



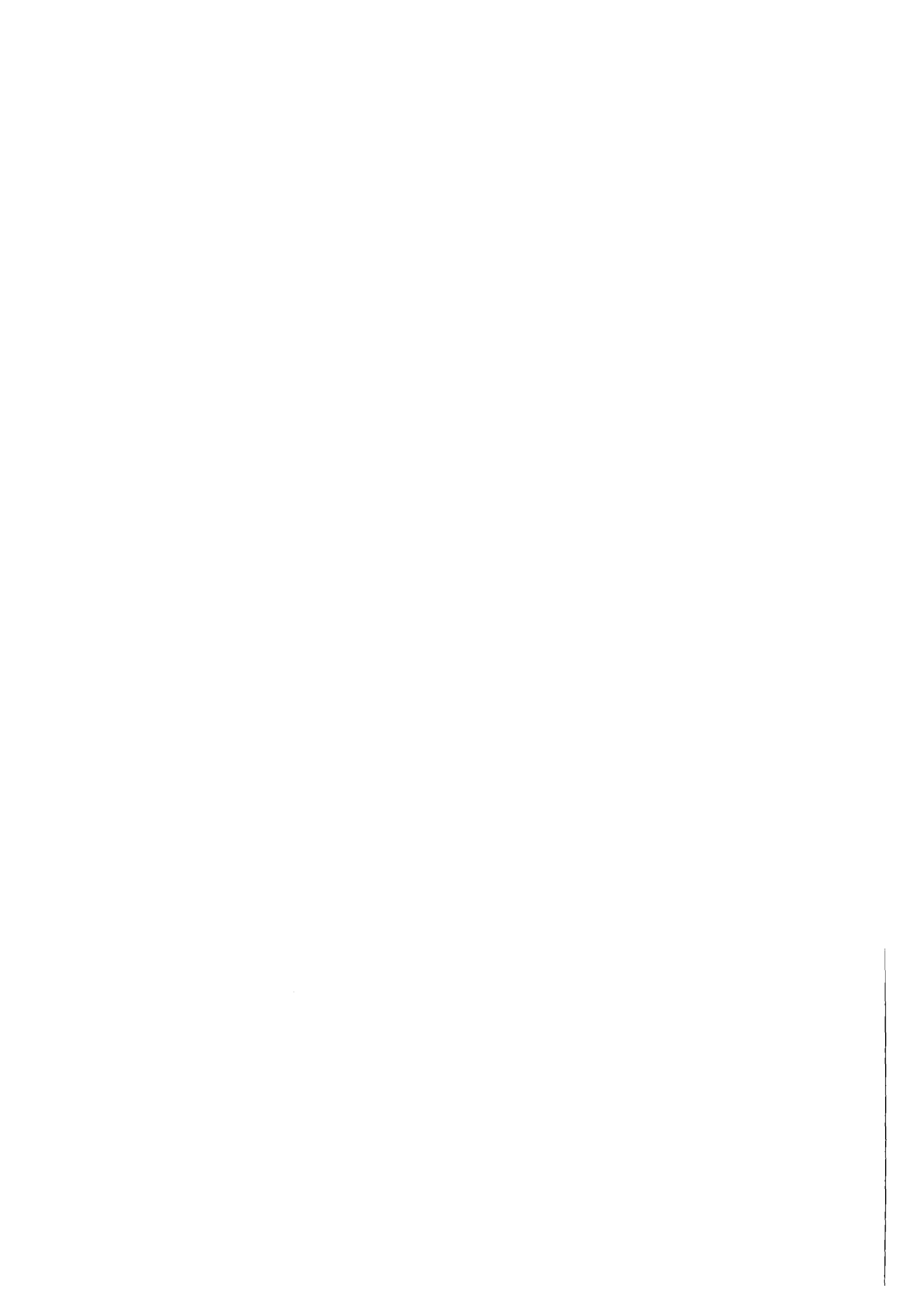
KfK 3222
Dezember 1981

Zerfallsrechnungen verschiedener mittelaktiver und actinidenhaltiger Abfälle des LWR-Brennstoffkreislaufes

**Teil II:
Radiotoxizitätsvergleich**

H. O. Haug
Institut für Heiße Chemie
Projekt Wiederaufarbeitung und Abfallbehandlung

Kernforschungszentrum Karlsruhe



KERNFORSCHUNGSZENTRUM KARLSRUHE

Institut für Heiße Chemie
Projekt Wiederaufarbeitung und
Abfallbehandlung

KfK 3222

PWA 74/81

ZERFALLSRECHNUNGEN VERSCHIEDENER
MITTELAKTIVER UND ACTINIDENHALTIGER
ABFÄLLE DES LWR-BRENNSTOFFKREISLAUFES.

TEIL II. RADIOTOXIZITÄTSVERGLEICH

H.O. HAUG

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

Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH
ISSN 0303-4003

Kurzfassung

1. Der Radiotoxizitätsindex als inhärente Eigenschaft des Radionuklidinventars wurde für die mittelaktiven und actinidenhaltigen Abfälle (Hüll- und Strukturmaterial, Feedklärschlamm, wässrigen mittelaktiven Prozeßabfall aus der Wiederaufarbeitung, schwachaktiven Alpha-Abfall und mittelaktiven Reaktorbetriebsabfall) einmal auf der Basis der Ingestionsgrenzwerte der Strahlenschutzverordnung und analog auf der Basis der neuen Grenzwerte der ICRP-Publ.Nr.30 berechnet. Diese neuen Grenzwerte der ICRP zeigen eine erheblich höher toxische Bewertung der Transurane und eine niedrigere für Sr-90, Tc-99 und Ra-226. Hieraus folgt, daß der jährliche Radiotoxizitätsindex der mittelaktiven und actinidenhaltigen Abfälle ebenso wie vom hochaktiven Abfall nach ca. 10 bis 100 Jahren von den Transuranen bestimmt wird.

2. Der Vergleich des Radiotoxizitätsindex der konditionierten mittelaktiven und actinidenhaltigen Abfälle mit einem gleichgroßen Volumen Uranerz ergibt, daß auf der Basis der Strahlenschutzverordnung der relative Radiotoxizitätsindex der mittelaktiven Abfälle nach weniger als 100 Jahren unter das Niveau von Pechblende, nach weniger als 2000 Jahren unter ein 3%iges Uranerz abfällt. Auf der Basis von ICRP-30 fällt der Index von Feedklärschlamm und Alpha-LAW nach ca. 1000 Jahren unter das Niveau der Pechblende, das Niveau des 3%-igen Uranerzes wird nach ca. 10^5 Jahren erreicht.

3. Beim Vergleich der Radiotoxizitätskonzentration der gesamten Endlagerschicht mit einer Uranerzlagerstätte zeigte sich, daß die Radiotoxizitätskonzentration auf der Basis von ICRP-30 der in einzelnen Bohrlöchern eingelagerten wärmeentwickelnden Abfälle (Hüll- und Strukturmaterial, Feedklärschlamm) nach weniger als 2000 Jahren (hochaktiver Abfall nach ca. 3000 Jahren) unter das Niveau einer Uranerzlagerstätte mit 0,2 %U fällt.

II

Dagegen fällt die Radiotoxizitätskonzentration des in Lagerkammern eingebrachten mittelaktiven Prozeßabfalles und des Alpha-LAW (nach ICRP-30) unter das Niveau einer Uranerzlagerstätte mit 0,4-6 %U nach ca. 10^4 Jahren, unter 1 %U nach ca. 10^5 Jahren.

"Decay Calculations on Medium-Level and Actinide-Containing Wastes from the LWR Fuel Cycle.
Part II. Comparison of Radiotoxicity".

Abstract

1. The radiotoxicity index as inherent property of the radionuclide inventory was calculated for medium-level and actinide-containing wastes (cladding hulls and fuel assembly structural materials, feed clarification sludge, medium-level aqueous process waste, low-level solid transuranium waste, and medium-level reactor operating waste). The calculations were based on the annual limits of intake of the German radiation concentration guide as well as the new values of annual limits of intake from ICRP-30. The latter imply a considerably higher rating of the toxicity of transuranium nuclides and a lower rating of Sr-90, Tc-99, and Ra-226. Thus, the annual radiotoxicity index of the medium-level and actinide-containing wastes as well as the high-level waste is controlled by the transuranics after 10 to 100 years.

2. From the comparison of the radiotoxicity index of the conditioned and packed medium-level and actinide-containing wastes with the same volume of uranium ore, it was evaluated that the relative radiotoxicity (based on the German RCG) of the medium-level wastes decreases below the level of pitchblende after less than 100 years and below a 3 per cent uranium ore after less than 2000 of decay. However, based on ICRP-30, the relative radiotoxicity index decreases below the level of pitchblende after 1000 years and decays to the level of the 3 per cent uranium ore at about 10^5 years.

3. The comparison of the radiotoxicity concentration of the total disposal layer with a uranium ore deposit shows that the

radiotoxicity concentration based on ICRP-30 of the self-heating wastes placed in single boreholes (cladding waste; feed clarification sludge) decays within 2000 years (high-level waste within 3000 years) below the level of a uranium ore deposit of 0.2 % uranium. On the other hand it results that the radiotoxicity concentration of the medium-level process waste and the alpha-waste disposed off in disposal chambers decreases to the level of a uranium ore deposit with 0.4 to 6% uranium after about 10^4 years, and 1% after about 10^5 years.

I N H A L T S V E R Z E I C H N I S :

	Seite
Kurzfassung	I
Abstract	III
Zusammenfassung	1
1. Einleitung	5
2. Grenzen vereinfachter radiologischer Modelle und Vergleiche	9
2.1 Literaturübersicht	9
2.2 Grenzen einiger einfacher Modelle	12
2.3 Ansätze zu erweiterten Modellbetrachtungen	13
3. Vergleich der Radiotoxizität von mittel- und schwachaktiven Abfällen	15
3.1 Basisdaten und Randbedingungen	15
3.1.1 Auswahl der Wastetypen	15
3.1.2 Randbedingungen für konditionierte Abfälle	17
3.1.3 Radiotoxizität und Definition eines Radio- toxizitätsindex	19
3.2 Vergleiche von Eigenschaften der Abfälle anhand der Nuklidinventare	21
3.2.1 Jährlicher Radiotoxizitätsindex	22
3.2.2 Radiotoxizitätsindex pro Abfall-Volumenein- heit	22
3.2.3 Jährlicher Radiotoxizitätsindex auf der Basis der neuen Grenzwerte der ICRP-30	23

3.3	Vergleich der Radiotoxizität von konditionierten Abfällen mit Uranmineralien	29
3.3.1	Allgemein	29
3.3.2	Definition eines relativen Radiotoxizitätsindex	30
3.3.3	Relativer Radiotoxizitätsindex der mittelaktiven und α -haltigen Abfälle (Basis Strahlenschutzverordnung)	31
3.3.4	Änderung des Radiotoxizitätsindex von Natururan auf der Basis von ICRP-30	32
3.3.5	Relativer Radiotoxizitätsindex der mittelaktiven und α -haltigen Abfälle auf der Basis von ICRP-30	33
3.4	Vergleich von Endlagerfeld und Uranerzlagerstätte	37
3.4.1	Allgemein	37
3.4.2	Definitionen und Randbedingungen	37
3.4.3	Radiotoxizitätskonzentration vom Endlagerfeld im Vergleich zu einer Uranerzlagerstätte auf der Basis der Strahlenschutzverordnung	41
3.4.4	Radiotoxizitätskonzentration vom Endlagerfeld im Vergleich zu einer Uranerzlagerstätte auf der Basis von ICRP-30	42
4.	Ermittlung des jährlichen Radiotoxizitätsindex der einzelnen mittelaktiven und actinidenhaltigen Abfälle	49
4.1.	Jährlicher Radiotoxizitätsindex von Hüll- und Strukturmaterialabfall	49
4.1.1	Jährlicher Radiotoxizitätsindex von HSM auf der Basis der Strahlenschutzverordnung	49
4.1.2	Jährlicher Radiotoxizitätsindex von HSM auf der Basis der Grenzwerte von ICRP-30	50

4.2	Jährlicher Radiotoxizitätsindex von Feed- klärschlamm	56
4.2.1	Jährlicher Radiotoxizitätsindex von FKS auf der Basis der Strahlenschutzverordnung	56
4.2.2	Jährlicher Radiotoxizitätsindex von FKS auf der Basis von ICRP-30	57
4.3	Jährlicher Radiotoxizitätsindex von wässrigem Prozeß-MAW	62
4.3.1	Jährlicher Radiotoxizitätsindex von MLLW auf der Basis der Strahlenschutzverordnung	62
4.3.2	Jährlicher Radiotoxizitätsindex von MLLW nach ICRP-30	63
4.4	Jährlicher Radiotoxizitätsindex von festem, schwachaktivem Alpha-Abfall	69
4.4.1	Jährlicher Radiotoxizitätsindex von α -LAW auf der Basis der Strahlenschutzverordnung	69
4.4.2	Jährlicher Radiotoxizitätsindex von α -LAW auf der Basis von ICRP-30	69
4.5	Jährlicher Radiotoxizitätsindex von mittel- aktivem Reaktorbetriebsabfall	73
5.	Literaturverzeichnis	74
6.	Abkürzungen	78
	Anhang 1	79
Al.1	Allgemein	81
Al.2	Randbedingungen und Definitionen	82
Al.3	Zerfallskurven von HAW	85
Al.4	Vergleich der Radiotoxizität von LWR-Waste und Natururan	91
Al.5	Literaturverzeichnis (Anhang 1)	101

Zusammenfassung

1. Der zeitliche Verlauf des Radiotoxizitätsindex als inhärente Eigenschaft des Radionuklidinventars wird für die mittelaktiven und actinidenhaltigen schwachaktiven Abfallströme des LWR-Brennstoffkreislaufes (Hüll- und Strukturmaterial (HSM), Feedklärschlamm (FKS), wässrigen mittelaktiven Prozeßabfall aus der Wiederaufarbeitung (MLLW), festen schwachaktiven Alphaabfall (α -LAW) und mittelaktiven Reaktorbetriebsabfall) berechnet und mit dem hochaktiven Abfall verglichen.

Der jährliche Radiotoxizitätsindex für Ingestion auf der Basis der Grenzwerte der Jahresaktivitätszufuhr nach der Strahlenschutzverordnung fällt bei den hochaktiven Abfällen in den ersten 300-400 Jahren um mehr als 3 Größenordnungen ab. Danach erfolgt nur noch ein sehr langsamer Abfall von weiteren 2 Größenordnungen bis ca. 10^5 Jahre. Bis zu einer Zerfallszeit von ca. 300 Jahren wird der jährliche Radiotoxizitätsindex des hochaktiven Abfalls überwiegend von den Spaltprodukten Sr-90 und Cs-137 bestimmt, danach von den langlebigen Actiniden Americium (bis über 10^4 Jahre), Plutonium und Neptunium (bis ca. 10^5 Jahre). Nach mehr als 10^5 Jahre steigt die Kurve des Radiotoxizitätsindex auf ein kleines Maximum an, das durch die Zerfallsprodukte Thorium-230, Radium-226 u.a. hervorgerufen wird.

Der jährliche Radiotoxizitätsindex auf der Basis der Strahlenschutzverordnung von den mittelaktiven Abfällen nimmt im Zeitraum von 500-600 Jahren um 2-4 Zehnerpotenzen ab, wobei die Werte um einen Faktor 300 bis 50 niedriger als beim hochaktiven Abfall liegen.

Langzeitig (>1000 Jahre) fällt der jährliche Radiotoxizitätsindex der mittelaktiven Abfälle nur noch langsam, entsprechend der langen Halbwertszeiten der bestimmenden Actiniden, ab und liegt hierbei um einen Faktor 20 bis 5 (bei α -LAW um den Faktor 10 bis 2) niedriger als beim hochaktiven Abfall.

Die neuen - bisher teilweise publizierten - Inkorporationsgrenzwerte der International Commission on Radiological Protection (ICRP Publ.Nr.30) zeigen eine erheblich höher toxische Bewertung der Transuranisotope und eine niedrigere für Sr-90, Tc-99 (und Radium). Beim hochaktiven Abfall wird der jährliche Radiotoxizitätsindex nach der neuen Bewertung bis ca. 100 Jahre gleichermaßen von den Transuranen (hier Cm und Am) und den Spaltprodukten (Sr-90, Cs-137) bestimmt und klingt in diesem Zeitraum um ca. 1 Größenordnung ab. Nach mehr als 100 Jahren überwiegt die Radiotoxizität der langlebigen Actiniden Am, Np und Pu und fällt bis 10^5 Jahre um weitere 2 Größenordnungen ab.

In gleicher Weise wird auch der jährliche Radiotoxizitätsindex auf der Basis der Grenzwerte der ICRP-30 bei den actinidenhaltigen mittelaktiven Abfällen (HSM, FKS, MLLW) bereits nach 10 bis 100 Jahren von den Transuranen bestimmt. Der jährliche Radiotoxizitätsindex klingt bis 1000 Jahre beim FKS um einen Faktor ca. 300, beim HSM um ca. 100 und beim MLLW um etwa 10 ab, und liegt dabei um ca. 2 Zehnerpotenzen unter dem hochaktiven Abfall. Der jährliche Radiotoxizitätsindex von α -LAW durchläuft wegen der Neubildung von Am-241 aus Pu-241 ein Maximum bei ca. 100 Jahren und liegt nach 1000 Jahren noch in der Größe des Ausgangswertes (ca. einem Faktor 20 niedriger als der hochaktive Abfall). Bis 10^5 Jahre fällt der Radiotoxizitätsindex dann um 2 Zehnerpotenzen ab.

Langzeitig (>1000 Jahre) bleibt der jährliche Radiotoxizitätsindex des Nuklidinventars der mittelaktiven Abfälle um einen Faktor ≥ 100 , des α -LAW um einen Faktor 20 bis 50 unter den Werten des hochaktiven Abfalls.

2. Aus dem Vergleich des Radiotoxizitätsindex der mittelaktiven und actinidenhaltigen schwachaktiven Abfälle mit Natururan (Uranerzen) auf der Basis gleichgroßer Volumina von Abfallgebinden und Uranerzen wurde ein relativer Radiotoxizitätsindex abgeleitet.

Der relative Radiotoxizitätsindex auf der Basis der Strahlenschutzverordnung liegt bei den mittelaktiven Abfällen HSM und FKS nach weniger als 100 Jahren niedriger als Pechblende (60 Gew.-%U). In Bezug auf die bisherigen ASSE-II-Einlagerungsbedingungen fallen die mittelaktiven Abfälle bei diesem Vergleich nach mehr als 1000 Jahren, der α -LAW nach ca. 2000 Jahren, unter das Radiotoxizitätsniveau eines 3%igen Uranerzes ab. Auf das Niveau eines Uranerzes mit 0,2% U fällt der konditionierte wäßrige Prozeß-MAW nach ca. 500 Jahren, das HSM nach ca. 10^4 Jahren ab. Feedklärschlamm und α -LAW liegen auch langfristig (10^3 bis 10^5 Jahre) um einen Faktor 20 bis 4 über dem 0,2%igen Uranerz.

Aus den Änderungen der Grenzwerte in ICRP-30 folgt, daß der Radiotoxizitätsindex von HSM nach ca. 100 Jahren, FKS und α -LAW nach ca. 1000 Jahren unter das Vergleichsniveau der Pechblende abfällt. Das Niveau eines 3%igen Uranerzes wird von MLLW nach ca. 2000 Jahren, HSM nach ca. 10^4 , FKS und α -LAW nach ca. 10^5 bis 10^6 Jahren erreicht.

3. Der Vergleich von Waste mit Natururan wurde auf die gesamte Endlagerschicht ausgedehnt, wo aus Gründen der Zerfallswärmeableitung der hochaktive Abfall, das Hüll- und Strukturmaterial und der Feedklärschlamm in einzelne Bohrlöcher in kleinen Einheiten über eine große Endlagerschicht verteilt wird. Der Vergleich erfolgt mit demselben Volumen einer Uranerzlagerstätte mit 0,2 Gew.-% Uran.

Auf der Basis der Strahlenschutzverordnung sinkt die Radiotoxizitätskonzentration der Wastelagerschicht (HAW, FKS, HSM) nach 500 Jahren bereits um eine Größenordnung unter das Vergleichsniveau der Uranerzlagerstätte und liegt langfristig (>1000 Jahre) mehr als 2 Zehnerpotenzen darunter.

Auf der Basis von ICRP-30 fällt die Radiotoxizitätskonzentration des HAW nach ca. 3000 Jahren, des HSM und FKS nach 300 bzw. 2000 Jahren unter das Vergleichsniveau. Langzeitig sinkt der HAW bis zu einem Faktor 5, das HSM um 1-2 Größenordnungen und der FKS um einen Faktor 3-30 darunter.

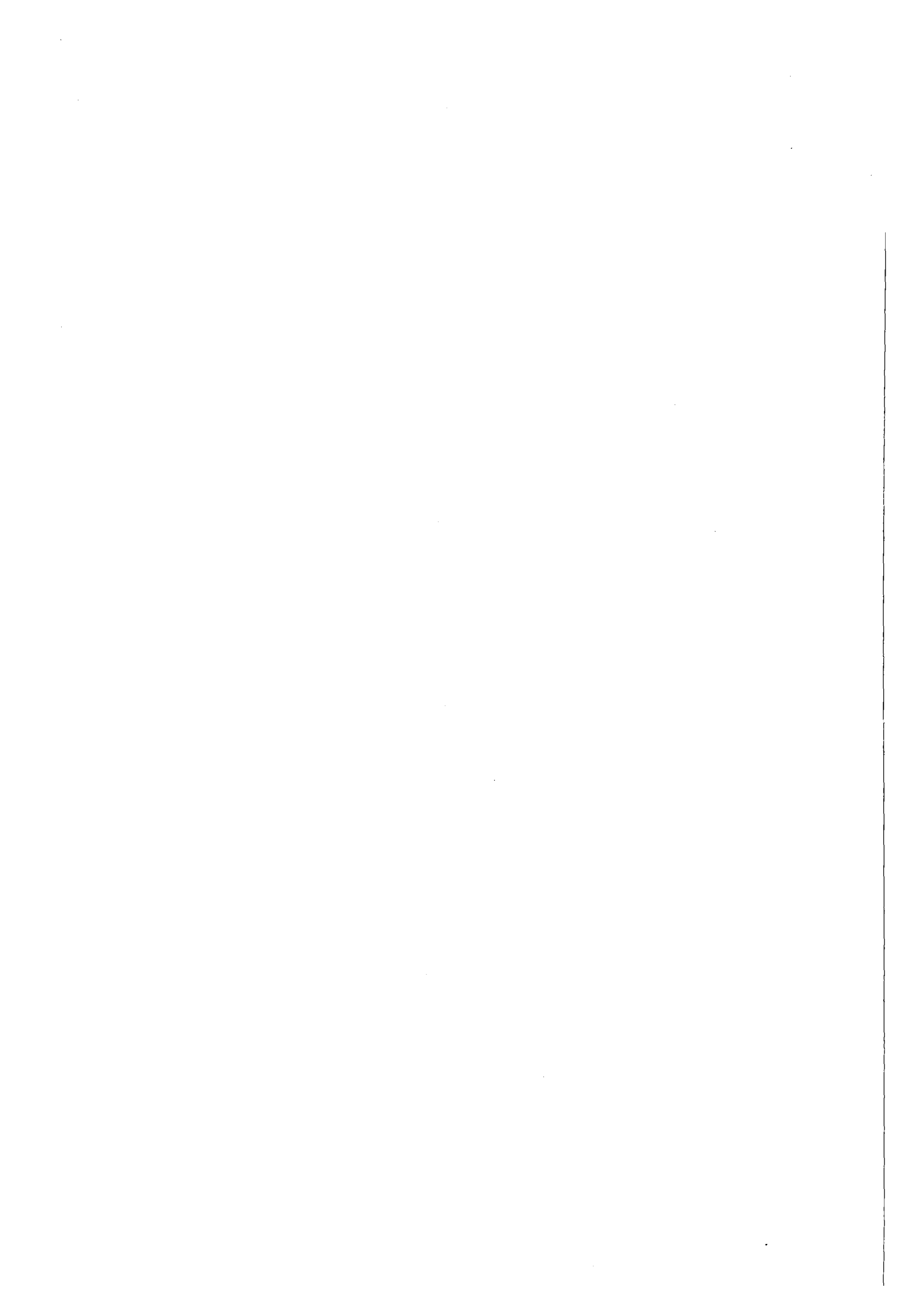
4. Der analoge Vergleich erfolgte für die Radiotoxizitätskonzentration der mittelaktiven und actinidenhaltigen Abfälle in Lagerkammern vom Typ Versturzt-, Stapel- und Absenkkammer mit einem gleichgroßen Volumen einer Uranerzlagerstätte.

Die Radiotoxizitätskonzentration der Abfälle, berechnet nach den Grenzwerten der Strahlenschutzverordnung, fällt nach ca. 10^3 bis 10^4 Jahren unter das Niveau einer Uranerzlagerstätte mit 0,2% U.

Die Zerfallskurven von α -LAW und MLLW (auf der Basis von ICRP-30) bleiben bis ca. 300 Jahre auf demselben Niveau etwa 2-3 Größenordnungen über dem Vergleichsniveau der Uranerzlagerstätte (0,2% U) und fallen sehr langfristig auf dieses Niveau ab. Anders betrachtet liegen α -LAW und MLLW im Vergleich zu einer Uranerzlagerstätte nach 10^4 Jahren auf dem Niveau eines 0,3-6%igen Uranerzes, nach 10^5 Jahren auf dem Niveau eines 0,1-1%igen Uranerzes.

5. Die Radiotoxizitätsindizes geben (analog der Aktivität) nur die inhärenten radiotoxischen Eigenschaften von Radionuklidmischungen in Wasteform oder einem Vergleichsmaterial wieder und eignen sich für Plausibilitätsbetrachtungen und Veranschaulichung der Zusammenhänge. Radiotoxizitätsindizes können daher für sich allein keine Aussagen in der Sicherheitsanalyse eines Endlagers oder von Wastemanagementoptionen liefern, da sie nichts über die Wirkung der Barrieren einerseits und über Freisetzung, Transport- und Belastungspfade andererseits aussagen können. Der Vergleich von Radiotoxizitätsindizes von Waste und Natururan erlaubt daher auch für sich allein keine Ableitung einer zeitlichen Signifikanzgrenze (auch Pechblende ist ja nicht harmlos). Nur aus einer standortspezifischen Sicherheitsanalyse des Endlagers können Folgerungen über die Wirkung der mehrfachen Barrieren während langer Einschlußzeiten abgeleitet werden, in denen eine mögliche Freisetzung niedrig, im Rahmen des ALARA-Prinzips und der gesetzlichen Vorschriften kontrolliert aber nicht notwendigerweise null ist. Die Änderung der Bewertung der Toxizität von radioaktiven Abfällen kann bedeuten, daß eine zusätzlich erforderliche Sicherheitsspanne aus den für die Endlagerung vorgesehenen Barrieren kommen muß.

Die im vorliegenden Bericht zusammengestellten Daten und Vergleiche zeigen erneut die Notwendigkeit einer Sicherheitsanalyse des Endlagers - unter Berücksichtigung der standortspezifischen Eigenschaften - im Hinblick auf die langzeitige Isolierung der radiotoxischen Abfälle.



1. EINLEITUNG

In früheren Arbeiten /1, 2/ wurde zur Veranschaulichung der Radiotoxizität von hochaktiven Abfällen ein Vergleich mit der Radiotoxizität von natürlichen Uranerzen herangezogen. Der Vergleich erfolgte einerseits für HAW-Glasblöcke, andererseits für die gesamte Endlagerschicht mit Uranerzen von niedriger Urankonzentration (0.2 Gew.-%) bzw. Pechblende mit hoher Urankonzentration (60 Gew.-%). Darüberhinaus war dieser Vergleich in einem ersten Ansatz auch auf verfestigte mittelaktive Prozeßabfälle der Wiederaufarbeitung ausgedehnt worden /3/.

Auf Wunsch der Physikalisch-Technischen Bundesanstalt sollten folgende ergänzende Untersuchungen durchgeführt werden:

1. Vergleich eines Einzelbehälters bzw. eines Lagerfeldes leicht- und mittelaktiver Abfälle mit einem U-Erz.
2. Aufzeigen der Grenzen und Unzulänglichkeiten bei der Anwendung des Vergleichs von Gefährdungspotentialen über den Radiotoxizitätsindex.
3. Mögliche Entwicklung neuer Modellbetrachtungen, die die in 2.) aufgezeigten Mängel nicht mehr besitzen.

Die primäre und wesentliche Funktion eines Endlagers für radioaktive Abfälle besteht darin, den Ausschluß schädlicher Konzentrationen der enthaltenen Radionuklide aus der Biosphäre des Menschen zu gewährleisten. Die Grundlage der Einlagerung von radioaktiven Abfällen in stabile geologische Formationen des tiefen Untergrunds ist der Schutz der Biosphäre vor der Radiotoxizität bestimmter Isotope einschließlich solcher mit langen Halbwertszeiten und der chemischen Toxizität der Elemente. Es erscheint deshalb von Interesse die Radiotoxizität der Abfälle aus der Wiederaufarbeitung und anderer

Operationen der Kernbrennstoffkreisläufe nach Gesichtspunkten der Endlagerung zu vergleichen.

Die Charakterisierung der Abfälle und die Toxizitätsvergleiche gehen daher sowohl von den Gebinden der konditionierten Abfälle als auch von den Endlagerkonfigurationen (Lagerfelder mit Bohrlöchern oder Lagerkammern) aus. Für die Sicherheitsanalysen ist eine Einteilung des gesamten Endlagerzeitraumes nach der Betriebsphase gemäß Fig.1-1 in eine Spaltproduktphase, Actinidenphase und Zerfallsproduktphase zweckmäßig:

- Während der Spaltproduktphase herrscht die Aktivität und Radiotoxizität der Spaltprodukte vor. Die Zerfallswärme der Spaltprodukte führt zu einer Temperaturerhöhung der Gesteinsschichten um die eingelagerten Abfallgebände. Die Länge der Spaltproduktphase wird durch den Zerfall der Spaltprodukte Cäsium und Strontium bedingt, die nach ca. 500 Jahren weitgehend abgeklungen sind.
- Es schließt sich die Actinidenphase an, in der die Aktivität und Radiotoxizität der Abfälle durch die Transuranoisotope bestimmt wird. Die Wärmeentwicklung in den Abfällen ist weitgehend abgeklungen. Die Dauer der Actinidenphase liegt bei ca. 10^5 Jahren.
- Sehr langfristig schließt sich der Zeitraum der Zerfallsprodukte an, in dem die restliche Aktivität und Radiotoxizität der Abfälle von den Zerfallsprodukten in den Actinidenzerfallsreihen bestimmt wird.

Für eine einfache Beschreibung des Radiotoxizitätspotentials in den Mischungen toxischer Radionuklide ist ein Index zweckmäßig, der den relativen Beitrag einzelner Isotopen oder von Nuklidgruppen in den markierten Zeitperioden beschreibt. Einige wichtige Parameter sind dabei die Menge (Aktivität) der einzelnen Radionuklide, ihre relative Toxizität, das Zerfall-

schema und die Folgeprodukte, der zeitliche Verlauf der Radiotoxizität etc. Es ist festzuhalten, daß der verwendete Radiotoxizitätsindex basierend auf den Grenzwerten der Strahlenschutzverordnung nur für die inhärenten Eigenschaften des Radionuklidspektrums in der betreffenden Wasteform und dessen zeitliche Änderung gültig ist. Mit dem Radiotoxizitätsindex wird nicht der Versuch gemacht, Aussagen über mögliche Freisetzungen und Ausbreitungsmechanismen und -pfade zu machen, die durch die chemischen und physikalischen Eigenschaften der Abfälle, Standortwahl, Barrierensysteme und anderen Maßnahmen des Wastemanagements beeinflußt werden können.

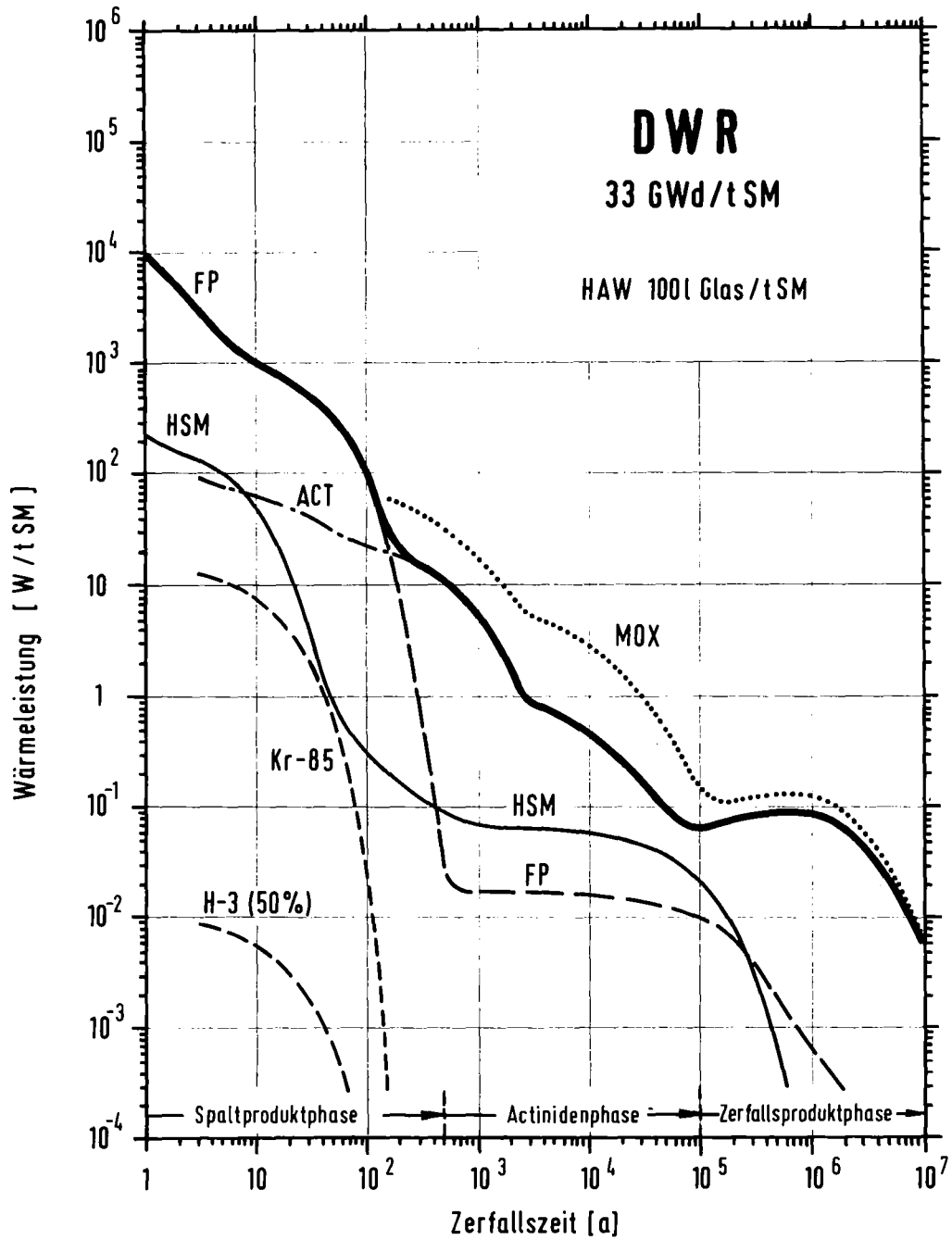


Fig. 1-1 Wärmeleistung von hochaktivem Abfall und von Hüll- und Strukturmaterial von LWR-Brennelementen. (WA nach 3 a Kühlzeit)

2. Grenzen vereinfachter radiologischer Modelle und Vergleiche

2.1 Literaturübersicht

Eine eingehende Diskussion der in der Literatur vorgeschlagenen Toxizitäts- ("hazard") bzw. Sicherheitsparameter erfolgte in den Übersichtsartikeln von J. W. POSTON / 7/ und von J. W. VOSS /21/. In diesen Arbeiten werden auch die Vor- und Nachteile sowie die Anwendbarkeit auf langfristige Endlagerprobleme erörtert.

Es lassen sich generell drei Gruppen von Radiotoxizitäts- (bzw. Sicherheits-) Indizes zusammenfassen:

- In der ersten Gruppe einfache Parameter, die die Radiotoxizität als inhärente Eigenschaft des Materials, d. h. des Radionuklidinventars durch Wichtung der Aktivität wiedergeben, (z. B. "hazard measure" / 8, 15/, "hazard index" /24/);
- in der zweiten Gruppe Parameter, die das "theoretische Gefährdungspotential" bzw. die Radiotoxizität mit demjenigen von radioaktivem Material, dessen Niveau als akzeptabel angesehen wird, oder das in der Natur vorkommt, vergleichen (z. B. "Relativer Toxizitätsindex" /1/, "Equivalent Cylinder" /19/; hierher gehört auch der Vergleich mit der chemischen Toxizität von Elementen / 9/.
- in der dritten Gruppe schließlich spezielle Ableitungen, die auch die Freisetzung, die Ausbreitungswege und Transferfaktoren bis hin zur möglichen Strahlenexposition des Menschen einschließen sollen.

Der radioaktive Zerfall von Radionukliden oder Radionuklidmischungen, wie z.B. in Abfällen, ist durch die "Aktivität", d.h. die Zerfälle pro Sekunde (Bequerel), als fundamentale physikalische Größe definiert. Die Gesamtaktivität repräsentiert daher die maximale potentielle Quellstärke bei einer Freisetzung.

Die Aktivität stellt keinen ausreichenden Index für die Radiotoxizität von Nukliden oder Nuklidmischungen dar, da die biologische Wirksamkeit abhängig ist von der Art des Zerfalls und der Strahlung, der Zerfallsenergie, dem biologischen Verhalten der Radionuklide, der biologischen Halbwertszeit etc. Es wurde daher versucht, durch eine Wichtung der Aktivität der einzelnen Radionuklide in einer Mischung mit den Inkorporationsgrenzwerten, wie sie von der International Commission on Radiological Protection (ICRP) /18/ empfohlen bzw. in den nationalen Strahlenschutzverordnungen /11/ aufgenommen wurden, zu Aussagen über die Toxizität von Radionuklidgemischen zu gelangen.

In der ersten Gruppe der Radiotoxizitätsindizes wurde bei der einfachsten und der am weitesten verbreiteten Methode das "hazard measure" / 8/ oder das "radiotoxic hazard measure" /15/ als der Quotient aus der Aktivität der Radionuklide und der maximal zulässigen Konzentration der Nuklide in Wasser (oder Luft) gebildet und über die Radionuklidmischung aufsummiert. Diese Radiotoxizitätsindizes lassen sich aus den vorgegebenen Eigenschaften des Nuklidinventars der Abfälle auf einfache Weise aus deren Zusammensetzung berechnen (Computer-Programm ORIGEN) und der zeitliche Verlauf zeigt charakteristische langfristige Eigenschaften der Nuklidmischung.

Die maximal zulässigen Konzentrationen waren von der ICRP /18/ für strahlenexponiertes Personal für die 40-Stunden-Arbeitswoche oder für dauernde Exposition (168 Stunden pro Woche) für Ingestion (Wasser) oder Inhalation (Luft) - basierend auf der Dosis für das kritische Organ - empfohlen worden. Zusätzlich wurde allgemein davon ausgegangen, daß ein bestimmter Bruchteil dieser Grenzwerte, nämlich 1/10 der 168 Stunden-MZK, einen akzeptablen Grenzwert für Einzelpersonen der Bevölkerung darstellen. In den Richtlinien des Rates der Europäischen Gemeinschaften /16/, denen die neuen Grenzwerte der ICRP-30 zugrundeliegen, wird wiederum so verfahren.

In der Strahlenschutzverordnung /11/ wurden ausgehend von einer maximalen Körperdosis von 500 mrem/a als Basis der ICRP-2-Grenzwerte /18/ (übernommen in der 1. SSVO), die abgeleiteten Grenzwerte auf das 30-mrem-Konzept reduziert. Andererseits erfolgt bei der Neubestimmung der Inkorporationsgrenzwerte durch die ICRP-30 /20/ - basierend auf der effektiven Äquivalenzdosis - eine starke Reduzierung der Grenzwerte zahlreicher langlebigen Nuklide der Actiniden, insbesondere Transurane.

In die 2. Gruppe der Radiotoxizitätsindizes sind die relativen (Radio-) Toxizitätsindizes zu rechnen, die das Verhältnis des hazard measure des Abfalls mit dem hazard measure der Vergleichsbasis angeben. Hier werden die toxischen Eigenschaften des Waste in Relation zu einem akzeptablen Gefährdungspotential wie der chemischen Toxizität anderer Elemente / 9/ oder der Radiotoxizität des ursprünglichen oder abgebauten Urans bzw. den mill tailings (die andererseits nicht mehr allgemein als ungefährlich angesehen werden) gesetzt /15/, oder mit natürlichen Uranvorkommen verglichen. Letzteres wurde angewandt für HAW-Gebinde und Pechblende /1/ bzw. das gesamte Endlagerfeld und eine Uranerzlagerstätte mit niedrigem Urangehalt /1/. In ähnlicher Weise verglich A. E. RINGWOOD /19/ die gesamte α -Aktivität der HAW-Gebinde in einem Einzelbohrloch mit einer gleichgroßen α -Aktivität eines umgebenden koaxialen Gesteinszylinders von niedrigem Urangehalt. Da die Aktivität des Abfalls mit der Zeit abnimmt, vermindert sich der Radius des "äquivalenten Zylinders" entsprechend.

In der 3. Gruppe der Radiotoxizitätsindizes sollen nicht nur die inhärenten Eigenschaften der Radionuklidmischungen im Waste berücksichtigt werden, sondern auch die Freisetzung, die Mobilität und Rückhaltung der Nuklide, die Transferfaktoren über verschiedene Ausbreitungspfade, die Belastungspfade und Dosisbelastung des Menschen. Zu den sehr unterschiedlichen Ansätzen hierzu gehören z. B. die Integration des langfristigen hazard measure über vorgegebene (geschätzte) relevante Zeitintervalle (periods of concern) /10, 17/, die Korrektur mit einem Wahrscheinlichkeitsfaktor für den Freisetzungs- und

Belastungspfad zum Menschen /17/ oder durch Transferfaktoren zur Berücksichtigung der Freisetzungs- und Ausbreitungspfade /12, 13/.

2.2 Grenzen einiger einfacher Modelle

Die physikalische Interpretation des hazard measure als Wasser- (oder Luft-) Volumen (in Kubikmeter) zur Verdünnung der Radionuklidkonzentration auf die maximal zulässige Konzentration führte einerseits von vorneherein leicht zu einer Fehlinterpretation über die tatsächliche radiologische Belastung des Menschen. Andererseits beinhaltet das hazard measure oder der hazard index keine Aussagen über Freisetzung, Unterschiede von löslichen oder unlöslichen Verbindungen, Mechanismen der Fixierung und Wanderung von Radionukliden etc. und erlaubt daher keine Aussagen über die potentielle Belastung von Menschen.

Die Relativierung des hazard measure zum Relativen Radiotoxizitätsindex gibt ebenfalls nur die inhärenten Eigenschaften der Nuklidinventare wieder. Die Parameter berücksichtigen nicht, daß der Abfall und das Vergleichsmaterial verschiedenen Freisetzungsmechanismen unterliegen würden und die eventuell freigesetzten radioaktiven Elemente unterschiedliche Ausbreitungsmechanismen unterliegen würden. Außerdem ist ein Uranerz mit einem Urangehalt von z.B. 0.2 Gewichtsprozent eine willkürliche Vergleichsgröße.

Die Erweiterung des hazard measure für langfristige Sicherheitsaussagen durch Wichtung mit der mittleren Zerfallzeit (F. GERA und D.G. JACOBS /17/) führte zu einer radiologischen Überschätzung der langlebigen α -Strahler /14/. Andererseits beinhaltet die von C.F. SMITH und W.E. KASTENBERG /14,10/ und neuerdings von W. JACOBI / 5/ vorgeschlagene Integration über bestimmte Zeitabschnitte die Einführung subjektiv ausgewählter Zeitperioden.

Andere zum Teil sehr unterschiedliche Ansätze für erweiterte Indizes unter Berücksichtigung von Freisetzungen und deren Vor- und Nachteile wurden im einzelnen von J.W. VOSS /21/ und J.W. POSTON / 7/ diskutiert und sollen

hier nicht wiederholt werden. Bisher lag die Schwierigkeit in der Ermittlung der Korrekturfaktoren, die für den Einzelfall entweder nicht rein analytisch bestimmt, allenfalls subjektiv geschätzt werden können oder eine ausführliche deterministische Analyse als Eingangsparameter erforderlich machen. Die Reduzierung der Ergebnisse einer solchen Analyse auf einen einzigen Index oder einen Wahrscheinlichkeitsfaktor würde dann eine unzulässige Vereinfachung darstellen.

2.3 Ansätze zu erweiterten Modellbetrachtungen

Für den einfachen Vergleich der inhärenten Eigenschaften von Waste und Uranmineralien erscheint der Vorschlag von A. E. RINGWOOD /19/ recht interessant. Bei diesem Vergleich resultieren jedoch für konditionierte hochaktive Abfälle unanschaulich große Durchmesser der Gesteins- bzw. Uranerzäquivalentzylinder, so daß es wohl anschaulich wäre für HAW zu Vergleichszwecken Pechblende heranzuziehen. Im Hinblick auf die neu publizierten und zu erwartenden Grenzwerte der ICRP-30 /20/ hätte der Äquivalentzylinder mit Pechblende nach ca. 10^3 bis 10^4 Jahren den ca. 10- bis 5fachen Durchmesser des HAW-Zylinders.

Zu den erweiterten Radiotoxizitätsindizes wird in der vorliegenden Studie kein neuer Index vorgeschlagen. Einfache Ansätze zu erweiterten Indizes wurden von C. F. SMITH und W. E. KASTENBERG /14/ durch Integration über "Zeitperioden der Bedenklichkeit" für die langfristige Toxizität gemacht; ähnlich von F. GERA und D. G. JACOBS /17/ durch Einführung eines Wahrscheinlichkeitsfaktors für Containmentversagen und Freisetzung der Radionuklide oder von L. E. BRUNS /12, 13/ durch Berücksichtigung von Transferfaktoren. Das Problem liegt in der Ermittlung der allgemeinen und der standortabhängigen Korrekturfaktoren.

Ein einfacher, für einen Index möglicherweise ausreichender Weg könnte die Methode von L.E. BRUNS /12,13/ sein, d. h. die Korrektur des hazard measure mit den Transferfaktoren. In erster Näherung sollten die Transferfaktoren in solche, die mehr allgemeingültig sind, und in eine Gruppe, die standortabhängig ist, einteilbar sein. Solche mehr allgemein zutreffenden Transferfaktoren könnten z.B. gelten für

- Die Freisetzungsraten aus dem Verfestigungsprodukt
- die Barrierewirkung des Wirtsgesteins (Salzgestein, Granit etc)
- die Mobilität von Radionukliden in alkalischen, reduzierenden Grundwässern in der Umgebung der Endlagerhorizonte (hohe Sorption von Np(IV) und Tc(IV) bzw. für oxidierende Grundwässer (geringe Sorption von NpO_2^+ oder TcO_4^-).

Ansätze zur Ermittlung solcher Transferfaktoren finden sich in den bisherigen Risikoanalysen, bräuchten aber möglicherweise nicht deren Detailierungsgrad.

3. Vergleich der Radiotoxizität von mittel- und schwachaktiven Abfällen

3.1 Basisdaten und Randbedingungen

3.1.1 Auswahl der Wastetypen

Aus der Vielzahl der radioaktiven Rohabfallströme bzw. konditionierten Abfälle des LWR-Brennstoffkreislaufs wurde im Teil I der Studie / 4 / eine Auswahl getroffen. Diese Auswahl erfolgte hauptsächlich nach Gesichtspunkten, die von der Endlagerung her gesehen wichtig erscheinen, nämlich Abfälle

- die langlebige Nuklide, insbesondere α -Strahler enthalten
- deren Wärmeentwicklung nicht vernachlässigt werden kann.

Danach wurden folgende Abfallarten in die Untersuchungen einbezogen:

Aus der Wiederaufarbeitung

- hochaktive verfestigte Abfälle (HAW)
- Feedklärschlamm (FKS)
- Hüll- und Strukturmaterial (HSM)
- wäßrige mittelaktive Abfälle (MLLW)

aus der Plutoniumrefabrikation

- schwachaktive brennbare Alphaabfälle (α -LAW)

aus dem Kernkraftwerksbetrieb

- mittelaktive Betriebsabfälle.

Die Anteile von Uran, Plutonium, übrige Transurane und nicht-flüchtiger Spaltprodukte sind in Prozent vom Durchsatz in Tabelle 3.1/1 nochmals aufgeführt.

TABELLE 3.1/1 VERTEILUNG DER ACTINIDEN UND SPALTPRODUKTE AUF EINZELNE
WASTESTROEME IM LWR-BRENNSTOFFKREISLAUF
(DWR-BRENNSTOFF, ABBRAND 33 GWD/T SM)

IHCH-H-80/10

WASTESTROM	ANTEIL IN % VOM DURCHSATZ					
	PU	U	NP	AM	CM	FP
WIEDERAUFARBEITUNG						
HAW (+FKS)	0.5 (A)	0.5	99	99.9	99.9	99.8 (B)
FKS	0.2 (A)	0.02	0.1	0.1	0.1	7.7 (B)
HSM	0.1	0.03	0.03	0.03	0.03	0.1
MLLW (C)	0.2	0.3	0.5	0.01 (D)	0.01	BERECHNET
<MAW-FEST	0.1 (E)>					
MOX-FABRIKATION						
ALPHA-LAW FEST	1	0.14				
<FL. ALPHA-LAW	0.06		0.006		(F)>	

- A) SUMME DER PU-VERLUSTE IN HAW + FKS = 0.5 %
 B) SUMME DER NICHTFLUECHTIGEN SPALTPRODUKTE IN HAW + FKS = 99.8 %
 C) MLLW: WAESSRIGER SALZHALTIGER ABFALLSTROM AUS DER SOLVENTWAESCHE DER WA
 CA. 20 % DES GESAMTEN FLUESSIGEN MAW IM BRENNSTOFFKREISLAUF
 D) OHNE AM-241 AUS GELAGERTEM PU DER MOX-FABRIKATION
 E) MAW-FEST HIER NICHT BETRACHTET
 F) FL. ALPHA-LAW: WAESSRIGER SCHWACHAKTIVER ALPHA-ABFALL MIT >7 G AM-241/T SM
 HIER NICHT BETRACHTET

3.1.2 Randbedingungen für konditionierte Abfälle

Für den Vergleich der Aktivität, der Wärmeleistung und der Radiotoxizität der hoch-, mittel- und schwachaktiven Abfälle miteinander auf der Basis gleicher Volumina der verfestigten Endprodukte ist die Kenntnis von Größe und Anzahl der Gebinde der konditionierten Abfälle nötig. Die spezifischen Volumina bzw. die spezifische Anzahl der Gebinde wurde bei der Detailbetrachtung der einzelnen Abfälle im Teil I der Studie / 4 / ermittelt und ist in Tabelle 3.1/2 zusammengestellt.

TABELLE 3.1/2 VOLUMENEINHEITEN DER KONDITIONIERTEN ABFÄLLE
(DWR-BRENNSTOFF; ABBRAND 33 GW/T SM; BEZUG 1 T SM)

IHCH-H-80-09

WASTE	ENDLAGERBEHAELTER			KOND. ABFÄLLE (PRO T SM)				
	INHALT (L)	ABMESS. (M)	VOL/GEB (M ³)	GEBINDE	VOLUMEN (L)	ARI STRLSCHV	ARI ICRP-30	
HAW	62	0.30	1.20	0.085	1.61	100	4.0E+5	1.2E+5
HSM	330	0.78	1.10	0.52	1.75	910	3.6E+6	1.1E+6
FKS	310	0.78	1.10	0.52	0.50	260	1.0E+6	3.1E+5
MLLW	360	1.06	1.51	1.31	1.6	2100	8.4E+6	2.5E+6
-ALTERNATIV	360	1.74	2.20	5.23	1.6	8370	3.4E+7	1.0E+7
ALPHA-LAW	210	0.78	1.10	0.52	3.4	1770	7.0E+6	2.1E+6
-HOM.FIX.	360	0.78	1.10	0.52	1.4	730	2.9E+6	8.8E+5

(*) BEZOGEN AUF GLEICHES VOLUMEN 0.2 % URANERZ
(M³) = KUBIKMETER

Für die Ermittlung dieser Daten wurden folgende Vorgaben und modellmäßig ermittelte Randbedingungen festgelegt:

- Brennelemente (BE)** - Druckwasserreaktor (Typ Biblis)
- Brennstoff UO_2 mit 3.2 % angereichertem Uran, bzw. MOX (mit äquivalenter Anreicherung)
 - Abbrand 33 Gwd/t SM
 - 292 Volllasttage pro Jahr
 - jährliche BE-Nachladung 1/3 des Cores
- HAW**
- Verglasung
 - KfK-Referenzglas GP98/12 ($\rho = 2.83 \text{ g/cm}^3$)
 - 10.0 Gew-% Spaltproduktelemente, entsprechend ca. 15 % HAW-Oxide
 - spezifisches Volumen 100 l Glas/t SM
- FKS**
- homogene Zementierung
 - 400-l-Rollreifenfaß
 - spezifisches Volumen 0.5 Gebinde/t SM
- HSM**
- Fixierung mit Zement
 - 400-l-Rollreifenfaß
 - spezifisches Volumen 1.75 Gebinde/t SM
- MLLW**
- homogene Zementierung
 - 400-l-Faß in verlorener Betonabschirmung
 - spezifisches Volumen 1.6 Gebinde/t SM
- α-LAW**
- mit Beton übergossene 10-l-Blechk Dosen, die nicht-fixierte Abfälle enthalten.
 - 400-l-Rollreifenfaß
 - spezifisches Volumen 3.4 Gebinde/t SM
 - (alternativ bei Zerkleinern und quasi-homogener Zementierung 1.4 Gebinde/t SM)
- mittelaktiver Reaktorbetriebsabfall**
- mittelaktiver Abfall
 - Fixierung mit Zement
 - 200-l-Rollreifenfaß in VBA (1.2 m^3)
 - spezifisches Volumen 0.35 Gebinde/t SM

Da zahlreiche Annahmen modellmäßig abgeleitet worden sind, haben sich trotz Orientierung an Planungskonzepten in einzelnen Fällen Abweichungen von entsprechenden Werten in diesen Konzepten ergeben; die hier zugrundegelegten Randbedingungen oder Annahmen sind jedoch im Teil I / 4 / erläutert oder abgeleitet.

3.1.3 Radiotoxizität und Definition eines Radiotoxizitätsindex

Die Radiotoxizität eines Nuklids ist eine inhärente Größe und wird bestimmt durch die physikalische Halbwertszeit, Art und Energie der Strahlung, biologische Wirksamkeit, biologische Halbwertszeit etc. Die Toxizität der Radionuklide wird von Toxikologen durch die letale Dosis (LD_{50}) gekennzeichnet.

Umgekehrt werden radioaktive Nuklide durch Grenzwerte gekennzeichnet, wie sie von der International Commission on Radiological Protection /18, 20/ empfohlen bzw. in der Strahlenschutzverordnung /11/ aufgenommen wurden,

nämlich

- maximal zulässige Konzentrationen (MZK) für Wasser bzw. Luft /18/,
- durch die daraus abgeleiteten Grenzwerte für die Jahresaktivitätszufuhr ("JAZ") durch Ingestion oder Inhalation der Strahlenschutzverordnung /11/.
- "annual limits of intake" (ALI) der neuen ICRP-30 /20/ für strahlenexponiertes Personal,
- daraus abgeleitete Grenzwerte für die Jahresaktivitätszufuhr durch Ingestion oder Inhalation in den EG-Richtlinien /16/, bzw. für ein 30 mrem Konzept in Analogie mit der Strahlenschutzverordnung für Vergleichszwecke / 6/.

Diese Grenzwerte veranschaulichen unmittelbar die relative Toxizität der Radionuklide untereinander.

Ausgehend hiervon ist ein möglicher Weg zur Charakterisierung der Radiotoxizität von Mischungen von Radionukliden die Wichtung der Radioaktivität mit diesen Grenzwerten. Die einfache Kombination von Aktivität (Q) und Grenzwert führt zum "hazard measure" HM /21/, das durch folgende Gleichungen definiert ist:

unter Bezugnahme auf die MZK-Werte:

$$HM_i = \frac{Q_i}{MZK_i} \quad \text{für das Nuklid } i$$

$$HM = \sum HM_i = \sum_i^n \frac{Q_i}{MZK_i} \quad \text{für die Mischung von } n \text{ Radionukliden}$$

bzw. unter Bezugnahme auf die Grenzwerte der Jahresaktivitätszufuhr:

$$HM_i = \frac{Q_i}{JAZ_i}$$

$$HM = \sum HM_i = \sum_i^n \frac{Q_i}{JAZ_i}$$

Die Grenzwerte für Wasser oder Luft, bzw. für lösliche oder unlösliche chemische Verbindungen führen zu den entsprechenden Werten von HM. Für Langzeitbetrachtungen der Endlagerung ist es ausreichend nur die potentielle Ingestion zu betrachten, da nur Wasser für den Transport von Radionukliden aus dem Endlager zum Biozyklus des Menschen in Frage kommt. Bei Bezug auf die maximal zulässigen Konzentrationen in Wasser bedeutet das hazard measure physikalisch diejenige Wassermenge, die theoretisch vom Radionuklidinventar der betrachteten Wastemenge bis zur maximal zulässigen Trinkwasserkonzentration kontaminiert werden kann.

In der vorliegenden Arbeit wird auf die Grenzwerte der Jahresaktivitätszufuhr nach der Strahlenschutzverordnung bezogen, so daß das hazard measure physikalisch das Vielfache der max. Jahresaktivitätszufuhr für Ingestion bedeutet. Dieses Maß wird im weiteren als Index für die Radiotoxizität einer betrachteten Abfallmenge verwendet unter der Bezeichnung:

- "Jährlicher Radiotoxizitätsindex für Ingestion (ARI_w)"

$$ARI_w = \sum_i^n \frac{Q_i}{JAZ_{w,i}}$$

3.2 Vergleiche der Eigenschaften der Abfälle anhand der Nuklidinventare

Die Ergebnisse der Zerfallsrechnungen und vergleichenden Betrachtung über die mittel- und schwachaktiven Abfälle werden nachfolgend zusammengefaßt. Auf der Basis des Nuklidinventars der einzelnen Abfallarten werden erfaßt der

- Radiotoxizitätsindex
- Radiotoxizitätsindex pro Volumeneinheit.

Die Darstellung erfolgt jeweils in Form der Zerfallskurven als Funktion der Zeit für die Abfallströme

- Hüll- und Strukturmaterial (HSM)
- Feedklärschlamm (FKS)
- wäßriger, mittelaktiver Prozeßabfall (MLLW)
- fester, schwachaktiver Alphaabfall (α -LAW)
- mittelaktive Reaktorbetriebsabfälle.

3.2.1 Jährlicher Radiotoxizitätsindex

Der jährliche Radiotoxizitätsindex (basierend auf den Grenzwerten für die Jahresaktivitätszufuhr durch Ingestion gemäß Strahlenschutzverordnung) ist für die Wasteströme HSM, FKS, MLLW und α -LAW in Fig.3.2-1 gegen die Zerfallszeit aufgetragen. Der Radiotoxizitätsindex fällt im Zeitraum bis ca. 1000 Jahre beim FKS um 4, beim HSM um 3 Größenordnungen ab, bei MLLW um den Faktor 300 ab. Dabei liegen die Kurven um einen Faktor von ca. 500 bis 50 unterhalb des HAW. Über 1000 Jahre fallen die Kurven entsprechend der langen Halbwertszeiten der bestimmenden Actiniden nur noch langsam ab, der Radiotoxizitätsindex bleibt aber auch langfristig höher als derjenige des langlebigen Spaltproduktanteils im HAW. Der α -LAW liegt entsprechend dem relativ hohen Pu- und Am-Gehalt nach mehr als 500 Jahren zwischen der Zerfallskurve der Transurane im HAW und der mittelaktiven Abfälle.

3.2.2 Radiotoxizitätsindex pro Abfall-Volumeneinheit

Der jährliche Radiotoxizitätsindex pro Volumeneinheit der konditionierten mittelaktiven Abfälle HSM, FKS und MLLW sowie des α -LAW ist in Fig.3.2-2 in seinem zeitlichen Verlauf aufgetragen. Während der Feedklärschlamm nach mehr als 1000 Jahren auf das Niveau der langlebigen Spaltprodukte im HAW abfällt und dann in erster Näherung in dieser Größenordnung bleibt, fällt das Hüll- und Strukturmaterial langfristig auf niedrigere Werte. Der spezifische Radiotoxizitätsindex vom verfestigten mittelaktiven Prozeßwaste fällt nach ca. 50 Jahren auf das Niveau der langlebigen Spaltprodukte im HAW und liegt bei 1000 Jahren etwa eine Größenordnung tiefer. Der α -LAW liegt nach 300 Jahren nur unwesentlich über dem FKS und fällt parallel zu diesem in etwa 10^4 a auf das Niveau der langlebigen Spaltprodukte im HAW ab.

3.2.3 Jährlicher Radiotoxizitätsindex auf der Basis der neuen Grenzwerte der ICRP-30

Neue Stoffwechsel- und radiologische Daten und eine wesentliche Änderung der Dosisberechnung für die Ingestion führte für viele Nuklide, insbesondere für α -Strahler zur Empfehlung neuer Grenzwerte durch die ICRP /20/. Die neuen Werte waren zum Zeitpunkt der Berechnung der Daten zur vorliegenden Studie erst teilweise publiziert, die übrigen fanden sich bei N. ADAMS et al. /23/. Die Verhältnisse der bisherigen abgeleiteten Grenzwerte für die Jahresaktivitätszufuhr (basierend auf der Dosis für das kritische Organ) zu den neuen "Annual Limits of Intake (ALI)" (basierend auf dem effektiven Dosisäquivalent) sind bei Aufnahme durch Ingestion wie folgt:

Th-230	5	Np-237	300
Ra-226	0.05	Pu-238	5
Pb-210	2	Pu-239	7
Po-210	2	Pu-240	7
		Am-241	22
(Sr-90	0.12)	Am-243	26
(Tc-99	0.5)	Cm-244	24

Ra-226 erscheint also deutlich weniger toxisch als früher angenommen worden war, Thorium und die Transurane erheblich höher.

In der Strahlenschutzverordnung /11/ wurden anstelle der früher verwendeten MZK-Werte die abgeleiteten Grenzwerte der Jahresaktivitätszufuhr (JAZ) eingeführt und gleichzeitig auf das 30 mrem-Konzept Bezug genommen. Um einen direkten Vergleich mit den Werten der Strahlenschutzverordnung zu ermöglichen, wurden die neuen Grenzwerte "Annual Limits of Intake (ALI)" der ICRP-30 /20/ ebenfalls auf das 30-mrem-Konzept umgerechnet.

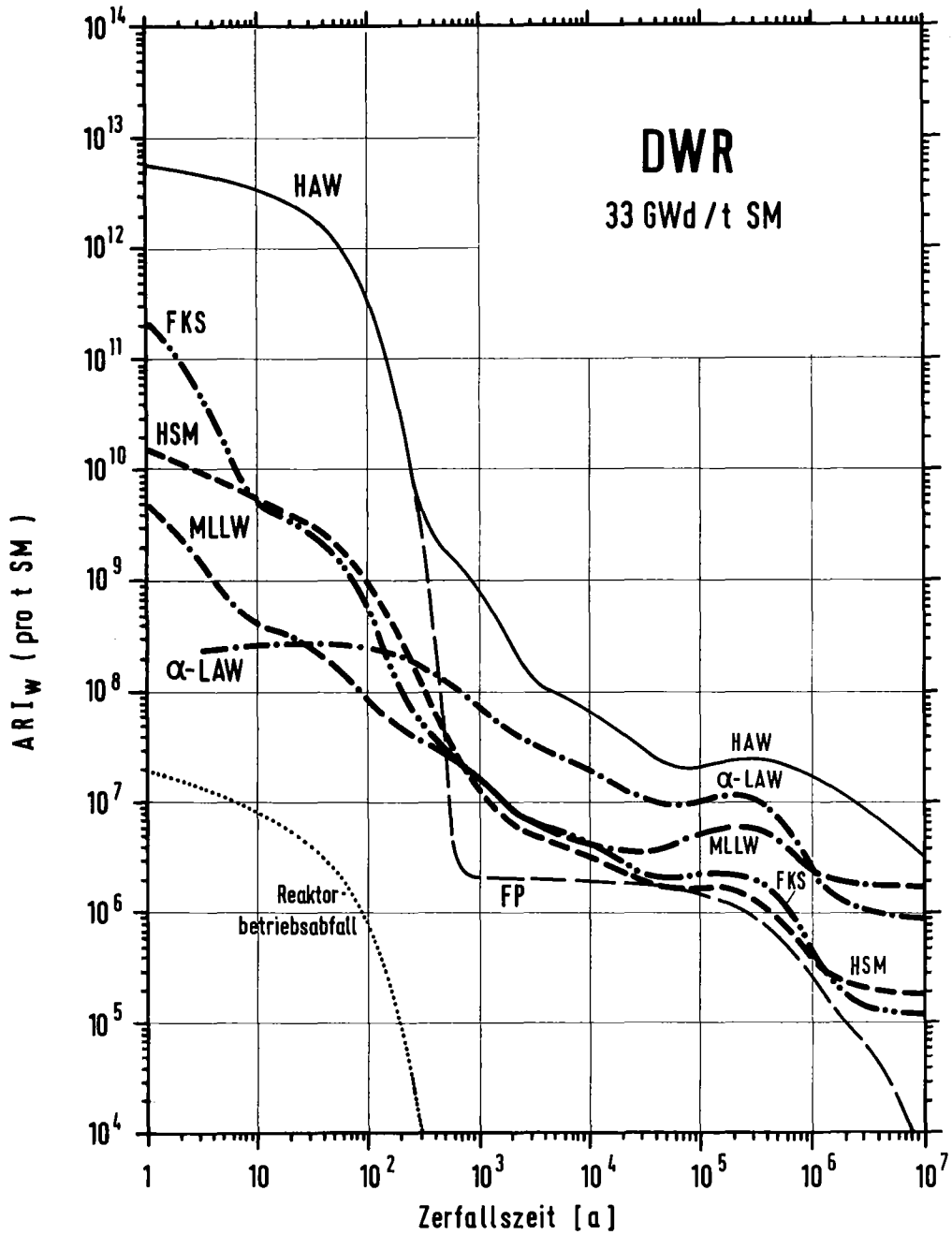
Das Ergebnis der Zerfallsrechnung im Hinblick auf den jährlichen Radiotoxizitätsindex (basierend auf den abgeleiteten Grenzwerten für die Jahresaktivitätszufuhr durch Ingestion nach ICRP-30) ist für die Wasteströme HSM, FKS, MLLW und α -LAW in Fig.3.2-3 im Vergleich zu HAW skizziert.

Beim hochaktiven Abfall wird der Radiotoxizitätsindex nach der neuen Bewertung bis ca. 100 Jahre gleichermaßen von den Transuranen (hier Cm und Am) und den Spaltprodukten (Sr-90 und Cs-137) bestimmt und klingt in diesem Zeitraum um ca. eine Größenordnung ab. Nach mehr als 100 Jahren überwiegt die Radiotoxizität der langlebigen Actiniden Am, Np und Pu (vgl. Anhang 1, Fig.A1-4) und fällt vom Zeitpunkt der Wiederaufarbeitung bis 10^5 Jahre insgesamt um 3 Größenordnungen ab. Der langzeitige Toxizitätsindex für die Spaltprodukte im HAW liegt um etwa dem Faktor 2 niedriger als bislang, da der Ingestionsgrenzwert für Tc-99 auf etwa die Hälfte gegenüber bisher herabgesetzt wurde.

Bei den actinidenhaltigen mittelaktiven Abfällen (HSM, FKS, MLLW) wird der Radiotoxizitätsindex nach 10-100 Jahren Zerfallszeit von den enthaltenen Transuranen bestimmt. Der Radiotoxizitätsindex klingt bis 1000 Jahre beim FKS um einen Faktor ca. 300, bei HSM um ca. 100 und beim MLLW um etwa 10 ab.

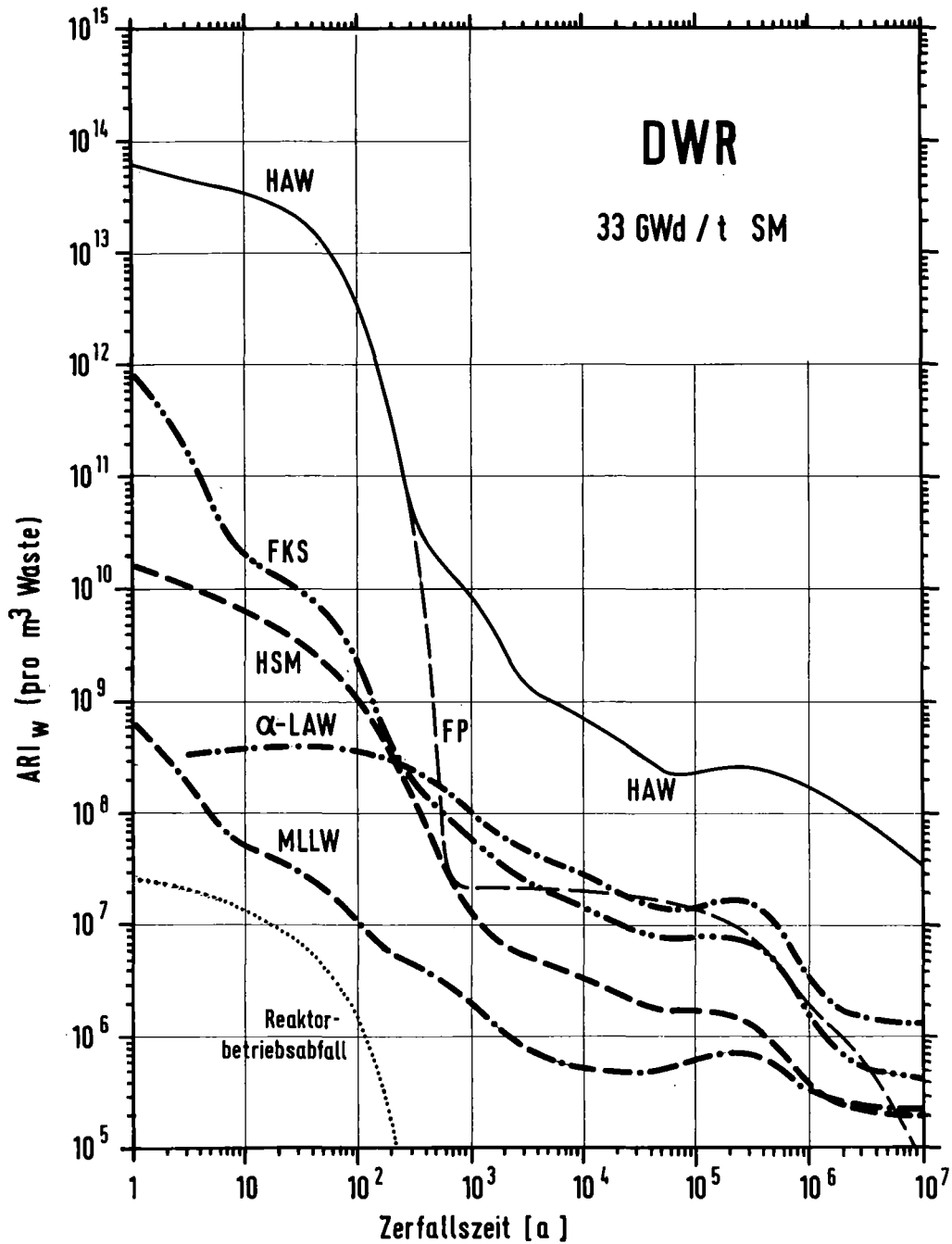
Durch Nachbildung von Am-241 (aus Pu-241) durchläuft der Radiotoxizitätsindex von α -LAW ein Maximum bei ca. 100 Jahren und liegt nach 1000 Jahren noch in der Größe des Ausgangswertes (vgl. Fig.3.2-3). Bis 10^5 Jahre fällt der Radiotoxizitätsindex dann um 2 Zehnerpotenzen ab.

Langzeitig (> 1000 Jahre) bleibt der Radiotoxizitätsindex des Nuklidinventars der mittelaktiven Abfälle um einen Faktor ≥ 100 , des α -LAW um den Faktor 20 - 50, unter den Werten des HAW (Actiniden) und um einen Faktor 100 - 1000 (bei 10^3 Jahre) abnehmend auf 3 - 20 (bei 10^5 Jahren) über den Werten für die langlebigen Spaltprodukte des HAW.



INCH-H-80-81

Fig.3.2-1 Jährlicher Radiotoxizitätsindex (Basis JAZ_w) von Hüll- und Strukturmaterial (HSM), Feedklärschlamm (FKS), wässrigem mittelaktivem Prozessabfall (MLLW) und festem α-LAW, sowie Reaktorbetriebsabfall (MAW) im Vergleich zu HAW



IHCN-H-80-82

Fig. 3.2-2 Jährlicher Radiotoxizitätsindex pro Volumeneinheit von Hüll- und Strukturmaterial (HSM), Feedklärschlamm (FKS), wässrigem mittelaktivem Prozessabfall (MLLW) und festem α-LAW, sowie Reaktorbetriebsabfall (MAW) im Vergleich mit HAW.

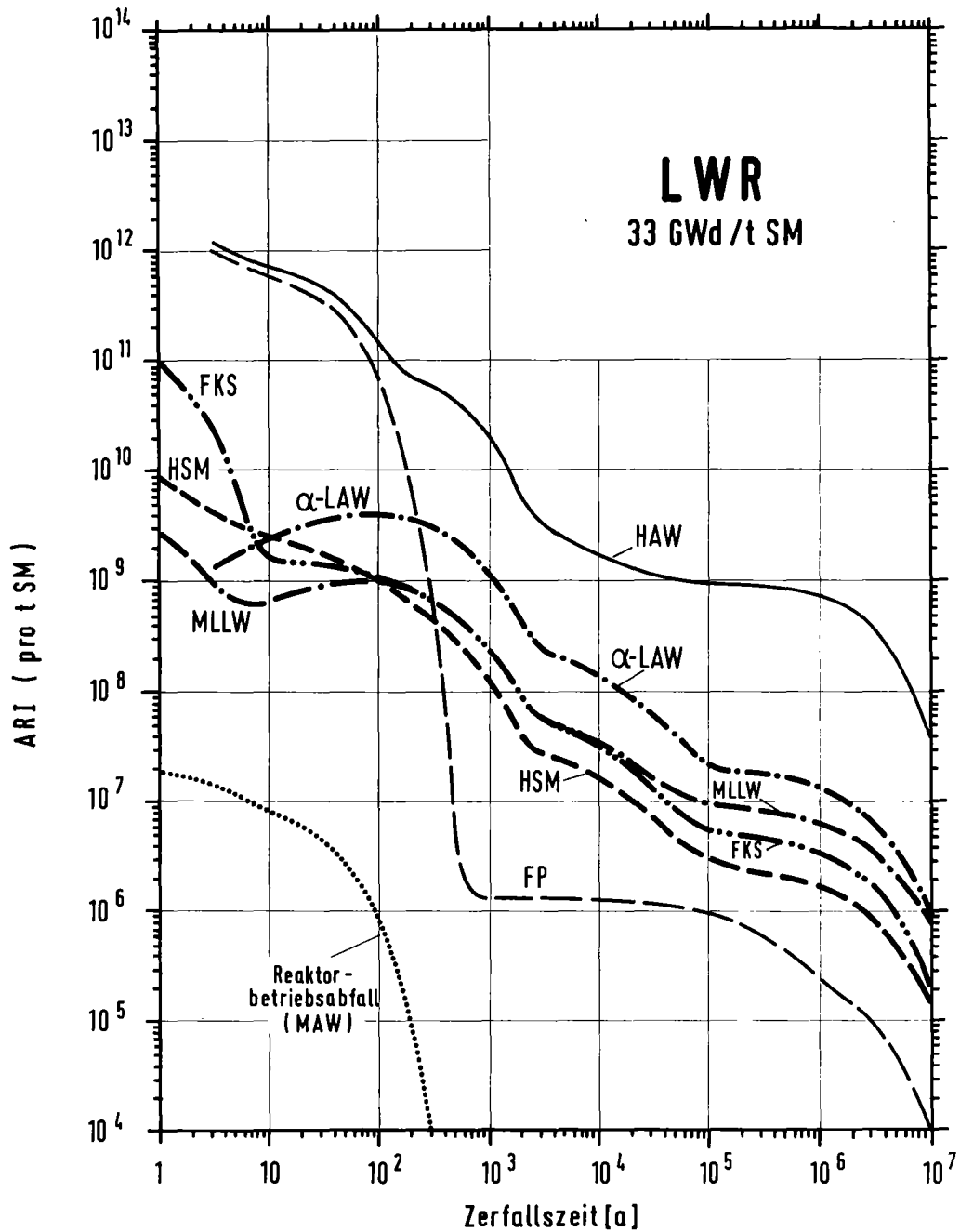


Fig. 3.2-3 Jährlicher Radiotoxizitätsindex ARI_w (Basis ICRP-30) von HSM, FKS, MLLW, α -LAW und Reaktorbetriebsabfall (MAW) im Vergleich zu HAW.

3.3 Vergleiche der Radiotoxizität von konditionierten Abfällen und Uranmineralien

3.3.1 Allgemein

Die Radiotoxizität der langlebigen α -strahlenden Nuklide der Transuranelemente kann mit den langlebigen α -Strahlern in den Zerfallsreihen von Natururan, d. h. insbesondere mit dem Zerfallsprodukt Ra-226 (Halbwertszeit 1600 Jahre) verglichen werden. Es liegt nahe, auch die Radiotoxizität der verfestigten radioaktiven Abfälle aus dem Kernbrennstoffkreislauf mit der Radiotoxizität von Uranmineralien zu vergleichen, in denen sich das U im säkularen Gleichgewicht mit seinen Töchtern befindet.

Der Radiotoxizitätsindex von Natururan im Gleichgewicht mit seinen Zerfallsprodukten wird bei Anwendung der Grenzwerte für Ingestion gemäß ICRP-2 /18/ bzw. der abgeleiteten Werte der Strahlenschutzverordnung /11/ wesentlich durch den sehr niedrigen Wert des Ra-226 bestimmt. (Grenzwert der maximal zulässigen Konzentration im Wasser $1 \cdot 10^{-8}$ $\mu\text{Ci/ml}$ bzw. Grenzwert für die Jahresaktivitätszufuhr $5.8 \cdot 10^{-10}$ Ci/a bei 30 mrem-Konzept)

Der Vergleich der Radiotoxizität von Natururan und Waste kann nach verschiedenen Modellen erfolgen (vgl. Anhang 1), wobei solche Modelle bevorzugt wurden, die einen direkten Vergleich der konditionierten Abfälle zulassen. Bei dieser Betrachtungsweise kann gleichermaßen der Waste von fortgeschrittenen Reaktoren, wie Schnelle Brutreaktoren, einbezogen werden, was beim Vergleich mit der Natururanmenge, die zur Versorgung der Reaktoren benötigt wird, kaum möglich ist.

In den hier verwendeten Modellen werden verglichen

- gleiche Volumina von konditionierten Abfällen und Uranmineralien
- alternativ die Nuklidinventare bestimmter Endlagervolumina bzw. Endlagerfelder mit einem gleichgroßen Volumen einer Uranerzlagerstätte.

In diesen Vergleichsmodellen wird die zeitliche Änderung der Konzentration der radiotoxischen Nuklide betrachtet. Nach einem neuen Vorschlag von A. E. RINGWOOD /19/ kann auch die zeitliche Änderung der Radiotoxizität des Wastes durch die Volumenänderung der Vergleichsmenge Uranerz mit dem äquivalenten toxischen Nuklidinventar erfolgen. Dieses Verfahren erscheint aber nur dann anschaulich, wenn auf Pechblende bezogen wird.

3.3.2 Definition eines relativen Radiotoxizitätsindex

Dem Vergleich der spezifischen Volumina der konditionierten Abfälle (Gebinde) mit Uranmineralien liegt folgendes Modell zugrunde:

Der Vergleich des Radiotoxizitätsindex des Nuklidinventars des verfestigten Abfalls (fixiert in einer Matrix sehr geringer Löslichkeit) mit dem Radiotoxizitätsindex des Nuklidinventars eines gleich großen Volumens an Uranmineralien führt unmittelbar zur Definition eines relativen Radiotoxizitätsindex:

$$\begin{aligned} \text{Relativer Radiotoxizitätsindex} &= \frac{\text{ARI}_{\text{waste}}}{\text{ARI}_{\text{Uranerz}}} \\ &= \frac{\left(\sum_i^n \frac{Q_i}{\text{JAZ}_{w,i}} \right)_{\text{waste}}}{\left(\sum_i^n \frac{Q_i}{\text{JAZ}_{w,i}} \right)_{\text{Uranerz}}} \end{aligned}$$

Als Bezugspunkt wird ein Uranerz mit niedrigem Urangehalt von 2000 ppm (= 0.2 Gewichtsprozent) gewählt /1/.

Die spezifischen Volumina der ausgewählten Abfallarten sind in Tabelle 3.1/2 zusammengefaßt (Details vgl. Teil I der Studie / 4 /).

3.3.3 Relativer Radiotoxizitätsindex der mittelaktiven und α -haltigen Abfälle (Basis Strahlenschutzverordnung)

Der relative Radiotoxizitätsindex (auf der Basis JAZ_W nach StrSchV) der konditionierten mittelaktiven Abfälle HSM, FKS und LAW sowie der schwachaktiven α -Abfälle ist in Fig.3.3-1 in seinem zeitlichen Verlauf dargestellt. Die Zerfallskurven und deren relative Lage zueinander wurden analog Fig.3.2-2 (in Abschnitt 3.2.2) dargestellt, jedoch normiert auf das gleiche Volumen 0.2 %iges Uranerz ($\rho = 3 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$).

Zum Vergleich ist auch Pechblende ($\rho = 9 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$) eingetragen, das Mineral mit den höchsten Konzentrationen an Radionukliden in der Natur.

Der relative Radiotoxizitätsindex der mittel- und schwachaktiven Abfälle liegt nach weniger als 100 a niedriger als Pechblende. Auf das Niveau von 0.2 %igem Uranmineral fällt der MLLW nach ca. 500 Jahren, das HSM nach ca. 10^4 Jahren ab. FKS und α -LAW liegen auch langfristig (10^3 bis 10^6 a) um einen Faktor 20 bis 2 über dem 0.2 % Uranerz (vgl. auch Tabelle 3.3/1).

In Bezug auf die alten ASSE-II-Einlagerungsbedingungen liegen die hier betrachteten mittelaktiven und α -haltigen Abfälle nach mehr als 1000 Jahren unter dem Niveau eines 3 % Uranerzes.

3.3.4 Änderung des Radiotoxizitätsindex von Natururan auf der Basis von ICRP-30

Für die Einschätzung der Radiotoxizität von natürlichem Uran (im Gleichgewicht mit seinen Töchtern) war bisher der Ingestionsgrenzwert von Ra-226 bestimmend. Wie in Abschnitt 3.2.3 ausgeführt, ergibt sich folgende Änderung durch ICRP-30 /20/ (bezogen auf das 30 mrem-Konzept):

	StrlSchV JAZ _w	ICRP-30 abgeleitete ALI _{ing}
Grenzwert für Ra-226 [Ci/a]	$5.8 \cdot 10^{-10}$	$1.1 \cdot 10^{-8}$
Jährlicher Radiotoxizitätsindex pro 1 g U _{nat}	668	200 ^{x)}

x) ohne Berücksichtigung von Pa-231 (Wert noch nicht publiziert)

Aus der Änderung der Grenzwerte für Ra-226, Th-230, Po-210 und Pb-210 folgt, daß der Radiotoxizitätsindex von Natururan (im Gleichgewicht mit seinen Zerfallsprodukten) auf etwa ein Drittel gegenüber dem Radiotoxizitätsindex auf der Basis der Ingestionsgrenzwerte der Strahlenschutzverordnung erniedrigt sein wird.

Andererseits erhöht sich durch die neuen Grenzwerte der ICRP-30 der Radiotoxizitätsindex der Actiniden in den mittelaktiven und α -haltigen Abfällen des Brennstoffkreislaufes im Durchschnitt um einen Faktor 10 (zwischen 10^2 und 10^4 Jahren). Der resultierende relative Radiotoxizitätsindex beim Vergleich mit Natururan verschiebt sich also um etwa einen Faktor 30 in Richtung auf eine höhere Einschätzung der Radiotoxizität der actinidenhaltigen Abfälle gegenüber Uranerzen.

3.3.5 Relativer Radiotoxizitätsindex der mittelaktiven und α -haltigen Abfälle auf der Basis von ICRP-30

In Fig.3.3-2 ist der zeitliche Verlauf des relativen Radiotoxizitätsindex (auf der Basis der abgeleiteten Grenzwerte der ICRP-30) für die konditionierten mittelaktiven Abfälle HSM, FKS und MLLW sowie die schwachaktiven α -Abfälle eingetragen und zwar normiert auf das gleiche Volumen Uranerz mit 0.2 Ges.% U.

Der relative Radiotoxizitätsindex der mittelaktiven und actinidenhaltigen Abfälle fällt nach ca. 1.000 Jahren unter das Niveau der Pechblende. Unter das Niveau eines 3% Uranerzes fällt der Radiotoxizitätsindex der Abfallgebinde von MLLW nach ca. 2.000 Jahren, von HSM nach ca. 10^4 Jahren.

Anders betrachtet klingt der relative Radiotoxizitätsindex der mittelaktiven und α -haltigen Abfälle auf die in Tabelle 3.3/1 angedeuteten, vergleichbaren Uranerzkonzentrationen ab.

TABELLE 3.3/1 URANERZ MIT VERGLEICHBAREM RADIOTOXIZITAETSINDEX WIE DIE MITTELAKTIVEN UND ALPHAHALTIGEN ABFAELLE NACH VERSCHIEDENEN ZERFALLSZEITEN

IHCH-H-81/6

	GEW.-% U NACH ABKLINGZEIT			
	500 A	1000 A	10000 A	100000 A
AUF BASIS DER INGESTIONSGRENZWERTE DER STRAHLENSCHUTZVERORDNUNG				
HSM	2	0.6	0.16	0.1
FKS	6	3	0.8	0.8
MLLW - 1.3 M3 VBA	0.8	0.4	0.12	0.12
- 5.2 M3 VBA	0.2	0.1	0.03	0.03
ALPHA-LAW	10	6	1.4	0.8
AUF BASIS ABGELEITETER GRENZWERTE NACH ICRP-30				
HSM		20	3	0.6
FKS		PECHBLENDE	20	4
MLLW - 1.3 M3 VBA		16	2 - 3	0.8
- 5.2 M3 VBA		4	0.6	0.2
ALPHA-LAW		PECHBLENDE	20 - 30	6

M3 = KUBIKMETER

VBA = VERLORENE BETONABSCHIRMUNG

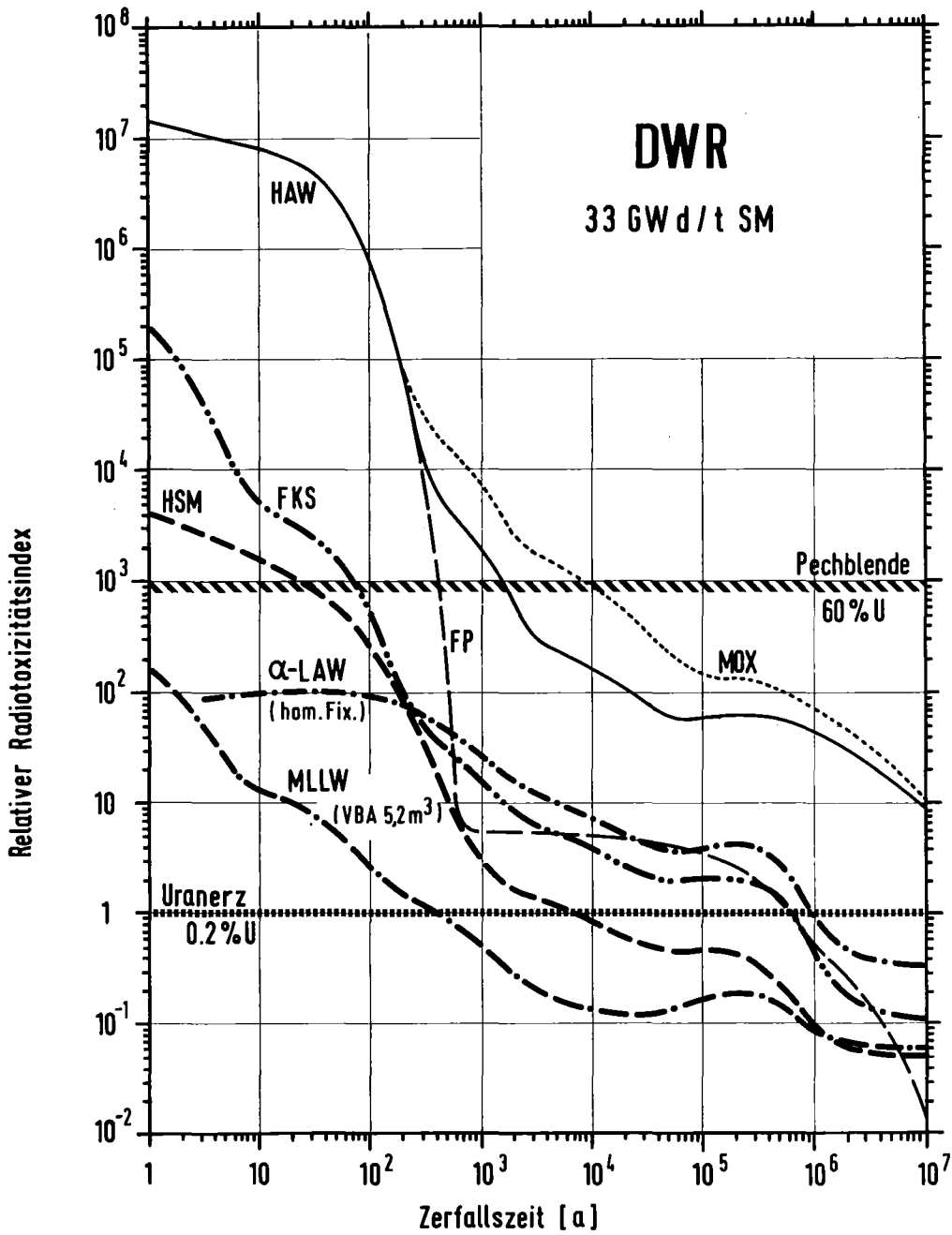
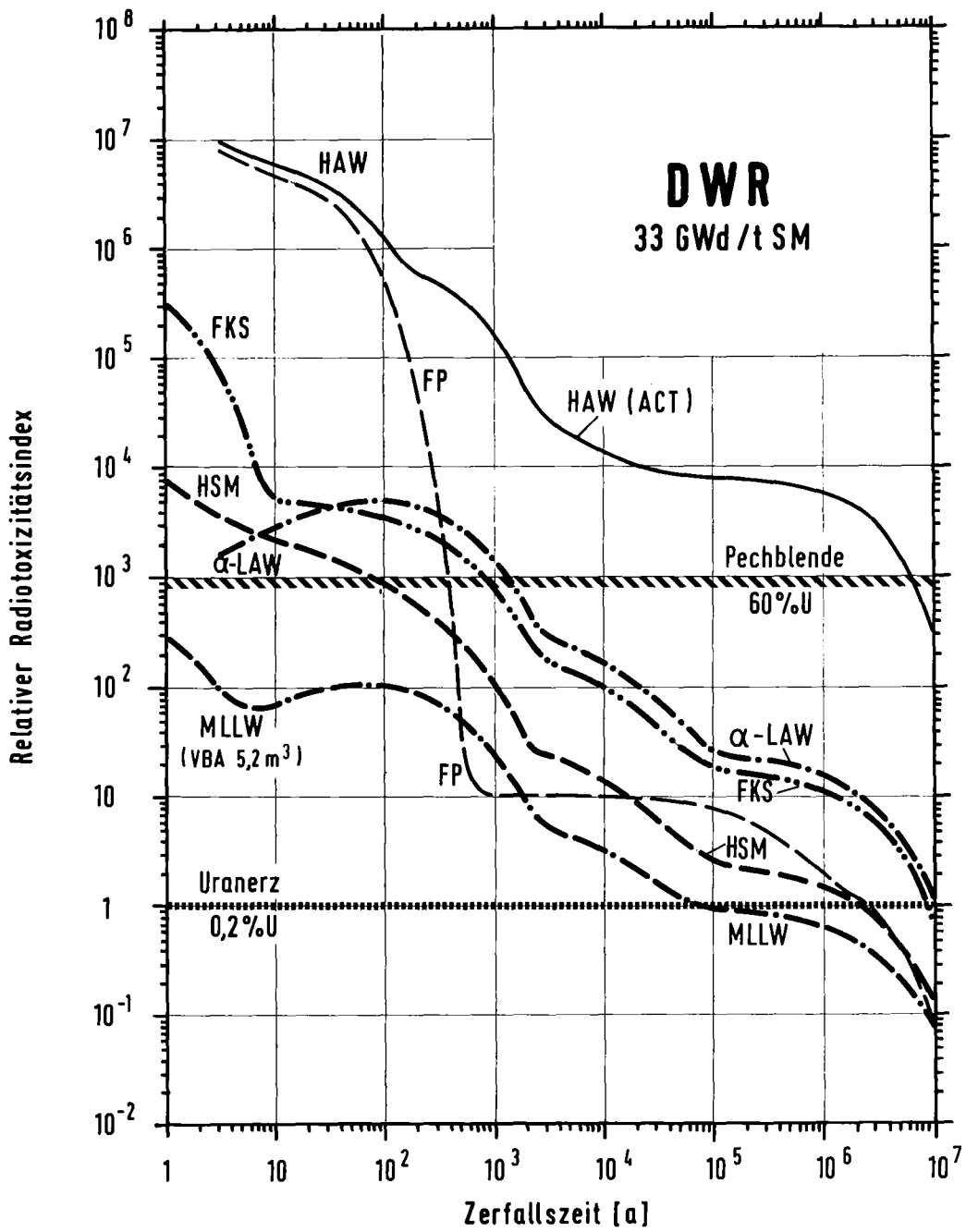


Fig. 3.3-1 Relativer Radiotoxizitätsindex (Basis JAZ_w) von Hüll- und Strukturmaterial (HSM), Feedklärschlamm (FKS), wässrigem mittelaktivem Prozessabfall (MLLW) und festem schwachaktivem α -Abfall (α -LAW) im Vergleich mit HAW



IHC-H-81-24

Fig. 3.3-2 Relativer Radiotoxizitätsindex (Basis ICRP-30) von HSM, FKS, MLLW und α -LAW im Vergleich mit HAW.

3.4 Vergleich von Endlagerfeld und Uranerzlagerstätte

3.4.1 Allgemein

Der Vergleich der Radiotoxizität von Abfällen mit Natururan läßt sich in einem erweiterten Modell auf die Nuklidinventare bestimmter Endlagervolumina bzw. Endlagerfelder ausdehnen. Auf dieser Vergleichsebene wird das Endlagerkonzept betrachtet, das einerseits die Einbringung der wärmeentwickelnden Abfälle in einzelnen Bohrlöchern in einer Endlagerschicht vorsieht, andererseits das Verbringen von mittel- und schwachaktiven Abfällen in Lagerkammern oder Kavernen vorsieht /22/.

Selbsterhitzende Abfälle, seien es HAW-Kokillen oder konditioniertes Hüll- und Strukturmaterial und Feedklärschlamm, werden aus Gründen der Zerfallswärmeableitung in einzelne Bohrlöcher eingelagert. In erster Näherung kann man also davon ausgehen, daß diese Abfälle in kleinen Einheiten über eine große Schicht verteilt sind. Der Vergleich zwischen Waste und Natururan erfolgt hier gewissermaßen zwischen der Radiotoxizitätskonzentration des Nuklidinventars des gesamten Endlagerfelds mit der Radiotoxizitätskonzentration einer gleichgroßen Uranerzlagerstätte mit niedrigem Urangehalt.

Analog erfolgt der Vergleich der Radiotoxizität des Nuklidinventars einer Lagerkammer mit der Radiotoxizität des Nuklidinventars eines gleich großen Volumens einer Uranerzlagerstätte.

3.4.2 Definitionen und Randbedingungen

Für die Endlagerung von wärmeentwickelnden Abfällen ist das Stapeln der Gebinde von HAW (Glasblöcke) sowie Hüll- und Strukturmaterial und Feedklärschlamm in einzelnen Bohrlöchern (vgl. Fig. 3.4-1) vorgesehen; die Randbedingungen sind in Tabelle 3.4/1 enthalten.

In analoger Weise wird die Einlagerung der Abfallfässer in die Lagerkammern betrachtet, wobei hier natürlich das anteilmäßige Volumen zwischen den Gebinden relativ gering ist (vgl. Tabelle 3.4/2).

Für die Versturz- und Absenkkammer wird in gleicher Weise eine unregelmäßige Schüttung der Fässer und ebenso in der Stapelkammer ein Verfüllen der Zwischenräume mit Salz angenommen. Pro Gebinde wird mit einem Raumbedarf vom doppelten Faßvolumen gerechnet.

Für die hier betrachteten Wastearten erfolgt folgende Zuordnung:

	Versturz- kammer (400-l-Faß)	Stapel- kammer (VBA)	Absenk- kammer (400-l-Faß)
MLLW	-	standard	alternativ
α-LAW	standard	alternativ	-
Reaktorbetriebs- abfall	-	standard	-

Nach den Vorgaben der PTB ergeben sich die in Tabelle 3.4/2 zusammengestellten Randbedingungen für die Versturz-, Stapel- und Absenkkammer.

Der Vergleich der Radiotoxizität von Waste und Natururan erfolgt auf der Basis gleicher Volumina von Uranerz und von Abfällen in der Endlagerschicht (zwischen den Einzelbohrlöchern) bzw. in der Lagerkammer. Der Radiotoxizitätsindex (ARI_w) der Radionuklide im Vergleichsvolumen von 0,2 %igem Uranerz wurde in Tabelle 3.4/1 und 3.4/2 für die betreffende Wasteart angegeben. Die Werte dienen zur Normierung der Zerfallskurven in Fig. 3.4-2.

TABELLE 3.4/1 ENDLAGERFELD FUER WAERMEENTWICKELNDE ABFAELLE

		IHCH-H-81/7	
		HAW BOHRLOECHER	HSM-FKS BOHRLOECHER
BOHRLOCHABSTAND			
LAENGS DER STRECKEN	(M)	50	13
ZWISCHEN DEN STRECKEN	(M)	50	16
NUTZBARE BOHRLOCHTIEFE	(M)	300	300
BOHRLOCHDURCHMESSER	(M)	0.4	0.9
GEBINDE			
PRO BOHRLOCH		250	270 (*)
PRO T SM		1.61	1.75 / 0.5
VERGLEICHSVOLUMEN (**)			
PRO BOHRLOCH	(M3)	7.5E+5	6.2E+4
PRO GEBINDE	(M3)	3000	230
PRO T SM	(M3)	4800	400 / 115
RADIOTOXIZITAETSINDEX DES VERGLEICHSVOLUMENS (***) AN URANERZ (0.2 % U)			
BASIS: JAZ NACH STRLSCHV		1.9E+10	1.6E+9 / 4.6E+8
BASIS: ICRP-30		5.8E+9	4.8E+8 / 1.4E+8

- *) 400-L-FASS
 **) UNTER VERGLEICHSVOLUMEN WIRD DAS VOLUMEN DER GEBINDE PLUS DAS ANTEILIGE VOLUMEN DES UMGEBENDEN SALZGESTEINS ZWISCHEN DEN BOHRLOECHERN VERSTANDEN
 M3 = KUBIKMETER

TABELLE 3.4/2 ENDLAGERKAMMERN FUER MITTEL- UND SCHWACHAKTIVE ABFAELLE

IHCH-H-81/8				
		VERSTURZ- KAMMER	STAPEL- KAMMER	ABSENK- KAMMER
KAMMERABMESSUNGEN				
LAENGE	(M)	60	100	15 ∅
BREITE	(M)	15	15	
HOEHE	(M)	20.5	24.5	32.5
VOLUMEN	(M3)	CA. 19500	CA. 36700	CA. 5800
GEBINDE				
		400-L-FASS	VBA	400-L-FASS
VOLUMEN PRO GEBINDE	(M3)	0.52	1.33(*)/5.2(**)	0.52
GEBINDE PRO KAMMER		CA. 19000	18000 / 4700	CA. 6000
VERGLEICHSVOLUMEN MIT SALZVERFUELLUNG				
PRO GEBINDE	(M3)	1	2.0 / 7.8	1
PRO T SM				
- MLLW	(M3/T SM)	- -	3.2 / 12.5	1.6
- ALPHA-LAW	(M3/T SM)	3.4	6.8 / - -	- -
- REAKTORBETRIEBS- ABFALL (MAW)	(M3/T SM)	- -	1.2 / - -	- -
RADIOXIZITAETSINDEX DES VERGLEICHSVOLUMEN VON URANERZ (0.2 % U)				
BASIS: JAZ NACH STRLSCHV				
- MLLW		- -	1.3E+7 / 5.5E+7	6.4E+6
- ALPHA-LAW		1.36E+7	2.7E+7 / - -	- -
- REAKTORBETRIEBSABFALL		- -	5.0E+6 / - -	- -
BASIS: ICRP-30				
- MLLW		- -	3.8E+6 / 1.5E+7	1.9E+6
- ALPHA-LAW		4.1E+6	8.2E+6 / - -	- -
- REAKTORBETRIEBSABFALL		- -	1.44E+6 / - -	- -

*) VERLORENE BETONABSCHIRMUNG 1.06 M ∅ X 1.5 M (FUER 400-L-FASS)
 **) VERLORENE BETONABSCHIRMUNG 1.74 M ∅ X 2.2 M (FUER 400-L-FASS)
 M3 = KUBIKMETER

3.4.3 Radiotoxizitätskonzentration vom Endlagerfeld im Vergleich zu einer Uranerzlagerstätte auf der Basis der Strahlenschutzverordnung

Für die Endlagerung wärmeentwickelnder Abfälle in Einzelbohr-
löchern ist der Vergleich der Radiotoxizitätskonzentration
des gesamten Endlagerfeldes (zwischen den Bohrlöchern) und
einer gleichgroßen Uranerzlagerstätte (mit 0,2 Gew.-% Uran)
in Fig.3.4-2 erfolgt. Danach ergibt sich, daß für den HAW
sowie für FKS und HSM die Kurven des Radiotoxizitätsindex nach
500 Jahren bereits um ca. 1 Größenordnung unter das Vergleichs-
niveau der Uranerzlagerstätte abfallen und langfristig
($> 1000a$) mehr als 2 Zehnerpotenzen darunter liegen.

Der analoge Vergleich der mittel- und schwachaktiven Abfälle
in Lagerkammern vom Typ Versturz-, Stapel- und Absenkkammer
mit Uranerzlagerstätten erfolgt in Fig.3.4-3. Die Kurvenbänder
stellen den Bereich der resultierenden Radiotoxizitätskonzent-
ration bei Endlagerung des konditionierten Prozeß-MAW (MLLW)
und des α -LAW in 400-l-Gebinden mit und ohne verlorene Beton-
abschirmung bezogen auf eine 0,2 %-ige Uranerzlagerstätte glei-
chen Volumens dar. Die Zerfallskurvenbänder für den Radiotoxi-
zitätsindex des MLLW und α -LAW liegen nach ca. 100 Jahren
untereinander in der gleichen Größenordnung und sinken nach
 10^2 bis 10^4 Jahren auf das Vergleichsniveau des 0,2 %-igen
Uranerzes ab.

Oder anders betrachtet: Die Radiotoxizitätskonzentration von
mittelaktivem Prozeßabfall oder α -haltigem LAW liegt

- nach 100 Jahren auf dem Niveau eines 0.3-3 %-igen Uranerzes
- nach 1000 Jahren " " " " 0.06-0.6 %-igen Uranerzes
- nach 10^4 Jahren " " " " 0.02-0.2 %-igen Uranerzes

3.4.4 Radiotoxizitätskonzentration vom Endlagerfeld im Vergleich zu einer Uranerzlagerstätte auf der Basis von ICRP-30

Der Vergleich der Radiotoxizitätskonzentration des Endlagerfeldes für wärmeentwickelnde Abfälle mit einer gleichgroßen Uranerzlagerstätte (mit 0,2 Gew.% U) ist in Fig.3.4-4 auf der Basis der Grenzwerte für Ingestion der ICRP-30 /20/ dargestellt. Aufgrund der höher toxischen Bewertung der Actiniden und der niedrigeren des Ra-226 (vgl. Abschnitt 3.2.3) ergibt der Vergleich von Waste und Uranerz folgendes Resultat:

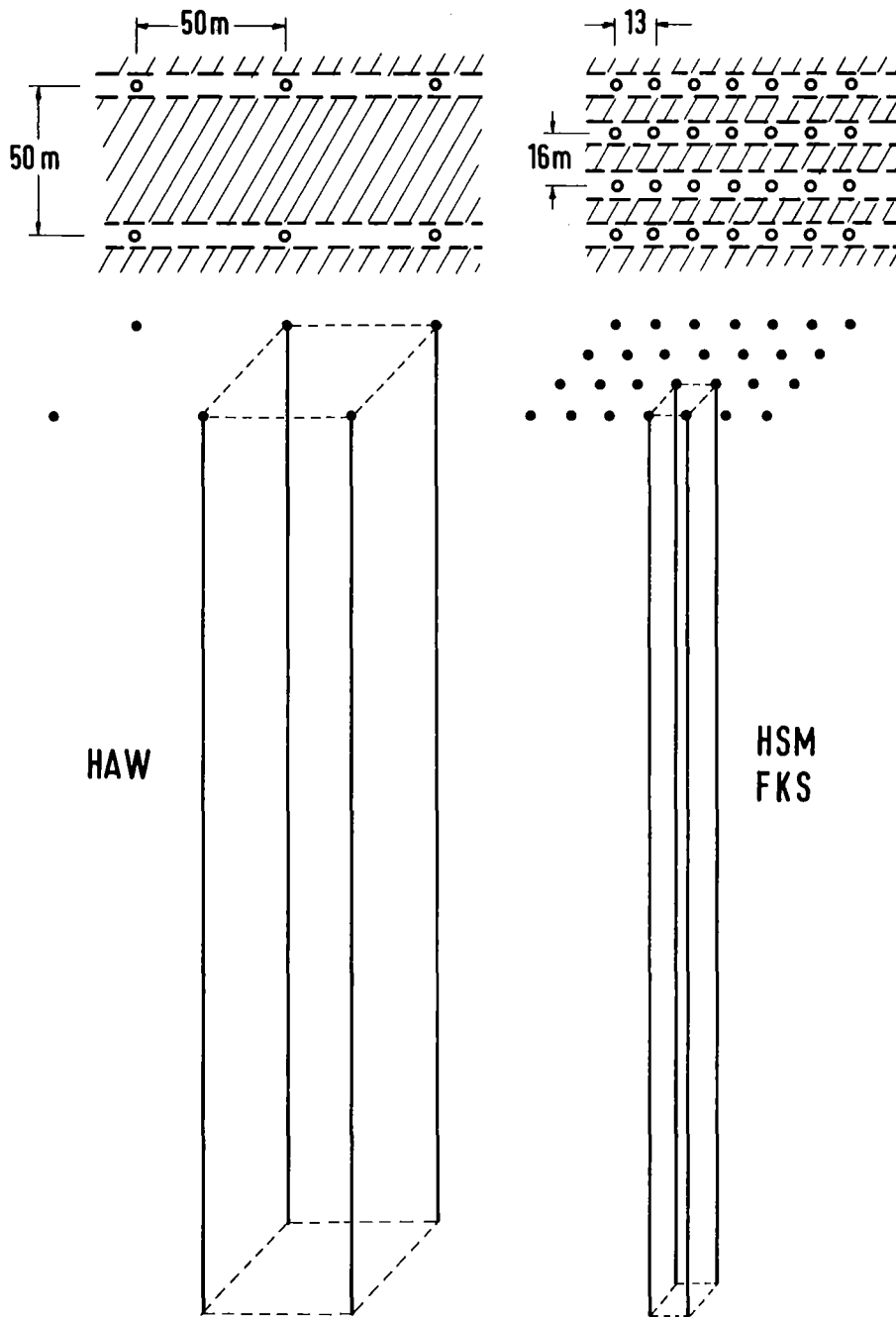
- Die Kurve der Radiotoxizitätskonzentration von hochaktivem Abfall fällt nach ca. 3000 Jahren (bei HAW-MOX nach ca. 10^4 Jahren) unter das Vergleichsniveau der Uranerzlagerstätte und liegt langfristig bis zu einem Faktor 5 darunter.
- Die Radiotoxizitätskonzentration von Hüll- und Strukturmaterial und von Feedklärschlamm fallen nach ca. 300 bzw. 2000 Jahren unter das Vergleichsniveau der Uranerzlagerstätte. Langzeitig fällt das HSM um 1-2 Größenordnungen, der FKS um einen Faktor 3-30 unter das Vergleichsniveau.

Der analoge Vergleich der übrigen mittelaktiven und actinidenhaltigen Abfälle in Lagerkammern (Versturz-, Stapel- und Absenkkammern) mit einer Uranerzlagerstätte erfolgte in Fig.3.4-5. Die Zerfallskurvenbänder stellen wiederum die Bereiche der Radiotoxizitätskonzentration bei Endlagerung des konditionierten Prozeß-MAW (MLLW) und des α -LAW in 400-l-Gebinden mit und ohne verlorene Betonabschirmung dar:

- Die Zerfallskurvenbänder bleiben bis ca. 300 Jahre auf nahezu denselben Werten, etwa 2-3 Größenordnungen über dem Vergleichsniveau der Uranerzlagerstätte (0,2% U) und fallen sehr langfristig auf diesem Niveau ab.

Oder anders ausgedrückt: Die Radiotoxizitätskonzentration von mittelaktivem Prozeßabfall oder α -haltigem LAW liegt im Vergleich mit einer Uranerzstätte:

- nach 10^3 Jahren auf dem Niveau eines 3-30 %-igen Uranerzes
- " 10^4 Jahren " " " " 0,3-3 %-igen Uranerzes
- " 10^5 Jahren " " " " 0,1-1 %-igen Uranerzes.



KIK IHCH-H-80-91

Fig. 3.4-1 Endlagerfelder mit Bohrlöchern für HAW (50x50m) sowie HSM und FKS (16x13m)

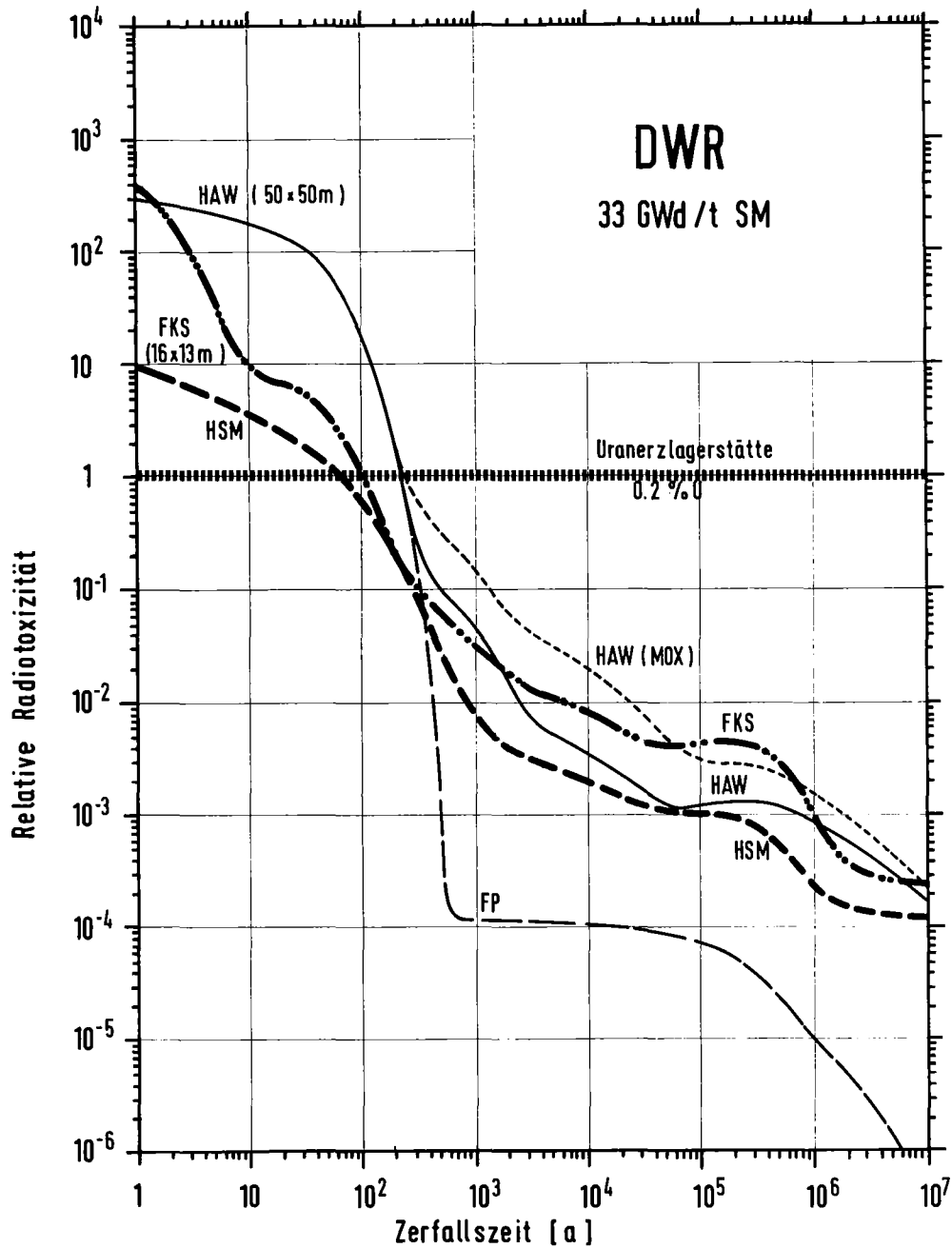


Fig. 3.4-2 Vergleich der Radiotoxizitätskonzentration der Endlager-
schicht zwischen den Bohrlöchern mit einer Uranerzlager-
stätte (Basis: JAZ nach StrlSchV)

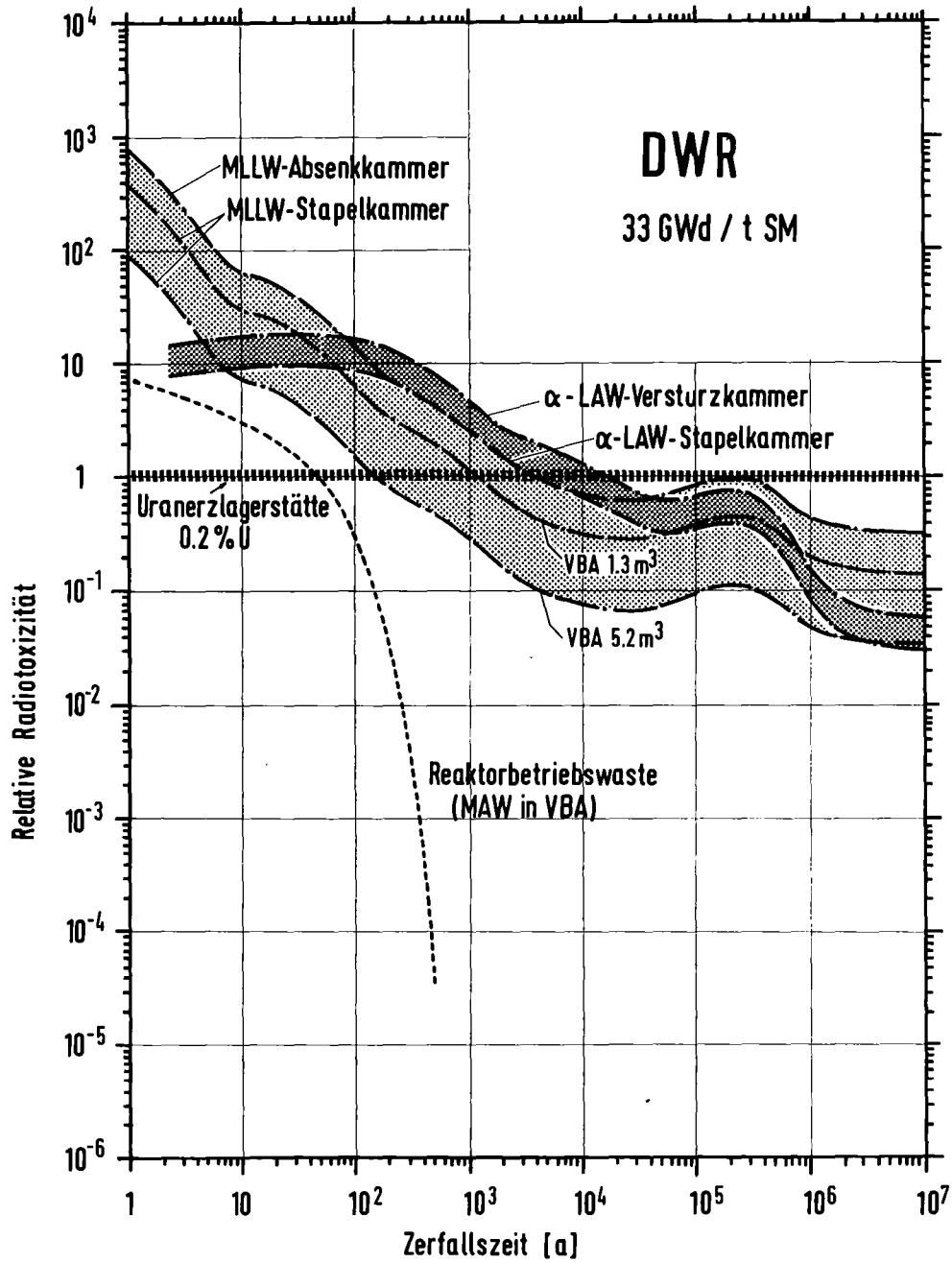


Fig. 3.4-3 Vergleich der Radiotoxizitätskonzentration in Lagerkammern mit einer Uranerzlagerstätte (Basis: JAZ nach StrlSchV)

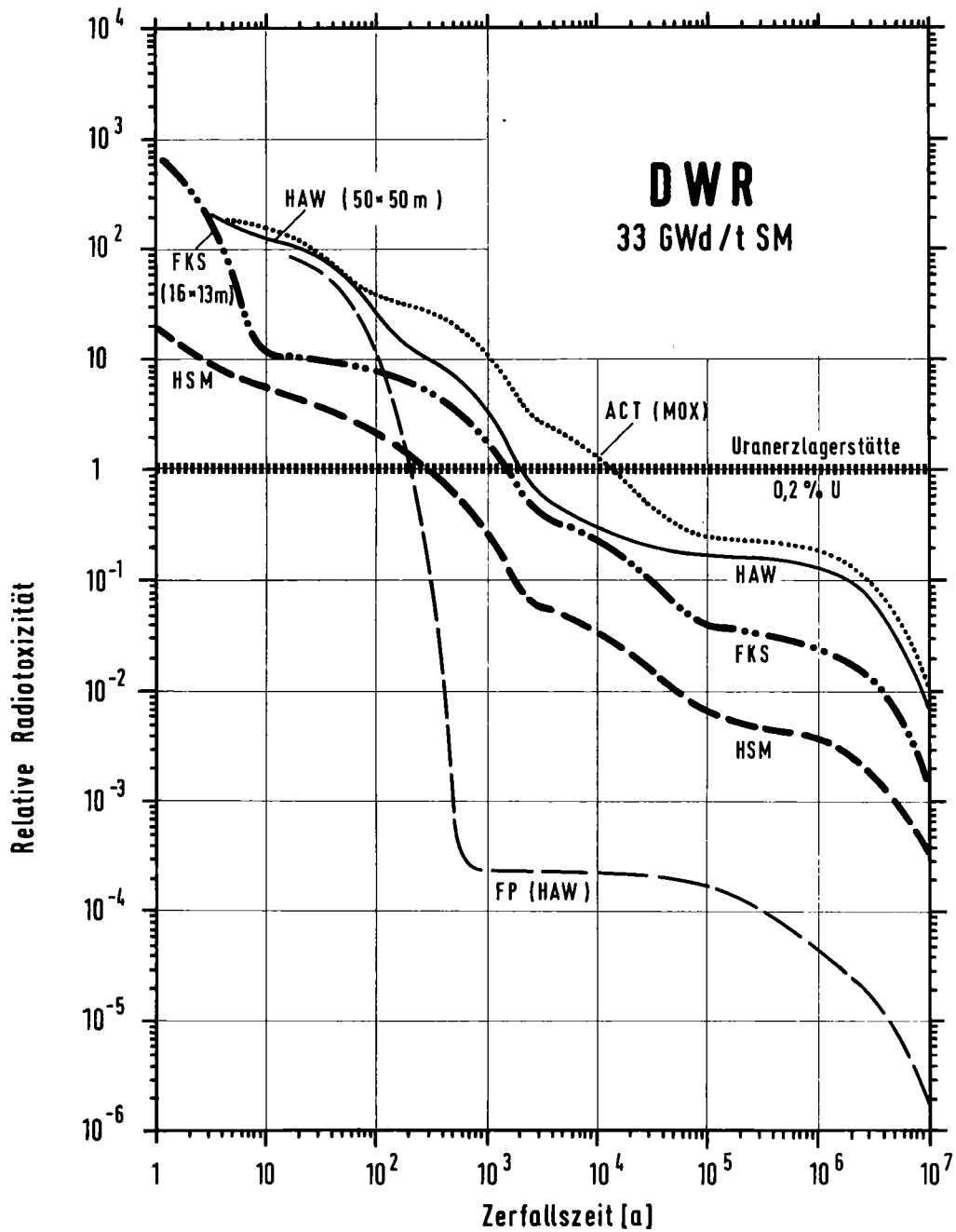


Fig.3.4-4 Vergleich der Radiotoxizitätskonzentration der Endlagerschicht zwischen den Bohrlöchern mit einer Uranerzlagerstätte auf der Basis von ICRP-30.

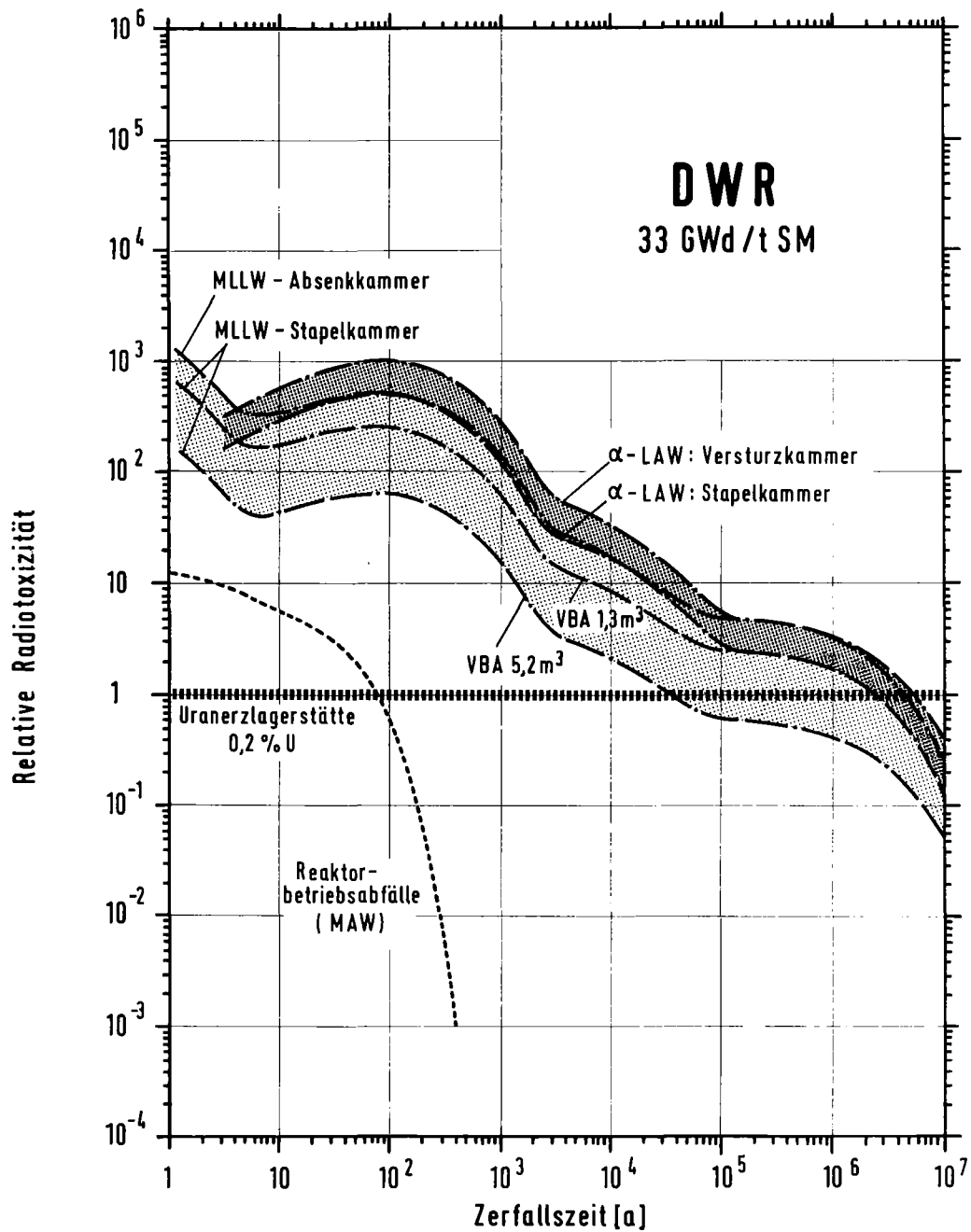


Fig.3.4-5 Vergleich der Radiotoxizitätskonzentration in Lagerkammern mit einer Uranerzlagerstätte auf der Basis von ICRP-30.

4. Ermittlung des jährlichen Radiotoxizitätsindex der einzelnen mittelaktiven und actinidenhaltigen Abfälle

4.1 Jährlicher Radiotoxizitätsindex von Hüll- und Strukturmaterialabfall

Im Teil I der Studie /4/ erfolgte die Bestimmung der Menge und Zusammensetzung der Legierungsbestandteile des HSM, die Berechnung der Aktivierungsprodukte und eine Abschätzung des anteiligen Spaltprodukt- und Actinidgehalts. Der jährliche Radiotoxizitätsindex (hier: Wichtung der Aktivität des Nuklidinventars mit den Grenzwerten der Jahresaktivitätszufuhr für Ingestion) wurde für die Aktivierungsprodukte, die Actiniden, Spaltprodukte und Tritium ebenfalls mit dem Abbrand- und Zerfallsprogramm KORIGEN-79 berechnet.

4.1.1 Jährlicher Radiotoxizitätsindex von HSM auf der Basis der Strahlenschutzverordnung

Die Ergebnisse der Berechnung des jährlichen Radiotoxizitätsindex des HSM auf der Basis der Grenzwerte JAZ_W der Strahlenschutzverordnung /11/ sind in Tabelle 4.1 zusammengefaßt.

Der relative Beitrag der Aktivierungsprodukte, der Actiniden und Spaltprodukte ist Fig.4.1-1 zu entnehmen, ebenso der zeitliche Verlauf des jährlichen Radiotoxizitätsindex. Danach sind bis ca. 100 Jahre die Spaltprodukte und Aktivierungsprodukte für den Radiotoxizitätsindex bestimmend, von 100-700 Jahre die Aktivierungsprodukte plus die Actiniden und über 700 Jahre die Actiniden.

Der jährliche Radiotoxizitätsindex der Aktivierungsprodukte (vgl. Fig.4.1-2) wird bis ca. 20 Jahre von Co-60, danach bis ca. 1000 Jahre von Ni-63 bestimmt. In diesem Zeitraum fällt die Radiotoxizität um ca. 4 Größenordnungen. Langfristig (≥ 1000 a) erfolgt der Abfall mit der Halbwertszeit von Ni-59.

Demgegenüber fällt der jährliche Radiotoxizitätsindex der Actiniden, der langfristig beim Hüll- und Strukturmaterial dominierend ist, bis ca. 10^4 Jahre nur um etwa 1 Zehnerpotenz ab. Der Anteil der einzelnen Transurane ist in Fig.4.1-3 dargestellt.

4.1.2 Jährlicher Radiotoxizitätsindex von HSM auf der Basis der Grenzwerte von ICRP-30

Die Ergebnisse der Berechnung des jährlichen Radiotoxizitätsindex auf der Basis der Ingestionsgrenzwerte nach ICRP-30 ist nur in graphischer Form wiedergegeben, da noch nicht alle für eine vollständige Rechnung wichtigen Grenzwerte veröffentlicht sind.

Der relative Beitrag der Aktivierungsprodukte, der Actiniden und der Spaltprodukte, wie auch der zeitliche Verlauf des jährlichen Radiotoxizitätsindex in Fig.4.1-4 zeigt, daß bei kurzen Kühlzeiten die Aktivierungs- und Spaltprodukte dominierend sind, aber bereits zwischen 20 und 100 Jahren ein zunehmender Anteil auf die Actiniden entfällt. Von ca. 100 bis 300 Jahren sind die Actiniden und die Aktivierungsprodukte bestimmend, danach im wesentlichen die Actiniden.

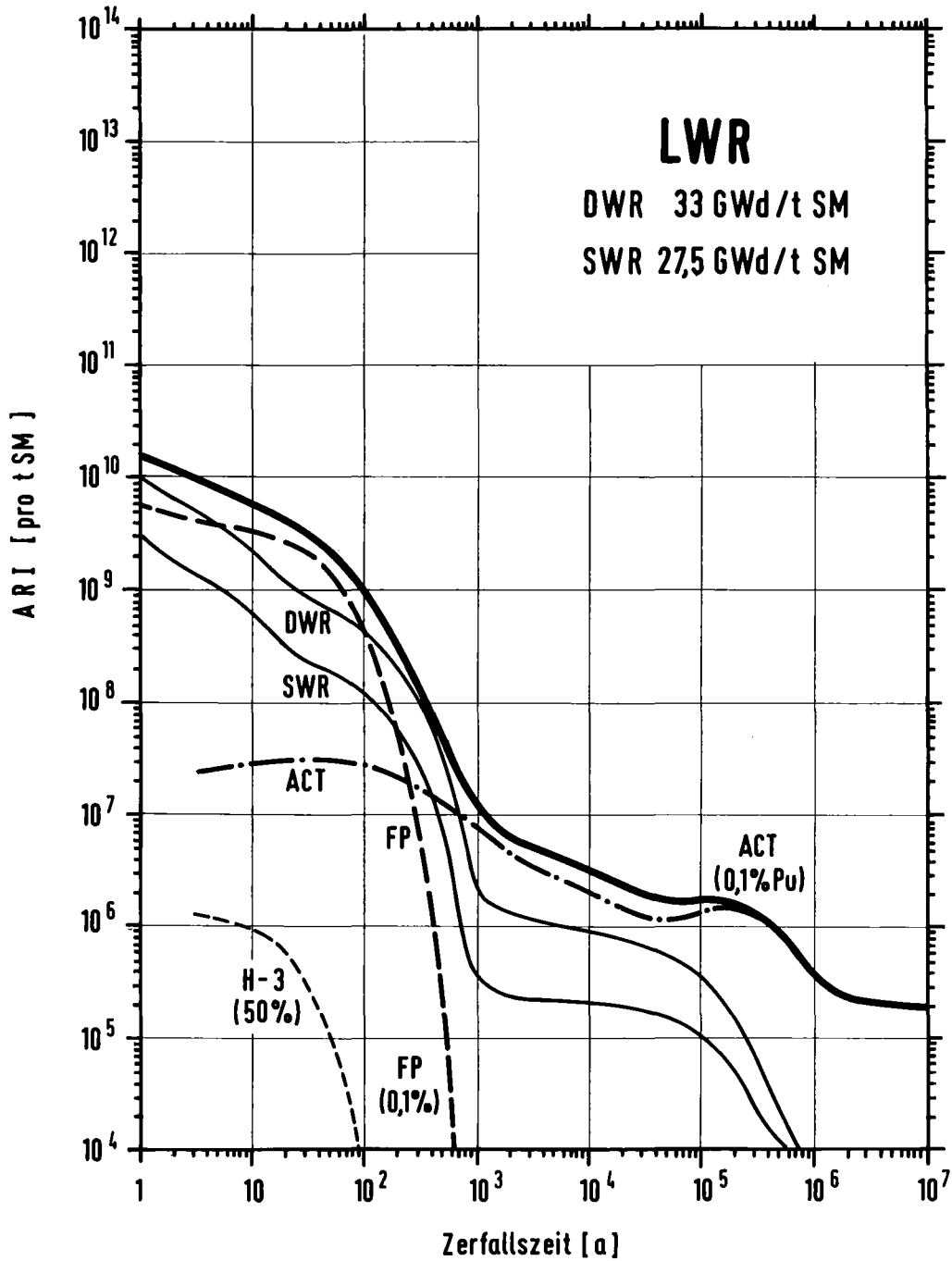
TABELLE 4.1 JAEHRLICHER RADIOTOXIZITAETSINDEX VON HUELL- UND STRUKTURMATERIAL
(DWR-BRENNELEMENTE; ABBRAND 33 GWD/T SM)

IHCH-H-RO/13

	MENGE		RADIOTOXIZITAETSINDEX							
	(G/T SM)	1 A	ZERFALLSZEIT							
			1 A	3 A	5 A	7 A	10 A	20 A	100 A	1000 A
AKTIVIERUNGSPRODUKTE VON HSM - FINZELNUKLIDE										
MN-54		2.1E+8	4.2E+7	8.3E+6	1.7E+6	1.5E+5	-	-		
FE-55		4.8E+8	2.8E+8	1.6E+8	9.6E+7	4.3E+7	3.0E+6			
CO-58		1.1E+8	8.5E+4	-	-	-	-	-		
CO-60		5.2E+9	4.0E+9	3.1E+9	2.4E+9	1.6E+9	4.2E+8	1.1E+4	-	-
NI-59		8.7E+5	8.7E+5	8.7E+5	8.7E+5	8.7E+5	8.7E+5	8.7E+5	8.6E+5	8.6E+5
NI-63		9.0E+8	8.9E+8	8.8E+8	9.6E+8	8.4E+8	7.8E+8	4.3E+8	4.3E+5	4.3E+5
ZR/NB-93		5.3E+3	6.0E+3	6.7E+3	7.3E+3	8.0E+3	9.9E+3	1.3E+4	1.3E+4	1.3E+4
ZR/NB-95		9.8E+8	3.6E+5	-	-	-	-	-		
NB-94		4.9E+4	4.9E+4	4.9E+4	4.9E+4	4.9E+4	4.9E+4	4.9E+4	4.7E+4	4.7E+4
MO-93		4.5E+5	4.5E+5	4.5E+5	4.5E+5	4.5E+5	4.5E+5	4.4E+5	3.7E+5	3.7E+5
TC-99		1.4E+3	1.4E+3	1.4E+3	1.4E+3	1.4E+3	1.4E+3	1.4E+3	1.4E+3	1.4E+3
SN-119M		6.8E+8	8.6E+7	1.1E+7	1.4E+6	6.7E+4	-	-		
SN-121M		1.7E+5	1.7E+5	1.6E+5	1.6E+5	1.9E+5	1.3E+5	4.3E+4	-	-
SB-125		1.2E+7	7.4E+6	4.5E+6	2.7E+6	1.3E+6	1.0E+5			
TE-125M		2.4E+6	1.5E+6	8.9E+5	5.4E+5	2.5E+5	2.1E+4			
TA-182		1.9E+9	2.3E+7	2.8E+5	3.4E+3	-	-			
AKTIVIERUNG VON BRENNSTAB- UND STRUKTURMATERIAL (STABSCHERE)										
HUELSEN	315000	2.8E+9	9.2E+8	6.5E+8	4.9E+8	3.4E+8	1.1E+8	1.8E+7	6.8E+4	6.8E+4
STRUKTURMATER.	109000	7.6E+9	4.4E+9	3.5E+9	2.8E+9	2.1E+9	1.1E+9	4.1E+8	1.6E+6	1.6E+6
SUMME	424000	1.0E+10	5.3E+9	4.1E+9	3.3E+9	2.5E+9	1.2E+9	4.3E+8	1.7E+6	1.7E+6
STRUKTURMATERIALANTEILE:										
-ABSTANDSHALTER	16350	3.9E+9	1.7E+9	1.4E+9	1.2E+9	9.7E+8	6.2E+8	2.8E+8	1.3E+6	1.3E+6
-FUEHRUNGSRHRE	28600	3.0E+9	2.2E+9	1.7E+9	1.3E+9	9.2E+8	3.7E+8	9.6E+7	2.9E+5	2.9E+5
-ENDSTUECKE	64000	7.1E+8	5.2E+8	4.1E+8	3.2E+8	2.4E+8	1.1E+8	3.7E+7	1.2E+5	1.2E+5
AKTIVIERUNG VON HUELL- UND STRUKTURMATERIAL (BUENDELSCHERE)										
HUELLMATERIAL	360000	9.7E+9	4.8E+9	3.7E+9	3.0E+9	2.2E+9	1.1E+9	3.9E+8	1.6E+6	1.6E+6
ENDSTUECKE	64000	7.1E+8	5.2E+8	4.1E+8	3.2E+8	2.4E+8	1.1E+8	3.7E+7	1.2E+5	1.2E+5
SUMME	424000	1.0E+10	5.3E+9	4.1E+9	3.3E+9	2.5E+9	1.2E+9	4.3E+8	1.7E+6	1.7E+6
KONTAMINATION DER HUELSEN										
50 % TRITIUM		1.6E+6	1.4E+6	1.3E+6	1.1E+6	9.4E+5	5.6E+5	6.0E+3	-	-
0.1 % SPALTPROD.	28	5.7E+9	4.3E+9	3.9E+9	3.6E+9	3.3E+9	2.6E+9	3.9E+8	2.1E+3	2.1E+3
ACTINIDEN (*)	296		2.6E+7	2.7E+7	2.7E+7	2.8E+7	3.0E+7	2.7E+7	8.0E+6	8.0E+6
DAVON										
- U	287		5.5E+3	5.6E+3	5.6E+3	5.7E+3	6.0E+3	7.7E+3	9.7E+3	9.7E+3
- NP-237	0.1		6.0E+2	6.0E+2	6.1E+2	6.1E+2	6.5E+2	1.2E+3	4.7E+3	4.7E+3
PU-238			9.7E+6	9.6E+6	9.4E+6	9.2E+6	8.5E+6	4.5E+6	3.7E+3	3.7E+3
PU-239			1.4E+6	1.4E+6	1.4E+6	1.4E+6	1.4E+6	1.4E+6	1.4E+6	1.4E+6
PU-240			2.4E+6	2.4E+6	2.4E+6	2.4E+6	2.4E+6	2.3E+6	2.1E+6	2.1E+6
PU-241			9.9E+6	9.0E+6	8.2E+6	7.1E+6	4.4E+6	9.3E+4	-	-
PU-242			7.8E+3	7.8E+3	7.8E+3	7.8E+3	7.8E+3	7.8E+3	7.8E+3	7.8E+3
- PU (**)	9.0		2.3E+7	2.2E+7	2.1E+7	2.0E+7	1.7E+7	8.4E+6	3.5E+6	3.5E+6
AM-241			1.1E+6	3.0E+6	5.7E+6	6.9E+6	1.2E+7	1.9E+7	4.4E+6	4.4E+6
AM-243			2.5E+4	2.5E+4	2.5E+4	2.5E+4	2.5E+4	2.5E+4	2.3E+4	2.3E+4
- AM	0.09		1.2E+6	3.0E+6	4.7E+6	6.9E+6	1.2E+7	1.9E+7	4.5E+6	4.5E+6
CM-242			1.2E+5	6.3E+3	1.2E+3					
CM-243			2.0E+4	1.9E+4	1.8E+4	1.7E+4	1.3E+4	1.9E+3	-	-
CM-244			1.2E+6	1.2E+6	1.1E+6	9.9E+5	6.5E+5	3.0E+4	-	-
- CM	0.005		1.4E+6	1.2E+6	1.1E+6	9.7E+5	6.6E+5	3.3E+4	-	-
GESAMT			9.6E+9	8.0E+9	6.9E+9	5.8E+9	3.8E+9	8.5E+8	9.7E+6	9.7E+6

*) 0.1 % PU, 0.03 % U, NP, AM, CM VOM DURCHSATZ

**) PU-VEKTOR (NACH 3 A) PU-238 1.5 %, PU-239 55.9 %, PU-240 25.5 %, PU-241 11.8 %, PU-242 5.2 %;



IHCN-H-80-50

Fig. 4.1-1 Jährlicher Radiotoxizitätsindex für Ingestion (ARI_w)
von Hüll- und Strukturmaterial nach StrlSchV.
(WA nach 3a; Actiniden : 0,1% Pu; 0,03% U, Np, Am, Cm)

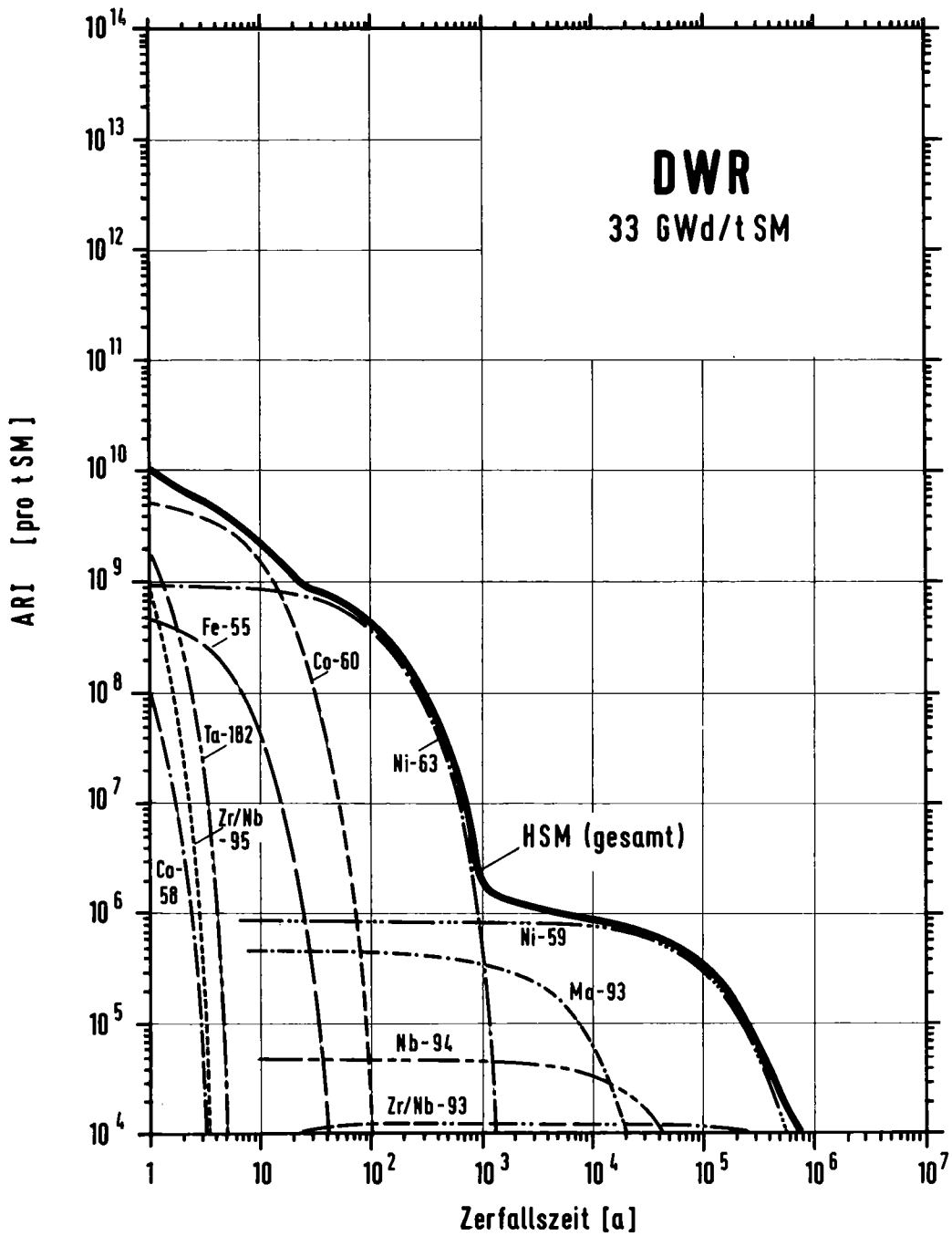
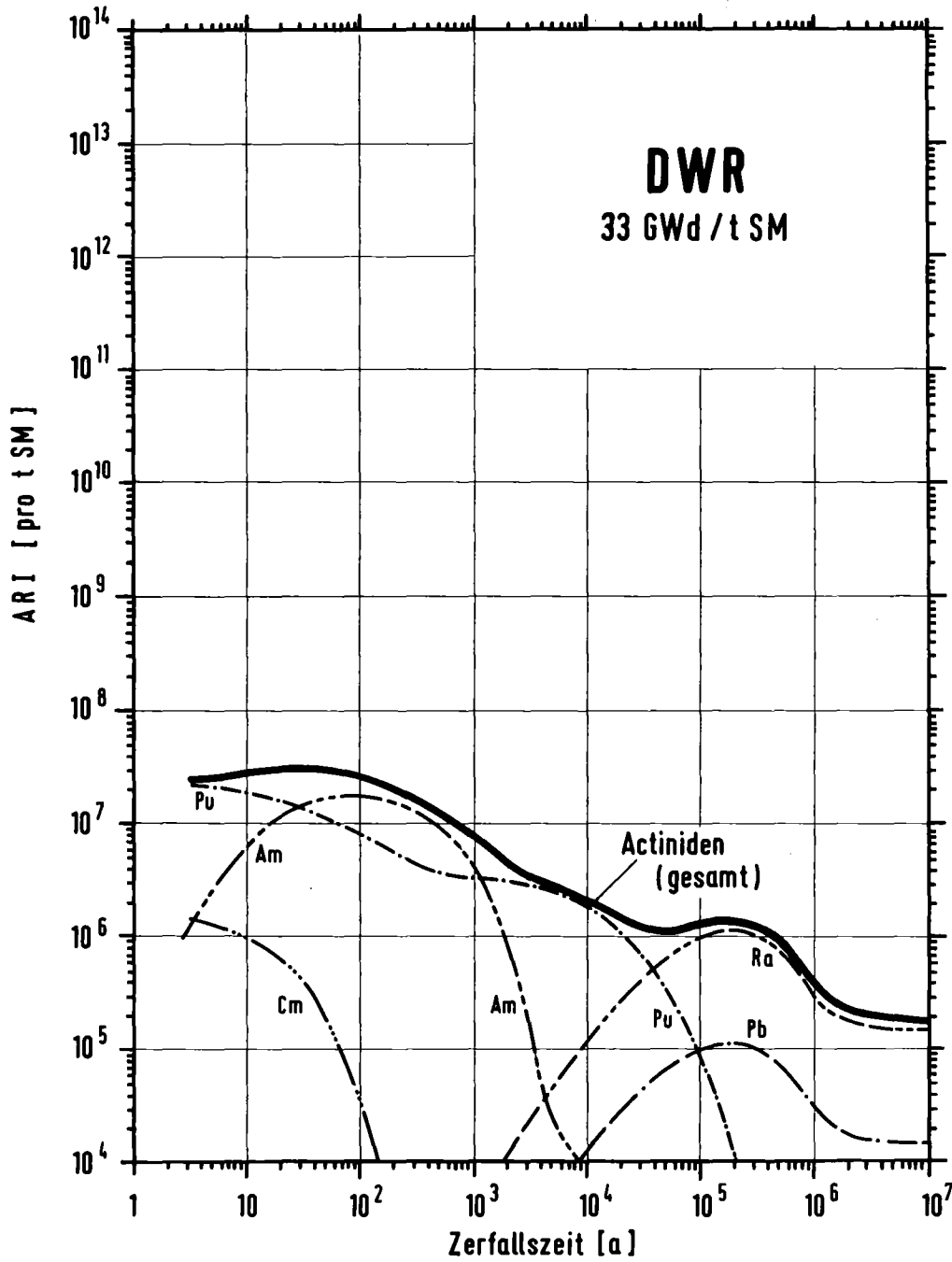
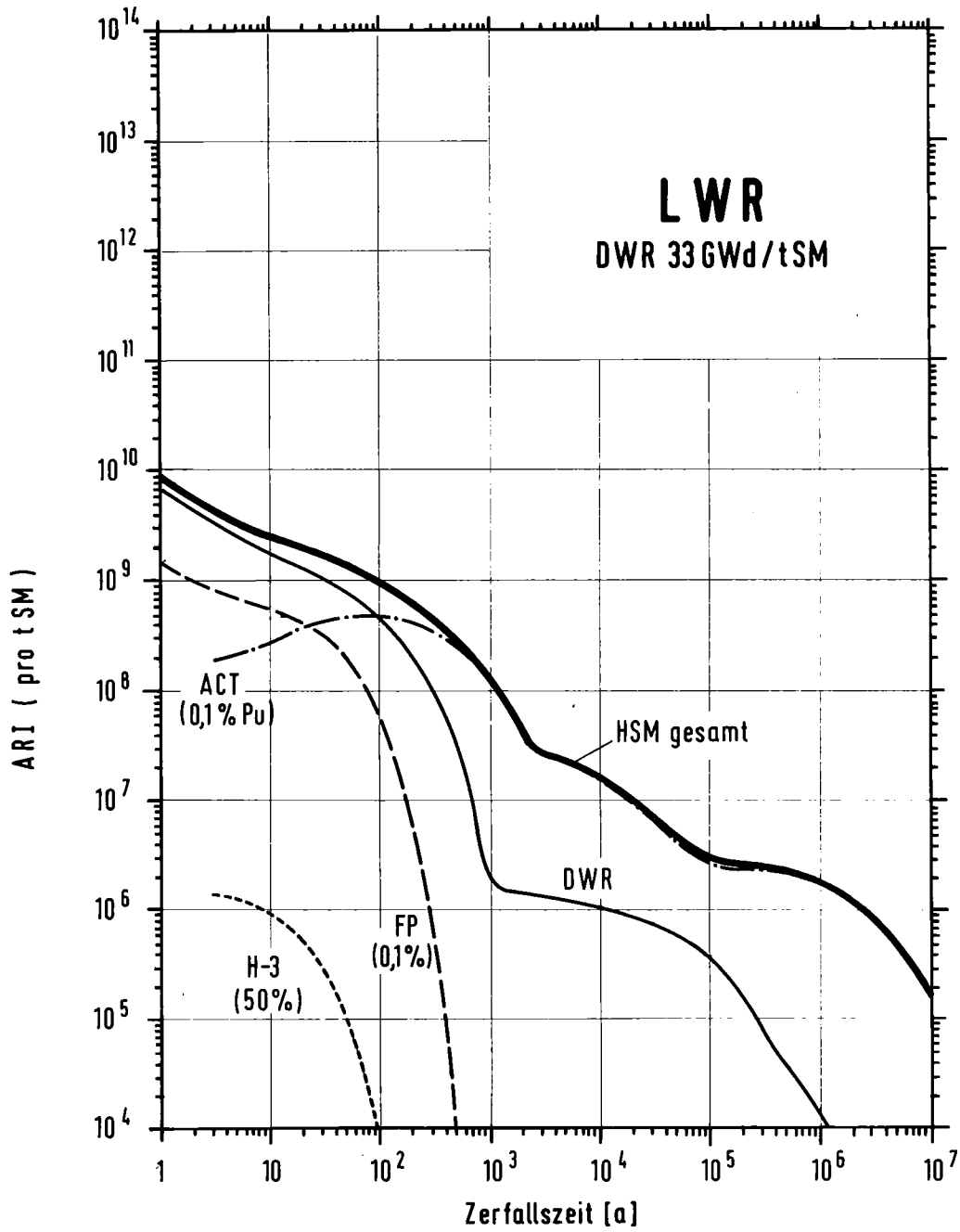


Fig.4.1-2 Jährlicher Radiotoxizitätsindex für Ingestion (ARI_w) einzelner Nuklide der Aktivierungsprodukte von Hüll- und Strukturmaterial nach Strahlenschutzverordnung.



IHCH - H - 80 - 51

Fig.4.1-3 Jährlicher Radiotoxizitätsindex für Ingestion (ARI_w) einzelner Actiniden im Hüll- und Strukturmaterial nach StrlSchV. (WA nach 3a ; Actiniden: 0,1% Pu; 0,03% U, Np, Am, Cm)



THCH-H-81-20

Fig.4.1-4 Jährlicher Radiotoxizitätsindex für Ingestion (ARI_w) von Hüll- und Strukturmaterial nach ICRP-30 (WA nach 3a; Actiniden: 0,1% Pu; 0,03% U, Np, Am, Cm)

4.2 Jährlicher Radiotoxizitätsindex von Feedklärschlamm

Der jährliche Radiotoxizitätsindex von Feedklärschlamm wurde nach der im Teil I der Studie /4/ ermittelten Zusammensetzung (vgl. auch Tab.4.2) bzw. Aktivität mit Hilfe des Programms KORIGEN-79 gerechnet, ebenso der zeitliche Verlauf.

4.2.1 Jährlicher Radiotoxizitätsindex von FKS auf der Basis der Strahlenschutzverordnung

Die Ergebnisse der Berechnung des jährlichen Radiotoxizitätsindex von FKS auf der Basis der Grenzwerte der Jahresaktivitätszufuhr für Ingestion JAZ_W nach der Strahlenschutzverordnung /11/ sind in Tabelle 4.2 aufgelistet. Der relative Beitrag der Spaltprodukte, Actiniden und Zircaloy-4-Späne zum jährlichen Radiotoxizitätsindex von FKS ist in Fig.4.2-1 dargestellt. Zusätzlich ist der zeitliche Abfall des Radiotoxizitätsindex einzelner Spaltprodukte der Fig.4.2-2 zu entnehmen. Der zeitliche Verlauf des Radiotoxizitätsindex der einzelnen Transurane geht aus Fig.4.1-3 hervor, mit dem Unterschied, daß für den FKS ein Gehalt von 0,2 % des Pu angenommen wurde.

Anteilmäßig wird der jährliche Radiotoxizitätsindex bis ca. 200 Jahre von den Spaltprodukten, d.h. bis ca. 10 Jahre von Ru/Rh-106 dann von Cs/Ba bzw. Sr/Y, bestimmt. Nach mehr als 200 Jahren Zerfallszeit werden die Actiniden und ihre Folgeprodukte für die Radiotoxizität bestimmend.

4.2.2 Jährlicher Radiotoxizitätsindex von FKS auf der Basis von ICRP-30

In Fig.4.2-3 ist der relative Beitrag der Spaltprodukte, Actiniden und Zircaloy-4-Späne zum jährlichen Radiotoxizitätsindex auf der Basis der neuen Grenzwerte von ICRP-30 dargestellt.

Danach wird der jährliche Radiotoxizitätsindex bis ca. 20 Jahre von den Spaltprodukten, danach von den Actiniden bestimmt. Die höher toxische Bewertung der Actiniden gegenüber den bisherigen Werten, macht sich insbesondere nach Zerfallzeiten von mehr als 100 Jahren bemerkbar.

TABELLE 4.2 JÄHRLICHER RADIOTOXIZITÄTSINDEX VON FEEDKLAERSCHLAMM VON LWR-BRENNSTOFF
(DWR-BRENNELEMENTE, ABBRAND 33 GWD/T SM)

IHCH-H-80/17

ELEMENT	GEW-% IM FKS	NUKLID	RADIOTOXIZITÄTSINDEX								
			ZERFALLSZEIT								
			1 A	3 A	5 A	7 A	10 A	20 A	100 A	1000 A	
SPALTPRODUKTE											
CS	0.2	CS-134	4.0E+8	2.1E+8	1.1E+8	5.4E+7	2.0E+7	6.8E+5	-		
		CS/BA-137/M	2.3E+8	2.2E+8	2.1E+8	2.0E+8	1.9E+8	1.5E+8	3.2E+5	-	
SR	0.05	SR/Y-90	4.8E+9	4.5E+9	4.3E+9	4.1E+9	3.9E+9	3.0E+9	4.5E+8	-	
CE	0.3	CE/PR-144	2.2E+9	3.6E+8	6.1E+7	1.0E+7	7.1E+5	-			
PM	0.0065	PM-147	1.2E+7	6.9E+6	4.0E+6	2.4E+6	1.1E+6	7.7E+4	-		
SM	0.034	SM-151	2.0E+4	1.9E+4	1.9E+4	1.9E+4	1.8E+4	1.7E+4	9.1E+3	-	
EU	0.0068	EU-154	9.8E+6	8.4E+6	7.1E+6	6.1E+6	4.8E+6	4.8E+6	3.3E+3	-	
		EU-155	6.3E+5	4.8E+5	3.6E+5	2.7E+5	1.8E+5	4.5E+5	-		
ZR	3	ZR/NB-95	4.7E+8	1.8E+5	6.3E+1	-					
TC	4	TC-99	1.9E+5	1.9E+5	1.9E+5	1.9E+5	1.9E+5	1.9E+5	1.9E+5	1.9E+5	1.9E+5
RU	40	RU/RH-106	1.7E+11	4.3E+10	1.1E+10	2.8E+9	3.5E+8	3.5E+5	-		
SN	0.3	SN/SB-126/M	2.4E+4	2.4E+4	2.4E+4	2.4E+4	2.4E+4	2.4E+4	2.4E+4	2.4E+4	2.4E+4
SB	0.2	SB/TE-125/M	5.1E+8	3.1E+8	1.9E+8	1.1E+8	5.3E+7	4.3E+6	-		
TE	2	TE-127/M	6.4E+7	6.2E+5	5.9E+3	-					
SUMME FP			1.8E+11	4.9E+10	1.6E+10	7.3E+9	4.5E+9	3.2E+9	4.8E+8	2.4E+5	
ACTINIDEN											
U	5	U-GESAMT	3.3E+3	3.4E+3	3.6E+3	3.7E+3	3.9E+3	4.5E+3	7.9E+3	1.2E+4	
NP	0.012	NP-237	2.0E+3	2.0E+3	2.0E+3	2.0E+3	2.0E+3	2.1E+3	3.3E+3	1.1E+4	
PU	0.5	PU-GESAMT	4.9E+7	4.6E+7	4.4E+7	4.2E+7	4.0E+7	3.3E+7	1.7E+7	7.0E+6	
		PU-238	1.9E+7	1.9E+7	1.9E+7	1.9E+7	1.8E+7	1.7E+7	9.0E+6	7.7E+3	
		PU-239	2.8E+6	2.8E+6	2.8E+6	2.8E+6	2.8E+6	2.8E+6	2.8E+6	2.7E+6	
		PU-240	4.7E+6	4.7E+6	4.7E+6	4.7E+6	4.7E+6	4.7E+6	4.7E+6	4.3E+6	
		PU-241	2.2E+7	2.0E+7	1.8E+7	1.6E+7	1.4E+7	9.7E+6	1.8E+5	1.9	
		PU-242	1.5E+4	1.5E+4	1.5E+4	1.5E+4	1.5E+4	1.5E+4	1.5E+4	1.5E+4	
AM	0.008	AM-GESAMT	1.8E+6	5.8E+6	9.4E+6	1.3E+7	1.7E+7	2.8E+7	4.0E+7	9.6E+6	
		AM-241	1.7E+6	5.7E+6	9.3E+6	1.3E+7	1.7E+7	2.8E+7	4.0E+7	9.5E+6	
		AM-242M	2.1E+4	2.0E+4	2.0E+4	2.0E+4	2.0E+4	1.9E+4	1.3E+4	2.2E+2	
		AM-243	8.5E+4	8.5E+4	8.5E+4	8.5E+4	8.5E+4	8.5E+4	8.4E+4	7.8E+4	
CM	0.0006	CM-GESAMT	1.3E+7	4.6E+6	3.9E+6	3.6E+6	3.2E+6	2.2E+6	1.1E+5	3.1E+2	
		CM-242	8.7E+6	4.0E+5	2.1E+4	4.0E+3	3.1E+3	3.0E+3	2.0E+3	-	
		CM-243	6.9E+4	6.6E+4	6.2E+4	5.9E+4	5.5E+4	4.3E+4	6.2E+3	-	
		CM-244	4.5E+6	4.1E+6	3.8E+6	3.6E+6	3.2E+6	2.2E+6	1.0E+5	-	
SUMME ACTINIDEN			6.4E+7	5.7E+7	5.8E+7	5.9E+7	6.0E+7	6.3E+7	5.7E+7	1.7E+7	
ZIRCALOY-4 SPAENE			2.8E+6	9.2E+5	6.5E+5	4.9E+5	3.4E+5	1.1E+5	1.8E+4	-	
GESAMT			1.8E+11	4.9E+10	1.6E+10	7.4E+9	4.6E+9	3.3E+9	5.4E+8	1.7E+7	

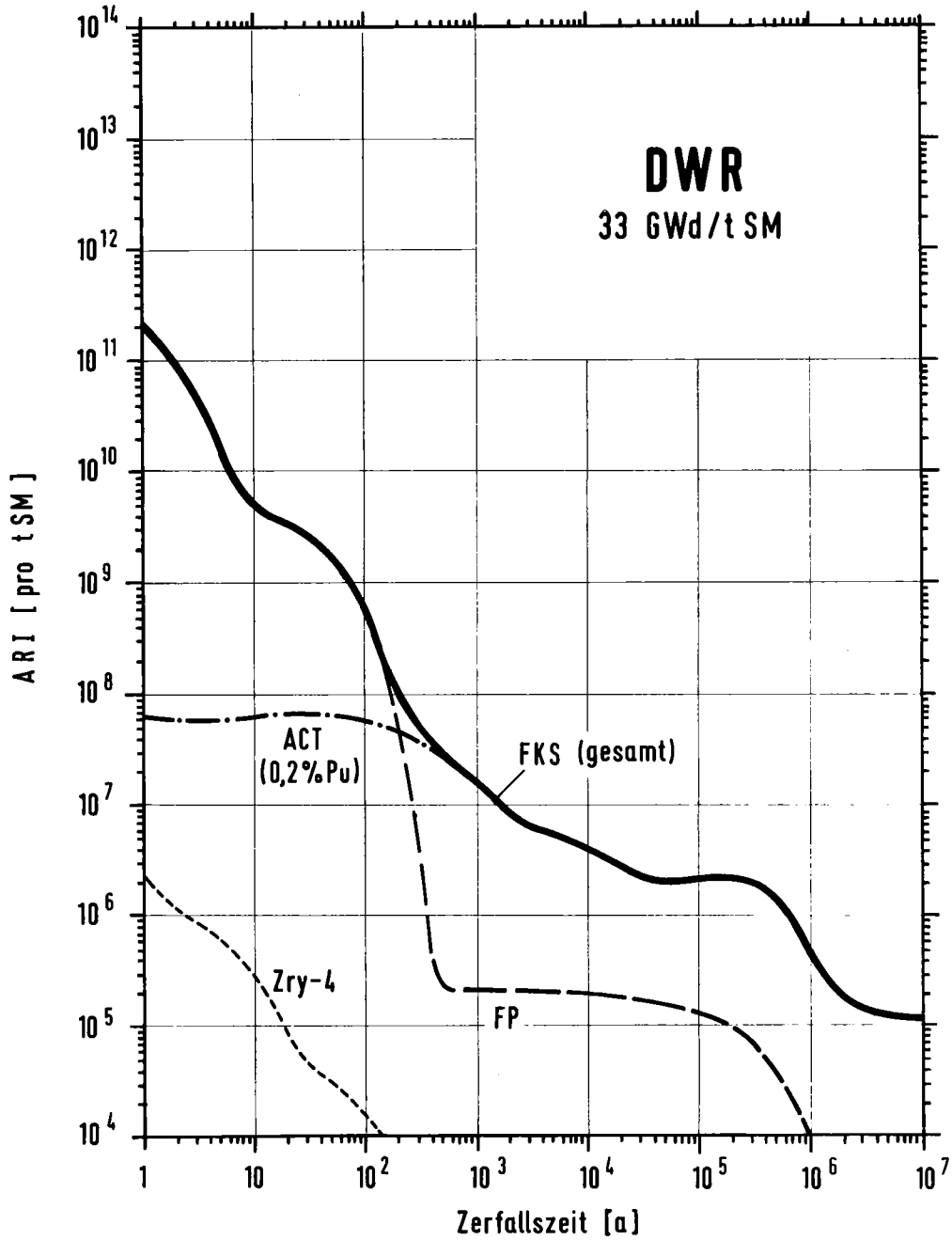


Fig. 4. 2-1 Jährlicher Radiotoxizitätsindex für Ingestion (ARI_w) von Spaltprodukten, Actiniden und Zircaloy-Spänen im Feedklärschlamm nach Strahlenschutzverordnung (Actiniden: 0,2% Pu; 0,02% U; 0,1% Np, Am, Cm)

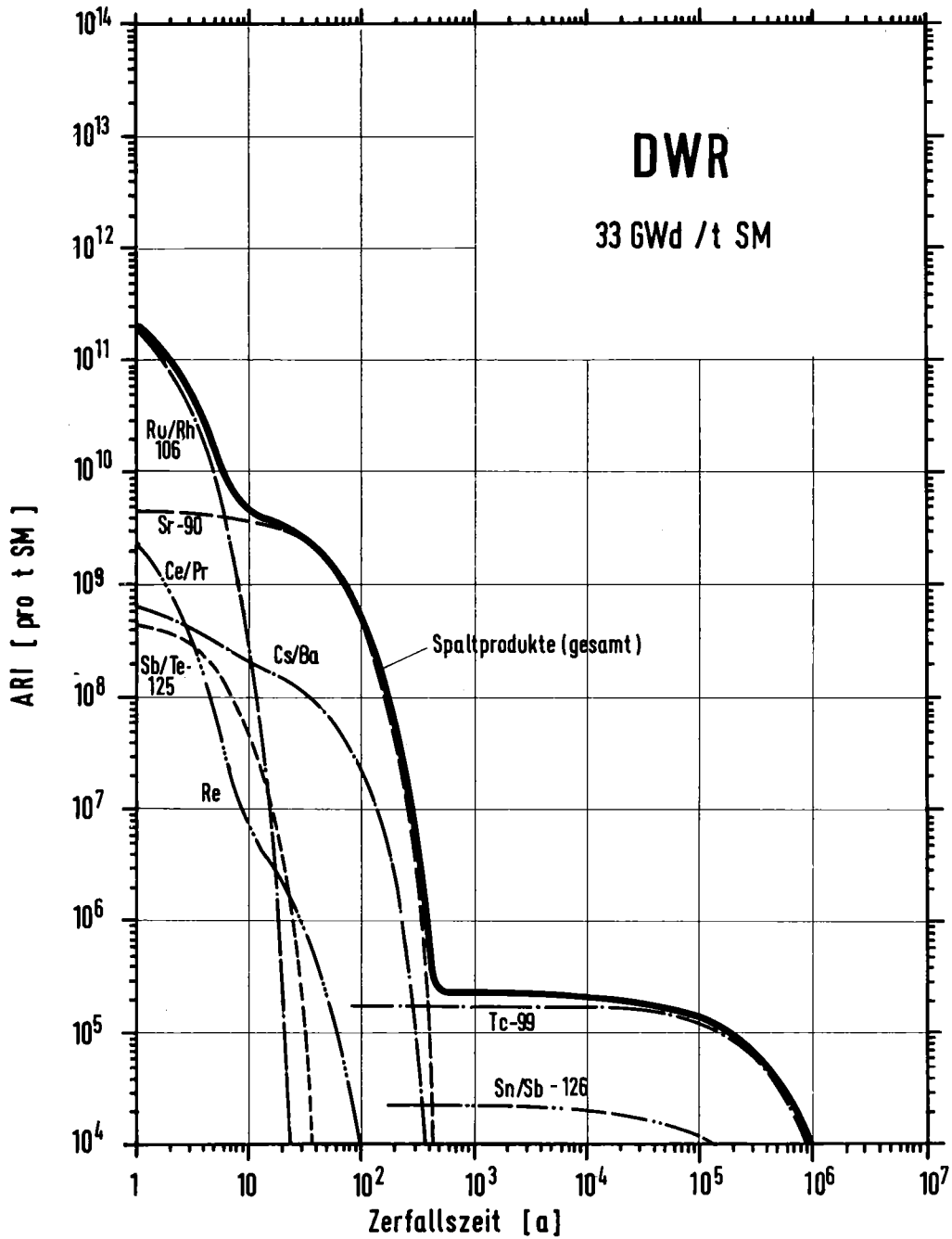
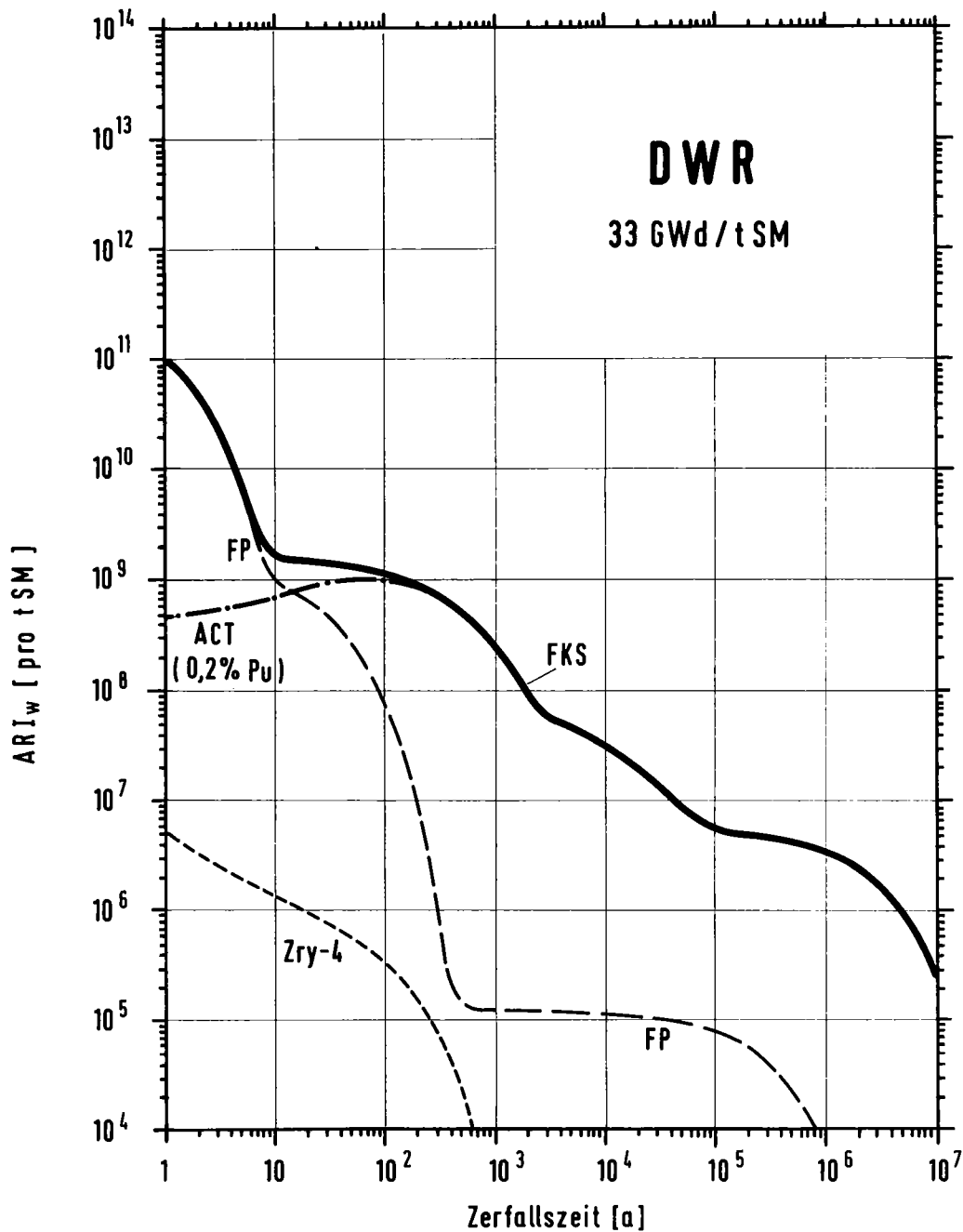


Fig. 4.2 -2 Jährlicher Radiotoxizitätsindex für Ingestion (ARI_w) einzelner Spaltprodukte im Feedklärschlamm nach StrlSchV.



INCH-H-81-25

Fig.4.2-3 Jährlicher Radiotoxizitätsindex für Ingestion (ARI_w) von Spaltprodukten, Actiniden und Zircaloy-4-Spänen im Feedklärschlamm nach ICRP-30 (Actiniden: 0,2 % Pu ; 0,02 % U ; 0,1 % Np, Am, Cm)

4.3 Jährlicher Radiotoxizitätsindex von wäßrigem Prozeß-MAW

Der jährliche Radiotoxizitätsindex des wässrigen, mittelaktiven Prozeßabfalls (MAW) aus der Wiederaufarbeitung wurde gemäß der im Teil I der Studie /4/ ermittelten Zusammensetzung (vgl. ebenfalls Tab.4.3) mit Hilfe des Rechenprogrammes KORIGEN-79 berechnet.

4.3.1 Jährlicher Radiotoxizitätsindex von MLLW auf der Basis der Strahlenschutzverordnung

Die Ergebnisse der Berechnung des jährlichen Radiotoxizitätsindex von MLLW auf der Basis der Grenzwerte der Jahresaktivitätszufuhr durch Ingestion (JAZ_W) nach der Strahlenschutzverordnung /11/ sind in Tabelle 4.3 zusammengefaßt.

Der zeitliche Verlauf des Radiotoxizitätsindex ist in Fig.4.3-1 dargestellt. Bis ca. 100 Jahre ist der Anteil der Spaltprodukte überwiegend. Wie in Fig.4.3-2 detailliert ist, sind die Nuklide Ru/Rh-106 und die Konzentration an Sr-90 bestimmend. Nach Zerfallszeiten über 100 Jahren wird die Radiotoxizität durch die Actiniden bestimmt. Der Beitrag der einzelnen Actiniden ist in Fig.4.3-3 dargestellt. Bis über 10^4 Jahre Zerfallszeit ist die Radiotoxizität von Pu und Am-241 maßgebend.

4.3.2 Jährlicher Radiotoxizitätsindex von MLLW nach ICRP-30

Der jährliche Radiotoxizitätsindex für Ingestion nach den Grenzwerten der ICRP-30 /20/ ist für MLLW in Fig.4.3-4 aufgezzeichnet. Aus dem relativen Beitrag der Spaltprodukte und Actiniden ist zu entnehmen, daß die anfänglich bestimmenden Spaltprodukte nach weniger als 10 Jahren an Bedeutung verlieren und die Actiniden dominierend werden.

Fig.4.3-4 enthält zusätzlich die Beiträge der einzelnen Actinidenelemente zum jährlichen Radiotoxizitätsindex von MLLW. Bis $3 \cdot 10^4$ Jahre sind Am und Pu bestimmend, noch langzeitiger Np und Zerfallsprodukte.

TABELLE 4.3 JAERLICHER RADIOTOXIZITAETSINDEX VON WAESSRIGEM PROZESS-MAW AUS DER WA VON LWR-BRENNSTOFF (DWR-BRENNSTOFF; ABBRAND 33 GWD/T SM)

IHCH-H-80/20

ELEMENT	MENGE (G/T SM)	NUKLID	RADIOTOXIZITAETSINDEX							
			ZERFALLSZEIT							
			1 A	3 A	5 A	7 A	10 A	20 A	100 A	1000 A
SPALTPRODUKTE										
CS	0.273	CS-134	2.6E+7	1.3E+7	6.7E+6	3.4E+6	1.2E+6	4.3E+4	-	-
		CS/BA-137/M	1.5E+7	1.4E+7	1.3E+7	1.3E+7	1.2E+7	9.5E+6	1.5E+6	-
SR	0.089	SR/Y-90	3.9E+8	3.7E+8	3.6E+8	3.4E+8	3.2E+8	2.5E+8	3.7E+7	-
CE	0.128	CE/PR-144	4.3E+7	7.2E+6	1.2E+6	2.0E+5	1.4E+4	-	-	-
PM	0.0071	PM-147	6.0E+5	3.6E+5	2.1E+5	1.2E+5	5.6E+4	4.0E+3	-	-
EU	0.0073	EU-154	4.9E+5	4.2E+5	3.5E+5	3.0E+5	2.4E+5	1.1E+5	-	-
		EU-155	3.2E+4	1.8E+4	1.4E+4	9.0E+3	2.2E+3	-	-	-
ZR	17.8	ZR/NB-95	5.6E+7	2.1E+4	-	-	-	-	-	-
TC	0.79	TC-99	1.7E+3	1.7E+3	1.7E+3	1.7E+3	1.7E+3	1.7E+3	1.7E+3	1.7E+3
RU	22.4	RU/RH-106	4.5E+9	1.1E+9	2.9E+8	7.2E+7	9.2E+6	9.2E+3	-	-
AG	0.066	AG-110M	7.3E+5	9.6E+4	1.3E+4	1.7E+3	-	-	-	-
SB	0.015	SB/TE-125/M	1.8E+6	1.1E+6	6.7E+5	4.0E+5	1.9E+5	1.5E+4	-	-
TE	0.45	TE-127/M	6.7E+5	6.5E+3	-	-	-	-	-	-
J	0.222	J-129	3.5E+3	3.5E+3	3.5E+3	3.5E+3	3.5E+3	3.5E+3	3.5E+3	3.5E+3
		SUMME FP	5.1E+9	1.5E+9	6.7E+8	4.3E+8	3.4E+8	2.6E+8	3.9E+7	6.1E+3
ACTINIDEN										
U	2870	U-GESAMT	5.5E+4	5.6E+4	5.6E+4	5.6E+4	5.6E+4	5.7E+4	6.0E+4	6.3E+4
NP	2.13	NP-237	1.0E+4	1.0E+4	1.0E+4	1.0E+4	1.0E+4	1.0E+4	1.1E+4	1.9E+4
PU	18.1	PU-GESAMT	4.9E+7	4.7E+7	4.4E+7	4.2E+7	4.0E+7	3.3E+7	1.7E+7	7.0E+6
		PU-238	1.9E+7	1.9E+7	1.9E+7	1.9E+7	1.8E+7	1.7E+7	8.9E+6	7.2E+3
		PU-239	2.8E+6	2.8E+6	2.8E+6	2.8E+6	2.8E+6	2.8E+6	2.8E+6	2.7E+6
		PU-240	4.7E+6	4.7E+6	4.7E+6	4.7E+6	4.7E+6	4.7E+6	4.7E+6	4.3E+6
		PU-241	2.2E+7	2.0E+7	1.8E+7	1.6E+7	1.4E+7	8.7E+6	1.9E+5	-
		PU-242	1.6E+4	1.6E+4	1.6E+4	1.6E+4	1.6E+4	1.6E+4	1.6E+4	1.6E+4
AM	0.018	AM-GESAMT	1.8E+5	4.3E+6	7.9E+6	1.1E+7	1.6E+7	2.6E+7	3.9E+7	9.3E+6
		AM-241	1.7E+5	4.2E+6	7.9E+6	1.1E+7	1.6E+7	2.6E+7	3.9E+7	9.3E+6
		AM-243	8.3E+3	8.3E+3	8.3E+3	8.3E+3	8.3E+3	8.3E+3	8.3E+3	7.6E+3
CM	0.0022	CM-GESAMT	1.3E+6	4.6E+5	3.9E+5	3.6E+5	3.2E+5	2.2E+5	1.1E+4	-
		CM-242	8.8E+5	4.0E+4	2.1E+3	-	-	-	-	-
		CM-243	6.9E+3	6.6E+3	6.3E+3	6.0E+3	5.5E+3	4.3E+3	-	-
		CM-244	4.5E+5	4.1E+5	3.8E+5	3.6E+5	3.2E+5	2.2E+5	1.0E+4	-
		SUMME ACT	5.0E+7	5.2E+7	5.3E+7	5.4E+7	5.6E+7	6.0E+7	6.1E+7	1.6E+7
GESAMT			5.1E+9	1.6E+9	7.2E+8	4.9E+8	4.0E+8	3.2E+8	1.0E+8	1.6E+7

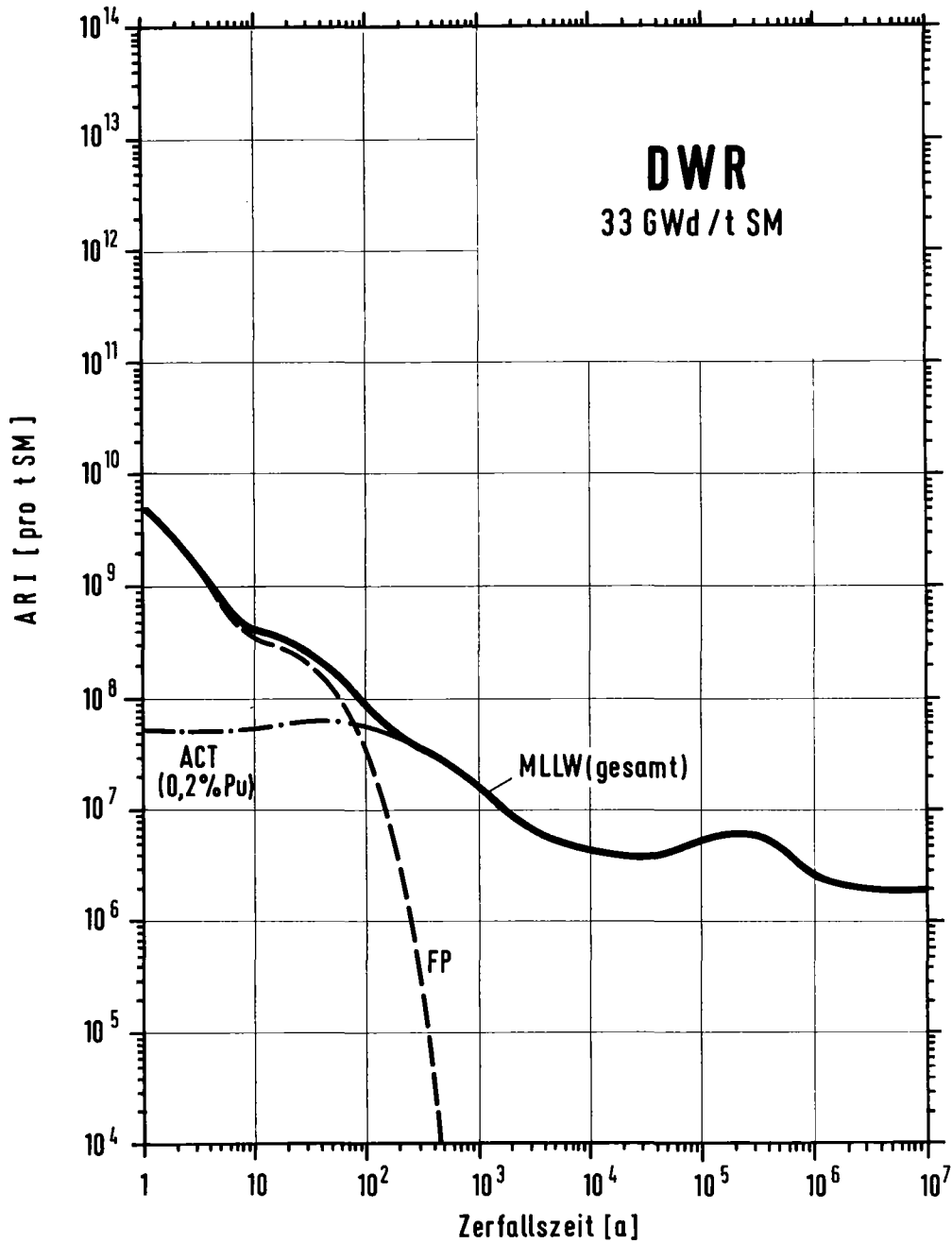
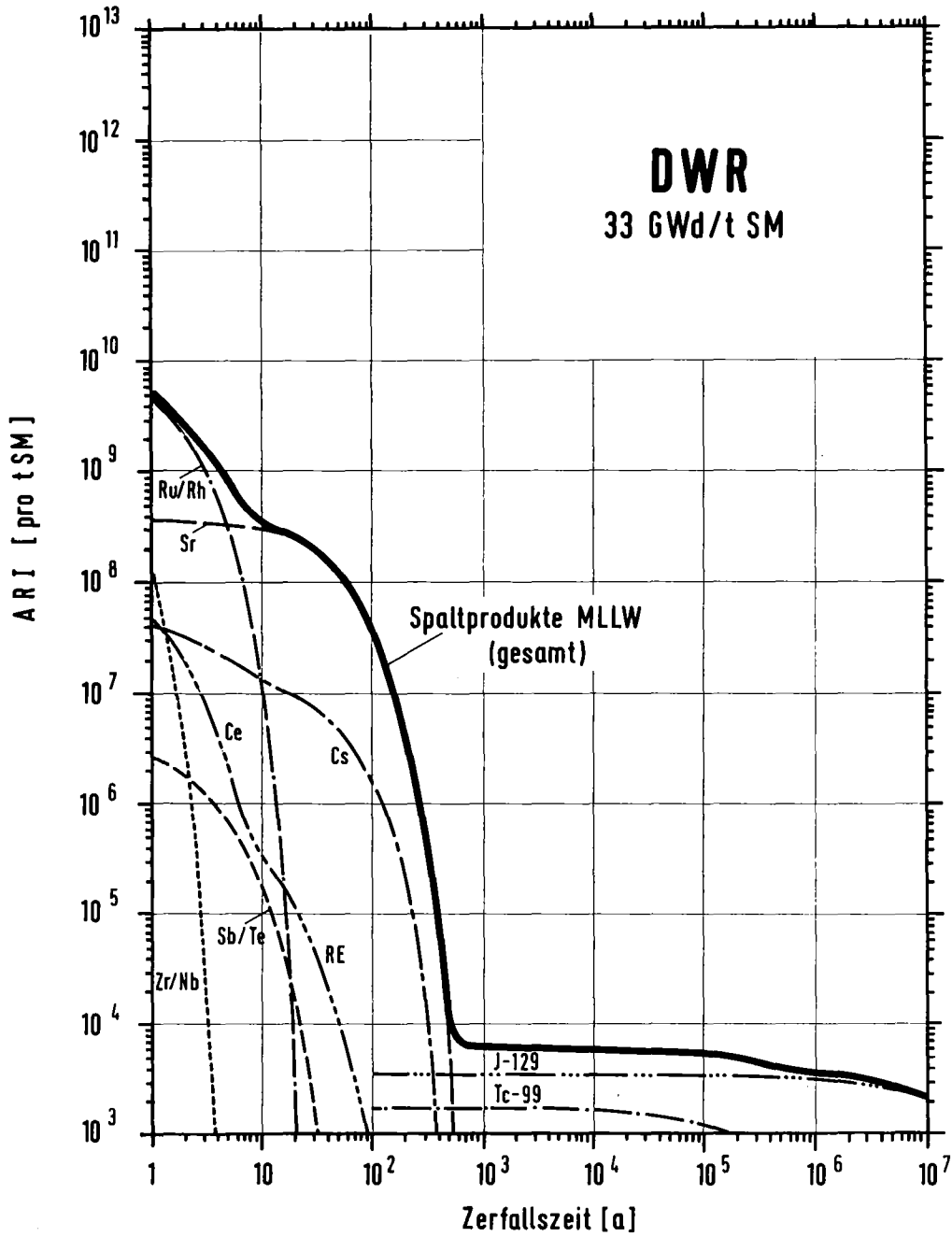
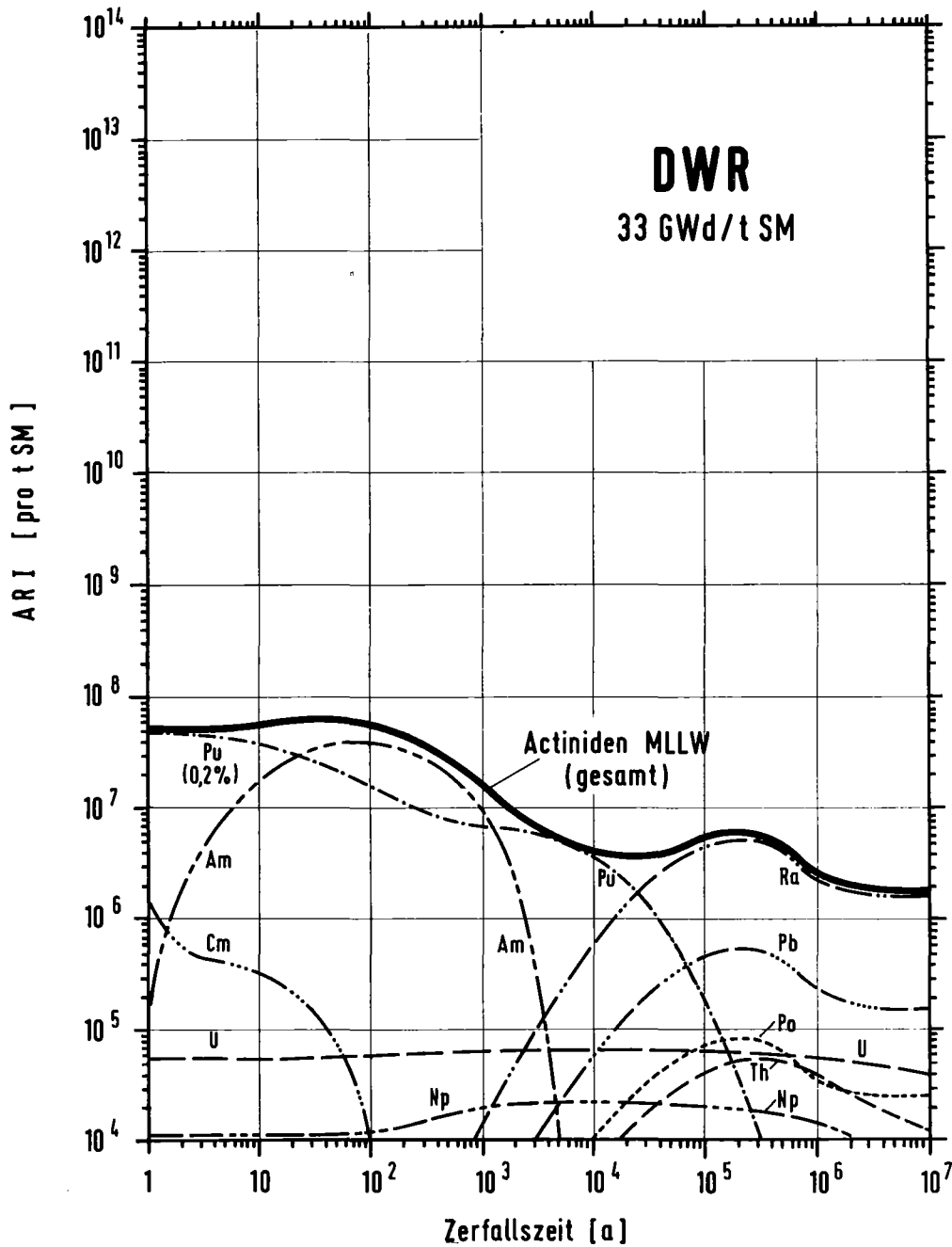


Fig.4.3-1 Jährlicher Radiotoxizitätsindex für Ingestion (ARI_w) von flüssigem Prozeß-MAW aus der Wiederaufarbeitung nach Strahlenschutzverordnung (Actiniden: 0,2 % Pu ; 0,3 % U ; 0,5 % Np ; 0,01% Am,Cm)



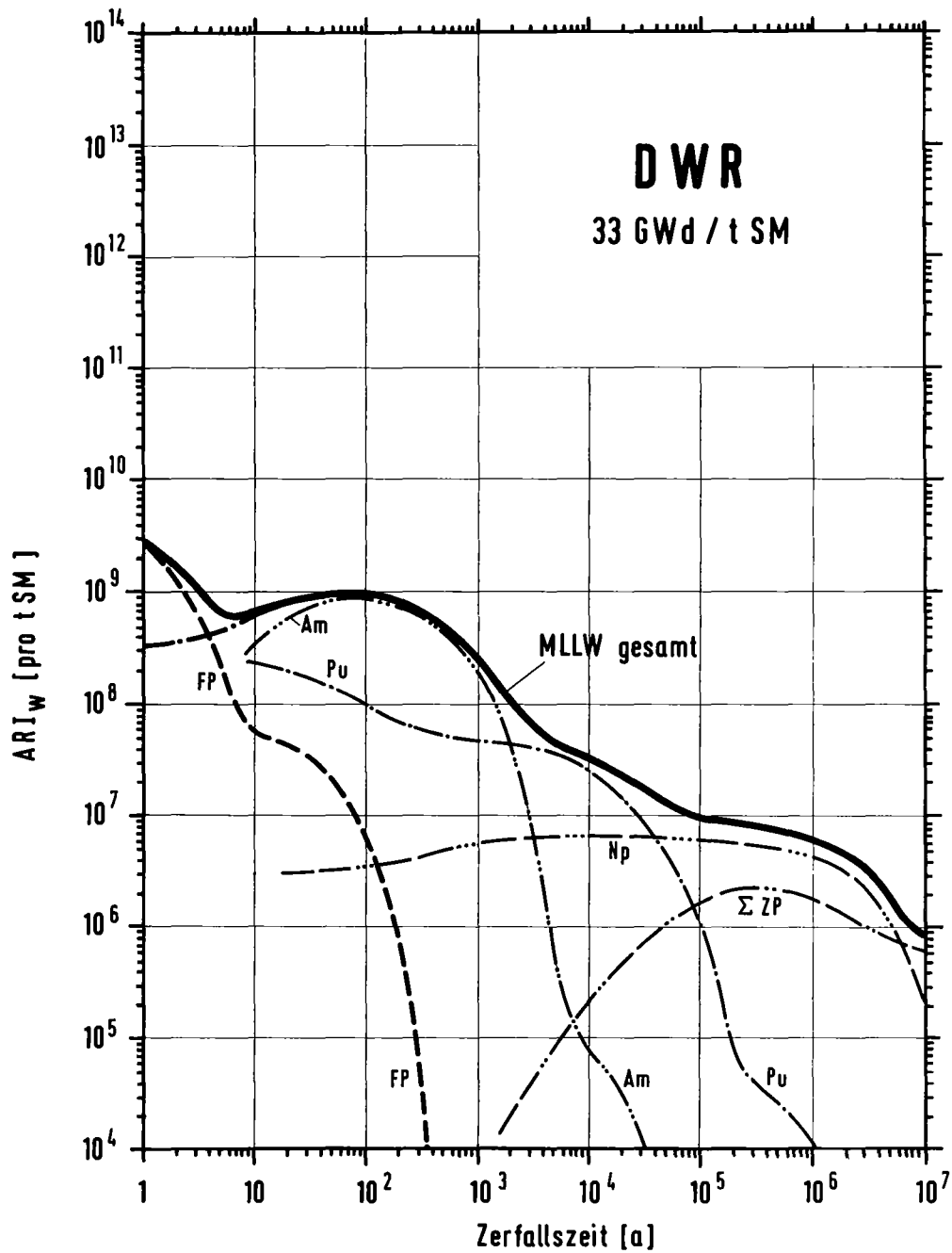
IHCH-H-80-58

Fig.4.3-2 Jährlicher Radiotoxizitätsindex für Ingestion (ARI_w) einzelner Spaltprodukte im flüssigen Prozeß-MAW der Wiederaufarbeitung nach StrlSchV.



IHCH - H - 80 - 57

Fig.4.3-3 Jährlicher Radiotoxizitätsindex für Ingestion (ARI_w) einzelner Actiniden im flüssigen Prozeß-MAW der WA nach Strahlenschutzverordnung (Actiniden: 0,2 % Pu ; 0,3 % U ; 0,5 % Np ; 0,01 % Am, Cm)



INCH-H-81-26

Fig. 4.3-4 Jährlicher Radiotoxizitätsindex für Ingestion (ARI_w) von wässrigem Prozeß-MAW aus der Wiederaufarbeitung nach ICRP-30
(Actiniden: 0,2 % Pu ; 0,3 % U ; 0,5 % Np ; 0,01 % Am, Cm)

4.4 Jährlicher Radiotoxizitätsindex von festem schwachaktivem Alpha-Abfall

Der jährliche Radiotoxizitätsindex für Ingestion wurde für die schwachaktiven actinidenhaltigen Abfälle (α -LAW) gemäß der im Teil I der Studie /4/ aufgeführten Zusammensetzung berechnet.

4.4.1 Jährlicher Radiotoxizitätsindex von α -LAW auf der Basis der Strahlenschutzverordnung

In Tab.4.4 sind die Ergebnisse der Berechnung des jährlichen Radiotoxizitätsindex von α -LAW auf der Basis der Grenzwerte für die Jahresaktivitätszufuhr nach der Strahlenschutzverordnung /11/ aufgelistet. Fig.4.4-1 gibt den zeitlichen Verlauf wieder.

Der Radiotoxizitätsindex wird durch die α -Strahler Am-241, die Pu-Isotope und sehr langfristig die gebildete Ra-Tochter bestimmt. Der Radiotoxizitätsindex fällt insgesamt bis ca. $3 \cdot 10^5$ Jahre um einen Faktor 30 ab.

4.4.2 Jährlicher Radiotoxizitätsindex von α -LAW auf der Basis der ICRP-30

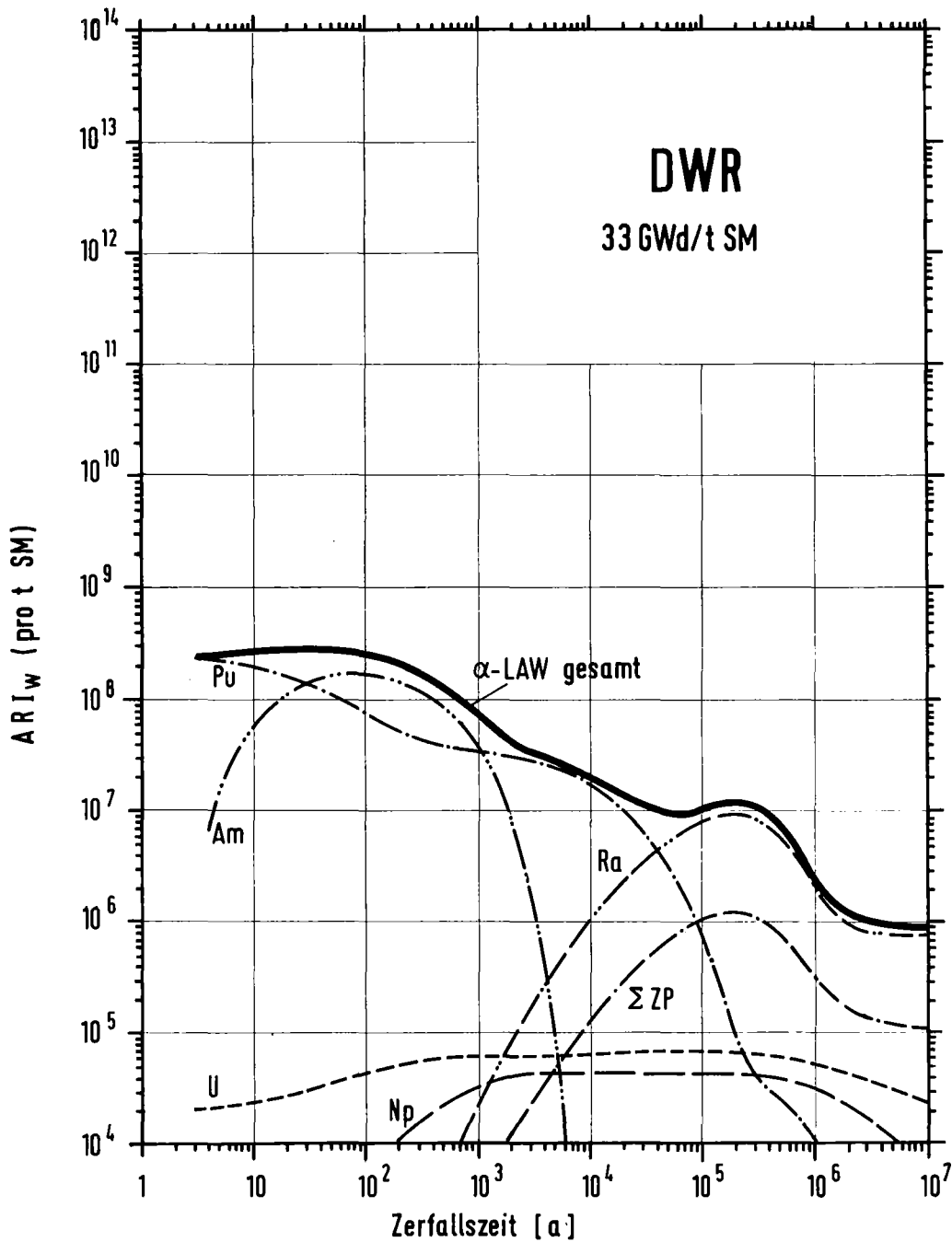
Die Ergebnisse der Berechnung des jährlichen Radiotoxizitätsindex auf der Basis der neuen Grenzwerte der ICRP-30 /20/ für α -LAW sind in Fig.4.4-2 dargestellt. Das Diagramm enthält ebenfalls die Beiträge einzelner Actinidenelemente und der Zerfallsprodukte. Danach sind für Zerfallszeiten bis ca. 10^5 Jahre Am und Pu bestimmend, noch langzeitiger Np-237, das sich aus dem Am-241 (Tochter von Pu-241) gebildet hat. Der jährliche Radiotoxizitätsindex erreicht ein Maximum bis ca. 100 Jahren und fällt bis 10^5 Jahre um ca. 2 Größenordnungen ab.

TABELLE 4.4 JÄHRLICHER RADIOTOXIZITÄTSINDEX (INGESTION) VON FESTEN, SCHWACHAKTIVEM ALPHA-ABFALL DER MOX-FABRIKATION (DWR-BRENNSTOFF; ABBRAND 33 GW/T SM)

IHCN-H-80/23

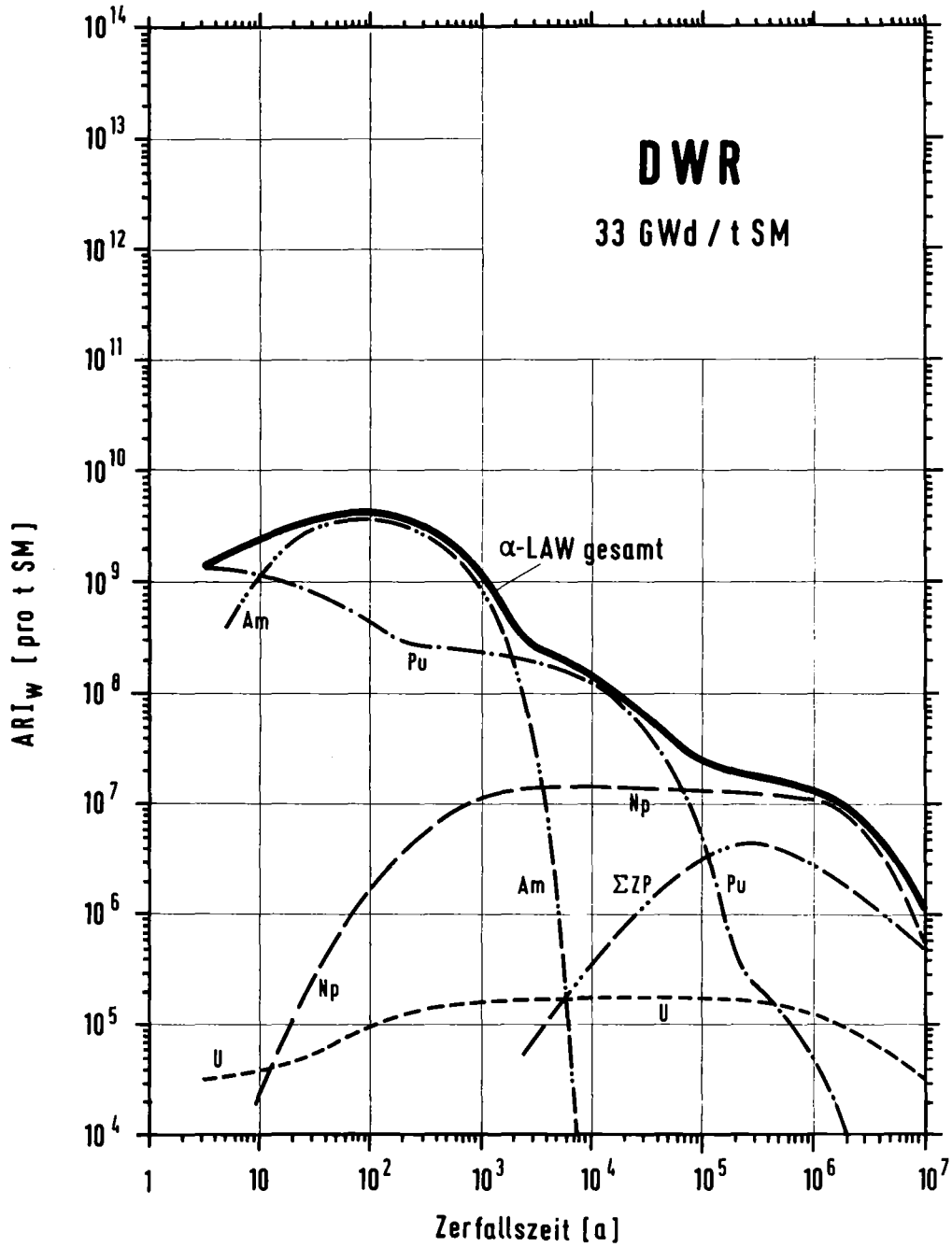
ELEMENT (*)	NUKLID	RADIOTOXIZITÄTSINDEX							
		ZERFALLSZEIT							
MENGE (G/T SM)		1 A	3 A	5 A	7 A	10 A	20 A	100 A	1000 A
U	1370.	U-GESAMT	2.5E+4	2.6E+4	2.6E+4	2.7E+4	3.0E+4	4.6E+4	6.5E+4
NP	-	NP-237						5.3E+3	3.7E+4
PU	84.9	PU-GESAMT	2.2E+8	2.1E+8	2.0E+8	1.9E+8	1.6E+8	7.9E+7	3.3E+7
		PU-238	9.1E+7	9.0E+7	8.8E+7	8.6E+7	8.0E+7	4.2E+7	3.4E+7
		PU-239	1.3E+7	1.3E+7	1.3E+7	1.3E+7	1.3E+7	1.3E+7	1.3E+7
		PU-240	2.3E+7	2.3E+7	2.2E+7	2.2E+7	2.2E+7	2.2E+7	2.0E+7
		PU-241	9.4E+7	8.5E+7	7.8E+7	6.7E+7	4.1E+7	8.8E+5	-
		PU-242	7.3E+4	7.3E+4	7.3E+4	7.3E+4	7.3E+4	7.3E+4	7.3E+4
AM	-	AM-241		1.8E+7	3.3E+7	5.4E+7	1.1E+8	1.7E+8	4.0E+7
GESAMT			2.2E+8	2.3E+8	2.4E+8	2.4E+8	2.6E+8	2.5E+8	7.3E+7

*) ACTINIDEN-GEHALT: 1.0 % PU, 0.14 % U VOM DURCHSATZ (BEZOGEN AUF U-NEU)



IHCH-H-80-84

Fig. 4.4-1 Jährlicher Radiotoxizitätsindex für Ingestion (ARI_w) einzelner Actiniden im festen schwachaktiven α - Abfall (α - LAW) nach Strahlenschutzverordnung. (WA nach 3a, Actiniden: 1% Pu, 0,14 %U)



INCH-H-81-27

Fig. 4. 4-2 Jährlicher Radiotoxizitätsindex für Ingestion (ARI_w) einzelner Actiniden im α-LAW nach ICRP - 30 (WA nach 3a ; Actiniden: 1% Pu ; 0,14 % U)

4.5 Jährlicher Radiotoxizitätsindex von mittelaktivem Reaktorbetriebsabfall

Nach der im Teil I der Studie /4/ angegebenen Nuklidzusammensetzung errechnete sich ein jährlicher Radiotoxizitätsindex auf der Basis der Grenzwerte der Strahlenschutzverordnung von

$$\leq 1,8 \cdot 10^7 \text{ nach 1 a Kühlzeit.}$$

Die Zerfallskurve des Radiotoxizitätsindex wurde in Fig.3.2-1 und diejenige des Radiotoxizitätsindex pro Volumeneinheit in Fig.3.2-2 eingezeichnet. Der Index fällt mit der Halbwertszeit des Co-60 und Cs-137 ab (vgl. Tab.4.5).

TABELLE 4.5 RADIOTOXIZITÄTSINDEX VON MITTELAKTIVEM REAKTORBETRIEBSABFALL
(DWR; JÄHRLICHE BRENNSTOFFENTLADUNG 35 T SM)

[HCH-H-81/4

NUKLID	ZERFALLSZEIT							
	0.3 A	1 A	3 A	5 A	7 A	10 A	20 A	100 A
RADIOTOXIZITÄTSINDEX (PRO T SM)								
MN-54	1.7E+5	9.8E+4	1.9E+4	3.8E+3	-			
CO-58	4.7E+5	3.9E+4	-					
CO-60	4.0E+6	3.6E+6	2.8E+6	2.2E+6	1.7E+6	1.1E+6	3.0E+5	-
SB-124	9.1E+5	4.8E+4	-					
CS-134	7.6E+6	6.0E+6	3.1E+6	1.6E+6	8.0E+5	2.9E+5	1.0E+4	-
CS/BA-137	8.3E+6	8.2E+6	7.8E+6	7.4E+6	7.1E+6	6.6E+6	5.3E+6	8.2E+5
SUMME	2.1E+7	1.8E+7	1.4E+7	1.1E+7	9.6E+6	8.1E+6	5.6E+6	8.3E+5

5. L I T E R A T U R V E R Z E I C H N I S:

- /1/ H.O. HAUG
"Anfall, Beseitigung und relative Toxizität langlebiger Spaltprodukte und Actiniden in den radioaktiven Abfällen der Kernbrennstoffzyklen".
KfK-2022 (1975)
- /2/ H.O. HAUG
"Some aspects and long-term problems of high-level and actinide-contaminated spent fuel reprocessing wastes from the U-Pu and Th-U fuel cycles".
Proc. Symp. "Management of Radioactive Wastes from the Nuclear Fuel Cycle", IAEA, Vol II (1976) 233-42
- /3/ H.O. HAUG
"Relative toxicity and long-term problems of actinide bearing wastes from fuel reprocessing".
Proc. Symp. "Waste Management '76", Tucson, Oct. 3-6, (1976) 262-71
- /4/ H.O. HAUG
"Zerfallsrechnungen verschiedener mittelaktiver und actinidenhaltiger Abfälle des LWR-Brennstoffkreislaufs. Teil I. Modellmäßig abgeleitete Basisdaten, Aktivität und Wärmeleistung".
KfK-3221 (1981)
- /5/ W. JACOBI
unveröffentlichte Ergebnisse (1981)
- /6/ H.O. HAUG
unveröffentlichte Werte (1980)

- /7/ J.W. POSTON
"Measures of equivalent hazard of radionuclides:
A survey"
Report Y/OWI/SUB -7278/2 (1978)
- /8/ M.J. BELL, R.S. DILLON
"The long-term hazard of radioactive wastes produced
by the enriched U, ^{238}U -Pu and ^{233}U -Th fuel cycles".
Report ORNL/TM - 3548 (1971)
- /9/ K.A. TONNESSEN, J.J. COHEN
"Survey of naturally occurring hazardous material in
deep geological formations: A perspective on the re-
lative hazard of deep burial of nuclear wastes".
Report UCRL - 52199 (1977)
- /10/ C.F. SMITH, T.W.T. BURNETT, W.E. KASTENBERG
"A new relative hazard index".
Proc. Symp. on "Biological Effects of Low-Level
Radiation".
IAEA (1976) 325-33
- /11/ Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisie-
rende Strahlen.
(Strahlenschutzverordnung - StrlSchV, vom 13.10.1976)
Bundesgesetzblatt (1976) 2905-95, Anhang IV, Nachtrag
vom 26.1.1977, Bundesgesetzblatt (1977) 185-95
- /12/ L.E. BRUNS
"Hazard available from toxic substances"
Proc. Symp. "Waste Management '76, Tucson, Oct. (1976)
105-116

- /13/ L.E. BRUNS
"Toxic materials availability in perspective".
Proc. Symp. "Waste Management '79, Tucson, Febr.
(1979) 125-41
- /14/ C.F. SMITH, W.E. KASTENBERG
"On risk assessment of high-level radioactive waste
disposal".
Nucl. Eng. Design 39 (1976) 293-333
- /15/ J. HAMSTRA
"Radiotoxic hazard measure for buried solid
radioactive waste".
Nuclear Safety 16 (1975) 180-9
- /16/ Rat der Europäischen Gemeinschaften
Richtlinien des Rates vom 15. Juli 1980;
Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr.L 246
(1980) 1-72
- /17/ F. GERA, D.G. JACOBS
"Hazard potential of radioactive waste"
Proc. Int. Symp. on "Radioecology Applied to the Pro-
tection of Man and his Environment", Rome, Sept. 1971,
EUR - 4800 (1971) 891-907
- /18/ International Commission on Radiological Protection
Publication No.2 (1959)
- /19/ A.E. RINGWOOD
"Safe disposal of high-level radioactive wastes"
Fortschritte der Mineralogie (im Druck, 1980);
Publ. No. 1438 (1980) Research School of Earth
Science, Australian Nat. University, Canberra,
Australia

- /20/ International Commission on Radiological Protection
Publication No.30 (1980)
- /21/ J.W. VOSS
"Safety indices and their application to nuclear waste
management safety assessment".
PNL - 2727 (1979)
- /22/ H. RÖTHEMEYER
"Site investigations and conceptual design for the
mined repository in the German nuclear 'Entsorgungszentrum'."
Int. Symp. on the Underground Disposal of Radioactive
Wastes, Otaniemi (Helsinki), 2-6 July 1979,
IAEA-SM-243-48 (1979)
- /23/ N. ADAMS, B.W. HUNT, J.A. REISLAND
"Annual limits of intake of radionuclides for
workers".
Report NRPB - R82 (1978)
- /24/ J.O. BLOMEKE, J.P. NICHOLS, W.C. McCLAIN
"Managing radioactive wastes".
Physics Today (Aug. 1973) 36-42

6. A b k ü r z u n g e n

LWR	Leichtwasserreaktor
DWR	Druckwasserreaktor (englisch PWR)
SWR	Siedewasserreaktor (englisch BWR)
SBR	Schneller Brutreaktor
MOX	Mischoxidbrennstoff
WA	Wiederaufarbeitung
BE	Brennelement
SM	Schwermetall (U + Pu)
FP	Spaltprodukte
ACT	Actiniden
ZP	Zerfallsprodukte
HAW	hochaktiver Abfall
MAW	mittelaktiver Abfall
HSM	Hüll- und Strukturmaterial
FKS	Feedklärschlamm
MLLW	wässriger mittelaktiver Prozeßabfall
α -LAW	leichtaktiver Alphaabfall (brennbar)
MZK	Maximal zulässige Konzentration
JAZ	Grenzwert der Jahresaktivitätszufuhr
ALI	Annual Limit of Intake
ARI	Jährlicher Radiotoxizitätsindex
ICRP-2	International Commission on Radiological Protection, Publication No. 2
1. SSVO	1. Strahlenschutzverordnung
StrlSchV	Strahlenschutzverordnung (1976)
US-CFR	US Code of Federal Regulations
ORIGEN-73	Oak Ridge Isotope Generation and Depletion Code ORIGEN
KORIGEN-79	Karlsruher Version von ORIGEN (mit Jahreszahl)
VBA	Verlorene Betonabschirmung

KERNFORSCHUNGSZENTRUM KARLSRUHE

Institut für Heiße Chemie

Anhang 1

"Modelle und Vergleiche zur Radiotoxizität
von hochaktiven Abfällen und Natururan".

H.O. HAUG

Anhang zur Studie "Zerfallsrechnungen ver-
schiedener mittelaktiver und actinidenhal-
tiger Abfälle des LWR-Brennstoffkreislaufes.
Teil II. Radiotoxizitätsvergleiche", KfK-3222

Inhaltsverzeichnis Anhang 1

	Seite
Al.1 Allgemein	81
Al.2 Randbedingungen und Definitionen	82
Al.3 Zerfallskurven von HAW	85
Al.4 Vergleich der Radiotoxizität von LWR-Waste mit Natururan	91
Al.5 Literaturverzeichnis (Anhang 1)	101

Al.1 Allgemein

Es gibt zahlreiche Versuche die potentielle Gefährdung durch Radionuklide - oder besser gesagt die Radiotoxizität von hochaktiven Abfällen mit Uranmineralien und Uranerzen oder mit der ursprünglichen Natururanmenge, aus der das angereicherte Uran stammt, zu vergleichen /A1, A2, A3/. Vorgeschlagene Parameter sind u. a. die Aktivität bzw. α -Aktivität, die spezifische Aktivität, oder Ingestions- und Inhalations-"Hazard Indizes". Solche Toxizitätsindizes beruhen auf der Wichtung der Aktivität mit den maximal zulässigen Konzentrationen in Wasser (oder Luft) oder mit den abgeleiteten Grenzwerten für die Jahresaktivitätszufuhr durch Ingestion (oder Inhalation). Die Radiotoxizitätsindizes lassen sich auf einfache Weise aus der Zusammensetzung der Abfälle berechnen und sind Eigenschaften des Radionuklidinventars.

Die Anwendung solcher Parameter in Vergleichen von Waste mit Natururan können zu in weiten Grenzen unterschiedlichen Aussagen führen, wie an einigen Beispielen in den nachfolgenden Diagrammen veranschaulicht wird. Parameter auf der Basis inhärenter Eigenschaften der Abfallnuklidmischungen erlauben keine Aussagen über Belastungen nach möglichen Freisetzungen. Sie haben nur sehr begrenzte Anwendbarkeit in der Sicherheitsanalyse und können - für sich allein auf Wastemanagementoptionen angewandt - auch irreführend sein. Sie erlauben nur einen relativen Vergleich der Radiotoxizität verschiedener Wastearten oder anderen radioaktiven Materialien wie Uranmineralien, sowie deren zeitliche Änderung. Sie erlauben dagegen nicht, ein "akzeptables Niveau" der Radiotoxizität oder signifikante Zerfalls- bzw. Einschlußzeiten für die Endlagerung, nach denen der Waste als nicht mehr toxisch angesehen werden kann, zu definieren.

A1.2 Randbedingungen und Definitionen

Dem Vergleich der Radiotoxizität von hochaktiven Abfällen des LWR mit der Radiotoxizität von Natururan in den nachfolgenden Diagrammen liegen folgende Bezugsgrößen und Definitionen zugrunde:

1) HAW-Glasprodukt:

- KfK-Standardglasprodukt GP 98/12 mit
- 15 Gew.-% Gesamt-Waste-Oxide entsprechend
 - ca. 10,5 Gew.-% Spaltproduktelemente;
 - Dichte 2,83 g/cm³.

Da der Gehalt an Wasteoxiden mit der Konzentration der Korrosionsprodukte und den Verlusten an Uran schwankt, wurde auf die Konzentration der Spaltproduktelemente bezogen:

Definition:

REFERENZ-HAW-GLAS

- 10.0 Gew.-% Spaltproduktelemente
- 100 l Glas (= 280 kg Glas)
bei 33 Gwd/t SM Abbrand

2) HAW-Kokille

Edelstahlkokille mit den Abmessungen:

- Innendurchmesser 0.3 m
- Höhe 1.2 m
- Bruttovolumen 85 l

Aus dem Nutzvolumen ergibt sich folgende

Definition:

HAW-KOKILLE

- Nutzvolumen (85 %) 62 l
- Gebinde pro t SM 1.6
- Abmessungen pro t SM 0.3 m \emptyset
1,93 m Höhe

3) Ursprüngliche Natururanmenge

Zur Gewinnung von 1 t angereichertem Uran wird auf folgende Konzentrationen bezogen:

- angereichertes Uran mit 3.2 % U-235
- abgereichertes Uran mit 0.25 % U-235
- Uranverluste in den Milltailings: 5 %

Definition:

URSPRÜNGLICHE NATURURANMENGE

- 6,7 t U_{nat} ergibt 1 t Uran mit 3.2 % U-235

4) Maximal zulässige Konzentrationen in Wasser

Der Grenzwert für die Ingestion von Ra-226 ist eine kritische Bezugsgröße, da die Radiotoxizität von Natururan im Gleichgewicht mit seinen Töchtern überwiegend vom Ra-226 bestimmt wird. In der bisherigen Version des Abbrand- und Zerfallsprogramms ORIGEN (ORNL 1973) ist der Grenzwert für die maximal zulässige Konzentration in Wasser des US Code of Federal Regulations enthalten, der um den Faktor 3 höher liegt als die Empfehlung der ICRP /18/. Dieser restriktivere Wert, der sich in der Strahlenschutzverordnung /11/ findet, wurde in das Rechenprogramm KORIGEN-79 (KfK 1979) übernommen:

Maximal zulässige Konzentrationen in Wasser (MZK_w)

	ICRP-2	US-CFR
MZK_w von Ra-226 $[Ci/m^3]$	$1 \cdot 10^{-8}$	$3 \cdot 10^{-8}$
Ingestion hazard $[m^3 H_2O/g U_{nat}]$	37.9	15.1

5) Abgeleitete Grenzwerte für die Jahresaktivitätszufuhr

In der neuen Strahlenschutzverordnung wurden anstelle der MZK-Werte die abgeleiteten Grenzwerte der Jahresaktivitätszufuhr (JAZ) eingeführt und gleichzeitig auf das 30 mrem-Konzept Bezug genommen. Zum direkten Vergleich mit den Werten der Strahlenschutzverordnung wurden die neuen Grenzwerte "Annual Limits of Intake (ALI)" der ICRP-30 /20/ ebenfalls auf das 30 mrem-Konzept umgerechnet. Für die Ingestionsgrenzwerte von Ra-226 ergibt sich danach:

	StrlSchV JAZ _w	ICRP-30 abgeleitete ALI _{ing}
Grenzwert für Ra-226 [Ci/a]	$5.8 \cdot 10^{-10}$	$1.1 \cdot 10^{-8}$
Jährlicher Radiotoxizitätsindex pro 1 g U _{nat}	668	200 ^{*)}

*) ohne Berücksichtigung von Pa-231 (Wert noch nicht publiziert)

A1.3 Zerfallskurven von HAW

Der relative Beitrag der nichtflüchtigen Spaltprodukte und Actiniden zur Radiotoxizität hochaktiver Abfälle kann aus dem Diagramm Fig. A1-1 entnommen werden. Der Radiotoxizitätsindex fällt in den ersten 300 - 400 Jahren um mehr als 3 Größenordnungen ab, danach erfolgt nur noch ein sehr langsamer Abfall über Zeiträume von einigen Millionen Jahren.

Die berechneten Werte zeigen, daß bis zu einer Zerfallszeit von 300 Jahren der Radiotoxizitätsindex überwiegend von den Spaltprodukten Sr-90 und Cs-137 bestimmt wird (vergl. Fig. A1-2), danach von den langlebigen Actiniden, wie Curium, Americium, Neptunium, restliches Plutonium und Uran (sowie deren Zerfallsprodukte). Wie Fig. A1-3 zeigt, wird der Radiotoxizitätsindex bis über 10^4 Jahre vom Americium bestimmt. Danach gewinnen Plutonium und Neptunium-237 an Bedeutung.

Nach mehr als 10^5 Jahren steigt die Kurve des Radiotoxizitätsindex auf ein kleines Maximum an, das durch die Zerfallsprodukte wie Thorium-230, Radium-226 u. a. hervorgerufen wird.

Neue Stoffwechsel- und radiologische Daten und eine wesentliche Änderung der Dosisberechnung für die Ingestion führte für viele Nuklide, insbesondere für α -Strahler zur Empfehlung neuer Grenzwerte durch die ICRP /20/. Die neuen Werte waren zum Zeitpunkt der Berechnung der Daten zur vorliegenden Studie erst teilweise publiziert, die übrigen fanden sich bei N. ADAMS et al. /23/. Die Verhältnisse der bisherigen, abgeleiteten Grenzwerte für die Jahresaktivitätszufuhr (basierend auf der Dosis für das kritische Organ) zu den neuen "Annual Limits of Intake (ALI)" (basierend auf dem effektiven Dosisäquivalent) sind bei Aufnahme durch Ingestion wie folgt:

Th-230	5	Np-237	300
Ra-226	0.05	Pu-238	5
Pb-210	2	Pu-239	7
Po-210	2	Pu-240	7
		Am-241	22
(Sr-90	0.12)	Am-243	26
(Tc-99	0.5)	Cm-244	24

Ra-226 erscheint also deutlich weniger toxisch als früher angenommen worden war, die Transurane erheblich höher. Aus dieser Änderung der Grenzwerte folgt, daß alle bisherigen Berechnungen von Radiotoxizitätsindizes revidiert werden müssen, wie der Vergleich von Fig. A1-3 und Fig. A1-4 zeigt. Der Vergleich der Radiotoxizität von Waste und Natururan führt, wie in Fig. A1-18 bis Fig. A1-20 dargestellt, zu grundlegend anderen Aussagen bei allen transuranhaltigen Abfällen. Zwar steht die Publikation der Grenzwerte für weitere wichtige Nuklide (insbes. Pa-231) noch aus, es resultiert aber eine um 1 bis 2 Größenordnungen höhere Einschätzung der Radiotoxizität der transuranhaltigen hochaktive Abfälle gegenüber Uranmineralien.

Aus dem Vergleich des Radiotoxizitätsindex mit Natururan kann nicht der Schluß gezogen werden, daß sich das "Millionen-Jahr-Problem" der hochaktiven Abfälle in ein solches von 1000 Jahren reduziert (auch Pechblende ist ja nicht harmlos). Im Lichte der neuen ICRP Grenzwerte ist eine solche Folgerung ohnehin kaum mehr möglich und das "Millionen-Jahre-Problem" könnte mangels geeigneter Sicherheitsanalysen schnell wieder in die Diskussion rücken.

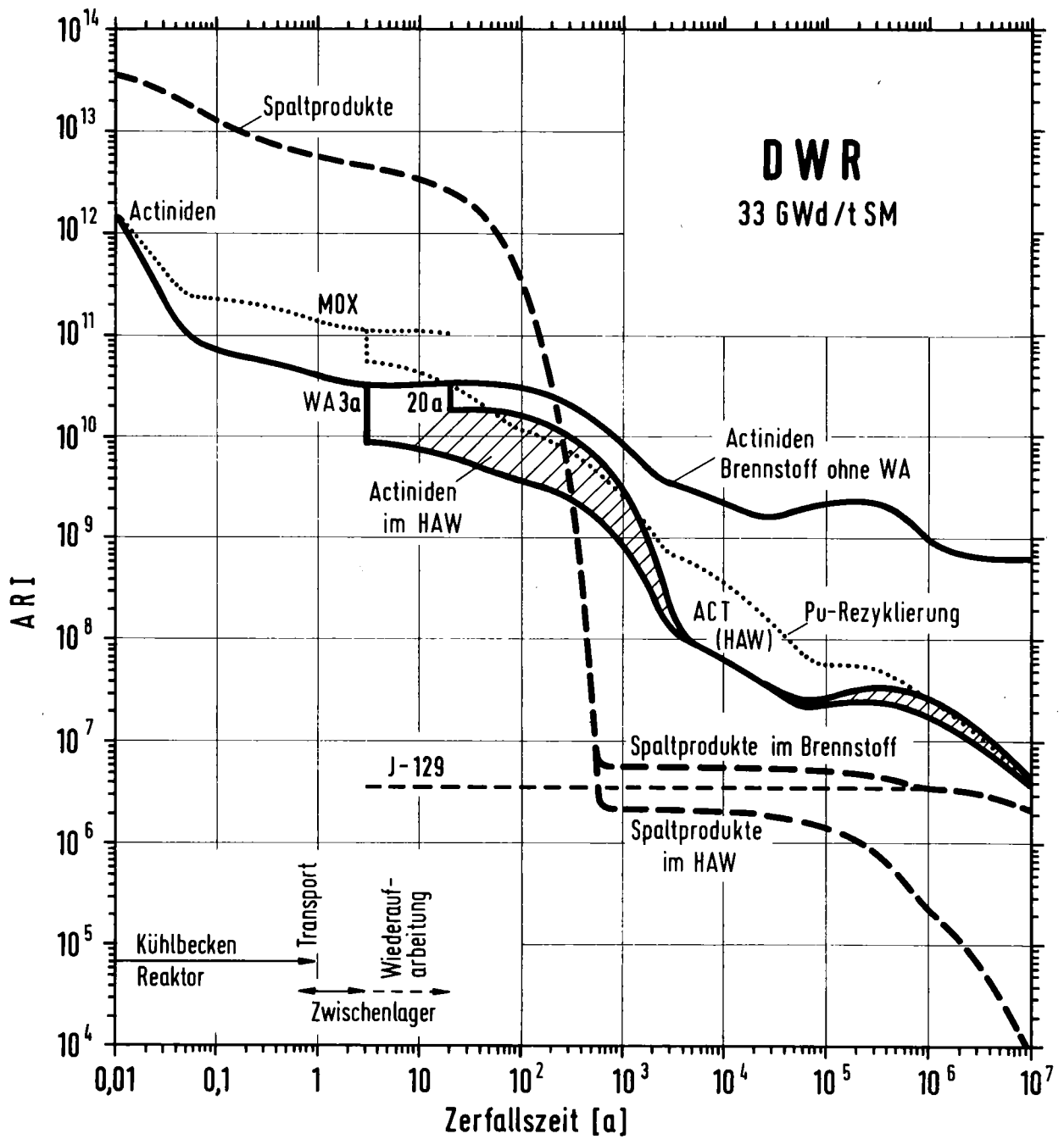
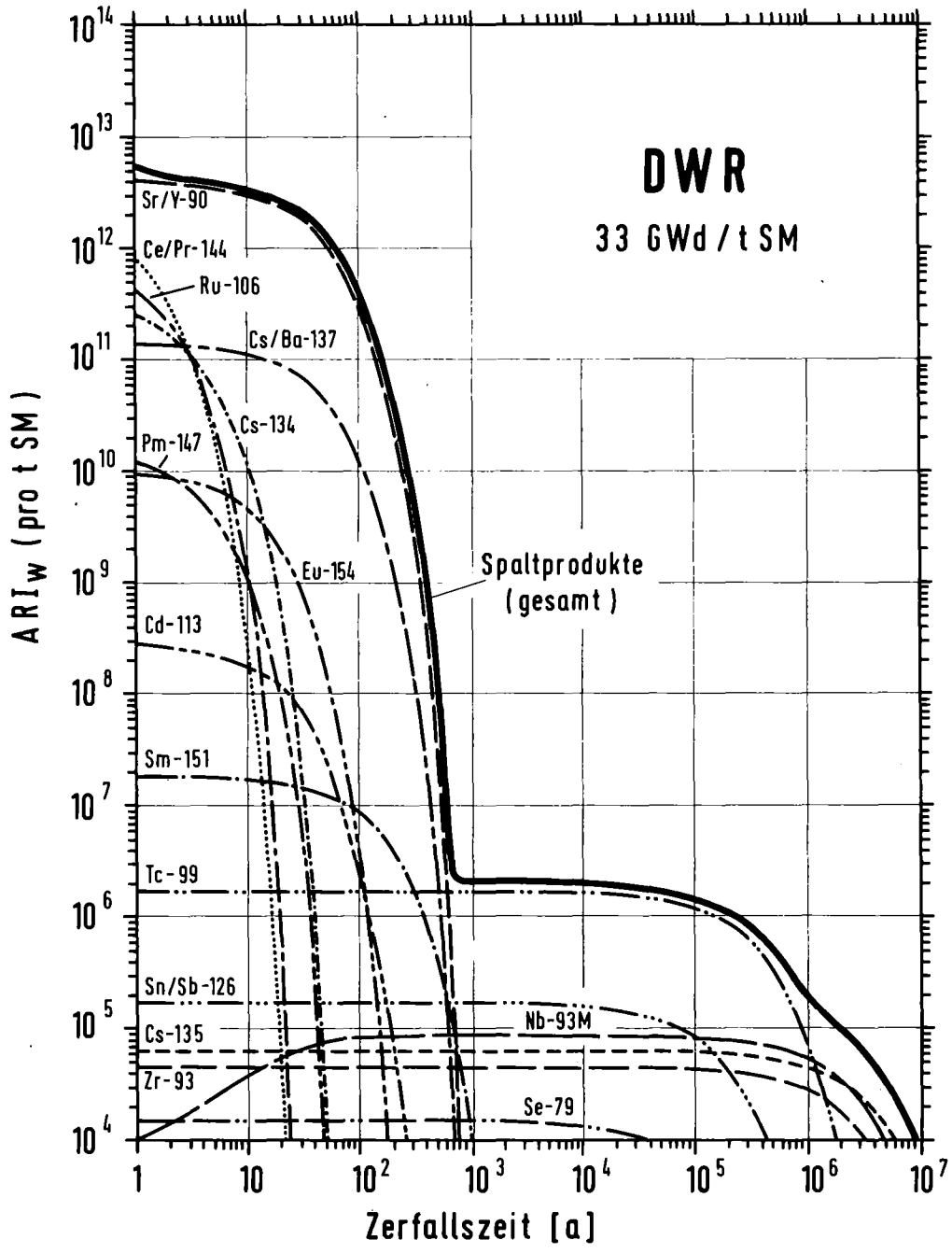
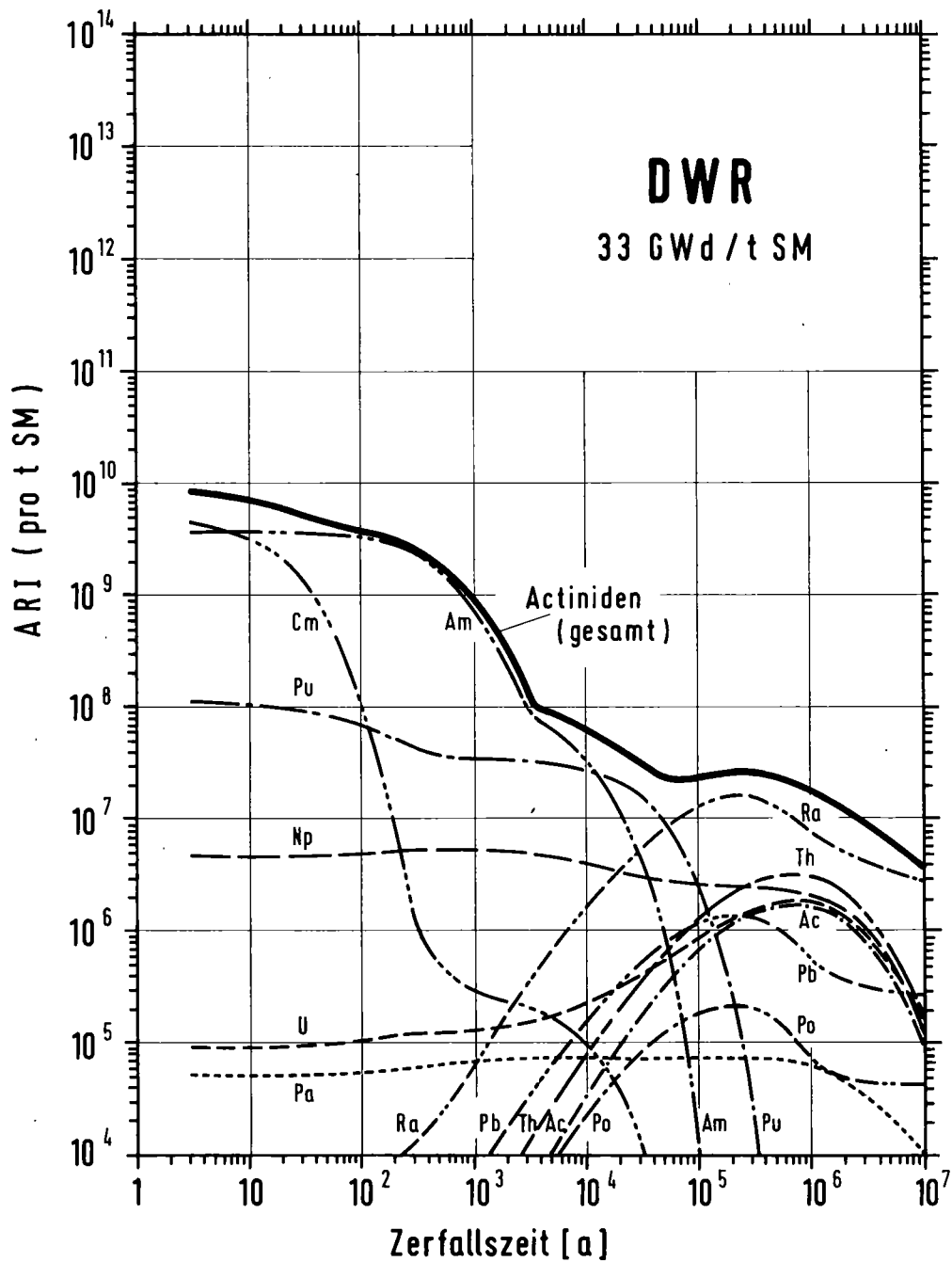


Fig. A1-1 Jährlicher Radiotoxizitätsindex für Ingestion von LWR-Brennstoff und hochaktivem Abfall nach Strahlenschutzverordnung. (WA nach 3 bis 20a Kühlzeit)



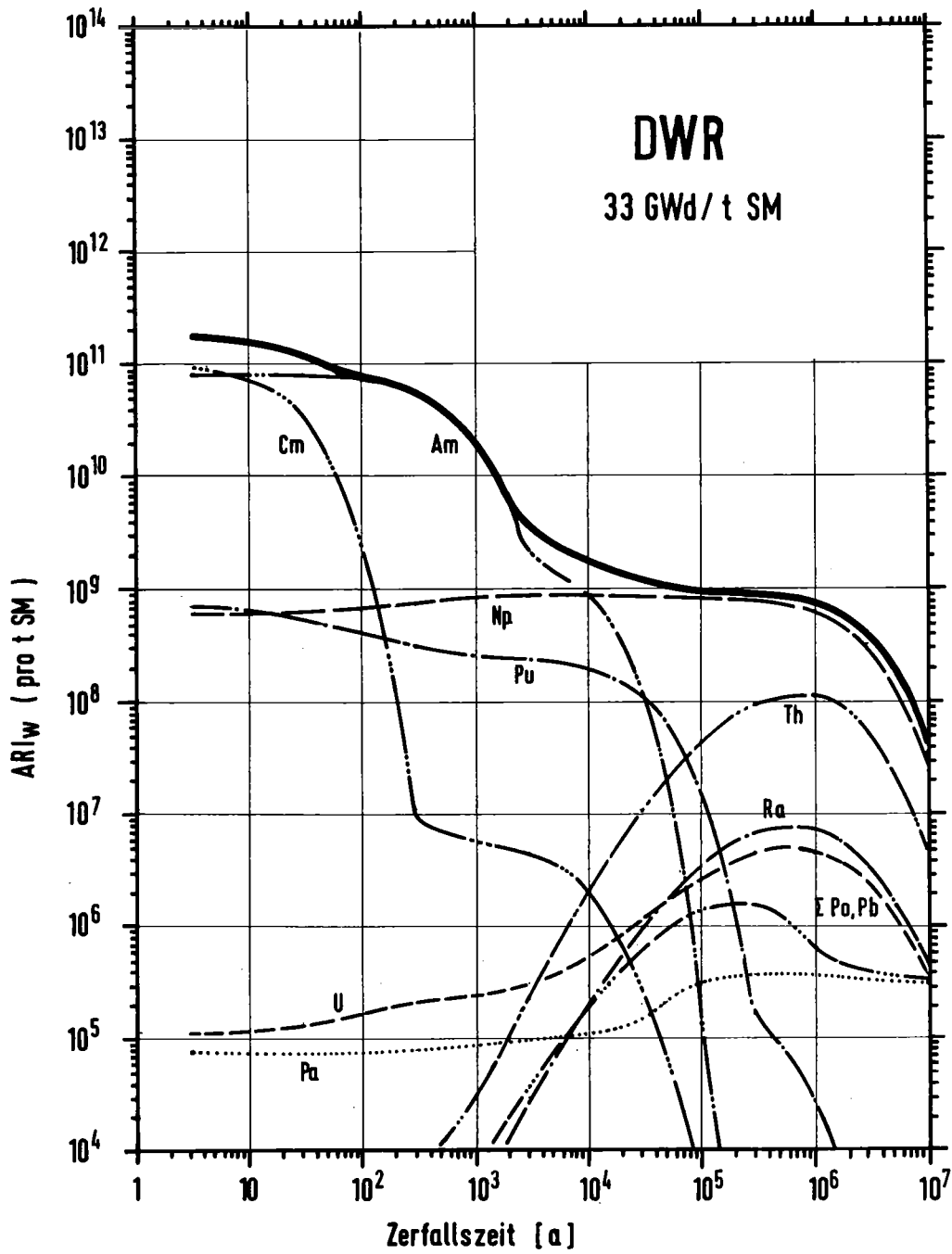
IHCN-H-80-16

Fig.A1-2 Jährlicher Radiotoxizitätsindex für Ingestion (ARI_w) einzelner Spaltprodukte im hochaktiven Abfall. Basis: JAZ_w nach Strahlenschutzverordnung



THCH-H-80-14

Fig.A1-3 Jährlicher Radiotoxizitätsindex für Ingestion (ARI_w) einzelner Actiniden und Zerfallsprodukte im hochaktiven Abfall.
Basis: JAZ_w nach Strahlenschutzverordnung



IHCH-H-80-69

Fig.A1-4 Jährlicher Radiotoxizitätsindex für Ingestion (ARI_w)
einzelner Actiniden im hochaktiven Abfall von LWR Brennstoff
Basis: abgeleitete ALI_{ing} nach ICRP-30

A1.4 Vergleich der Radiotoxizität von LWR-Waste mit Natururan

In den nachfolgenden Diagrammen Fig. A1-5 bis A1-21 sind die Ergebnisse eines Vergleichs verschiedener einfacher Indizes für die Radiotoxizität von LWR-Waste mit Natururan gegenübergestellt.

Folgende Aspekte wurden aufgezeigt:

- Der Einfluß unterschiedlicher Grenzwerte auf die Berechnung der Radiotoxizitätsindizes
- verschiedene Bezugssysteme wie Nuklidinventare pro t SM oder pro Volumeneinheit verfestigter Abfälle
- unterschiedliche Vergleichsmodelle wie die ursprüngliche Natururanmenge zur Gewinnung von 1 t angereichertem Uran, Volumen der Gebinde oder Vergleichsvolumen im Endlagerfeld.

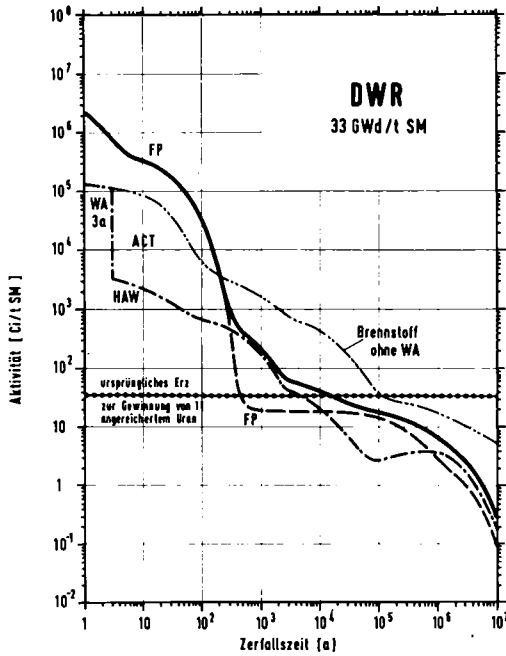


Fig. A1-5 Vergleich der Radiotoxizität von LWR Waste und Natururan
Basis: Aktivität

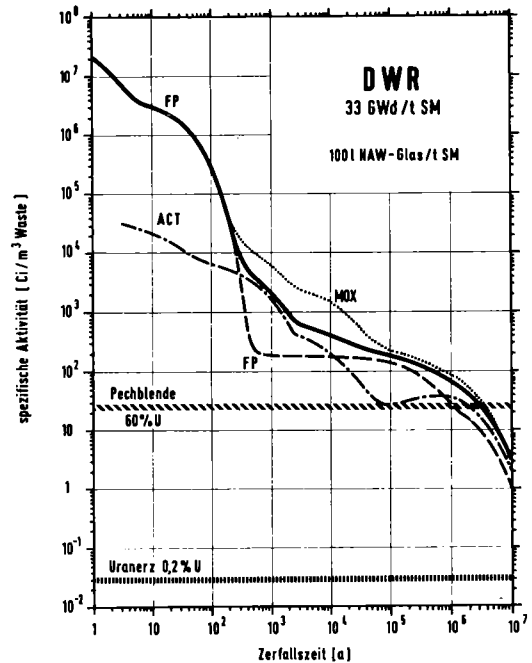


Fig. A1-6 Vergleich der Radiotoxizität von LWR Waste und Natururan
Basis: Aktivität pro Volumeneinheit von verglastem HAW

VERGLEICH DER RADIOTOXIZITÄT VON LWR-WASTE UND NATURURAN

Basis: Aktivität von Spaltprodukten und Actiniden bzw. von Natururan im Gleichgewicht mit seinen Zerfallsprodukten

Gesamte Aktivität (pro t SM)

Vergleich mit ursprünglicher Natururanmenge zur Gewinnung von 1 t 3.2 % angereichertem Uran.

Ergebnis

Die Aktivität des HAW wird bis 300 a und von 10^4 bis 10^6 a von den FP, zwischen 300 a und 10^4 a von den Actiniden bestimmt. Für nicht aufgearbeitete BE bleiben die Actiniden >300 a bestimmend.

Die Aktivität der FP im HAW fällt nach ca. 500 a, die der ACT nach ca. 5000 a und die Gesamtaktivität nach ca. $2 \cdot 10^4$ Jahren unter die Aktivität des ursprünglichen Uranerzes ab. (Brennstoff ohne WA nach ca. 10^5 a).

Nachteil

Der Vergleich kann nicht unmittelbar auf den HAW von MOX- oder SBR-Brennstoff ausgedehnt werden, da die vergleichbare Natururanmenge deutlich niedriger wäre.

Spezifische Aktivität (pro m^3 Waste)

Vergleich von gleichgroßen Volumina HAW-Glas und Uranerzen.

Ergebnis

Die spezifische Aktivität pro Volumeneinheit von verglastem HAW (100 l) liegt verglichen mit einem gleichgroßen Volumen Uranerz von 0.2 Gew.-% U nach Zerfallszeiten von $3 \cdot 10^6$ a immer noch um ca. 3 Größenordnungen höher. Nur Pechblende hätte bei $3 \cdot 10^6$ a etwa die gleiche spezifische Aktivität wie HAW. Die Aktivität der langlebigen Transurane erreicht das Aktivitätsniveau der Pechblende nach ca. 10^5 Jahren.

Nachteil

Für die spezifische Aktivität geht das Volumen des Verfestigungsprodukts bzw. Gebindes ein; dies ist bei einem Vergleich mit anderen Wastearten (z. B. BE) zu berücksichtigen.

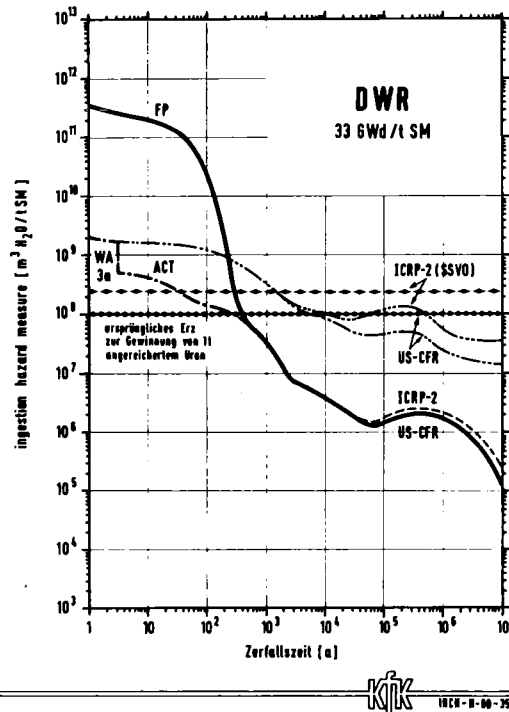


Fig.A1-9 Vergleich der Radiotoxizität von LWR Waste und Natururan
 Basis: Ingestion hazard measure
 (MPC_w nach ICRP-2, KORIGEN-79)

VERGLEICH DER RADIOTOXIZITÄT VON LWR-WASTE UND NATURURAN

Basis: Ingestion hazard measure des Nuklidinventars berechnet mit den MPC_w für Ingestion des US-CFR (in ORIGEN-73) bzw. mit den MZK-Werten der ICRP-2 bzw. 1. SSVO (in KORIGEN-79).

Ingestion hazard measure (pro t SM)

Vergleich mit ursprünglicher Natururanmenge zur Gewinnung von 1 t 3.2 % angereichertem Uran.

Ergebnis

Die Unterschiede beruhen auf den um den Faktor 3 abweichenden Grenzwert für Ingestion von Ra-226 im US-CFR ($3 \cdot 10^{-8}$ µCi/ml) und den ICRP-2 Empfehlungen ($1 \cdot 10^{-8}$ µCi/ml) bzw. in der 1. SSVO.

Der Unterschied wirkt sich beim HAW > 10⁵ a nur geringfügig aus. Dagegen liegt die nach ICRP-2 gerechnete Kurve für abgebrannte BE nach 3 · 10⁴ a um einen Faktor von ca. 2.5 höher (Bildung des Zerfallsprodukts Ra-226).

Ebenso liegt das Uranerz, dessen Toxizität überwiegend von Ra-226 bestimmt wird, um etwa den gleichen Faktor 2.5 höher.

Eine entsprechende Verschiebung ergibt sich auch bei der Berechnung eines relativen Radiotoxizitätsindex.

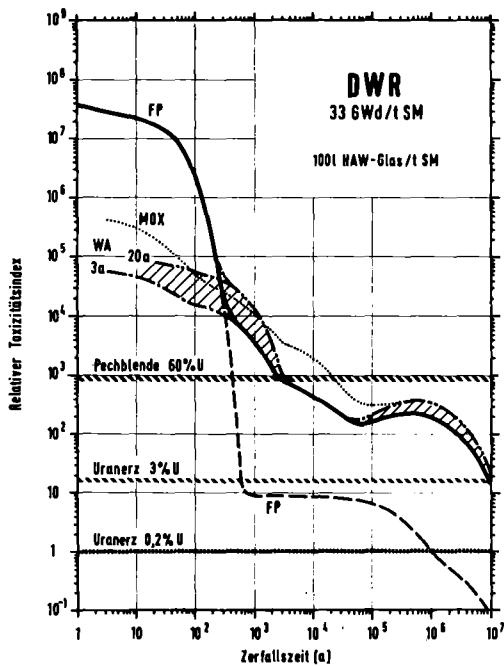


Fig.A1-10 Vergleich der Radiotoxizität von LWR Waste und Natururan
Basis: Relativer Toxizitätsindex pro Volumeneinheit von verglastem HAW und 0,2 % Uranerz (MPC_w nach ORIGEN-73)

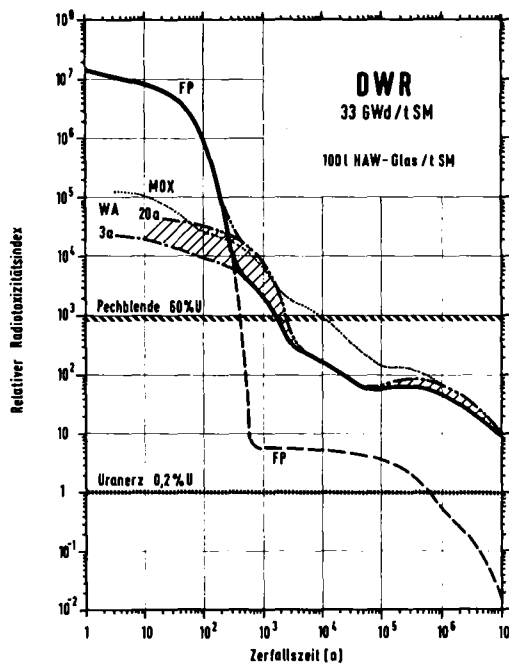


Fig.A1-11 Vergleich der Radiotoxizität von LWR Waste und Natururan
Basis: Relativer Radiotoxizitätsindex pro Volumeneinheit von verglastem HAW (JAZ_w nach StrlSchV)

VERGLEICH DER RADIOTOXIZITÄT VON LWR-WASTE UND NATURURAN

Basis: Relativer Radiotoxizitätsindex pro Volumeneinheit von verglastem HAW bezogen auf das gleiche Volumen Uranerz mit 0.2 % U.

Relativer Radiotoxizitätsindex auf Basis MPC_w.
Vergleich von gleichgroßen Volumina von HAW-Glas und Uranmineralien.

Ergebnis

Die Kurve des Relativen Radiotoxizitätsindex basierend auf den MPC_w für Ingestion (nach US-CFR) fallen beim HAW bei ca. 3000 a unter den Wert der Pechblende, beim HAW von MOX-Brennstoff nach ca. 30 000 a.

Nachteil

Der Relative Radiotoxizitätsindex bezieht sich auf das Volumen des Verfestigungsprodukts bzw. Gebindes; dies ist beim Vergleich mit anderen Wastearten (z. B. abgebrannten BE) zu berücksichtigen.

Relativer Radiotoxizitätsindex auf Basis JAZ_w.
Vergleich von gleichgroßen Volumina von HAW-Glas und Uranmineralien.

Ergebnis

Als Folge des niedrigeren Grenzwerts für Ra-226 nach ICRP-2 in der Strahlenschutzverordnung liegt das Vergleichsniveau von Uranerz um den Faktor 2.5 höher.

Der Relative Radiotoxizitätsindex auf der Basis JAZ_w sinkt daher beim HAW nach ca. 2000 a unter den Wert für Pechblende, bei MOX-HAW nach ca. 10 000 a.

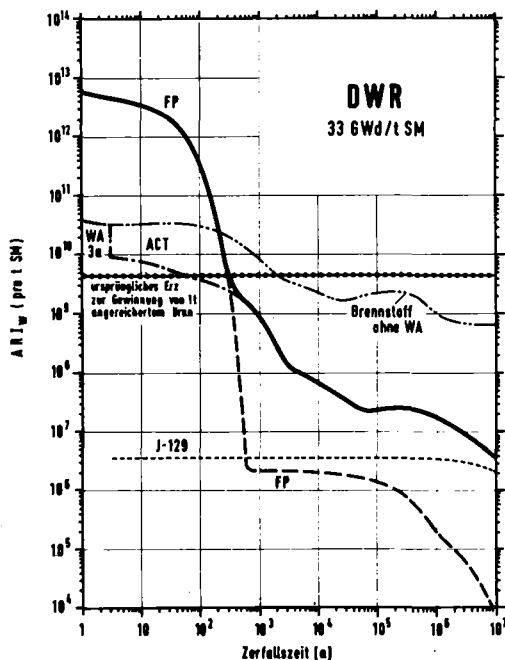


Fig.A1-12 Vergleich der Radiotoxizität von LWR Waste und Natururan
Basis: Jährlicher Radiotoxizitätsindex (ARI_w)
(JAZ_w nach StrlSchV)

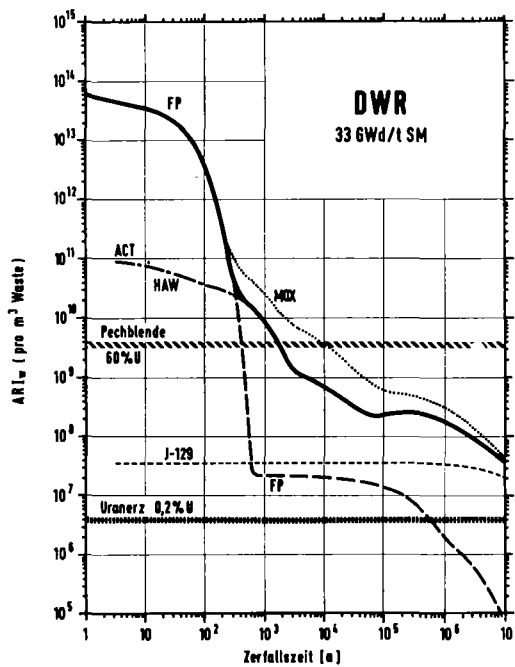


Fig.A1-13 Vergleich der Radiotoxizität von LWR Waste und Natururan
Basis: Jährlicher Radiotoxizitätsindex pro Volumeneinheit
von verglastem HAW (JAZ_w nach StrlSchV)

VERGLEICH DER RADIOTOXIZITÄT VON LWR-WASTE UND NATURURAN

Basis: Jährlicher Radiotoxizitätsindex berechnet aus den Grenzwerten der Jahresaktivitätszufuhr für Ingestion gemäß Strahlenschutzverordnung.

Jährlicher Radiotoxizitätsindex (pro t SM)

Vergleich mit ursprünglicher Natururanmenge zur Gewinnung von 1 t 3.2 % angereichertem Uran.

Ergebnis

Der jährliche Radiotoxizitätsindex für Ingestion des Nuklidinventars fällt beim HAW nach ca. 300 a unter den Wert für das ursprüngliche Uranerz; bei den abgebrannten BE nach ca. 2000 a. Gemäß StrlSchV ist der niedrigere Grenzwert für Ra-226 nach ICRP-2 berücksichtigt.

Nachteil

Der Vergleich kann nicht unmittelbar auf den Waste von MOX- oder SBR-Brennstoff ausgedehnt werden, da die vergleichbare Natururanmenge deutlich niedriger wäre.

Jährlicher Radiotoxizitätsindex pro Volumeneinheit.

Vergleich von gleichgroßen Volumina HAW-Glas und Uranmineralien.

Ergebnis

Der jährliche Radiotoxizitätsindex pro Volumeneinheit von verglastem HAW liegt nach $10^5 - 10^6$ Jahren immer noch um ca. 2 Größenordnungen über dem Index von 0.2 %igem Uranerz. Im Vergleich mit Pechblende fällt dagegen die Kurve des HAW nach ca. 2000 a unter das Niveau der Pechblende ab, bei HAW von MOX-Brennstoff nach ca. 10 000 a.

Nachteil

In den spezifischen Radiotoxizitätsindex geht das Volumen des Verfestigungsprodukts bzw. Gebindes ein, was im Vergleich mit anderen Wastearten (z. B. abgebrannte BE) zu berücksichtigen ist.

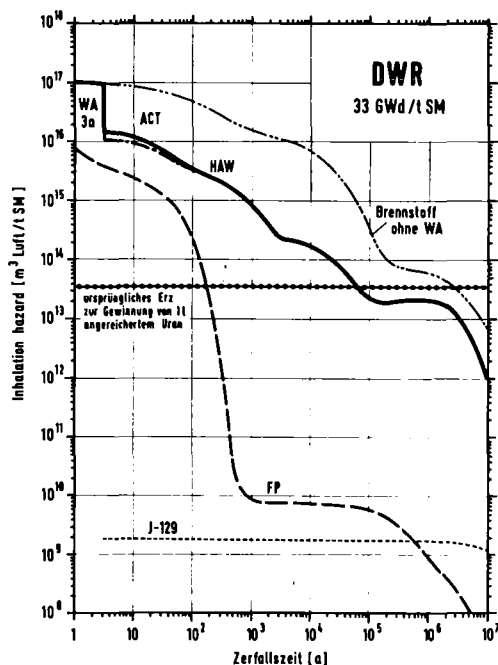


Fig. A1-14 Vergleich der Radiotoxizität von LWR Waste und Natururan
Basis: Inhalation hazard (MPC_a in ORIGEN-73)

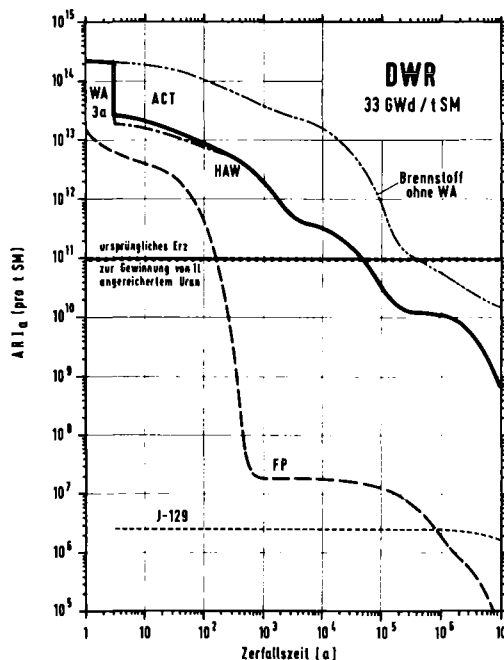


Fig. A1-15 Vergleich der Radiotoxizität von LWR Waste und Natururan
Basis: Jährlicher Radiotoxizitätsindex (ARI_a) für Inhalation (JAZ_a nach StrlSchV)

VERGLEICH DER RADIOTOXIZITÄT VON LWR-WASTE UND NATURURAN

Basis: Hazard measure bzw. Radiotoxizitätsindex für Inhalation berechnet aus den MPC_a für Inhalation gemäß US-CFR (in ORIGEN-73) bzw. den Grenzwerten JAZ_a für Inhalation nach Strahlenschutzverordnung (in KORIGEN-79).

Inhalation hazard measure (pro t SM)

Jährlicher Radiotoxizitätsindex für Inhalation (pro t SM).

Vergleich mit ursprünglichem Natururan zur Gewinnung von 1 t 3.2 % angereichertem Uran.

Vergleich mit ursprünglichem Natururan zur Gewinnung von 1 t 3.2 % angereichertem Uran.

Ergebnis

Die Radiotoxizitätsindizes für Inhalation liegen bei den Actiniden durchweg über den Indizes für Spaltprodukte. Die Werte der FP fallen innerhalb von 600 a um 6 Zehnerpotenzen ab.

Die Kurve der Inhalation hazard measure auf der Basis der MPC_a fällt beim HAW nach ca. 60 000 a auf den Wert des ursprünglichen Erzes ab, bei abgebrannten BE nach ca. $3 \cdot 10^6$ a.

Die Kurve des jährlichen Radiotoxizitätsindex für Inhalation auf der Basis der JAZ_a fällt beim HAW auch nach ca. 60 000 a auf den Wert des ursprünglichen Erzes ab, bei abgebrannten BE nach ca. $4 \cdot 10^5$ a.

Nachteile

Der Vergleich kann nicht unmittelbar auf den Waste von MOX- oder SBR-Brennstoff ausgedehnt werden, da die vergleichbare Natururanmenge deutlich niedriger wäre.

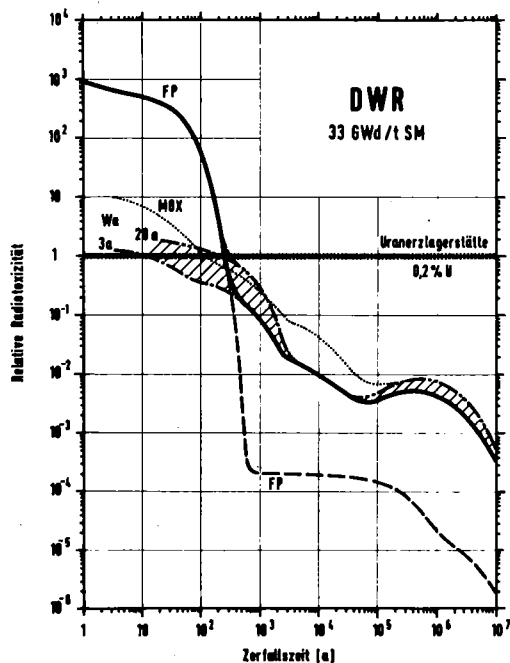


Fig.A1-16 Vergleich der Radiotoxizität von LWR Waste und Natururan
Basis: Endlagerfeld mit 50-50m Bohrlochabstand
(MPC_w nach ORIGEN-73)

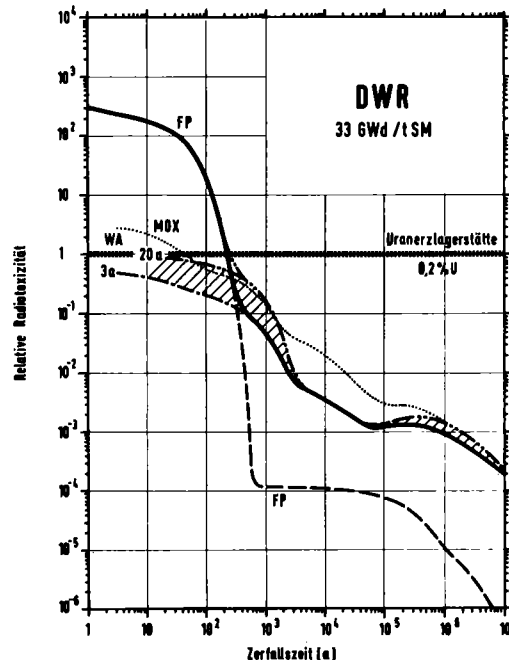


Fig.A1-17 Vergleich der Radiotoxizität von LWR Waste und Natururan
Basis: Endlagerfeld mit 50-50m Bohrlochabstand
(JAZ_w nach StrlSchV)

VERGLEICH DER RADIOTOXIZITÄT VON LWR-WASTE UND NATURURAN

Basis: Relative Radiotoxizität des gesamten Endlagerfeldes im Vergleich zu einer Uranerz-lagerstätte gleicher Schichtdicke.

Relativer Radiotoxizitätsindex berechnet mit MPC_w nach ORIGEN-73

Ergebnis

Die relative Radiotoxizität des gesamten Endlagerfeldes fällt nach dem Zerfall der FP (Sr/Cs) unter das Vergleichsniveau einer Uranerzlagerstätte (0.2 % U) und liegt nach ca. 2000 - 3000 a bereits ca. 1 Größenordnung darunter (auch MOX).

Nachteile

Starker Einfluß des Bohrlochabstandes auf die relative Lage des Vergleichsniveaus.

Die Einbeziehung des löslichen Salzgesteins im Endlagerfeld verglichen mit der Matrix der Uranerzlagerstätte erscheint wenig akzeptabel, obwohl hier nur Aktivitätsinventare verglichen werden.

Relativer Radiotoxizitätsindex berechnet mit JAZ_w nach Strahlenschutzverordnung

Ergebnis

Auf Grund des niedrigeren Grenzwertes für Ra-226 liegt das Vergleichsniveau von Uranerz um den Faktor 2.5 höher.

Der Relative Radiotoxizitätsindex fällt auch für MOX nach ca. 2000 a um mehr als eine Größenordnung unter das Vergleichsniveau.

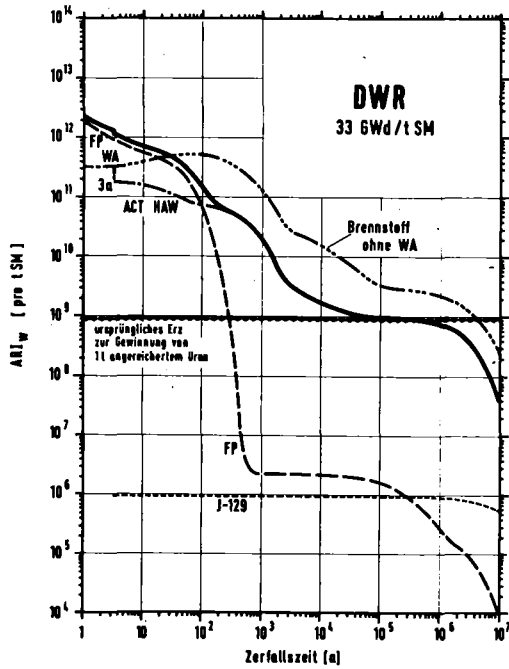


Fig.A1-18 Vergleich der Radiotoxizität von LWR Waste und Natururan
Basis: Jährlicher Radiotoxizitätsindex (ARI_w)
(abgeleitete ALI_w nach ICRP-30)

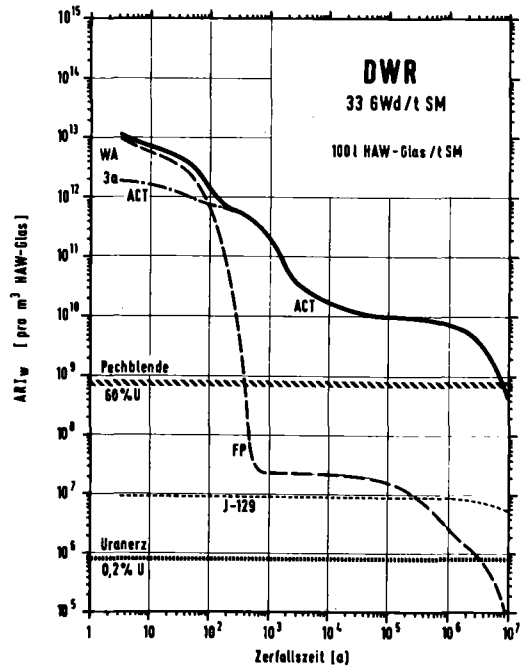


Fig.A1-19 Vergleich der Radiotoxizität von LWR Waste und Natururan
Basis: Jährlicher Radiotoxizitätsindex pro Volumeneinheit
von verglastem HAW (abgeleitete ALI_w nach ICRP-30)

VERGLEICH DER RADIOTOXIZITÄT VON LWR-WASTE UND NATURURAN

Basis: Jährlicher Radiotoxizitätsindex berechnet nach den Annual Limits of Intake (ALI) für Ingestion nach ICRP-30 (jedoch umgerechnet auf Bevölkerungswerte und 30 mrem Konzept).

Jährlicher Radiotoxizitätsindex (pro t SM)

Vergleich mit ursprünglicher Uranerzmenge zur Gewinnung von 1 t 3.2 % angereichertem Uran.

Ergebnis

Der jährliche Radiotoxizitätsindex der Spaltprodukte fällt nach ca. 100 a unter die Kurve der Actiniden, nach ca. 300 a unter den Wert des ursprünglichen Uranerzes. Der Index der Actiniden bzw. des HAW erreicht bei etwa 50 000 a das Niveau des ursprünglichen Erzes, der Index der abgebrannten BE nach ca. $4 \cdot 10^6$ a.

Nachteil

Der Vergleich kann nicht unmittelbar auf den Waste von MOX- oder SBR-Brennstoff ausgedehnt werden, da die vergleichbare Natururanmenge deutlich niedriger wäre.

Jährlicher Radiotoxizitätsindex pro Volumeneinheit.

Vergleich von gleichgroßen Volumina HAW-Glas und Uranmineralien.

Ergebnis

Der jährliche Radiotoxizitätsindex pro Volumeneinheit fällt bei den FP nach ca. 400 a unter den Index für Pechblende, während die Kurve für die Actiniden (bzw. den gesamten HAW) erst nach ca. 10^7 a unter den Wert der Pechblende fällt.

Nachteil

In den Radiotoxizitätsindex pro Volumeneinheit geht das Volumen des Verfestigungsprodukts bzw. des Gebindes ein, was im Vergleich mit anderen Wastearten (z. B. BE) zu berücksichtigen ist.

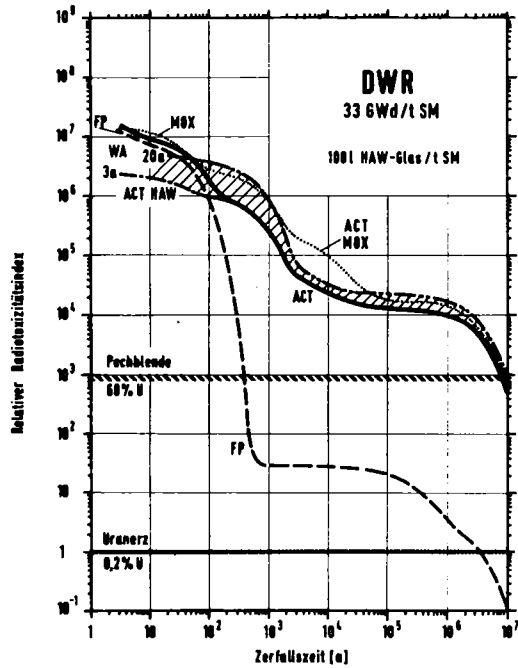


Fig.A1-20 Vergleich der Radiotoxizität von LWR Waste und Natururan
Basis: Relativer Radiotoxizitätsindex pro Volumeneinheit
von verglastem HAW (abgeleitete ALI_w nach ICRP-30)

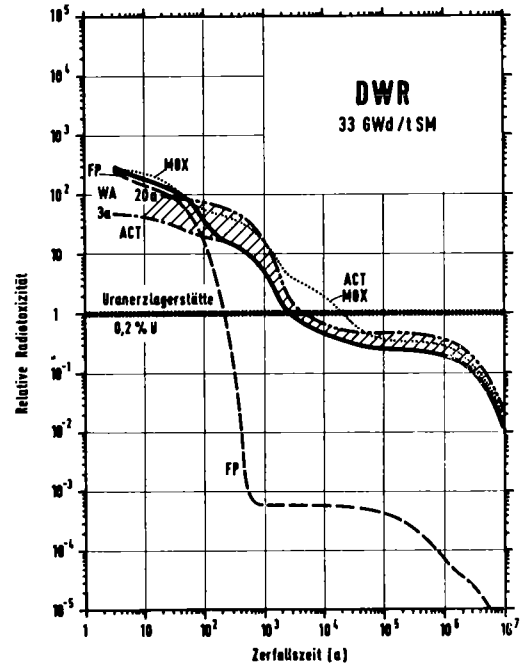


Fig.A1-21 Vergleich der Radiotoxizität von LWR Waste und Natururan
Basis: Endlagerfeld mit 50x50m Bohrlochabstand
(abgeleitete ALI_w nach ICRP-30)

VERGLEICH DER RADIOTOXIZITÄT VON LWR-WASTE UND NATURURAN

Basis: Relativer Radiotoxizitätsindex berechnet nach den Annual Limits of Intake (ALI) für Ingestion nach ICRP-30 (jedoch umgerechnet auf Bevölkerungswerte und 30 mrem Konzept)

Relativer Radiotoxizitätsindex pro Volumeneinheit.

Vergleich von gleichgroßen Volumina HAW-Glas und Uranmineralien.

Ergebnis

Der Relative Radiotoxizitätsindex pro Volumeneinheit fällt bei den Spaltprodukten nach ca. 400 a unter den Index für Pechblende, während die Kurve für die Actiniden (bzw. für den gesamten HAW) erst nach ca. 10^7 a unter den Wert der Pechblende fällt.

Nachteil

In den Relativen Radiotoxizitätsindex geht das Volumen des Verfestigungsprodukts bzw. des Gebindes ein, was im Vergleich mit anderen Wastearten (z. B. BE) zu berücksichtigen ist.

Relative Radiotoxizität

Vergleich des gesamten Endlagerfeldes mit einer Uranerzlagerstätte gleicher Schichtdicke.

Ergebnis

Nur beim Vergleich der Relativen Radiotoxizität des Nuklidinventars des gesamten Lagerfeldes fällt der Index nach ca. 3000 bis 5000 a, bzw. bei MOX nach ca. 20 000 a, unter das Vergleichsniveau der Uranerzlagerstätte (0,2 % U).

Nachteil

Die relative Lage des Vergleichsniveaus der Erzlagerstätte wird stark vom Bohrlochabstand bestimmt.

A1.5 Literaturverzeichnis (Anhang 1)

- /A1/ J.O. BLOMEKE, J.P. NICHOLS, W.C. McCLAIN
"Managing radioactive wastes".
Physics Today (Aug.1973) 36-42
- /A2/ H.O. HAUG
"Anfall, Beseitigung und relative Toxizität langlebiger
Spaltprodukte und Actiniden in den radioaktiven Abfäll-
len der Kernbrennstoffzyklen".
KfK-2022 (1975)
- /A3/ J. HAMSTRA
"Radiotoxic hazard measure for buried solid radioactive
waste".
Nuclear Safety 16 (1975) 180-9
- /A4/ International Commission on Radiological Protection,
Publication No.2 (1959)
- /A5/ Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisie-
rende Strahlen.
(Strahlenschutzverordnung - StrlSchV, vom 13.10.1976)
Bundesgesetzblatt (1976) 2905-95, Anhang IV, Nachtrag
vom 26.1.1977, Bundesgesetzblatt (1977) 185-95
- /A6/ International Commission on Radiological Protection,
Publication No.30 (1980/1)
- /A7/ N. ADAMS, B.W. HUNT, J.A. REISSLAND
"Annual limits of intake of radionuclides for workers".
Report NRPB - R82 (1978)