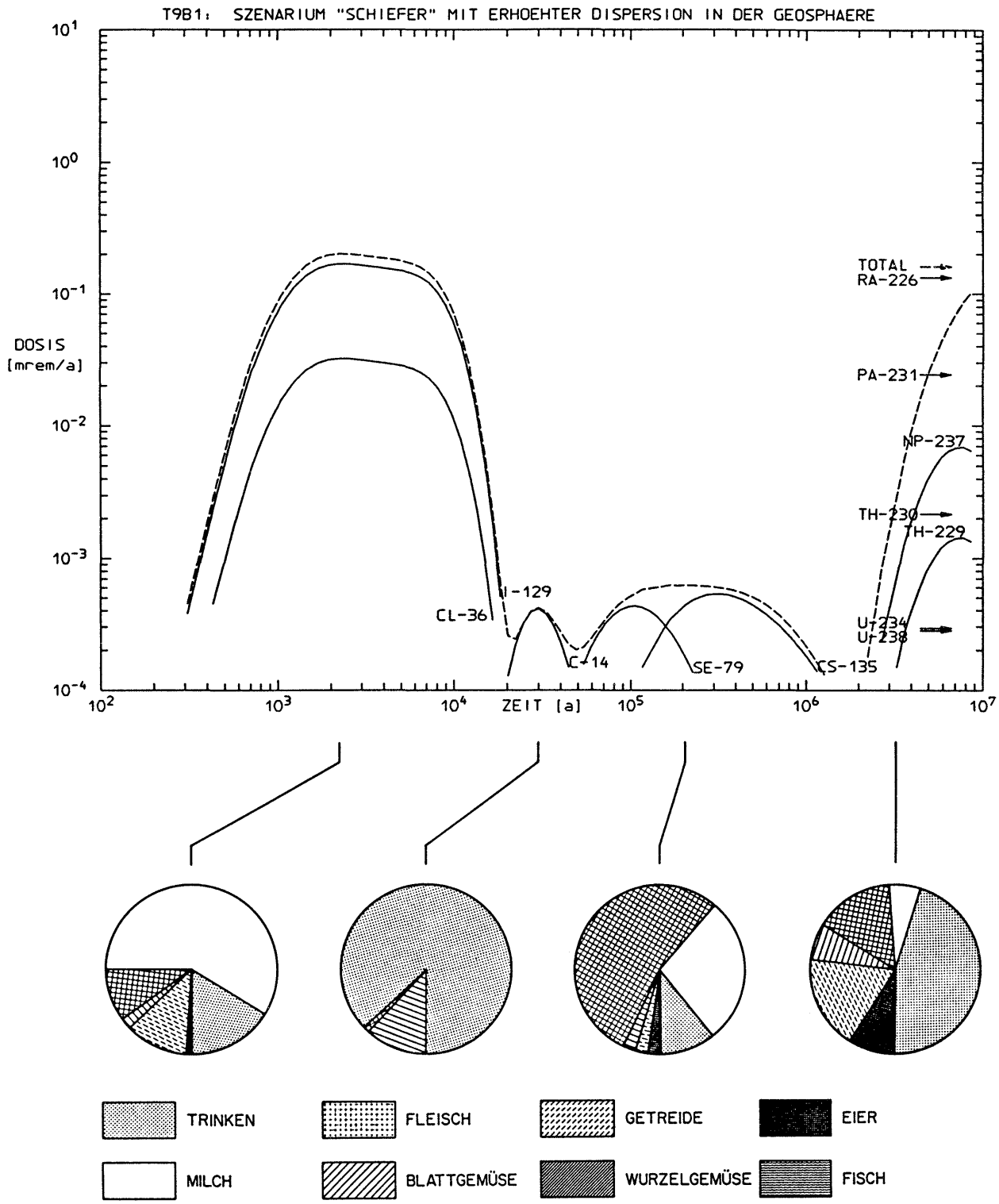


Fig. D-15: Zeitlicher Verlauf der nuklidspezifischen Jahresdosen im Rechenfall T9B1

D2.12 T10B1: Kleinere Dispersion in der Geosphäre (Fig. D-16, Tab. D-18)

Der Einfluss einer kleineren Dispersion in der Geosphäre wird bei dieser Parametervariaton mit der Erhöhung der Pecletzahl Pe von 10 auf Pe = 50 abgeschätzt. Die Auswirkungen auf die Dosismaxima der relativ schnell transportierten Nuklide C-14, Cl-36 und I-129 sind minim, während die Maxima der stärker sorbierten Nuklide qualitative und quantitative Aenderungen erfahren.

Tabelle D-18: Dosismaxima in mrem/a und Anteile der Nuklide und Expositionspfade im Rechenfall T10B1

NUKLID	TRINKEN	MILCH	FLEISCH	BL.GEM.	GETR.	W.GEM.	EIER	FISCH	TOTAL	ANTEIL(%)
T = 2.24E+03 A										
I-129	3.4E-02	1.1E-01	1.1E-02	5.0E-03	2.5E-02	6.2E-04	6.4E-04	5.2E-07	1.9E-01	84.0
CL-36	1.1E-03	2.1E-02	9.7E-03	2.4E-04	2.1E-03	5.6E-04	2.6E-04	3.3E-09	3.5E-02	16.0
TOTAL	3.5E-02	1.3E-01	2.1E-02	5.3E-03	2.7E-02	1.2E-03	9.0E-04	5.2E-07	2.2E-01	
ANTEIL(%)	15.9	59.0	9.5	2.4	12.2	0.5	0.4	0.0	100.0	
T = 3.00E+04 A										
C-14	3.6E-04	0.0E-01	0.0E-01	4.8E-05	0.0E-01	0.0E-01	0.0E-01	0.0E-01	4.1E-04	100.0
TOTAL	3.6E-04	1.8E-39	3.9E-38	4.8E-05	2.5E-41	2.9E-41	4.0E-41	9.5E-44	4.1E-04	
ANTEIL(%)	88.3	0.0	0.0	11.7	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	
T = 9.55E+05 A										
CS-135	1.0E-04	3.0E-04	3.2E-04	2.5E-05	2.7E-05	2.6E-05	2.1E-07	3.2E-08	8.0E-04	100.0
TOTAL	1.0E-04	3.0E-04	3.2E-04	2.5E-05	2.7E-05	2.6E-05	2.1E-07	3.2E-08	8.0E-04	
ANTEIL(%)	13.0	37.7	39.5	3.1	3.4	3.3	0.0	0.0	100.0	
T = 5.23E+07 A										
TH-230	8.7E-04	2.1E-05	2.4E-04	3.6E-04	1.1E-03	1.4E-03	7.7E-06	7.9E-09	4.0E-03	1.4
RA-226	1.3E-01	1.9E-02	1.2E-02	1.9E-02	5.0E-02	1.7E-02	5.5E-04	9.7E-07	2.5E-01	83.4
PA-231	3.7E-03	6.6E-06	3.0E-02	1.3E-03	1.2E-03	7.0E-03	1.6E-05	1.1E-08	4.4E-02	14.8
TOTAL	1.3E-01	1.9E-02	4.3E-02	2.1E-02	5.3E-02	2.6E-02	5.7E-04	9.9E-07	2.9E-01	
ANTEIL(%)	45.3	6.3	14.5	7.2	17.8	8.7	0.2	0.0	100.0	

- Die Strahlenexposition der Nuklide C-14, Cl-36 und I-129 ist identisch mit den Resultaten des Basisfalls "Schiefer".

- Der Einfluss kleinerer Dispersion zeigt sich beim Vergleich der Dosiskurven von Se-79 und Cs-135 in den Fig. D-15 und D-16. Die Freisetzung dieser beiden Nuklide erfolgt nun wesentlich später und "geraffter", was den Beitrag des relativ kurzlebigen Se-79 stark reduziert, denjenigen des langlebigen Cs-135 dagegen um einen Faktor 2 erhöht.

- Das Dosismaximum der Nuklide Ra-226, Pa-231 und Th-230 nimmt der beschleunigten Radionuklidfreisetzung entsprechend eine wesentlich schmalere Form an als vergleichsweise im Rechenfall T3B1. Daraus resultiert eine Strahlendosis von 0,3 mrem/a bei einer Verzögerung des Maximums um $1{,}3 \cdot 10^7$ Jahre, d. h. mit dieser Dosis wäre nach $5{,}2 \cdot 10^7$ Jahren zu rechnen.

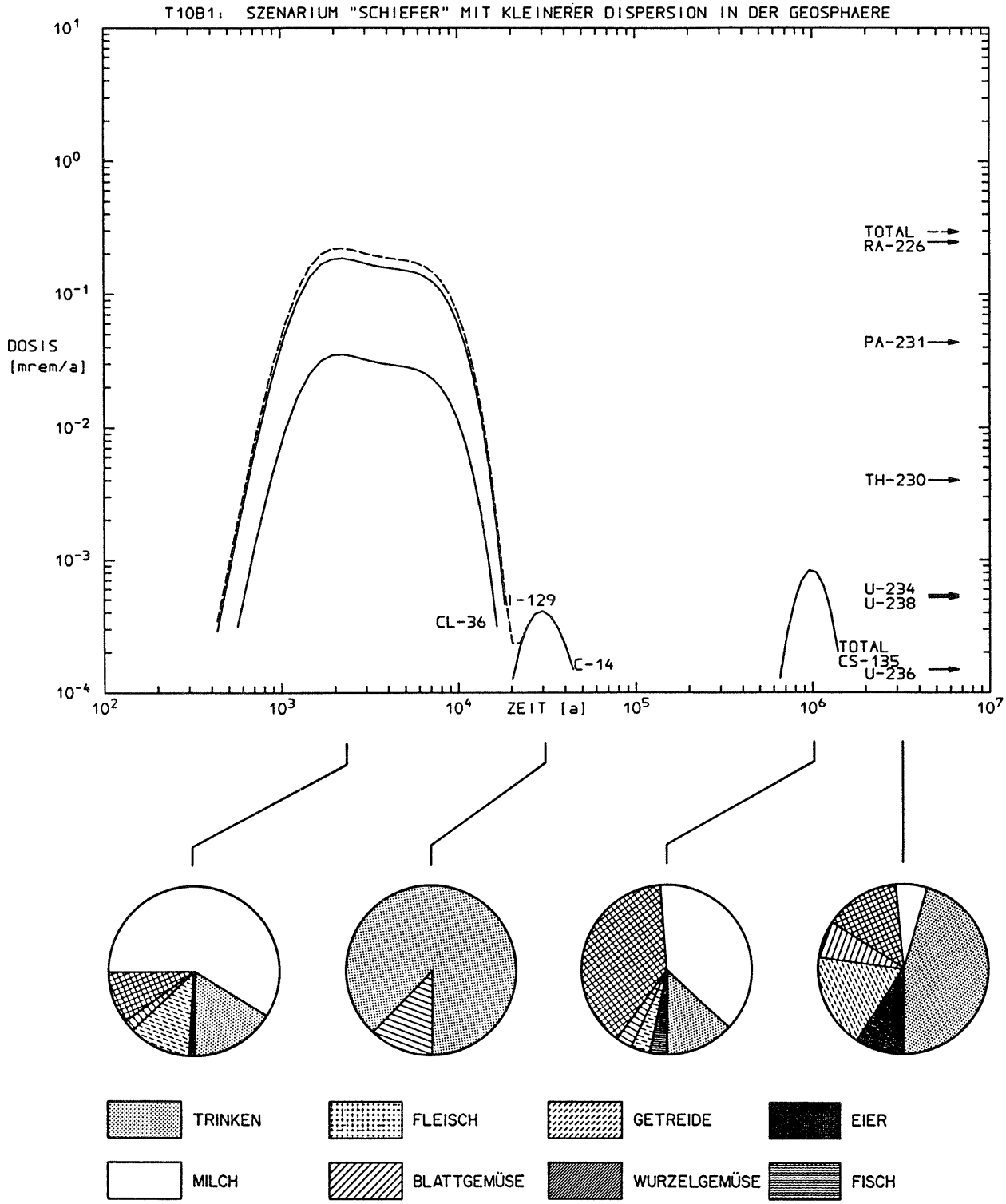


Fig. D-16: Zeitlicher Verlauf der nuklidspezifischen Jahresdosen im Rechenfall T10B1