



DECKBLATT

Projekt	PSP-Element	Obj. Kenn.	Aufgabe	UA	Lfd. Nr.	Rev.
EU 078.2	9K	-	EA	RB	0004	00

Titel der Unterlage:

Vergleich der Toxizität von radioaktiven Abfällen aus dem Kernbrennstoffkreislauf mit der Toxizität von Abfällen, die in konventionellen Kraftwerken entstehen

Seite:

I.

Stand:

Nov. 1985

Ersteller:

GWJ

Textnummer:

Stempelfeld:

PSP-Element TP.....: 9K/21285

zu Plan-Kapitel: 3.9

PL

04.12.86

PL

04.12.86

örden

Diese Unterlage unterliegt samt Inhalt dem Schutz des Urheberrechts sowie der Pflicht zur Vertraulichkeit. Sie darf weder veröffentlicht noch bei Beförderung und Vernichtung und darf vom Empfänger nur auftragsbezogen genutzt, vervielfältigt und Dritten zugänglich gemacht werden. Eine andere Verwendung und Weitergabe bedarf der ausdrücklichen Zustimmung der PTB.

**Vergleich der Toxizität von radioaktiven Abfällen
aus dem Kernbrennstoffkreislauf
mit der Toxizität von Abfällen,
die in konventionellen Kraftwerken entstehen**

von



Aldenhoven, im November 1985

Diese Untersuchung wurde im Auftrag der Physikalisch-Technischen Bundesanstalt in Braunschweig (PTB) durchgeführt. Eine externe Verteilung bedarf der Zustimmung der PTB.

ZUSAMMENFASSUNG

Die erforderliche Sicherheit eines Endlagers für radioaktive Abfälle muß in einer standortspezifischen Sicherheitsanalyse nachgewiesen werden, die dem Gesamtsystem geologische Verhältnisse, Endlagerbergwerk und Abfallgebinde Rechnung trägt. Die Prognostizierung der Lebensbedingungen von Individuen erhält einen mit dem Untersuchungszeitraum zunehmenden spekulativen Charakter, weshalb neben der Berechnungen von Individualdosen und deren Vergleich mit Grenzdosen als Nachweis der Sicherheit für die ferne Zukunft weitere Kriterien für die Beurteilung radioaktiver Abfälle zu entwickeln sind. In den US-Sicherheitskriterien zur Endlagerung radioaktiver Abfälle wird zur Ermittlung des Zeitrahmens für Sicherheitsanalysen ein Risikovergleich mit nicht abgebautem Uranerz zugrundegelegt. Ein anderer Ansatz für einen Risikovergleich stellt der Toxizitätsvergleich zwischen radioaktiven Abfällen aus dem Kernbrennstoffkreislauf und Reststoffen, die in konventionellen Kraftwerken entstehen, dar.

Um für die geplanten Endlager Konrad und Gorleben ergänzende Aussagen über den Zeitrahmen für Sicherheitsanalysen zu erhalten, wird ein Vergleich der Toxizität eines Endlagers für radioaktive Abfälle mit der Toxizität von Reststoffen eines alternativen Energieumwandlungsverfahrens, der Kohleverbrennung, durchgeführt. Als Stoffmenge für die radioaktiven Abfälle werden die kumulierten, nuklidspezifischen, zeitabhängigen Abfallinventare des geplanten Endlagers Gorleben bei direkter Endlagerung bzw. bei Wiederaufarbeitung der bestrahlten Kernbrennstoffe und als Menge der Reststoffe aus Kohlekraftwerken der Anfall an Grobasche, Elektrofilterasche, Gips und Klärschlamm mit der darin enthaltenen Schadstoffkonzentration für ein Steinkohlekraftwerk mit Trockenfeuerung und Rauchgasentschwefelung zugrunde gelegt.

In der Studie wird zu Vergleichszwecken von einer Abfallendlagerung der Reststoffe aus Kohlekraftwerken ausgegangen. Zur Bewertung der Toxizität wird eine Aufnahme der Radionuklide bzw. chemischer Schadstoffe über den Ingestionspfad unterstellt. Für die radioaktiven Abfälle wird neben der Radiotoxizität die chemische Toxizität und bei den Abfällen aus dem Betrieb von Kohlekraftwerken wird neben der chemischen Toxizität die Radiotoxizität betrachtet. Um Radio- und Chemotoxizität vergleichen zu können, werden Gefährdungsindizes definiert, die sich in einem Fall an bestehenden Grenzwerten und in einem zweiten Fall an Letaldosen orientieren. Für den Gefährdungsindex der Summe der Schadstoffe wird unterstellt, daß sich die Gefährdungsindizes der einzelnen Schadstoffe addieren und somit in diesem Sinne synergistisch wirken. Weitere synergistische bzw. antagonistische Effekte bei der Summenwirkung mehrerer toxischer Elemente können im Toxizitätsvergleich nicht berücksichtigt werden, da Forschungsergebnisse für diese Problemstellung nur für wenige Elementkombinationen vorliegen. Da allerdings der Gesamtgefährdungsindex oft nur durch ein oder wenige Elemente bestimmt wird, ist die Addition der einzelnen Gefährdungsindizes ein erster Diskussionsansatz.

Für die Abfälle aus der Kohleverbrennung werden einmal die jeweils restriktivsten Grenzwerte aus verschiedenen Verordnungen und Richtlinien für die Wasserqualität und im zweiten Fall die Grenzwerte für Schwermetall nach der Trinkwasserverordnung gewählt. Der Radiotoxizitätsindex wird auf der Basis der Strahlenschutzverordnung für die Grenzwerte der Jahres-Aktivitätszufuhr der Bevölkerung über Ingestion mit einer Jahresdosis von 0,3 mSv/a (30 mrem/a) abgeleitet. Die Schnittpunkte der Gefährdungsindizes liegen bei Wiederaufarbeitung der bestrahlten Kernbrennstoffe aus dem Kernbrennstoffkreislauf zwischen 2×10^3 und 3×10^4 Jahren und bei direkter Endlagerung zwischen 2×10^4 und 10^6 Jahren. Bei diesem Vergleich ist zu berücksichtigen, daß eine strenge Normierung der Gefährdungsindizes auf gleiches Schadensrisiko nicht existiert und somit gleiche Gefährdungsindizes bei Radio- bzw. Chemotoxizität möglicherweise unterschiedliche Wirkungen beinhalten können.

Aus diesem Grund wird als zweite Vergleichsmöglichkeit der Toxizität von Radionukliden und chemischen Schadstoffen der Bezug auf Letaldosen herangezogen. Aus dem Vergleich der Gefährdungsindizes, bezogen auf die Letaldosis LD₅₀ (Dosis, bei der zu 50 % der Todesfall eintritt) und normiert auf 1 Gwa erzeugte elektrische Energie, für die Abfälle aus dem Kernbrennstoffkreislauf bei direkter Endlagerung (DE) bzw. bei Wiederaufarbeitung (WA) und für die Abfälle aus der Kohleverbrennung als Funktion der Zeit ist zu entnehmen, daß die Gefährdungspotentiale der Abfälle aus dem Kernbrennstoffkreislauf nach 4×10^2 Jahren bei Wiederaufarbeitung bzw. nach 2×10^3 Jahren bei direkter Endlagerung auf das Gefährdungsniveau der Abfälle aus der Steinkohleverbrennung abgefallen sind. Der Hauptbeitrag zum Gefährdungsindex bei den Abfällen aus der Steinkohleverbrennung liefert hierbei das Element Arsen mit mehr als 93 %.

Als Zeithorizonte für Sicherheitsbetrachtungen werden international 10^3 bis 10^5 Jahre diskutiert. Auch das Ergebnis dieses Toxizitätsvergleichs läßt es sinnvoll erscheinen, diesen Zeitrahmen zu wählen. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, daß die Studie Gefährdungspotentiale, nicht tatsächliche Risiken für die Biosphäre, vergleicht.

Inhaltsverzeichnis

	<u>Seite</u>
Zusammenfassung	Z-1
1. Einleitung	1-1
2. Abfälle aus dem Kernbrennstoffkreislauf	2-1
2.1 Zeitabhängiges Aktivitätsinventar des Endlagerbergwerks Gorleben	2-1
2.2 Zeitabhängiges Aktivitätsinventar des Endlagerbergwerks Konrad	2-3
2.3 Chemische Schadstoffe in den nuklearen Endlagern	2-4
3. Reststoffe aus der Kohleverbrennung	3-1
3.1 Auswahl des Steinkohlereferenzkraftwerks	3-2
3.2 Reststoffmengen bei der Steinkohle	3-4
3.3 Schadstoffkonzentrationen der Reststoffe	3-4
3.3.1 Grobasche und Elektrofilterstaub	
3.3.2 Gips	3-5
3.3.3 Klärschlamm	3-6
3.4 Radionuklidgehalte der Reststoffe	3-6
3.5 Chemotoxisches und radiotoxisches Inventar	3-8
4. Beurteilung und Auswahl der Schadstoffe	4-1
4.1 Wirkung und Relevanz der Radionuklide	4-1
4.2 Wirkung und Relevanz der chemischen Schadstoffe	4-2
4.2.1 Natürliches Vorkommen von Metallen	4-2
4.2.2 Toxizität von Metallen beim Menschen	4-2
4.2.3 Kombinationswirkungen von Metallen	4-6
4.2.4 Toxische Wirkungen wesentlicher Metalle auf den Menschen	4-8
4.3 Auswahl der Schadstoffe	4-20
4.3.1 Vergleich der Aktivitätsinventare "Kernenergie/Kohle"	4-20
4.3.2 Vergleich der chemischen Schadstoffmengen "Kernenergie/Kohle"	4-22
4.3.3 Bewertung	4-23

	<u>Seite</u>
5. Möglichkeiten zur Durchführung und Grenzen eines Toxizitätsvergleichs	5-1
5.1 Analogien und Unterschiede zwischen ionisierender Strahlung und chemischen Schadstoffen	5-1
5.2 Toxizitätsvergleichsmöglichkeiten	5-2
5.3 Toxizitätsvergleich eines nuklearen und konventionellen Endlagers	5-5
5.3.1 Festlegung der Gefährdungsindizes	5-5
5.3.2 Anwendung und Diskussion der verschiedenen Varianten	5-9
6. Diskussion und Bewertung	6-1
7. Literatur	7-1
Tabellenverzeichnis	
Abbildungsverzeichnis	
8. Tabellen	8-1
9. Abbildungen	9-1

1. EINLEITUNG

Die erforderliche Sicherheit eines Endlagers für radioaktive Abfälle muß in einer standortspezifischen Sicherheitsanalyse nachgewiesen werden, die dem Gesamtsystem geologische Verhältnisse, Endlagerbergwerk und Abfallgebinde Rechnung trägt. Bedingt durch die spekulativen Charakter von langfristigen Prognosen der Lebensbedingungen und damit der Berechnung der Individualdosis sind für große Zeiträume weitere Kriterien für die Beurteilung radioaktiver Abfälle zu entwickeln. In den US-Sicherheitskriterien zur Endlagerung radioaktiver Abfälle wird zur Ermittlung des Zeitrahmens für Sicherheitsanalysen ein Risikovergleich mit nicht abgebautem Uranerz zugrunde gelegt. Ein anderer Ansatz für einen Risikovergleich stellt der Toxizitätsvergleich zwischen radioaktiven Abfällen aus dem Kernbrennstoffkreislauf und Reststoffen, die in konventionellen Kraftwerken entstehen, dar.

Bedingt durch den radioaktiven Zerfall läßt die radiotoxische Wirkung im Laufe der Zeit nach. Bei chemischen Schadstoffen kann die Wirkungsweise durch langfristige Änderungen der chemischen Verbindung ebenfalls verändert werden, wobei dies wohl eher für organische Substanzen als für anorganische Schadstoffe - z.B. Schwermetalle - gilt.

Die PTB beauftragte mit Schreiben vom 04.09 1985 die G UW mit der Durchführung einer Studie, mit dem Ziel für zwei verschiedene Energieumwandlungsszenarien - Kohleeinsatz oder Kernenergie - die anfallenden Reststoffmengen mit ihren toxischen Substanzen zusammenzustellen, die Wirkungen dieser Substanzen zu diskutieren und einen Toxizitätsvergleich durchzuführen. Da die gemeinsame Wirkungsweise (Synergismen, Antagonismen) und auch das Langzeitverhalten vieler Stoffe weitestgehend unbekannt ist, muß dieser Vergleich unter dem Gesichtspunkt einer Arbeitshypothese gesehen werden. Die Ergebnisse des Toxizitätsvergleichs gelten nur unter den teils stark vereinfachenden Annahmen für diesen Vergleich.

Bei der Durchführung der Studie haben uns die Diskussionen mit den Herren [REDACTED] und [REDACTED] sehr geholfen, denen wir auch für die Überlassung von Literatur danken.

2. ABFÄLLE AUS DEM KERNBRENNSTOFFKREISLAUF

2.1 Zeitabhängiges Aktivitätsinventar des Endlagerbergwerks Gorleben

Für den Standort Gorleben ist ein Endlager für radioaktiven Abfall (einschließlich wärmeentwickelndem Abfall) geplant, das um die Jahrtausendwende in Betrieb genommen werden soll. Der radioaktive Abfall wird in konditionierter Form untertage in einem Salzstock eingelagert. Bis zum Abklingen der Radionuklide wird der Abfall so über lange Zeiträume von der Biosphäre abgeschirmt. Die Eignungsuntersuchung dieses Salzstockes sind z.Zt. noch im Gange.

Im Endlager Gorleben sollen Abfälle aus Kernkraftwerken eingelagert werden, hierunter fallen z.B. Brennelemente und Kerneinbauteile. Für die Art der Konditionierung dieser Abfälle bestehen grundsätzlich zwei Möglichkeiten, nämlich Brennelemente direkt endzulagern oder diese einer Wiederaufarbeitung zuzuführen. Hierbei werden im wesentlichen nur die tatsächlichen Abfallprodukte endgelagert. Da wiederaufgearbeitetes Uran nicht beliebig oft in Leichtwasserreaktoren sinnvoll eingesetzt werden kann, wird die direkte Endlagerung voraussichtlich parallel zur Wiederaufarbeitung betrieben. Für den Toxizitätsvergleich werden die beiden Einlagerungsvarianten im folgenden getrennt betrachtet.

Das geplante Endlager soll die radioaktiven Abfälle, die bei der Stromerzeugung von 2500 Gwa entstehen, aufnehmen können. Dabei wurde zu Beginn der 80er Jahre von einer jährlichen Einlagerung der Abfälle von 50 Gwa über einen Zeitraum von 50 Jahren ausgegangen. Durch den verzögerten Ausbau der Kernenergie in den nachfolgenden Jahren, die u.a. auf einen geringeren Energiezuwachs für die kommenden Jahrzehnte zurückzuführen ist, geht man heute von einer jährlichen Einlagerung von 30 Gwa aus, was zu einer verlängerten Betriebsphase des Endlagers von mehr

als 80 Jahren führt. Ohne Berücksichtigung des unterschiedlichen Platzbedarfes von Reststoffen bei verschiedenen Energieumwandlungsverfahren wird diese Einlagerungskapazität für die betrachteten Szenarien zugrunde gelegt.

Bei der "direkten Endlagerung" werden die abgebrannten Brennelemente unzerlegt in Endlagerbehälter verpackt und im Salzstock endgelagert. Damit wird das in den abgebrannten Brennelementen noch vorhandene Uran und erbrütete Plutonium ebenfalls endgelagert.

Bei einer Lagerkapazität für 2500 Gwa ergibt sich die in Abb. 2-1 dargestellte zeitabhängige Abklingkurve der eingelagerten Radionuklide. Bis ca. 150 Jahre ist der dominierende Aktivitätsanteil auf die Spaltprodukte, im speziellen auf die Nuklide Sr 90/Y 90 und Cs 137/Ba 137 m zurückzuführen. Hiernach sind 10^5 Jahre die wesentlichen Nuklide Pu 239, Pu 240 und Am 241. Nach dieser Zeit ist das Plutonium weitgehend zerfallen und die Aktivität wird durch die Zerfallsreihen des U 238 und des U 233 bestimmt.

Die Aktivität der Strukturmaterialien ist gegenüber den Aktivitäten von Spaltprodukten und Aktiniden vernachlässigbar klein. Die kurzlebigeren Nuklide Co 60 und Ni 63 bestimmen die Aktivität bis ca. 1000 Jahre, über weitere Zeiträume dominiert Ni 59.

Bei der Endlagerung nach einer Wiederaufarbeitung ist aus den abgebrannten Brennelementen das wiederverwertbare Uran und Plutonium bis auf einen Rest von 1 % abgetrennt worden. Wärmeentwickelnder Abfall kann z.B. als Glasmasse in Kokillen vergossen und im Salzstock endgelagert werden. Aus Abb. 2-2 ist die Abklingkurve der eingelagerten Radionuklide zu ersehen. Die Abklingkurve der Spaltprodukte und Strukturmaterialien entspricht der in Abb. 2-1 gezeigten. Bei den Aktiniden ergibt sich ein anderes Abklingverhalten, da Uran und Plutonium bis auf einen geringen Restanteil im Abfall fehlen. Die Aktivität der Aktiniden ist deshalb um ca. 1 Größenordnung kleiner. Bis ca. 250

Jahre wird die Aktivität durch Spaltprodukte (Sr 90/Y 90 und Cs 137/Ba 137 m) bestimmt, danach ist die Aktivität der Aktiniden Np 239, Pu 239, Pu 240, Pu 241, Am 241 bis ca. $2,5 \cdot 10^4$ Jahre dominierend. Durch den weitgehenden Zerfall dieser Nuklide nach dieser Zeit bestimmen bis ca. $5 \cdot 10^6$ Jahre die langlebigen Spaltprodukte Tc 99, Kr 93, Nb 93 m, Nb 94 die Aktivität. Über längere Zeiträume wird die Aktivität von Np 237 und der U 233 Zerfallskette bestimmend.

2.2 Zeitabhängiges Aktivitätsinventar des Endlagerbergwerks Konrad

Das Eisenerzbergwerk Konrad wird aufgrund seiner geologischen Struktur als Endlager für radioaktiven Abfall als eignungshöflich angesehen. Es ist geplant, in Konrad nicht nennenswert wärmeentwickelnden radioaktiven Abfall in konditionierter Form endzulagern. Zur Endlagerung vorgesehen sind radioaktive Abfälle aus:

- Wiederaufarbeitungsanlagen,
- Kernkraftwerken,
- Großforschungseinrichtungen,
- Landessammelstellen,
- Industrie und
- Stilllegung kerntechnischer Anlagen.

Durch die unterschiedliche Herkunft der in Konrad endzulagernden Abfälle läßt sich kein Zusammenhang zwischen erzeugter Energie und Abfallmenge herstellen. Bei den Abfällen für das Endlager Gorleben ist dies möglich, da die Abfälle aus dem Brennstoffkreislauf gegenüber anderen radioaktiven Abfällen überwiegen.

Abb. 2-3 zeigt die Abklingkurve des möglichen Endlagerinventars für das Endlager Konrad. Das Aktivitätsinventar ist deutlich

kleiner als im Endlager Gorleben. Der dominierende Aktivitätsanteil geht bis ca. 100 Jahre von den Spaltprodukten aus. Hauptaktivitätsträger innerhalb dieser Zeit sind die Nuklide Tc 99, Cs 137/Ba 137 m, Sr 90/Y 90, danach dominiert nur noch das Nuklid Tc 99.

Die Aktinidenaktivität ist in den ersten 1000 Jahren auf den Zerfall der Plutoniumnuklide zurückzuführen. Nach ca. $5 \cdot 10^4$ Jahren hat sich das Nuklid U 233 infolge der Pu 241 Zerfallskette soweit aufgebaut, daß ein Aktivitätsanstieg durch den Zerfall von U 233 und seiner Tochternuklide zu verzeichnen ist. Nach 10^6 Jahren ist die Aktivität des Enlagers im wesentlichen nur noch auf diese Nuklide zurückzuführen.

Wie im Endlager Gorleben sind auch bei den in Konrad endzulagernden Abfällen die Strukturmaterialien von untergeordneter Bedeutung. In den ersten 10 Jahren dominiert das Nuklid Co 60, wird dann bis ca. 400 Jahre von dem Nuklid Ni 63 abgelöst, in der nachfolgenden Zeit dominiert Ni 59. In Abb. 2-4 sind zum Vergleich die Gesamtinventare gegenübergestellt.

2.3 Chemische Schadstoffe in den nuklearen Endlagern

In den nuklearen Endlagern liegen neben dem radioaktivem Inventar auch chemische Schadstoffe vor. Zum einen entstehen durch den radioaktiven Zerfall im Laufe der Zeit stabile Isotope wie z.B. Ba 135/137, Bi 209 und Pb 206/207/208 und zum anderen werden mit den Abfallbehältern größere Mengen an chemischen Schadstoffen wie Blei, Chrom und Nickel eingelagert.

Die durch den radioaktiven Zerfall sich bildenden stabilen Elementmengen sind gering. In Tab. 2-1 sind diese Mengen für eine Abklingzeit von 10^7 Jahre zusammengestellt.

Die mit den Abfallbehältern eingebrachten chemischen Schadstoffe hingegen stellen beachtliche nicht vernachlässigbare Mengen dar (Tab. 2-2).

3. RESTSTOFFE AUS DER KOHLEVERBRENNUNG

Durch die Verbrennung von Braun- und Steinkohle zur Energieumwandlung entstehen größere Mengen von Reststoffen. Zu den Reststoffen gehören:

- die Grobasche und
- Elektrofilterstäube

und mit dem zunehmenden Einsatz von Rauchgasentschwefelungsanlagen (REA) mehr und mehr

- Gips,
- Filterschlamm und
- Abwässer.

Die Elektrofilterschlämme machen von allen Reststoffen den größten Anteil aus. Bei der Kohleverbrennung fallen in der Bundesrepublik Deutschland jährlich 9,5 Mio.Mg Filterstäube an. Aus den rheinischen Braunkohlekraftwerken stammen etwa 7 Mio.Mg Asche /Wi 85/, welche in ausgekohlten Tagebauten oder zusammen mit dem Abraum deponiert werden. Die restlichen 2,5 Mio.Mg Filterstäube sind Rückstände aus der Verbrennung von Steinkohle, die gegenwärtig, sofern sie nicht nach dem Wiederverwendungsgebot einsetzbar sind, in oberirdischen Deponien gelagert werden /Be 84/, /He 85/. Für 1990 wird nach /Be 84/ eine jährlich anfallende Flugaschenmenge von 3,2 bis 3,8 Mio.Mg prognostiziert.

Gegenüber den Braunkohlefilterstäuben enthalten die Steinkohlestäube höhere Anteile an toxischen Metallen. Vor allem Elemente wie Pb, Cd, As, Tl und Bi sind in den Steinkohlefilterstäuben um das zehnbis hundertfache gegenüber der mittleren Zusammensetzung natürlicher Tonschiefer und Böden angereichert /He 84/.

Mit der Entschwefelung der Rauchgase entsteht zusätzlich als Reststoff Gips. Dieser wird bei dem Kalkwaschverfahren produziert, das sich als Verfahren durchgesetzt hat. Nach der Zusammenstellung der VGB /Kr 85/ arbeiten von 21 Anlagen in der Bundesrepublik Deutschland 20 mit dem Kalkwaschverfahren und 1 mit Ammoniakwäsche. Ab etwa 1995 ist jährlich mit dem Anfall von ca. 3 bis 3,5 Mio.Mg Rauchgasgips aus Steinkohle-Kraftwerken zu rechnen /Ha 85/.

3.1 Auswahl des Steinkohlereferenzkraftwerks

Im Auftrag der Kommission der Europäischen Gemeinschaften wurden für das Steinkohlekraftwerk Scholven F von der VEBA-Kraftwerke Ruhr AG umfangreiche Messungen und Analysen zur Schwermetallabscheidung durchgeführt. Die Mengen- und Schwermetallbilanz erstreckt sich, angefangen bei der eingesetzten Kohle, über die Grobasche und Elektrofilterstäube bis hin zu den Reststoffen aus der Rauchgasentschwefelungsanlage, die nach dem Kalkwaschverfahren arbeitet.

Das Kraftwerk Scholven F mit einer elektrischen Leistung von 740 MW repräsentiert ein modernes Steinkohlekraftwerk mit Trockenfeuerung und Rauchgasentschwefelungsanlage.

Ab Mitte der 70er Jahre wurden in der Bundesrepublik Deutschland mit einer Ausnahme nur noch Steinkohlekraftwerke mit Trockenfeuerung gebaut, in denen schwefelarme Kohlen verfeuert werden /He 84/. Bei der Trockenfeuerung fällt im Kessel die Grobasche an, der Elektrofilterstaub wird an den Filtern abgetragen. Ein anderes Feuerungsverfahren ist die Schmelzfeuerung. Nach diesem mit höheren Temperaturen arbeitendem Verfahren werden balastreiche Kohlen verfeuert, wobei die Elektrofilterstäube in den Kessel zurückgeführt werden. Die Asche wird zum Schmelzen gebracht und verläßt als grobkörniges Granulat durch Abschrecken im Wasserbad die Kesselanlage.

Unter Berücksichtigung der derzeitigen und zukünftigen Entwicklung wird in dieser Untersuchung zur Extrapolation der Schadstoffmengen in Reststoffen aus der Verfeuerung von Steinkohle das Kraftwerk Scholven F zugrundegelegt, wobei Mengen- und Schadstoffbilanz in /VGB 84/ detailliert beschrieben werden.

In Tab. 3-1 sind die wesentlichen Daten wie Leistung, Brennstoffverbrauch, Ascheanteil und Reststoffmengen für das Kraftwerk zusammengestellt. Bei einem Brennstoffverbrauch von 235 Mg/h wurde der Ascheanteil mit 10 %, also 23,5 Mg/h, als Durchschnittswert festgelegt.

3.2 Reststoffmengen bei der Steinkohle

In Tab. 3-1 sind die stündlich anfallenden Reststoffmengen für das 740 MW-Kraftwerk Scholven F bereits aufgeführt. Abb. 3-1 zeigt den Aschefluß. 10 % der Asche fallen als Grobasche im Kessel und 90 % als Staub in den 4 Reinigungsstufen der Elektrofilter an. Abb. 3-2 zeigt das Verfahrensschema der Rauchgasentschwefelungsanlage, in der als Reststoffe zusätzlich Rauchgasgips, gereinigte Abwässer und Filterschlamm anfallen.

Zur Extrapolation der Reststoffmengen auf eine erzeugte elektrische Energie von 1 GWh wird von folgenden Randbedingungen ausgegangen:

- Das Kraftwerk arbeitet im Vollastbetrieb mit einem theoretischen Lastfaktor von 1 (8760 Betriebsstunden im Jahr).
- Die Rauchgasentschwefelungsanlage ist mit 4 baugleichen Bahnen so erweitert, daß alle Rauchgase gereinigt werden und damit der Abgabewert von 400 mg/m^3 für Schwefeldioxid eingehalten werden kann.
- Das Kraftwerk und die Reinigungsanlage arbeiten bestimmungsgemäß.

Unter diesen Voraussetzungen ergeben sich die in Tab. 3-2 aufgelisteten Reststoffmengen. Die Elektrofilterasche mit 250.400 Mg pro Gwa machen 60 % der gesamten festen Rückstände aus.

Die gereinigten Abwässer werden nicht weiter berücksichtigt, da der Schadstoffanteil nach der Abwasserbehandlung vernachlässigt werden kann.

3.3 Schadstoffkonzentrationen der Reststoffe

3.3.1 Grobasche und Elektrofilterstaub

Kohle enthält von Natur aus Schadstoffe, zumeist Schwermetalle im Spurenbereich. Sie kommen sowohl in der organischen Kohlesubstanz (Pflanzenasche) als auch in den Kohlemineralen vor. Bei der Verbrennung der Kohle im Kessel werden in der Brennkammer bei Temperaturen über 1.400 °C flüchtige Elemente bzw. ihre Verbindungen verdampft, niedrigflüchtige Stoffe bilden unmittelbar einen Bestandteil der anorganischen Aschesubstanz. Bei einem trocken entaschten Kessel verlassen durchschnittlich 90 % der gesamten Asche den Kessel zusammen mit dem Rauchgas und werden bis auf einen geringen Restgehalt im Elektrofilter abgeschieden. Die restlichen 10 % Asche fallen im Brennkammertrichter als Grobasche an und werden von dort kontinuierlich ausgelesen.

Die in der Brennkammer verdampften Verbindungen können bei der Abkühlung des Rauchgases kondensieren und finden sich dann überwiegend im feinkörnigen Anteil der Flugasche wieder. Solche Elemente sind also in den feinen Kornfraktionen der Flugasche (10 um) stark angereichert. Da das Elektrofilter die groben Staubfraktionen wirksamer abscheidet als die feinen, weisen Reingasstäube, die hinter Elektrofilter aufgefangen werden, ei-

ne höhere Konzentration dieser Elemente auf als die große Menge der abgeschiedenen Flugasche. Die Qualität der Elektrofilterasche aus der letzten Stufe ähnelt bereits stark dem Reingasstaub, da die Hauptmenge der gesamten Flugasche mit den groben Kornanteilen im vorderen Teil des Elektrofilters abgeschieden wird.

In Tab. 3-3 sind die mittleren Konzentrationen, im wesentlichen der Schwermetalle in der Grobasche und Elektrofilterasche gegenübergestellt.

Ausgehend von mittleren Konzentrationen enthält die Elektrofilterasche je nach Schadstoff 2 bis 5 mal höhere Anteile als die Grobasche. Die Konzentrationen im Staub reichen bis zu 465 mg/kg für Zink. Blei ist mit 267 mg/kg und Cadmium mit 2 mg/kg enthalten.

3.3.2 Gips

Als Folge der niedrigen Staubkonzentrationen im Rauchgas ist auch der Eintrag von Schadstoffen, die Bestandteil des Reingasstaubes sind, in den Vorwärmern der Entschwefelungsanlage gering.

Die Schadstoffkonzentrationen im Gips sind gleichfalls in Tab. 3-3 aufgelistet, wobei ein Großteil der Schadstoffe erst durch das Weißkalkhydrat in die Entschwefelungsanlage eingebracht wird. Ebenso wie im Weißkalkhydrat liegen Zink und Blei mit durchschnittlich 14 mg/kg (Zn) und 6 mg/kg (Pb) in den relativ höchsten Konzentrationen vor. Alle anderen Elemente kommen im Konzentrationsbereich unter 1 mg/kg vor. Ausschlaggebend für diese niedrigen Konzentrationen sind die Löslichkeiten der Metalle in der wässrigen Phase und die Separation von Gips und flockigen Feststoffen im Eindicker, die zur Kläranlage gelangen.

Untersuchungen in /VGB 84/ zeigen, daß nur Quecksilber und Selen eindeutig aus dem Rauchgas stammen; die Herkunft aller anderen Elemente ist fast ausschließlich das Weißkalkhydrat.

3.3.3 Klärschlamm

Die in die Kläranlage eingetragenen Schadstofffrachten stammen aus dem Abwasser und aus der für die Neutralisation und Schlammkonditionierung verwendeten Kalkmilch. Der Austrag der Schadstoffe erfolgt mit dem Filterschlamm. Ziel der Abwasseraufbereitung ist es unter anderem, die Emission mit dem aufbereiteten Abwasser zu verringern.

Die im Filterschlamm mit höchster Konzentration enthaltenen Schadstoffe sind Zink, Selen und Blei mit 256 mg/kg (Zn), 116 mg/kg (Se) und 68 mg/kg (Pb). Zink und Blei werden im gleichen Verhältnis zueinander angetroffen, in dem sie auch im Weißkalkhydrat vorliegen. Selen und Quecksilber treten als einzige Elemente hervor, deren Herkunft fast ausschließlich das Rauchgas ist.

Die mittleren Konzentrationen der Schadstoffe im Filterschlamm sind in Tab. 3-3 aufgelistet.

3.4 Radionuklidgehalte der Reststoffe

Reststoffe der Stein- und Braunkohle enthalten neben chemischen Schadstoffen eine Reihe natürlich vorkommender Radionuklide, wie K 40 und Radionuklide der Uran-Radiumreihe und der Thoriumreihe, die in verschiedenen Untersuchungen betrachtet worden sind. Im folgenden wird /TÜV 80/ herangezogen, in dem aerosolgebundene radioaktive Emissionen aus konventionellen Kraftwerken untersucht werden.

An zwei modernen Großkraftwerken wurden für die Brennstoffe Steinkohle (Ruhrrevier) und Rheinische Braunkohle jeweils über mehrere Tage an verschiedenen Stellen des gesamten Brennstoff- bzw. Aschekreislaufes einschließlich des freigesetzten Abgases Proben entnommen und analysiert.

Die Untersuchungen haben gezeigt, daß die in der Kohle enthaltenen natürlichen Nuklide im Feuerraum ähnlich wie andere Elemente bzw. Oxide verdampfen oder sublimieren, um sich dann auf dem weiteren Rauchgasweg über den Entstauber bis zum Reingas hin wieder an die partikel- bzw. aerosolförmigen Stäube anzulagern. Besonders ausgeprägt sind Anreicherungsphänomene für die Nuklide Pb 210 und Po 210 bei Verfeuerung von Steinkohle aus dem Ruhrrevier. Speziell diese beiden leichtflüchtigen Nuklide lagern sich verstärkt an Staubpartikeln mit hoher Oberfläche an, wie es besonders im Bereich feinsten Partikel gegeben ist.

Die in einem mit Rheinischer Braunkohle befeuerten Kraftwerk gemessenen Radionuklidemissionen sind im Mittel um rund eine Größenordnung (Faktor 4 bis 20) niedriger als beim untersuchten Steinkohlekraftwerk.

In Tab. 3-4 sind für ein Steinkohlekraftwerk mit Schmelzfeuerung die mittleren Radionuklidgehalte für Kohle, Granulat und Stäube angegeben /TÜV 80/. Eine deutliche Anreicherung findet in den verschiedenen Stufen der Elektrofilter statt. Der Anreicherungsgrad zwischen Kohle und dem Vorreinigungsstaub - der die Hauptmenge des Reststoffes Staub darstellt - liegt zwischen 5 und 50.

Radionuklid-Konzentrationen in den Reststoffen Gips und Filterschlamm wurden bislang nicht ermittelt. Es ist anzunehmen, daß mit zunehmendem Radionuklidgehalt in den Reinigungsstufen der Elektrofilter auch in diese Reststoffe durch Auswaschen ein Anteil dieser Radionuklide gelangt. Aufgrund fehlenden Datenmaterials können sie allerdings nicht berücksichtigt werden.

3.5 Chemotoxisches und radiotoxisches Inventar

Unter Verwendung der durchschnittlichen Schadstoff-Konzentrationen der Reststoffe (s. Tab. 3-3) ergeben sich die in Tab. 3-5 auf eine erzeugte elektrische Energie von 1 Gwa normierten kumulierten Schadstoffmengen. In der letzten Spalte ist der Summenwert für jedes Element angegeben.

Mit der Erzeugung von 1 Gwa elektrischer Energie in modernen Steinkohlekraftwerken fallen insgesamt 414.600 Mg Reststoffe an. In dieser Menge sind die Schadstoffe als Spurenelemente enthalten. Die größten Mengen stellen Vanadium, Nickel, Zink, Kupfer, Chrom und Blei mit 142 Mg (V), 124 Mg (Ni), 98 Mg (Zn), 86 Mg (Cu), 75 Mg (Cr), 72 Mg (Pb) dar. Die neben Blei bekanntermaßen stark chemotoxischen Elemente wie Arsen, Cadmium, Quecksilber, Selen, Tellur, Beryllium sind nur in geringem Maße in den Reststoffen vertreten.

In Abb. 3-1 ist zu erkennen, daß bereits in der ersten Stufe des Elektrofilters die größte Menge an Flugstaub abgeschieden wird. Zur Ermittlung des radioaktiven Inventars des Reststoffes Elektrofilterstaub werden die mittleren Nuklidgehalte des Vorreinigungsstaubes zugrundegelegt (s. Abb. 3-4).

Die nur für die Schmelzfeuerung vorliegenden Radionuklidgehalte werden auf die Trockenfeuerung übertragen und aus den ermittelten Reststoffmengen das radioaktive Inventar bestimmt.

In Tab. 3-6 ist das radioaktive Inventar für

- 27.800 Mg/Gwa Grobasche und
- 250.400 Mg/Gwa Elektrofilterstaub

für die wesentlichen Radionuklide auf 1 Gwa normiert angegeben.

Das radioaktive Inventar der Grobasche ist je Nuklid um minde-

stens eine Größenordnung geringer gegenüber dem Inventar der Elektrofilterasche.

In der Elektrofilterasche bestimmen die Nuklide Po 210 mit $3,6 \cdot 10^{11}$ Bq/GWa, Pb 210 mit $3,5 \cdot 10^{11}$ Bq/GWa und K 40 mit $2,0 \cdot 10^{11}$ Bq/GWa das Gesamtinventar.

4. BEURTEILUNG UND AUSWAHL DER SCHADSTOFFE

4.1 Wirkung und Relevanz der Radionuklide

Alle ionisierenden Strahlen bewirken, unabhängig von der Art ihrer Herkunft, die gleiche Art von primären physikalischen Prozessen wie Ionisation und Anregung von Atomen und Molekülen. Von diesen können biologische Wirkungen ausgehen. Auch die Kernumwandlung von radioaktiven Stoffen und die damit u.U. verbundenen atomaren Ladungsänderungen (u.a. Augereffekt) oder Änderungen der chemischen Eigenschaften (z.B. Transmutation) können zu biologischen Wirkungen führen.

Zwischen den verschiedenen Strahlenarten und Expositionsbedingungen können bei gleicher Energiedosis Unterschiede in der relativen zeitlichen und räumlichen Verteilung der primären biophysikalischen Prozesse bei der Absorption der Strahlenenergie bestehen, die Einfluß auf die Wirksamkeit der Bestrahlung haben können. Wenn jedoch im gleichen Objekt bei gleicher Energiedosis die relative zeitliche und räumliche Verteilung der primären biophysikalischen Prozesse gleich ist, ist auch ihre biologische Wirksamkeit gleich.

Bei der Bestrahlung eines Körperorgans mit einer bestimmten mittleren Dosis kommen Unterschiede in der relativen zeitlichen und räumlichen Verteilung der Primärereignisse zustande

- a) durch unterschiedliche Strahlenarten oder -energien,
- b) durch unterschiedliche Verteilung radioaktiver Stoffe in einem Organ oder Gewebe.

Diese Unterschiede zwischen verschiedenen Strahlenexpositionen bei gleicher Energiedosis werden bei der Berechnung der Äquivalentdosis durch Bewertungsfaktoren berücksichtigt, die für die im Strahlenschutz in Betracht kommenden niedrigen Dosen und Do-

sisleistungen international einheitlich festgelegt sind. Äquivalentdosen einzelner Organe können deshalb für verschiedene Strahlenarten summiert werden, das gleiche gilt für effektive Äquivalentdosen.

4.2 Wirkung und Relevanz der chemischen Schadstoffe

Die in diesem Kapitel zusammengefaßten Informationen zur chemischen Toxizität von Metallen stammen aus /Me 84/. Sie dienen dem allgemeinen Verständnis des in dieser Untersuchung durchzuführenden Toxizitätsvergleichs und sind in Kurzform wiedergegeben.

4.2.1 Natürliche Vorkommen von Metallen

Aus /Me 84/ sind in Tab. 4-1 die mittleren Gehalte von 25 Elementen in der Erdkruste und deren häufigsten Gesteinen zusammengestellt. Tonsteine enthalten beispielsweise 10 ppm As, 0,5 ppm Se, 0,13 ppm Cd, 2,5 ppm Sn, 0,45 ppm Hg und 22 ppm Pb.

4.2.2 Toxizität von Metallen beim Menschen

Akute Toxizität

Die akute toxische Wirkung von Metallen ist nicht als isoliertes Phänomen zu sehen, sondern als eine Komponente des kompletten Wirkungsspektrums bzw. der Dosis-Wirkungsbeziehung eines Metalls in einem lebenden biologischen System. Aus Abb. 4-1 am Beispiel eines essentiellen Metalls erkennt man, daß sowohl ein Mangel als auch eine zu hohe Aufnahme des Metalls zu Krankheit und Tod führen können. Trotz dieser fließenden Übergänge fällt in der Praxis die akute Giftwirkung, ausgelöst durch die Aufnahme einer einmaligen hohen Dosis, besonders auf. Die Symptome setzen sehr plötzlich ein und sind sehr stark ausgeprägt. Ge-

lingt es nicht, das Gift rasch unwirksam zu machen oder zu entfernen, kommt es meist zu irreversiblen Organ- und Systemveränderungen, die tödlich wirken können. Die meisten akuten Metallvergiftungen sind wohl die Folge von Selbstmordversuchen.

Die Toxizität einer Verbindung kann durch die LD₅₀ charakterisiert werden, d.h. die Dosis, die die Hälfte einer Population tötet.

Chronische Toxizität

Unter chronischer Toxizität ist das Vermögen eines Schadstoffes zu verstehen, bei wiederholter Aufnahme kleiner (nicht akut toxischer) Dosen über längere Zeit (Monate, Jahre) schädliche Wirkungen in Organismen hervorzurufen.

Chronische Vergiftungen können entweder durch Anreicherung eines Schadstoffes (oder eines toxischen Metaboliten) im Organismus oder durch Summierung toxischer Einzelereignisse im Zielorgan auch ohne Stoffakkumulation entstehen (Wirkungskumulation). Die wiederholte Aufnahme kleiner, nicht akut toxischer Dosen ist bei Umweltschadstoffen und bei vielen gesundheits-schädlichen Arbeitsstoffen die Regel. Sie können ebenfalls zu irreversiblen Schäden und zum Tod führen.

Die Symptome der akuten und der chronischen Metallvergiftungen können völlig unterschiedlich sein.

Die Toxizität beeinflussende Faktoren

Für die Toxizität eines Metalles oder seiner Verbindungen sind der elektrochemische Charakter und die Löslichkeit von Bedeutung. Einfluß kann ferner die Oxydationsstufe haben. Für die definitive Giftigkeit sind weiter die folgenden Faktoren von Bedeutung:

- a) Das Ausmaß der Resorption aus dem Magen-Darmtrakt bzw. im Respirationstrakt.
- b) Die Partikelgröße des Metalls oder seiner Verbindungen (besonders wichtig für die Inhalationstoxizität).
- c) Die Verteilung mit dem Blut auf die verschiedenen Organe.
- d) Das Ausmaß und der Weg der Exkretion sowie deren Beeinflussung durch Metabolisierung und Entgiftungsvorgänge.
- e) Die Ablagerung in den Zellen in Form unschädlicher Partikeln.
- f) Die Effizienz der Mechanismen, die Absorption, Ausscheidung, Verteilung und Retention des toxischen Metalles oder seiner Verbindungen kontrollieren.
- g) Die Metallkonzentration in den Organen; diese wiederum beeinflusst die physikalische Form, in der das Metall vorliegt (als Ion, kolloidal, hydratisiert).
- h) Der Einfluß des pH-Wertes der Körperflüssigkeiten und Organe auf die Hydrolyse von Schwermetallsalzen sowie die Löslichkeit, Reaktivität und Toxizität der Hydrolyseprodukte.
- i) Die Fähigkeit der Metalle, mit Liganden biologischer Makromoleküle und anderen Gewebekomponenten Chelate zu bilden, sowie die Stabilität dieser Chelate.
- j) Die Fähigkeit des toxischen Metalls, mit anderen Metallen zu reagieren, oder essentielle Metalle zu verdrängen bzw. zu aktivieren.
- k) Die Möglichkeit anderer Metalle oder körpereigener Verbindungen, die Toxizität eines Metalls zu potenzieren oder zu reduzieren.

Mutagenität, Karzinogenität, Teratogenität

Neben der akuten und chronischen Toxizität von Metallen sind von einigen Metallen bzw. Metallverbindungen auch mutagene, karzinogene und teratogene Wirkungen bekannt geworden.

Die Veränderung der genetischen Information durch Umwelttoxine ist heute ein wichtiger Aspekt moderner Umweltforschung. Bei Erbgutveränderungen (Mutationen) handelt es sich um Ereignisse, deren Auswirkungen für den Einzelnen, aber auch für die Gesamtpopulation, von großer Tragweite sind. Aus der Reaktion von Chemikalien mit Nukleinsäuren, den Trägern der Erbinformation, ergeben sich über komplexe und z.T. noch nicht restlos aufgeklärte Wirkungsmechanismen Folgen unterschiedlicher Art: Neben letalen Schädigungen können sog. Punkt- oder Gen-Mutationen wie auch Chromosomen-Mutationen hervorgerufen werden, die alle zu mehr oder weniger ausgeprägten Veränderungen des Phänotyps führen können. Auch chromosomale Zellaberrationen (Genom-Mutationen), die meist über Störungen des Zellteilungsablaufes entstehen, können durch chemische Mutagene ausgelöst werden.

Im Gegensatz zu anderen Umweltchemikalien sind viele Metalle essentielle Bestandteile lebenswichtiger Moleküle. In der "falschen" Konzentration oder am "falschen Platz" können sie jedoch zu schwerwiegenden Folgen für die betroffene Zelle oder das betroffene Individuum führen. Dies gilt besonders für den Bereich der Erbinformation.

Die Induktion von Mutationen in somatischen Zellen kann eine maligne Entartung einleiten und stellt damit die Beziehung zur Karzinogenese her. Von der genetischen Schädigung dagegen weitgehend unabhängig ist die Mißbildungsinduktion nach Einwirkung exogener Noxen auf Embryo und Föten in utero (Teratogenität).

Die Diskussion einer mutagenen, karzinogenen und teratogenen Wirkung von Metallen und ihren Verbindungen muß grundsätzlich die Toxizität mit einbeziehen. Nur für sehr wenige Metalle

(Chrom, Arsen, Quecksilber sowie einige Schwermetall-Kombinationen) kann eine Mutagenität beim Menschen angenommen werden, die in den meisten Fällen durch die Toxizität übertroffen werden dürfte. Hinsichtlich der Karzinogenität beruflicher Exposition liegen dagegen etwas klarere epidemiologische Daten vor, aufgrund derer mit einer karzinogenen Wirksamkeit vor allem für Arsen, Beryllium, Cadmium, Chrom und Nickel in gewissen Oxidationsstufen zu rechnen ist. Zweifellos bietet dagegen der bisher nur wenig erforschte Bereich der Wechselwirkungen hinsichtlich co-mutagener, co-karzinogener und co-teratogener Aktivität noch viele offene Probleme, die einer gründlichen Klärung bedürfen.

4.2.3 Kombinationswirkungen von Metallen

Kombinationswirkungen von Metallen sind für Pflanzen, Tiere und Menschen bekannt. Sichtbare Wechselwirkungen treten auf, wenn eine Metallkomponente überhöht ist oder dem Organismus eine vom biogeochemischen Gleichgewicht veränderte Metallzusammensetzung angeboten wird. Aus Tierversuchen sind zahlreiche Kombinationswirkungen von ingestiv aufgenommenen Metallgaben bekannt.

Vereinfachte, summarische Übersicht

	Ca	Cu	Zn	Mo	Fe	As	Se	Cr	Mn	Pb	Cd
Blei	-	-	-		-			-			+
Cadmium	-	-	-		-		-		-	+	
Quecksilber		-	-			o	-				o
Kupfer			-	-	-						-
Zink		-									-
Arsen							-			-	o
Selen						-					
Molybdän		-									
Eisen									-		

- abschwächende Wirkung;

+ verstärkende Wirkung;

o kein Effekt sichtbar

Antagonistische Wechselwirkungen

Die Wechselwirkungen der Metalle können sowohl antagonistisch als auch synergistisch sein. Die antagonistischen Wirkungen bei ingestiver Aufnahme beziehen sich vorwiegend auf das Zusammenwirken von toxischen Metallen wie Blei, Cadmium, Quecksilber, Arsen mit essentiellen Spurenmetallen. Bei akutem Mangel an essentiellen Metallen werden an deren Stelle verstärkt toxische Metalle an die metabolischen Prozesse eingebaut. Bei ausreichender Versorgung mit essentiellen Spurenelementen wirken sich gewisse toxische Eigenschaften von Metallbelastungen nicht oder weniger aus. Auch toxische Metalle können in entsprechenden Dosen verabreicht antagonistische Wirkung zeigen, z.B. Cadmium bei Kupfervergiftungen. Drei verschiedene Wege der antagonistischen Wirkungen können beobachtet werden:

- a) Verringerung der Absorption toxischer Metalle durch Bildung von biologisch nicht verfügbaren Komplexen.
Beispiel: Bildung des Arsen-Selen-Komplexes.
- b) Abbau und Ausscheidung bereits vorhandener Depots toxischer Metalle wird beschleunigt.
Beispiel: Abbau von Arsen bei Selen-Gaben.
- c) Verminderung der toxischen Wirkung im Organismus.
Beispiel: Trotz verstärkter Bleiretention bei Zinküberschuß wird die Toxizität des Bleies vermindert.

Synergistische Wechselwirkungen

Synergistische Wirkungen, d.h. verstärkte Wirkung des Gemisches zweier oder mehrerer Metalle im Vergleich zu den Einzelkomponenten, werden für Blei und Cadmium beobachtet. Die Kombination beider Metalle zeigt stark teratogene Effekte. Eine synergistische Wirkung ist auch für die gemeinsame Aufnahme von Molybdän und Sulfat bekannt. Die Bildung einer unlöslichen Kupfer-Schwefel-Molybdän-Verbindung führt zu akutem Kupfermangel.

Langzeitgefahren - Krebs

Auf eine Langzeitgefahr durch kanzerogene Wirkung von Metallen wird heute schon hingewiesen. Spezielle Untersuchungen des Trinkwassers haben ergeben, daß heute komplexe Mischungen von Metallen wie Beryllium, Arsen, Chrom, Selen enthalten sind, die im Verdacht stehen, kanzerogen zu wirken. Es konnten bereits signifikante Korrelationen zwischen dem Auftreten bestimmter Krebserkrankungen und dem Schwermetallgehalt im Trinkwasser aufgezeigt werden. Hier steht der Mensch einer Gefahr gegenüber, die in ihrer ganzen Tragweite noch nicht erkannt ist.

Wechselwirkungen umweltrelevanter Metalle und speziell die Wirkung auf den menschlichen Organismus sind heute nur ungenügend bekannt. Die Erforschung dieses Problems kommt in den nächsten Jahren besondere Bedeutung zu, da eine starke Gefährdung der Gesundheit von den Schwermetallen ausgehen kann.

4.2.4 Toxische Wirkungen wesentlicher Metalle auf den Menschen

As (Arsen)

Die Toxikologie des Arsens ist aufgrund seines allgegenwärtigen Auftretens sowohl am Arbeitsplatz als auch in der Umwelt von großer Bedeutung.

Man muß dabei zwischen den verschiedenen Oxidationsstufen dieses Metalloids und deren Eigenschaften unterscheiden. Dreiwertiges Arsen ist besonders toxisch und verursacht Hautkrebs. Arsen ist wahrscheinlich auch co-karzinogen, mutagen und teratogen. Beim Erhitzen an der Luft verbrennt Arsen zu Arsenoxid(en). Arsen tritt in der Natur am häufigsten als Sulfid auf. Metallisches Arsen ist nahezu ungiftig. Heute vermutet man, daß Arsen ein essentielles Spurenelement unserer Nahrung ist. Erstaunlich ist der Antagonismus zwischen Arsen und Selen,

die zusammen viel weniger toxisch sind als einzeln. Akute Arsen-Vergiftungen treten nur selten auf. Die LD50 von Arsen-tri-oxid, Arsenpentoxid, Kaliumarsenit und Natriumarsenat liegt für den Menschen bei 0,15 bis 0,3 g.

Be (Beryllium)

Beryllium ist das Metall mit dem geringsten Atomgewicht. In der Erdkruste sind seine Verbindungen in niedrigen Konzentrationen weit verbreitet. Der größte Prozentsatz des Metalls ist in den weitverbreiteten gesteinsbildenden Mineralen enthalten. Wasser enthält sehr wenig Beryllium. Beryllium und seine Verbindungen scheinen oral eingenommen kaum toxisch zu sein. Beryllium beeinflusst Enzymsysteme.

Beim Menschen können Kontakte mit löslichen Berylliumsalzen, durch Implantation von Beryllium-haltigem Material in die Haut und im besonderen Maße durch das Einatmen von Beryllium-haltigem Staub Erkrankungen (Berylliose) hervorrufen, die in einigen akuten Fällen zum Tod führten.

Bi (Wismut oder Bismut)

Aufgrund seiner Stellung im Periodensystem verhält sich Bismut ähnlich wie Blei, Arsen und/oder Antimon. Es kommt aber wesentlich seltener vor als diese unedlen Schwermetalle. Dementsprechend sind bei Pflanzen, Menschen und Tieren bis jetzt keine Umweltschädigungen beobachtet worden. Außerdem werden gelöste Bismutverbindungen rasch in kaum lösliche Verbindungen umgewandelt. Aus Abwässern läßt sich Bismut physikalisch und chemisch gut entfernen.

Cd (Cadmium)

Cadmium ist ein relativ leicht flüchtiges, nach dem derzeitigen Kenntnisstand nicht lebensnotwendiges Element. Cadmium ist in der Natur mit Zink vergesellschaftet. Cadmium ist leicht in verdünnten Säuren löslich. Die Cadmiumsalze der starken Säuren sind leicht in Wasser löslich, schwer löslich sind Cadmiumsulfid, Cadmiumcarbonat, Cadmiumfluorid und Cadmiumhydroxid.

Cadmium kann für Pflanzen, Tiere und Menschen bei erhöhter Zufuhr toxisch sein. Die meisten detaillierten Daten stammen aus Tierversuchen. Es existieren noch erhebliche Kenntnislücken bei der Wirkung von Cadmium beim Menschen.

Die orale LD₅₀ beträgt für Ratten 150 mg/kg, für Kaninchen 150 bis 300 mg/kg (bezogen auf Körpergewicht).

Wirkungen von Cadmium auf den Menschen:

Orale Cadmiumvergiftungen wurden durch Kontamination von Wasser und Getränken mit Cadmium aus Lötstellen in Wasserleitungen und Wasserhähnen sowie aus cadmierten Heiz- und Kühlschlangen und Küchenutensilien beobachtet. Die Symptome Übelkeit, Erbrechen und Kopfschmerzen treten bereits wenige Minuten nach der Einnahme auf. In schweren Fällen werden Durchfälle und schockähnliche Zustände beobachtet. Eine Cadmiumkonzentration von 15 mg/l Flüssigkeit bewirkt Erbrechen.

Chronische Toxizität: Die Ingestion höherer Cadmiummengen über längere Zeiträume wurde bisher nur in Japan beobachtet. Sie führte zu Nierenstörungen und zu einer schweren Knochenerkrankung, die als Itai-Itai-Krankheit bekannt wurde.

Die Auswertung statistischer Daten von Cadmiumarbeitern ergab eine signifikante Erhöhung der Wahrscheinlichkeit von Prostatakarzinomen. Teratogene und mutagene Effekte könnten im Tierex-

periment nach Aufnahme höherer Dosen beobachtet werden. Über teratogene Effekte beim Menschen ist nichts bekannt. Wie aus Tierversuchen bekannt, sind auch beim Menschen antagonistische Einflüsse durch andere Metalle wie Zink, Cobalt und Selen zu erwarten. Am besten belegt ist der Zink/Cadmium-Antagonismus. Blei wirkt möglicherweise synergistisch.

Die letalen Schwellenwerte für bestimmte Organismen im Süßwasser lassen erkennen, daß in Inlandsgewässern lokale Gefährdungen nicht ausgeschlossen werden können. Aufgrund der Gesundheitsrisiken durch Cadmium, wozu neuerdings ein im Tierversuch beobachtetes kanzerogenes Potential gerechnet werden muß, ist es erforderlich, die Belastung so gering wie möglich zu halten und sie laufend zu überwachen.

In der Bundesrepublik Deutschland dürfen Trinkwasser und Brauchwasser von Lebensmittelbetrieben nicht mehr als 6 µg/l Cadmium enthalten. Die Tendenz zur weiteren Erniedrigung von Abwassergrenzwerten ist weltweit erkennbar.

Co (Cobalt)

Cobalt gehört zu den essentiellen Spurenelementen und ist in Form von Vitamin B₁₂ für die Erhaltung der Gesundheit aller höheren Tiere und des Menschen erforderlich. Cobalt besitzt bei oraler Aufnahme für den Menschen nur eine verhältnismäßig geringe Giftigkeit. Erst bei einer Dosierung von 25 bis 35 mg/d tritt eine toxische Wirkung ein. Dies entspricht der 100fachen normalen Cobaltaufnahme.

Cr (Chrom)

Chrom ist ein in der Erde weitverbreitetes, in vielen Mineralien vorkommendes Element, das auch für lebende Organismen - mindestens teilweise - lebensnotwendig ist. Die Schädlichkeit ist

von der Oxidationsstufe des Chroms abhängig. Chrom(VI)-Verbindungen sind 100 bis 1000 mal toxischer als die häufigeren Chrom(III)-Verbindungen. Chrom(VI)-Verbindungen können beim Menschen Hautentzündungen und Ekzeme auslösen.

Über die Toxizität von dreiwertigem Chrom ist wenig bekannt. Für den Menschen werden Mengen von 35 bis 350 g Chromsulfat genannt, die bei oraler Aufnahme noch keine toxische Wirkung zeigen. Das liegt daran, daß Chrom(III) biologische Membranen im allgemeinen nicht durchdringen kann. Immerhin erhärtet sich in letzter Zeit der Verdacht, das einmal in die Zelle eingedrungenes Chrom als Chrom(III) mutagen und damit möglicherweise karzinogen wirkt.

Cu (Kupfer)

Kupfer ist ein lebenswichtiges Spurenelement. Jedoch kann es bei Aufnahme großer Mengen genauso giftig wie nichtessentielle Schwermetalle sein, z.B. Blei oder Quecksilber.

Lösliche Kupfersalze wirken meist nur in größeren Mengen toxisch, wenn sie versehentlich oder aus suicidalen Absicht eingenommen werden. Grammengen von Kupfersulfat können zu Durchfall, Erbrechen und bei schweren Vergiftungen zu Krämpfen, Koma und Tod führen. Durchfall und Erbrechen schützt den Betroffenen vor ernsthaften Schäden.

Fe (Eisen)

Eisen ist nach Aluminium das häufigste Metall in der Umwelt, mit dem alle Organismen im Laufe der Evolution wiederholt in Berührung kamen. Eisen ist daher kaum toxisch, sondern ein lebensnotwendiges Bioschwermetall für alle Organismen.

Einige hundert Millionen Menschen - vor allem Kinder, menstruierende und schwangere Frauen - leiden unter Eisenmangel.

Erst Mengen über 200 mg/l sind für den Menschen schädlich. Akute Eisenvergiftungen kommen praktisch nur nach der Einnahme einer Überdosis eisenhaltiger Medikamente vor.

Hg (Quecksilber)

In der Umwelt findet man Quecksilber in verschiedenen chemischen Zuständen. Über das Wasser wird eventuell als Komplexsalz zweiwertiges Quecksilber und das besonders neuro- und embryotoxische Methylquecksilber aus kontaminierten Fischen und anderen Wasserorganismen aufgenommen.

Alle Quecksilberverbindungen sind giftig. Die Verbindungen sind in ihrer Toxizität und der Gefahr, die sie für die Gesundheit darstellen sehr unterschiedlich. Die ersten akuten Todesfälle bei oraler Einnahme können für ausgewählte Quecksilberverbindungen der Dosen von 5 - 30 mg/kg auftreten.

Quecksilber-Ionen: Quecksilbersalze wirken auf die Haut und Schleimhaut ätzend. Da sie nur in geringem Maße flüchtig sind, kommt es meist durch perkutane und orale Aufnahme zu Vergiftungen. Die Einnahme dieser Salze führt z.B. zu Rachenentzündungen, Erbrechen, blutigem Durchfall und Kreislaufkollaps. Zusätzlich können z.B. Leber- und Nierenentzündungen auftreten.

Organische Quecksilberverbindungen: Vergiftungssymptome machen sich erst nach einiger Zeit bemerkbar. Emotionale und psychische Störungen sind charakteristisch.

Methylquecksilber ist bei weitem die giftigste Quecksilberverbindung und weist das größte Risiko für irreversible Funktionsstörungen auch bei Föten und Neugeborenen auf, da diese Verbindung bei schwangeren Frauen die Plazentaschranke durchdringt und sich im Fötus anreichert. Die karzinogene und mutagene Wirkung von Quecksilber ist bis heute nicht eindeutig nachgewiesen worden.

Ni (Nickel)

Nickel ist für einige lebende Organismen ein essentielles Spurenelement. Es hat abhängig von seinem physikalischen und chemischen Zustand sehr unterschiedliche Wirkungen. Für Menschen muß man zwischen löslichen, unlöslichen und organischen Nickelverbindungen unterscheiden. Die häufigste wasserlösliche zweiwertige Form ist wenig toxisch. Andere Verbindungen können bei Säugern teratogen und krebserregend sein. Beim Menschen konnten keine durch Nickel verursachten teratogenen Wirkungen festgestellt werden.

Eine akute tödliche Vergiftung wird bei Hunden durch die orale Gabe von 5-10 mg/kg Körpergewicht Nickel ausgelöst. Den gleichen Effekt hat eine Nickelsulfatmenge von 25 bis 50 mg/kg Körpergewicht.

Pb (Blei)

Blei ist ein in der Natur allgegenwärtiges, aber nicht lebensnotwendiges Element. Blei reichert sich in biologischen Organismen an, da Blei nicht abgebaut oder zersetzt werden kann.

Blei wird bei oraler Einnahme im Magen-Darm-Trakt gewöhnlich im Bereich von 5 bis 10 % resorbiert. Die Resorption kann bei Kindern wesentlich höher sein und bis zu 50 % betragen. Das resorbierte Blei gelangt zunächst in den Blutstrom und verteilt sich damit auf die verschiedenen Organe und Gewebe.

Akute Bleivergiftungen treten selten auf und zeigen zumeist folgende Symptome: z.B. Speichelfluß, Erbrechen, Nierenversagen, in schweren Fällen Tod nach einigen Tagen. Tödliche Vergiftungen werden bei Rindern durch etwa 10 g Blei (als Acetat) hervorgerufen. Chronische Bleivergiftungen zeigen folgende Symptome: z.B. Schwächegefühl, Nervösität, Abmagerung, Übelkeit.

Aus den letzten Jahren liegen zahlreiche Untersuchungsergebnisse vor, die auf Schädigungen des zentralen und des peripheren Nervensystems als Folge beruflicher oder umweltbedingter Bleiexposition hindeuten. Es gibt keine Hinweise darauf, daß Blei beim Menschen kanzerogen oder co-kanzerogen wirkt. Blei-haltige Arsen- und Chromatverbindungen sind kanzerogen. Genotoxische Wirkungen von Blei sind umstritten. Hinweise auf bleibedingte Mißbildungen beim Menschen liegen nicht vor.

Sb (Antimon)

Antimon ist ein weitverbreitetes Element, das in der Regel zusammen mit Schwefel und Arsen vorkommt. Bei der Verbrennung von fossilen Brennstoffen gelangt etwa gleich viel Antimon in die Umwelt wie z.B. Cadmium und Beryllium.

Über Schädigungen von Pflanzen, Tieren und Menschen durch Umweltbelastungen ist nichts bekannt, wohl aber über Schädigungen bei industrieller Belastung am Arbeitsplatz. Bei Antimontrioxid besteht der begründete Verdacht, daß es krebserregend ist.

Antimon und seine Salze sind nicht lebensnotwendig. In niedrigen Dosen können sie stimulierend (wachstumsfördernd) wirken. In wenig höheren Dosen können sie bei Gewichtsverlusten toxischer sein als vergleichbare Blei- oder Arsenverbindungen. Für anorganische Antimonverbindungen liegt der orale LD₅₀-Wert bei etwa 100 mg/kg Körpergewicht. Antimon verhält sich toxikologisch ähnlich wie Arsen und Bismut; dreiwertige Verbindungen sind etwa zehnmal giftiger als fünfwertige. Bei oraler Aufnahme wird zunächst die Darmschleimhaut gereizt. Als Folgeerscheinungen treten Erbrechen und Durchfall auf. Einzelne Antimonverbindungen - wie Stibin - wirken auf das Nervensystem.

Se (Selen)

Lange Zeit kannte man Selen als ein Element, dessen Verbindungen Giftwirkungen zeigen. Inzwischen hat es sich als essentiell für Bakterien, Tiere und neuerdings auch für den Menschen erwiesen. Diese Erkenntnis ist für die Beurteilung des Selengehalts in der Umwelt, also in Luft, Wasser, Böden und besonders in Nahrungsmitteln, wichtig. Sowohl Mangelkrankungen als auch Vergiftungen können auftreten, wobei zwischen der notwendigen, der chronisch toxischen und der akut toxischen Dosis mit einem Verhältnis von 1:50:500 relativ große Sicherheitsspannen gefunden wurden. Trotzdem kommen regional bei gewissen Pflanzen- und Tierarten, aber auch manchmal beim Menschen Schädigungen durch selenarme Nahrung oder durch zu hohe Selenbelastung vor.

Es wird von einer Vergiftung durch 1 g Natriumselenit berichtet, die innerhalb von 5 h zum Tode führte. Das reine, graue, metallähnliche Selen gilt als nicht giftig bei oraler Aufnahme, dagegen wirkt es toxisch, wenn es als Dampf oder Staub inhaaliert wird.

Von großer Bedeutung sind auch antagonistische Eigenschaften zur Selenverbindung. Selen kann mit folgenden Stoffen in Wechselwirkung treten: Quecksilber, Arsen, Tellur, Cadmium, Silber, Thallium, Blei, Benzol, Paraquat, Nitrit, Cyanid und Vitamin E.

Die Mechanismen dieser Wechselwirkungen sind noch nicht endgültig geklärt. Selen kann in manchen Bereichen Tokopherol ersetzen und seine Mangelerscheinungen verhüten. Gleichzeitig wirkt Selen in Anwesenheit von Tokopherol weniger toxisch.

Die Toxizität von Quecksilber, Cadmium, Tellur, Silber, Thallium, Kalkumcyanid, Nitrit wird durch Selen gesenkt. Durch Selengaben sinkt der Bleigehalt der Nieren. Arsen hat eine Schutzfunktion bei Selenvergiftungen.

Te (Tellur)

Tellur ist ein sehr seltenes Element.

Die Toxizität des Tellurs und seiner Verbindungen ist ähnlich der des Selens und seiner Verbindungen. Tödliche Vergiftungen mit hohen Tellurdosen (2 g Natriumtellurit) sind durch Verwechslung von Medikamenten vorgekommen. Charakteristisch für Tellur und seine Verbindungen ist der intensive Knoblauchgeruch. Im Gegensatz zu Selen gibt es bei Tellur kein Anzeichen dafür, daß es für Menschen essentiell ist.

Über chronische Wirkungen niedriger Dosen ist nichts bekannt. Tellurverbindungen in der Umwelt sind daher wahrscheinlich toxikologisch nicht relevant.

Tl (Thallium)

Thallium ist ein Spurenelement, das meist nur in kleinen Mengen, aber global weit verbreitet als Gemengebestandteil sulfidischer Erze und von Kaliummineralen vorkommt. Aufgrund seiner erheblichen Toxizität, die Thallium mit seinen Nachbarn im Periodensystem mit Blei und Quecksilber gemeinsam hat, wird diesem Element und seinen Verbindungen auch eine ökotoxikologische Bedeutung zugeordnet. Eine toxikologische Abschätzung des Schädigungsrisikos durch Thallium für den Menschen ist derzeit, vor allem bei chronischer Zufuhr kleiner Mengen aufgrund fehlender Kenntnisse kaum möglich.

Aufgrund seiner hohen Toxizität wird Thallium(I)-sulfat vor allem als Mäuse- und Rattenvernichtungsmittel verwendet.

Aufgrund ihrer guten Löslichkeit können Thalliumverbindungen örtlich in Abwasser, Gewässer und Grundwasser gelangen. Sie sind nur teilweise physikalisch oder chemisch zu entfernen, am ehesten noch mit Kalk.

Für Menschen und Tiere scheint Thallium ein allgemeines Zellgift zu sein, das - ebenso wie Blei und Quecksilber - Enzyme hemmt. Für den Verlauf einer Thalliumvergiftung ist die Neurotoxizität besonders bestimmend. Die tödliche orale Thalliumdosis für den Menschen liegt bei 0,8 bis 1,0 g oder etwa 10 bis 15 mg/kg Körpergewicht. Bei massiver Vergiftung stirbt der Patient an den zentralen Lähmungserscheinungen. Sonst erfolgt eine, sich über Monate hinziehende Erholung, die je nach dem Schweregrad der Vergiftung mit einer völligen Wiederherstellung oder einer Defektheilung endet. Bei oraler Aufnahme wird Thallium über Urin und Stuhl langsam ausgeschieden.

Kanzerogene und teratogene Wirkungen des Thalliums sind nicht bekannt.

V (Vanadium)

Das in Spuren weitverbreitete Element Vanadium ist bei Hühnern und Ratten sicher essentiell. Aufgrund seiner Verteilung im menschlichen Körper kann man annehmen, daß es auch bei Primaten eine wesentliche Rolle spielt. In relativ hohen Dosen ist Vanadium für den Menschen toxisch. Die unbeabsichtigte orale Aufnahme führt nicht zu Vergiftungserscheinungen, da nur ein kleiner Teil durch den Darm resorbiert wird.

Je höher die Vanadium-Konzentration im Trinkwasser ist, desto weniger Karieserkrankungen gibt es.

Zn (Zink)

Zink ist ein in der Natur mittelhäufiges, weitverbreitetes Element. Zink spielt als essentielles Metall eine wichtige Rolle bei enzymatischen Prozessen, es wird in bestimmten Körpergeweben gespeichert. Zinkmangel hat für den Menschen (speziell bei Frühgeburten; Wundheilung) gefährlichere Auswirkungen als Zink-

Überdosen. Giftiger als Zink selbst sind dessen Verunreinigungen Cadmium und Blei. Zink wirkt wahrscheinlich sogar als Cadmium-Antagonist. Zinkverbindungen sind - abgesehen von der Inhalation großer Zinkmengen am Arbeitsplatz - für Menschen kaum toxisch. Ein Überschuß an Zink in Gewässern ist von besonderer Bedeutung für das Atmungssystem von Fischen, die auf die toxische Wirkung dieses Metalls besonders sensibel reagieren.

U (Uran)

Metallisches Uran und Uranverbindungen sind sowohl chemo- als auch radiotoxisch. Natururan oder angereichertes Uran wirkt chemisch als Schwermetall, das Körpereweiß fällen und chemische Reaktionen mit bestimmten Enzymen eingehen. Kritisches Organ für lösliche Verbindungen sind die Nieren. Radiotoxisch ist Uran im wesentlichen wegen seiner alpha-Strahlung. Kritisches Organ aus radiologischer Sicht sind für lösliche Verbindungen die Knochen.

Handelt es sich um Natururan oder abgereichertes Uran, so wirkt Uran wegen seiner geringen spezifischen Aktivität im wesentlichen als chemisches Gift.

In /Sc 68/ bzw. /Be 66/ wird für wasserlösliche Uranverbindungen abgeschätzt, daß die Radiotoxizität oberhalb eines U-235-Anreicherungsgrades von 8,5 % bzw. 12 % die chemische Toxizität übersteigt.

Berechnungen zwischen letaler Strahlendosis und chemischer Letaldosis in /TÜV 76/ zeigen, daß die radiotoxische Wirkung von inhalierten löslichen Natururanverbindungen vernachlässigbar gegenüber der chemotoxischen Wirkung ist.

Die Letaldosis liegt nach /Al 74/ bei 60 mg Uran im Blut. In /TÜV 76/ wurde eine Letaldosis von rund 70 mg im Blut abgeschätzt.

Bei den in der StrlSchV angegebenen Aktivitätskonzentrationen bzw. Grenzwerten der Jahresaktivitätszufuhr wurde das chemische Verhalten von Uran bereits zugrundegelegt.

Nach StrlSchV darf in Anbetracht der chemischen Toxizität löslichen Urans die Inhalation bzw. Ingestion 2,5 mg bzw. 150 mg je Tag unabhängig von der Nuklidzusammensetzung nicht überschreiten.

4.3 Auswahl der Schadstoffe

Das zeitabhängige Aktivitätsinventar und die chemischen Schadstoffe, die in die Endlager mit den Abfällen aus dem Kernbrennstoffkreislauf eingebracht werden, sind in Kap. 2 beschrieben. Die chemo-toxischen und radio-toxischen Inventare aus der Kohleverbrennung wurden in Kap. 3 zusammengestellt.

In diesem Kapitel wird zunächst einerseits untersucht - bevor mit Hilfe von Gefährdungsindices ein Toxizitätsvergleich durchgeführt wird - ob die chemischen Schadstoffe, die in den radioaktiven Abfällen enthalten sind bzw. mit der Abfallmatrix eingebracht werden, überhaupt gegenüber den Reststoffmengen aus dem Betrieb von Kohlekraftwerken relevant sind. Für die Reststoffe aus dem Betrieb von Kohlekraftwerken wird andererseits untersucht, ob das Radioaktivitätsinventar gegenüber dem radioaktiven Inventar der Abfälle aus dem Brennstoffkreislauf vernachlässigt werden kann.

4.3.1 Vergleich der Aktivitätsinventare "Kernenergie/Kohle"

In Tab. 4-2 werden die Aktivitäten der Radionuklide, die im Elektrofilterstaub enthalten sind, mit der Aktivität dieser Nuklide bzw. der Aktinidengesamtaktivität der Abfälle aus dem Kernbrennstoffkreislauf verglichen. Die Inventare gelten für eine erzeugte elektrische Energie von 2.500 GWh.

Die Aktinidenaktivität des Reststoffes Elektrofilterstaub beträgt $8,5 \cdot 10^{11}$ Bq/GWa. Zusätzlich ist im Elektrofilterstaub K 40 mit einer Aktivität von $2,0 \cdot 10^{11}$ Bq/GWa enthalten (vgl. Tab. 3-6).

Im Endlagerbergwerk Gorleben mit direkter Endlagerung liegt nach Einlagerung der Brennelemente im direkten Vergleich der Nuklide nur U 238 vor. Die Aktivität von U 238 liegt um einen Faktor 5 höher. Die anderen Nuklide wie Ra 226, Pb 210, Po 210 und Th 232 entstehen erst mit der Zeit durch den radioaktiven Zerfall. Die drei zuerst genannten Nuklide sind Tochterprodukte des U 238 und befinden sich erst nach 10^7 Jahren im radioaktiven Gleichgewicht mit einer Aktivität von $3,2 \cdot 10^{11}$ Bq/GWa.

Die Aktinidengesamtaktivität der Abfälle aus dem Brennstoffkreislauf liegt nach Einlagerung um 5 Größenordnungen über der Aktinidenaktivität des Elektrofilterstaubes. Selbst nach 10^7 Jahren liegt die Aktinidenaktivität in den radioaktiven Abfällen immer noch etwa 1 Größenordnung über dem Anfangswert im Elektrofilterstaub. Da die Aktivität des Elektrofilterstaubes ebenfalls kleiner wird, kann die Radiotoxizität des Elektrofilterstaubes, im betrachteten Zeitintervall, gegenüber den radioaktiven Abfällen des Kernbrennstoffkreislaufes vernachlässigt werden.

Im Endlagerbergwerk Gorleben liegt unter Berücksichtigung der Wiederaufarbeitung der Brennelemente im direkten Vergleich der Nuklide ebenfalls nur U 238 vor, dessen Aktivität um einen Faktor 20 kleiner ist. Dennoch ist die Aktinidengesamtaktivität der radioaktiven Abfälle nach Einlagerung auch hier um 4 Größenordnungen größer. Erst nach 10^7 Jahren nähert sich, unter Bildung des radioaktiven Gleichgewichts die Aktivitätskurve der "Kernenergie" der Kurve der "Kohle". Die Radiotoxizität der bei der Steinkohleverfeuerung anfallenden Reststoffe im betrachteten Zeitintervall bleibt daher ebenfalls unberücksichtigt.

4.3.2 Vergleich der chemischen Schadstoffmengen "Kernenergie/ Kohle"

In Kap. 2.3 (vgl. Tab. 2-1 und 2-2) sind die chemischen Schadstoffe, die in den nuklearen Endlagern mit den Abfallbehältern eingebracht werden und die durch radioaktiven Zerfall gebildeten stabilen Isotopmengen aufgeführt.

Die mit den Abfallbehältern eingebrachten Metalle Eisen, Blei, Chrom und Nickel stellen beachtliche Mengen dar. Beispielsweise wird Blei mit 17,6 Mg pro GWa in das Endlager Gorleben bei Wiederaufarbeitung und direkter Endlagerung als verlorene Abschirmungen eingelagert. In den Reststoffen der Kohle ist nur 4mal mehr Blei enthalten. Die enormen Eisenmengen brauchen nicht berücksichtigt zu werden, da Eisen keine toxische Wirkung zugeschrieben wird. Es stellt vielmehr ein lebensnotwendiges Bioschwermetall für alle Organismen dar.

Neben Blei werden mit den BE-Behältern bei der direkten Endlagerung auch größere Mengen Chrom und Nickel endgelagert, die für den Toxizitätsvergleich zunächst nicht unberücksichtigt bleiben sollten, obwohl sie in geringen Dosen aufgenommen als Spurenelemente eine essentielle Wirkung für lebende Organismen haben.

Demgegenüber sind die sich im Laufe der Zeit bildenden stabilen Isotopmengen im Vergleich zu den Reststoffmengen der Kohle vernachlässigbar (vgl. Tab. 2-1 mit Tab. 3-5). In 10^7 Jahren bilden die Spaltprodukte eine Menge von 50 kg pro GWa an stabilen Isotopen, wobei die Barium-Isotope etwa 90 % darstellen. Etwa die gleichen Mengen an stabilem Blei und Bismut sind nach dieser Zeit entstanden. Diese Werte gelten für das Endlager Gorleben bei direkter Endlagerung. Für das Endlager Gorleben mit Wiederaufarbeitung sind die stabilen Schwermetallmengen an Blei und Bismut wegen der Abtrennung der Wertstoffe Uran und Plutonium noch kleiner.

In Tab. 4-3 sind die Mengen der wesentlichen Elemente aufgeführt, die in die Endläger Gorleben und Konrad mit den Einlagerungsprodukten eingebracht werden. Die Elementgewichte für das Endlager Gorleben entsprechen einer erzeugten elektrischen Energie von 2.500 Gwa. Die Gewichte sind für den Ausgangszustand (nach Einlagerung) und für 10^7 Jahre aufgeführt. Nach der Einlagerung handelt es sich ausschließlich um Radionuklide. Bei 10^7 Jahren sind es die Summenwerte der Radionuklide und der stabilen Isotope, die durch den radioaktiven Zerfall entstanden sind.

4.3.3 Bewertung

Die Toxizität der Radionuklide nimmt durch den Zerfall im Laufe der Zeit ab. Die Endläger werden somit über die Jahrtausende ungefährlicher. Die Erfassung der Radiotoxizität schließt alle radioaktiven Nuklide ein, die nach heutiger Schätzung in den Endlagern enthalten sind. Als Datenbasis dienen die zeitabhängigen Zerfallsrechnungen (vgl. Abb. 2-1, 2-2 und 2-3) /PTB 85/.

Neben den radiotoxischen Stoffen enthalten die nuklearen Endlager auch chemisch toxische Stoffe. Dies sind im wesentlichen Schwermetalle. Dabei ist zu unterscheiden zwischen stabilen Elementen, wie z.B. Blei, und den radiotoxisch wie chemotoxischen Elementen, im wesentlichen Uran und Plutonium. Durch den radioaktiven Zerfall nehmen letztere im Lauf der Zeit ab. Am Ende der Aktinidenzerfallsreihe steht stabiles Blei mit seiner chemischen Toxizität. Die Mengen der stabilen Elemente, entstanden durch Zerfall im Endlager, sind allerdings so gering, daß sie für den Toxizitätsvergleich nicht berücksichtigt werden brauchen.

Die Radiotoxizität der Spaltprodukte und Aktiniden ist im allgemeinen höher zu bewerten als die chemische Giftigkeit der eingelagerten Stoffe. In den Einlagerungszeiträumen, in denen Spaltprodukte und Plutonium die Aktivität bestimmen, kann ohne weiteres eine höhere Radiotoxizität unterstellt werden. In weit

entfernten Zeiträumen (größer 10^7 Jahre) sind Uran und dessen Zerfallsprodukte aktivitätsbestimmend. Von Uran mit natürlicher Isotopenzusammensetzung ist bekannt, daß die chemische Toxizität überwiegt. Bei U 235-Anreicherungen um 8 % tritt jedoch bereits die radiologische Toxizität in den Vordergrund. Die U 235-Anreicherung ist im Abfall deutlich kleiner als 8 %, jedoch wird durch den Zerfall des Pu 241 über Folgeprodukte das Nuklid U 233 gebildet, das zu einer deutlichen Aktivitätserhöhung gegenüber dem natürlichen Uran führt. Durch den Zerfall der Uranisotope, die im Gleichgewicht mit ihren Tochternukliden stehen, kann deshalb auch bei längeren Zeiträumen von der höheren Radiotoxizität des gelagerten Abfalls ausgegangen werden.

Da allerdings in die Endlager mit den Abfallbehältern größere Mengen an Blei, Chrom und Nickel eingebracht werden, sollte deren chemische Toxizität einbezogen werden, um den Einfluß bewerten zu können.

Für den in Kap. 5 beschriebenen Vergleich der Toxizitäten sind deshalb bei den nuklearen Endlagern nur die radiotoxischen Stoffe zu berücksichtigen.

In den Reststoffen der Kohle liegen eine Vielzahl von Schadstoffen angereichert vor. In der Kohle liegen sie als Spurenelemente - d.h. die Häufigkeit des Vorkommens im Vergleich zu den anderen Elementen ist gering - vor. Im wesentlichen handelt es sich um Schwermetalle. Die sich in den Reststoffen akkumulierenden Schadstoffmengen sind beträchtlich.

Der Einfluß dieser Schwermetalle auf den menschlichen Organismus hängt entscheidend von der zugeführten Menge ab. Bei manchen Elementen sind die Toleranzgrenzen so weit, daß es schwierig wäre, dem Organismus eine schädliche Dosis überhaupt zuzuführen. Für den Menschen sind die Metalle Eisen, Kupfer, Mangan, Vanadium, Kobalt, Nickel und Zink lebensnotwendig. Die Elemente Arsen, Cadmium, Blei, Quecksilber, Thallium, Beryllium und Antimon sind schon bei geringen oder mäßigen Konzentrationen toxisch. Diese sind daher für den Toxizitätsvergleich besonders wichtig.

5. MÖGLICHKEITEN ZUR DURCHFÜHRUNG UND GRENZEN EINES TOXIZITÄTSVERGLEICHS

In Kap. 4 wurde auf die Wirkung ionisierender Strahlung und der hier zu betrachtenden Reststoffe der Kohle bereits eingegangen. Bisher wurde dabei die Wirkung getrennt betrachtet. Synergismen sind zwischen verschiedenen chemischen Noxen und ionisierender Strahlung nur ansatzweise bekannt. Der in diesem Kapitel versuchte Toxizitätsvergleich kann nur mit diesem beschränkten Wissen durchgeführt werden, so daß die folgenden Aussagen als Versuch einer Wertung zu betrachten sind.

5.1 Analogien und Unterschiede zwischen ionisierender Strahlung und chemischen Schadstoffen

Die Notwendigkeit, Nutzen und Risiko der Anwendung und des Gebrauchs von Stoffen abzuwägen, die z.T. als Gift bereits seit Jahrhunderten bekannt sind, wie Blei, wird bei der Anzahl zum Teil neuer künstlicher Stoffe immer dringender /Gl 81/. Trotz des längeren Umgangs mit chemischen Stoffen sind dabei die Erkenntnisse über ihre Wirkungsweise nicht besser als im Strahlenschutz, wobei jedoch auch die große Menge an Schadstoffen mit unterschiedlichen Aufnahme- und Transfermechanismen zu berücksichtigen ist. Sowohl im Strahlenschutz wie bei chemischen Noxen wird dabei versucht, die zugrundeliegenden Mechanismen - mikrobiologische Schädigungen - zu verstehen /Gl 81/.

Bei der Diskussion des Schadenrisikos müssen die Effekte berücksichtigt werden, die bereits in Kap. 4 dargestellt worden sind. Es muß zwischen Wirkungen mutagenen Ursprungs, wozu insbesondere die Krebsbildung gehört, und den akuten und chronischen physiologisch-biochemischen Wirkungen unterschieden werden. Alle karzinogenen Substanzen sind dabei mutagen, nicht unbedingt auch umgekehrt /Eh 77/.

Ionisierende Strahlen können beide Arten von Wirkungen hervorrufen, wobei der Organismus für Wirkungen nicht mutagenen Ursprungs ein starkes Erholungsvermögen besitzt. Aus diesem Grunde hängen Art und Schwere der akuten Strahlenschädigung stark von der Dosisleistung ab, es gibt eine Schwellendosis für diese Art von Effekten. Entscheidend für die Festlegung von Grenzwerten der Strahlenexposition sind daher die Risiken der Strahlenkanzerogenese und der genetischen Strahlenschäden.

Bei vielen chemischen Schadstoffen - vgl. Kap. 4 - gibt es eine analoge Situation, wobei es jedoch auch Stoffe gibt, die keine oder nur eine geringe kanzerogene und mutagene Wirkung haben.

5.2 Toxizitätsvergleichsmöglichkeiten

Um einen Toxizitätsvergleich der Szenarien "Kohle" und "Kernenergie" durchzuführen, ist man darauf angewiesen, die Inventare der unterstellten Endlager unter dem Gesichtspunkt der Toxizität zu normieren. Aufgrund des Mengenvergleichs in Kap. 4 ist dabei bereits eine Vorauswahl getroffen worden. Im folgenden wird kurz auf verschiedene Studien eingegangen, in denen ein Toxizitätsvergleich durchgeführt wird.

In /Ja 76/ wird das somatische Risiko der Bevölkerung durch Strahlung und Chemikalien verglichen. Für verschiedene Schadstoffe wird das Krebsrisiko betrachtet, wobei der Schluß gezogen wird, daß Strahlung und kanzerogene Chemikalien sich hinsichtlich der Form der Dosis-Risiko-Beziehung und der Dosis-Abhängigkeit sehr ähnlich verhalten. Im Gegensatz zur Strahlung ist das somatische Risiko durch chemische Umwelteinflüsse quantitativ nur schwer abzuschätzen. Aus diesem Grund ist ein quantitativer Vergleich, wie er in diesem Kapitel angestrebt wird, auch nur schwer möglich.

Dosisvergleiche bei der Wirkung von Chemikalien werden in /Br 74, Gl 79, La 77/ dadurch versucht, daß man formal ähnliche Gleichungen zur Beschreibung einer "Dosis" bei radioaktiven und chemischen Schadstoffen benutzt, einer bestimmten dem Menschen zugeführte Schadstoffmenge eine der Strahlendosis äquivalente Größe zuzuordnen. Falls dieses System für alle hier relevanten Schadstoffe vorliegen würde, wäre dieses Vorgehen sicherlich eine Vergleichsmöglichkeit.

In /Pr 77/ wird für zwei Schadstoffe, deren Aufnahmeweise gleich ist, deren Wirkung dadurch verglichen, daß die Zufuhr ermittelt wird und bei dem Radionuklid die Dosis im Vergleich mit zulässigen, letalen und sonstigen Grenzdosen und bei dem chemischen Schadstoff im Vergleich mit analogen Werten bestimmt wird. Die Schwierigkeit liegt darin, eine gemeinsame Basis zu finden, da zulässige Zufuhrwerte bei Radionukliden und chemischen Schadstoffen unterschiedlich weit von Letaldosen oder sonstigen wichtigen Grenzdosen entfernt liegen können. In /Wa 77/ wird zum Vergleich ein "Gefährdungsindex GI" definiert:

$$GI = Q/Q_L \quad (5.1)$$

wobei Q die Dosis (Organ, Ganzkörper) durch die aktuelle Zufuhr und Q_L ein ausgewählter oder akzeptierter Grenzwert dieser Dosis ist. Für einige Schadstoffe wird in /Wa 77/ der Gefährdungsindex für verschiedene Aufnahmearten usw. bestimmt.

Vorteil dieses Vorgehens ist, daß Gl. 5.1 für viele Schadstoffe anwendbar ist. Umfangreiches Material zur Grenzwertsetzung findet sich z.B. in /Dr 79/. Schwierig ist jedoch, daß man bei mehreren chemischen Stoffen nicht weiß, in welcher Form ein gemeinsamer Gefährdungsindex ermittelt werden soll. Eine Summierung wie bei Äquivalentdosen ist aufgrund der in Kap. 4 bereits erwähnten antagonistischen Wirkung mancher Schadstoffe sicher falsch.

Eine andere Möglichkeit des Vergleichs kann darin gesehen werden, einen Bezug zum natürlichen Vorkommen eines Stoffes in der Umwelt bzw. der natürlichen Strahlenexposition herzustellen. In /Mü 81/ wird für Schwermetalle in Sedimenten hierzu ein Geoakkumulationsindex I_{Geo} eingeführt:

$$I_{Geo} = \log_2 \frac{C_n}{1,5 B_n} \quad (5.2)$$

wobei C_n die gemessene Konzentration des Stoffes und B_n der geochemische Background des Elementes in Tongesteinen ist.

Eine Verallgemeinerung dieser Vorgehensweise gibt sicherlich eine Möglichkeit, verschiedene Stoffe vor dem natürlichen Hintergrund zu vergleichen. Schwierig ist auch hier, die Wirkung mehrerer Schadstoffe zu kombinieren, da eine Summenwirkung nicht erfaßt wird.

Ohne den Anspruch auf Vollständigkeit erheben zu wollen, machen die Beispiele deutlich, daß es unterschiedliche Möglichkeiten gibt, einen Toxizitätsvergleich durchzuführen. Praktisch gemeinsam ist dabei immer, daß ein Mehrstoffsystem in einer chemotoxischen Wirkung gegenwärtig kaum quantifiziert werden kann. Zudem kommt für den hier angestrebten Vergleich hinzu, daß die Freisetzungsmechanismen und Wege zum Menschen hier nicht betrachtet werden. Um dennoch eine Quantifizierung zu ermöglichen, muß im folgenden eine Möglichkeit gesucht werden, die einfach und überschaubar Ergebnisse liefert, deren Aussagekraft dann jedoch vor dem wesentlich komplexeren Hintergrund und den hier angenommenen Vereinfachungen gesehen werden muß.

5.3 Toxizitätsvergleich eines nuklearen und konventionellen Endlagers

5.3.1 Festlegung der Gefährdungsindices

Im Rahmen dieser Studie werden auf der Basis der in Kap. 5.2 genannten Möglichkeiten zwei Gefährdungsindices definiert. Beide sind dabei an Gl. 5.1 angelehnt.

Im ersten Fall wird der Gefährdungsindex GI für jeden Stoff i wie folgt definiert:

$$GI_i = \frac{QE_i}{QG_i} \quad (5.3)$$

Dabei ist QE_i das auf 1 Gwa normierte Inventar des Endlagers nach Kap. 2 und QG_i ein aus der Literatur abgeleiteter Grenzwert für den Stoff i.

Die Grenzwerte QG_i werden für radioaktive Stoffe mit den Dosisfaktoren in Anlehnung an ICRP 30 /IC 81/, in der Fassung die vom Bundesgesundheitsamt für die neue Anlage IV der Revision der Strahlenschutzverordnung /BGA 85/ benutzt wird, unter Zugrundelegung eines 30 mrem "(0,3 mSv)-Grenzwertes" für die effektive Äquivalentdosis berechnet. Es folgt also:

$$QG_i = \frac{GD}{g_i} \quad (5.4)$$

wobei GD die Jahresgrenzdosis für die Bevölkerung (30 mrem) und g_i der Dosisfaktor für Ingestion des Nuklids i nach /BGA 85/ ist.

Als Aufnahmeweg wird bei diesem Vorgehen demnach die Ingestion unterstellt, wobei An- und Abreicherungsvorgänge auf dem Weg zum Menschen nicht betrachtet werden. Da mit Q_{G_i} ein für alle Nuklide vergleichbarer Wert ermittelt wird, kann die Summenwirkung der Radionuklide durch Summation der Einzelgefährdungsindices ermittelt werden, d.h.

$$Q_G = \sum_i Q_{G_i} \quad (5.5)$$

Für die chemotoxischen Elemente des "Kohle"-Szenarios wird ein formal gleicher Index GI_i wie in Gl. 5.3 definiert.

Der Grenzwert Q_{G_i} wird dabei unter Berücksichtigung verschiedener Grenzkonzentrationen GK_i im Trinkwasser für die Bevölkerung bei einem mittleren Jahreskonsum des Menschen von 500 l /PSE 85/ berechnet, d.h.

$$Q_{G_i} = GK_i \cdot 500 \text{ l} \quad (5.6)$$

Die Grenzkonzentrationen GK_i werden dabei verschiedenen Literaturstellen /UBA 79, TrinkwV und EWG 80/ entnommen und im folgenden kurz diskutiert.

In /UBA 79/ sind Grenzwerte für Metalle aus verschiedenen Verordnungen und Richtlinien aus den Jahren 1975/76 gegenübergestellt, die sich alle mit der Wasserqualität befassen.

Im einzelnen sind dies:

- Wassergütekriterien zur Eignung von Oberflächenwasser als Rohstoff für die Trinkwasserversorgung, DVGW 1975, Arbeitsblatt W 151 A
- Trinkwasserverordnung (TV0) vom 31.01.1975

- EG-Richtlinie über die Qualitätsanforderungen an Oberflächenwasser für die Trinkwassergewinnung in den Mitgliedsstaaten, vom 16.06.1975 (Al,G) (75/440/EWG)
- EG-Richtlinie über die Ableitung bestimmter gefährlicher Stoffe in die Gewässer der Gemeinschaft, vom 04.05.1976, (Al,I) (76/464/EWG)

Aus dieser Gegenüberstellung wurden die jeweils kleinsten Grenzwerte ausgewählt. Die Grenzwerte sind in Tab. 5-1 angegeben.

In neueren Verordnungen /TrinkwV/ und Richtlinien /EWG 80/ werden zulässige Höchstkonzentrationen für nur acht toxische Stoffe (s. Tab. 5-2 bzw. 5-3) - im einzelnen Sb, As, Pb, Cd, Cr, Ni, Hg und Se - aufgeführt, obwohl viele andere chemisch toxisch sind. Zum Teil liegen diese Stoffe wie z.B. Beryllium in der Erdkruste nur in so geringen Konzentrationen vor, daß sie keine Auswirkungen auf die Trinkwasserqualität haben und nur deshalb nicht begrenzt werden brauchen (vgl. Kap. 4.2.4).

Für die Wirkung der Summe der Schadstoffe dieses Szenarios wird gleichfalls eine Summenbildung wie in Gl. 5.5 durchgeführt (Tab. 5-1, 5-2, 5-3 und 5-4). Dies ist offensichtlich mit den in Kap. 4 dargestellten Zusammenhängen nicht mehr als eine Arbeitshypothese. Erleichternd kommt jedoch bei Betrachtung der Ergebnisse hinzu, daß der hier ermittelte Gesamtindex oft von im wesentlichen einem Stoff bestimmt wird und die Summation für den Vergleich dann keine große Bedeutung hat.

Bei diesem Vergleichsmaßstab wird also von Grenzwerten ausgegangen, die für die Bevölkerung von ihrer Definition her mit tolerierbaren Schäden behaftet sind. Das 30 mrem-(0,3 mSv)-Konzept liegt mit seiner Strahlenexposition im Bereich der Schwankungsbreite der natürlichen Strahlenexposition, womit sinnvoll über ein zusätzliches Risiko nur schwer zu diskutieren ist. ~~Bei~~

~~diskutieren ist.~~ Bei Unterstellung einer linearen Dosis-Wirkungsbeziehung kann man dennoch zusätzliche Schäden berechnen, wenn auch aufgrund der schwankenden, heute vorhandenen Krebsrate durch epidemiologische Studien nicht mehr nachweisen. Von letalen Dosen aufgrund anderer Effekte ist bei einer LD₅₀ von 4,5 Sv /Sa 83/ obiger Wert über 5 Größenordnungen entfernt.

Mit welchem Risiko die Aufnahme der chemotoxischen Elemente für die Bevölkerung verbunden ist, kann nicht mit gleicher Zuverlässigkeit bestimmt werden. Um hier eine Variante zu testen, wird deshalb der Gefährdungsindex für die Szenarien "Kohle" und "Kernenergie" auf eine zweite Weise definiert:

$$GI_i^* = \frac{QE_i}{QL_i} \quad (5.7)$$

QL_i ist dabei die einer Letaldosis (LD₅₀) entsprechende Zufuhrmenge eines Stoffes, wobei hier die akute physiologisch-biochemische Wirkung gemeint ist. Die LD₅₀ wird für ionisierende Strahlung (Ganzkörperbestrahlung) mit 4,5 Sv (450 rem) /Sa 83/ angenommen und QL_i mit Gl. 5.4 berechnet. Auf die Schwierigkeit der Anwendung dieses Grenzwertes auf die Wirkung inkorporierter Nuklide wird hingewiesen, aber aufgrund der sonstigen Schwierigkeiten bei den Vergleichen nicht weiter eingegangen.

Die letalen Zufuhrmengen QL_i für chemische Stoffe sind /Me 84/ entnommen. Sie sind ebenfalls als LD₅₀ für akute physiologisch-biochemische Wirkungen zu betrachten, wobei sie unter folgenden Voraussetzungen ausgewählt wurden:

- Die toxische Substanz wird vom Menschen oral aufgenommen.
- Die eingenommene Dosis führt zu einer akuten Vergiftung, die für den Menschen tödlich wirkt.
- Sofern Daten vorliegen, wurden die chemischen Verbindungen der relevanten Stoffe zugrundegelegt, die beim Verbrennungsprozeß entstehen bzw. wie sie im Boden insbesondere im Wasser am häufigsten vorliegen (d.h. es wurde nicht die chemisch toxischste Form zugrundegelegt).
- Karzinogene, mutagene bzw. teratogene Wirkungen wurden ebenso wie chronische Effekte nicht einbezogen.

Die unter diesen Voraussetzungen aus /Me 84/ entnommenen Letaldosen sind in Tab. 5-5 zusammengestellt.

Betrachtet man langfristige Freisetzungsszenarien aus Endlagern, so wird deutlich, daß der zweite Gefährdungsindex aufgrund der angenommenen akuten Wirkungsweise wie der erste Index nur als ein Anhaltspunkt im Rahmen einer anderen Betrachtungsweise dienen kann. Die bereits beim ersten Gefährdungsindex genannten Schwierigkeiten bei der Betrachtung von Summenindices gelten hier analog.

5.3.2 Anwendung und Diskussion der verschiedenen Varianten

Die Gefährdungsindices nach Kap. 5.3.1 sind nun für die in Kap. 2 und 3 dargestellten Inventare berechnet worden. Die Zielvorstellung dabei ist, daß aufgrund des radioaktiven Zerfalls es einen Zeitpunkt geben muß, bei dem das radiologische Potential eines Endlagers des Szenarios "Kernenergie" gleich dem Potential eines gleichen Endlagers "Kohle" sein muß. Denkbar ist jedoch auch, daß eines der Potentiale der Szenarien immer größer als das andere ist und somit kein Schnittpunkt zustande kommt.

In Abb. 5-1 sind die Ergebnisse für das Endlager Gorleben mit und ohne Wiederaufarbeitung (Direkte Endlagerung) bezogen auf eine erzeugte elektrische Energie von 1 Gwa und einem Endlager des Szenarios "Kohle" dargestellt, wobei als Gefährdungsindex von Variante 1 ausgegangen wird. Die zugrundegelegten Grenzwerte für chemische Schadstoffe sind dabei einerseits der Trinkwasserverordnung (im Entwurf /TrinkwV/), sofern vorhanden, andererseits /UBA 79/ entnommen, wobei im zweiten Fall jeweils der restriktivste Grenzwert gewählt worden ist. Die Summenkurve des Gefährdungsindex "Kohle" wird dabei in Fall 1 von Be (71 %) und in Fall 2 von Ni (34 %), Pb (25 %) und Cr (20 %) bestimmt. Wie man erkennt, ist die Frage der Zuverlässigkeit der Summenbildung, wie in Kap. 5.3.1 angedeutet im Fall 1 von nicht so großer Bedeutung. Die Schnittpunkte der Kurven liegen im Fall der Wiederaufarbeitung im Bereich von 10^3 bis 10^4 Jahren je nach Grenzwertfestlegung bei den chemischen Schadstoffen bzw. im Bereich von 10^4 bis 10^6 Jahren bei direkter Endlagerung.

In Abb. 5-1a werden im Falle des Endlagers "Szenario Kernenergie" chemisch-toxische Schadstoffe aus der Behälterumkleidung nach Tab. 5-4 berücksichtigt. Wie man erkennt, sind die Unterschiede gegenüber Abb. 5-1 gering.

Um zu erkennen, welche Nuklide in welchen Zeiträumen den Gefährdungsindex entsprechend Variante 1 bestimmen, sind in Abb. 5-2 die Anteile einzelner Nuklide im Falle der Wiederaufarbeitung (WA) und in Abb. 5-3 im Falle der Direkten Endlagerung (DE) bei einem Endlager Gorleben, bezogen auf eine elektrische Energie von 1 Gwa, dargestellt. Da für das Endlager Konrad aufgrund der unterschiedlichen Herkunft der Abfälle (vergl. Kap. 2.2) keine analoge Normierung (bezug auf 1 Gwa) möglich ist, wird in Abb. 5-4 der Gefährdungsindex in analoger Weise, jedoch für das Gesamtinventar, dargestellt. Ein Vergleich mit dem Szenario "Kohle" unterbleibt aus dem gleichen Grund.

Der Gefährdungsindex nach Variante 2, d.h. in bezug auf Letaldosen, ist in Abb. 5-5 dargestellt. Die Schnittpunkte der Kurven liegen bei diesem Verfahren früher als bei Variante 1 und zwar sowohl mit wie ohne Wiederaufarbeitung im Bereich von 10^3 Jahren. Der Gefährdungsindex "Kohle" wird in diesem Fall fast ausschließlich durch Arsen bestimmt, wobei die LD₅₀ für Arsen in Form von Arsentrioxid, Arsenpentoxid, Kaliumarsenit bzw. Natriumarsenat gewählt worden ist.

6. DISKUSSION UND BEWERTUNG

Der Vergleich der Gefährdungsindizes, orientiert an bestehenden Grenzwerten, zeigt, daß die Schnittpunkte der Gefährdungsindizes der Abfälle aus der Kohleverbrennung und der Abfälle aus dem Kernbrennstoffkreislauf bei Wiederaufarbeitung der bestrahlten Kernbrennstoffe zwischen 2×10^3 und 3×10^4 Jahren und bei direkter Endlagerung zwischen 2×10^4 und 10^6 Jahren liegen. Bei diesem Vergleich ist zu berücksichtigen, daß eine strenge Normierung der Gefährdungsindizes auf gleiches Schadensrisiko nicht existiert und somit gleiche Gefährdungsindizes bei Radio- bzw. Chemotoxizität möglicherweise unterschiedliche Wirkungen beinhalten können. Deshalb wird als zweite Vergleichsmöglichkeit der Bezug auf Letaldosen herangezogen. Aus dem Vergleich der Gefährdungsindizes, bezogen auf die Letaldosis LD₅₀ (Dosis bei der zu 50 % der Todesfall eintritt) und normiert auf 1 Gwa erzeugte elektrische Energie, für die Abfälle aus dem Kernbrennstoffkreislauf bei direkter Endlagerung (DE) bzw. bei Wiederaufarbeitung (WA) und für die Abfälle aus der Kohleverbrennung als Funktion der Zeit ist zu entnehmen, daß die Gefährdungspotentiale der Abfälle aus dem Kernbrennstoffkreislauf nach 4×10^2 Jahren bei Wiederaufarbeitung bzw. nach 2×10^3 Jahren bei direkter Endlagerung auf das Gefährdungsniveau der Abfälle aus der Steinkohleverbrennung abgefallen sind. Der Hauptbeitrag zum Gefährdungsindex bei den Abfällen aus der Steinkohleverbrennung liefert hierbei das Element Arsen mit mehr als 93 %.

Interessant sind noch einige Randergebnisse, die bei der Durchführung der Studie abgefallen sind. So ist der Gefährdungsindex eines Endlagers mit Wiederaufarbeitung immer niedriger als der ohne Wiederaufarbeitung (d.h. direkter Endlagerung), wobei hier die Vergleichbarkeit durch den Bezug auf die effektive Äquivalentdosis in jedem Fall gegeben ist.

Im Rahmen der Studie wurden die Gefährdungsindizes "Kernenergie" außerdem zu Vergleichszwecken mit den gegenwärtigen Werten

der Anlage IV StrlSchV berechnet. Hier zeigt der Vergleich, daß die Werte in den ersten 10^2 Jahren aufgrund der geringeren Bewertung der Spaltprodukte nach ICRP 30 /IC 81/ niedriger, in den Jahren im Bereich von 10^2 bis 10^5 jedoch aufgrund der höheren Bewertung der Urane und Transurane in ICRP 30 über den analogen Werten von Anlage IV StrlSchV liegen. Im nachfolgenden Zeitraum bis 10^7 Jahren sind bei der direkten Endlagerung die Vergleichswerte nach StrlSchV höher, was auf die ca. 40mal stärkere Bewertung des Nuklids Ra 226 nach Anlage IV der StrlSchV gegenüber ICRP 30 zurückzuführen ist. Der gegenteilige Effekt ist bei der Wiederaufarbeitung auf die nach ICRP 30 ca. 20fach stärkere Bewertung des Nuklids Np 237 gegenüber der StrlSchV zurückzuführen. In Abb. 6-1 ist der Unterschied graphisch dargestellt.

Insgesamt ist festzustellen, daß bei allen verwendeten Verfahren ein Zeitpunkt gefunden werden konnte, bei dem der Gefährdungsindex "Kernenergie" kleiner als der der "Kohle" ist. Bei diesen Vergleichen ist in jedem Fall zu berücksichtigen, daß die Reststoffe der Kohle, wenn auch in anderer und vor allem weniger konzentrierter Form, bereits heute unter Tage liegen. Analog sind alle Lebewesen der natürlichen Strahlenexposition ausgesetzt, wobei auch eine interne Strahlenexposition zu berücksichtigen ist. Der geeignete Einschluß der Abfälle sollte in jedem Fall gewährleisten, daß das Risiko beider Energieumwandlungsverfahren im Vergleich zu anderen Risiken des täglichen Lebens klein ist.

Als Zeithorizonte für Sicherheitsbetrachtungen werden international 10^3 bis 10^5 Jahre diskutiert. Auch das Ergebnis dieses Toxizitätsvergleichs läßt es sinnvoll erscheinen, diesen Zeitrahmen zu wählen. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, daß die Studie Gefährdungspotentiale, nicht tatsächliche Risiken für die Biosphäre, vergleicht.

7. LITERATUR

- /Al 74/ R.E. Alexander
Applications of Bioassay of Uranium
WASH-1251, UC-41, 1974
- /Be 66/ E.J. Bennellick
A Review of the Toxicology and Potential Hazards of
Natural, Depleted and Enriched Uranium
UKAEA-Report AHSB (RP) R58 (1966)
- /Be 84/ W. vom Berg, N. Bolt
Flugascheverwertung in der Bundesrepublik
Deutschland und in den Niederlanden
VGB Kraftwerkstechnik 64, Heft 12, Dezember 1984
S. 1092-1097
- /BGA 85/ Bundesgesundheitsamt
Persönliche Mitteilung von Herrn XXXXXXXXXX
von September 1985
- /Br 74/ Bridges, B.A.
The three-tier approach to Mutagenicity screening
and the concept of radiation-equivalent dose.
Mutation Research 26, 335-340 (1974)
- /Dr 79/ E. Drosselmeyer
Grenzwertsetzung für chemische Schadstoffe
KfK 2804, 1979
- /Eh 77/ L. Ehrenberg and S. Osterman-Golkar
Reaction kinetics of chemical pollutants as a basis
of risk estimates in terms of rad-equivalence in
"First European Symposium on Rad-Equivalence",
Proceedings of the Seminar on Radiobiology -
Radiation Protection - Orsay 1976, EUR 5725e (1977)

- /EWG 80/ Richtlinien des Rates der Europäischen Gemeinschaften vom 15. Juli 1980 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (80/778/EWG). Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 229 vom 30.08.1980, 11-29
- /Gl 79/ H. Glubrecht
Dose comparisons in the Effects of radiation and of chemical pollutants
Atomkernenergie Kerntechnik, 1979
- /Gl 81/ Das Strahlenrisiko im Vergleich zu chemischen und biologischen Risiken:
Symposium Homburg/Saar, Mai 1980/Umweltrisiko 80
Hrsg. von B. Glöbel ...
Thieme Verlag, Stuttgart, New York, 1981
- /Ha 85/ H. Hamm, R. Hüller
Rätsel um Reste-Aufbereitung von Reststoffen aus Kohlekraftwerken
Energie, Jahrg. 37, Nr. 6, Juni 85
- /He 84/ H. Heinrichs, H.-J. Brumsack, H. Lange
Emissionen von Stein- und Braunkohlekraftwerken der Bundesrepublik Deutschland
Fortschritte der Mineralogie (62. Bd.)
E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart
August 1984, S. 79-105
- /He 85/ A. Herrmann, H.-J. Brumsack, H. Heinrichs
Notwendigkeit, Möglichkeit und Grenzen der Untergrunddeponie anthropogener Schadstoffe
Zur Publikation angenommen:
Naturwissenschaften, Band 72, Heft 8, 1985

- /IC 81/ ICRP Publication 30
Limits for Intakes of Radionuclides by Workers
Pergamon Press, Oxford: New York: Frankfurt, 1977-81
- /Ja 76/ W. Jacobi
Vergleichende Betrachtungen über das somatische
Risiko der Bevölkerung durch Strahlung und
Chemikalien
in "Kernenergie und Umwelt"
Erich Schmidt Verlag, 1976
- /Kr 85/ H. Krolewski
Maßnahmen zur Luftreinhaltung bei Kraftwerken und
ihre Auswirkungen auf Wasser und Abfall
VGB Kraftwerkstechnik, Sept. 1985
- /La 77/ R. Latarjet
La pollution chimique mutagène et le système des
rad-équivalents
- /Me 84/ Ernest Merian
Metalle in der Umwelt:
Verteilung, Analytik und biologische Relevanz
Verlag Chemie, 1984
ISBN 3-527-25817-5
- /Mü 81/ G. Müller
Die Schwermetallbelastung der Sedimente des Neckars
und seiner Nebenflüsse: Eine Bestandsaufnahme
Chemiker Zeitung, 1981
- /Pr 77/ S. Prêtre, L. Babocsay, W. Jeschki
Vergleich der Schädlichkeit von radioaktiven und
chemischen Schadstoffen:
Aufnahme von Cs-137 und Methylquecksilber durch
Fischkonsum
Schweizerische Vereinigung für Atomenergie, Beilage
zum Bulletin Nr. 19, November 1979

- /PSE 85/ Projekt Sicherheitsstudien Entsorgung (PSE)
Potentielle Strahlenexposition durch Nutzung von
radioaktiv kontaminiertem Grundwasser
Abschlußbericht, Fachband 19, Berlin, Jan. 1985
- /PTB 85/ Physikalisch-Technische-Bundesanstalt
Kumulierte Nuklidinventare und Elementmengen als
Funktion der Zeit bis 10^7 Jahre für die Endlager
Konrad, Gorleben/direkte Endlagerung und
Gorleben/Wiederaufarbeitung
- /Sa 83/ E. Sauter
Grundlagen des Strahlenschutzes
Thiemig-Taschenbuch, Band 95/96
2. Aufl. 1983, ISBN 3-521-06137-X
- /Sc 68/ H. Schieferdecker
Bestimmung von Radionukliden in biologischem
Material
Report KFK 810, GfK-Karlsruhe (Nov. 1968)
- /TrinkwV/ Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für
Lebensmittelbetriebe
(Trinkwasser-Verordnung - TrinkwV)
Entwurf vom 22. April 1985 des Bundesministers für
Jugend, Familie und Gesundheit
- /TÜV 76/ Studie über Sicherheits- und Sicherungsanforderungen
zur Lagerung großer Mengen abgereicherten Urans in
der Form von UF_6
TÜV Rheinland e.V., 1976
- /TÜV 80/ W. Jockel
Radioaktive Emissionen aus konventionellen
Kraftwerken
Abschlußbericht des Forschungsvorhabens St.Sch.695
TÜV Rheinland, März 1980

- /UBA 79/ Umweltbundesamt
Wasserinhaltsstoffe in Grundwasser-Reaktionen,
Transportvorgänge und deren Simulation,
Erich Schmidt-Verlag Berlin, 4/79, S. 44 und 45
- /VGB 84/ H. Gutberiet
Messung der Schwermetallabscheidung einer
Rauchgasentschwefelungsanlage nach dem
Kalkwaschverfahren
VGB-TW-303, 1984
- /Wa 77/ P.J. Walsh, G.G. Killough, D.C. Parzyck, P.S.
Rohwer, E.M. Rupp, B.L. Whitfield, R.S. Booth, R.J.
Raridon
CUMEX - a cumulativ hazard index for assessing
limiting Exposures to environmental pollutants
ORNL-5263, 1977
- /Wi 85/ O. Willmes, K. Winter
Untersuchungen zum Deponieverhalten von Rückständen
aus Verbrennung und Rauchgasentschwefelung bei
Rheinischer Braunkohle
VGB-Konferenz "Kraftwerk und Umwelt 1985"

I. TABELLENVERZEICHNIS

- Tab. 2-1: In den Endlögern durch den radioaktiven Zerfall nach 10^7 Jahren vorliegende stabile Elementmengen
- Tab. 2-2: In die Endlögern mit den Abfallbehältern eingebrachte Metallmengen
- Tab. 3-1: Randbedingungen, ein- und austretende Stoffströme für das Referenzsteinkohlekraftwerk Scholven F mit einer elektrischen Leistung von 740 MW und REA
- Tab. 3-2: Reststoffmengen für moderne Steinkohlekraftwerke mit Trockenfeuerung und Rauchgasentschwefelung nach dem Kalkwaschverfahren
- Tab. 3-3: Schadstoffkonzentrationen in Reststoffen eines Steinkohlekraftwerks (Scholven F)
- Tab. 3-4: Mittlere Radionuklidgehalte (in pCi/g) von Kohle und Abfallstoffen aus der Steinkohleverfeuerung (Schmelzfeuerung) /TÜV 80/
- Tab. 3-5: Schadstoffmengen der Reststoffe für moderne Steinkohlekraftwerke mit Trockenfeuerung und Rauchgasentschwefelungsanlage für eine erzeugte elektrische Energie von 1 Gwa
- Tab. 3-6: Radioaktives Inventar von Steinkohleasche und Elektrofilterstaub für eine erzeugte elektrische Energie von 1 Gwa

- Tab. 4-1: Gehalte von 25 Elementen in der Erdkruste und deren häufigen Gesteinen (angegeben in ppm)
- Tab. 4-2: Vergleich der Aktivitäten für die Radionuklide, die im Elektrofilterstaub enthalten sind, mit der Aktivität dieser Nuklide aus den Abfällen des Kernbrennstoffkreislaufes für das Endlager Gorleben (Angaben für eine erzeugte elektrische Energie von 2.500 Gwa)
- Tab. 4-3: Elementmengen der radioaktiven Einlagerungsprodukte nach Endlagerung und nach 10^7 Jahren
- Tab. 5-1: Gefährdungsindex (GI) für die Reststoffe aus der Kohleverbrennung bezogen auf 1 Gwa erzeugte elektrische Energie bei Verwendung der jeweils restriktivsten Grenzwerte aus verschiedenen Verordnungen und Richtlinien /UBA 79/
- Tab. 5-2: Gefährdungsindex für die Reststoffe aus der Kohleverbrennung bezogen auf 1 Gwa erzeugte elektrische Energie bei Verwendung der Grenzwerte für Schwermetalle nach TrinkwV, Entwurf vom 22.4.85 (TrinkwV)
- Tab. 5-3: Gefährdungsindex für die Reststoffe aus der Kohleverbrennung bezogen auf 1 Gwa erzeugte elektrische Energie bei Verwendung der zulässigen Höchstkonzentrationen von toxischen Stoffen im Trinkwasser aus /EWG 80/
- Tab. 5-4: Gefährdungsindex (Bevölkerung) für die chemischen Schadstoffe aus dem Kernbrennstoffkreislauf bezogen auf 1 Gwa erzeugte elektrische Energie
- Tab. 5-5: Gefährdungsindex (letal) für die Reststoffe aus der Kohleverbrennung bezogen auf 1 Gwa erzeugte elektrische Energie

II. ABBILDUNGSVERZEICHNIS

- Abb. 2-1: Zeitabhängiges Aktivitätsinventar des Endlagerbergwerks Gorleben nach Wiederaufarbeitung (WA) der Brennelemente
- Abb. 2-2: Zeitabhängiges Aktivitätsinventar des Endlagerbergwerks Gorleben bei direkter Endlagerung (DE) der Brennelemente
- Abb. 2-3: Zeitabhängiges Gesamtaktivitätsinventar des Endlagerbergwerks Konrad
- Abb. 2-4: Zeitabhängige Gesamtaktivitätsinventare der verschiedenen Endlagerbergwerke
- Abb. 3-1: Ascheflußschema /VGB 84/
- Abb. 3-2: Rauchgasentschwefelungsanlage des 740-MW-Steinkohle-Kraftwerksblock Scholven F /VGB 84/
- Abb. 4-1: Dosis-Wirkungskurve eines (essentiellen) Metalles /Me 84/
- Abb. 5-1: Toxizitätsvergleich eines nuklearen und konventionellen Endlagers (Gefährdungsindex Bevölkerung)
- Abb. 5-1a: Toxizitätsvergleich eines nuklearen (rad. und chem.) und konventionellen Endlagers (Gefährdungsindex Bevölkerung)
- Abb. 5-2: Den Gefährdungsindex bestimmende Nuklide im Endlager Gorleben nach WA

- Abb. 5-3: Den Gefährdungsindex bestimmende Nuklide im Endlager Gorleben bei DE
- Abb. 5-4: Den Gefährdungsindex bestimmende Nuklide im Endlager Konrad, bezogen auf das gesamte Endlagerinventar
- Abb. 5-5: Toxizitätsvergleich eines nuklearen und konventionellen Endlagers (Gefährdungsindex letal)
- Abb. 6-1: Vergleich der Gefährdungsindices (Bevölkerung) berechnet nach ICRP 30 und StrlSchV für das nukleare Endlager

8. TABELLEN

stabiles Isotop	Gorleben bei DE Mg/2500 GWa	Gorleben bei WA Mg/2500 GWa	Konrad Mg
Pd 106	0,13	0,13	vernach- lässigbar
Te 125	0,14	0,14	
Te 126	1,79	1,79	
Xe 129	6,56	6,56	
Ba 134	1,78	1,78	
Ba 135	19,1	19,1	
Ba 137	90,4	90,4	
Sm 147	1,38	1,38	
Eu 151	3,79	3,79	
Gd 154	1,97	1,97	
Cd 155	0,11	0,11	
Pb 206	114	1,45	
Pb 207	7,54	0,22	0,01
Pb 208	0,03	--	0,01
Bi 209	127	56,6	0,03

Tab. 2-1: In den Endlagern durch den radioaktiven Zerfall nach 10^7 Jahren vorliegende stabile Elementmengen

Endlager	Einheit	Metalle			
		Eisen	Blei	Chrom	Nickel
Gorleben	Mg/2500 GWa	800.000	44.000	--	--
bei WA	Mg/ 1 GWa	320	17,6	--	--
Gorleben	Mg/2500 GWa	2.500.000	44.000	48.000	33.000
bei DE	Mg/ 1 GWa	1.000	17,6	19,2	13,2
Konrad	Mg	220.000	21.000	--	--

-- keine Angaben

Tab. 2-2: In die Endlager mit den Abfallbehältern eingebrachte Metallmengen

Kraftwerk: Scholven F	
. Elektrische Leistung	740 MW
. Thermische Leistung	1860 MW
. Rauchgasmenge	2,35 · 10 ⁶ m ³ /h
. Verfahrensprinzip: Trockenfeuerung	
Brennstoff: Steinkohle als Feinkohle	
. Schwefelgehalt	1 %
. unterer Heizwert	28,5 MJ/kg
. Brennstoffverbrauch	235 Mg/h
. Ascheanteil (10 %)	23,5 Mg/h
Rauchgasentschwefelungsanlage (REA)	
. z.Zt. 3 baugleiche Bahnen für je 25 % der Rauchgasmenge	
. ab 1988 4 baugleiche Bahnen für 100 % der Rauchgasmenge	
. Rauchgasmenge pro Bahn (trocken)	588.000 m ³ /h
. Verfahren Thyssen/Mitsubishi Kalkwäsche/Gips	
Reststoffe	
. Grobasche (10 %)	2,35 Mg/h
. Elektrofilterasche (90 %)	21,15 Mg/h
. Gips	2,76 Mg/h. Bahn
. Filterschlamm (diskontinuierlich)	0,12 Mg/h. Bahn
. gereinigtes Abwasser	ca. 17 m ³ /h

Tab. 3-1: Randbedingungen, ein- und austretende Stoffströme für das Referenzsteinkohlekraftwerk Scholven F mit einer elektrischen Leistung von 740 MW und REA

Reststoff	Scholven F Mengenanfall Mg/h	Reststoffmengen (in Mg) erzeugte elektrische Energie	
		0,74 GWa	1 GWa
Grobasche	2,35	20.600	27.800
Elektrofilterasche	21,15	185.300	250.400
Gips	11,04*	96.700	130.700
Klärschlamm	0,48*	4.200	5.700
Summe	35,02	306.800	414.600

* für 4 Bahnen

Tab. 3-2: Reststoffmengen für moderne Steinkohlekraftwerke mit Trockenfeuerung und Rauchgasentschwefelung nach dem Kalkwaschverfahren

Element	mittlere Konz. in Grobasche	mittlere Konz. in Elektro- filterasche	mittlere Konz. in Gips	mittlere Konz. im Filter- Schlamm
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
As (Arsen)	9,1	55	0,5	3,0
Be (Beryllium)	11,5	20	0,02	0,54
Bi (Wismut)	< 0,5	2	0,5	0,2
Cd (Cadmium)	0,33	2	0,06	3,3
Co (Kobalt)	95	183	0,17	4,7
Cr (Chrom)	214	274	0,8	12,6
Cu (Kupfer)	205	321	0,8	20,5
Hg (Quecksilber)	< 0,2	0,59	0,10	6,1
Ni (Nickel)	282	465	0,4	18
Pb (Blei)	73	267	5,8	68
Sb (Antimon)	8,2	25	< 0,5	< 1
Se (Selen)	< 0,1	5,3	0,11	116
Te (Tellur)	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 1
Tl (Thallium)	< 0,5	5,1	< 2	< 0,5
U (Uran)	9	11	0,09	1,7
V (Vanadium)	321	529	0,86	15,4
Zn (Zink)	158	359	14	256

Tab. 3-3: Schadstoffkonzentrationen in Reststoffen eines Steinkohlekraftwerks (Scholven F)

Nuklid		mittlere Nuklidgehalte in pCi/g				
		Kohle	Granulat	Vorreini- gungsstaub	Nachreini- gungsstaub	Reingas- staub
Uran-Radium-Reihe	U-238 (Th-234)	1,0	5,7	6,6	8,8	9,1
	U-234	--	--	--	--	9,4
	Th-230	--	--	--	--	5,9
	Ra-226 (Pb-214, Bi-214)	0,5	5,3	5,7	6,4	8,0
	Pb-210	0,7	2,6	38	64	66
	Po-210	0,8	0,5	39	108	124
Thorim-Reihe	Th-232	0,5	2,8	2,6	2,9	2,4
	Th-228	--	--	--	--	2,4
	Ac-228, Pb-212 Tl-208	0,2	2,5	2,7	3,0	3,3
	K-40	2,1	21	22	23	26

Tab. 3-4: Mittlere Radionuklidgehalte (in pCi/g) von Kohle und Abfallstoffen aus der Steinkohleverfeuerung (Schmelzfeuerung) /TÜV 80/

Element	Grobasche kg	Elektro- filterasche kg	Gips kg	Filter- Schlamm kg	Summe kg
As	252	13772	65	17	14106
Be	320	5008	3	3	5334
Bi	14	501	65	1	581
Cd	9	501	8	19	537
Co	2641	45823	22	27	48513
Cr	5949	68610	105	72	74736
Cu	5699	80378	105	117	86299
Hg	6	148	13	35	202
Ni	7840	116436	52	103	124431
Pb	2029	68857	758	388	72032
Sb	228	6260	65	6	6559
Se	3	1327	14	661	2005
Te	14	125	65	6	210
Tl	1	1227	261	3	1542
U	250	2754	12	10	3026
V	8924	132462	112	88	141586
Zn	4392	89894	1829	1459	97574

Tab. 3-5: Schadstoffmengen der Reststoffe für moderne Steinkohle-
kraftwerke mit Trockenfeuerung und Rauchgasentschwefe-
lungsanlage für eine erzeugte elektrische Energie von
1 Gwa

Nuklid	Radioaktives Inventar			
	Grobasche		Elektrofilterstaub	
	Bq	(Ci)	Bq	(Ci)
U-238	5,9 E+09	(0,16)	6,1 E+10	(1,65)
Ra-226	5,5 E+09	(0,15)	5,3 E+10	(1,43)
Pb-210	2,7 E+09	(0,07)	3,5 E+11	(9,52)
Po-210	5,1 E+08	(0,01)	3,6 E+11	(9,77)
Th-232	2,9 E+09	(0,08)	2,4 E+10	(0,65)
K-40	2,2 E+10	(0,58)	2,0 E+11	(5,51)

Tab. 3-6: Radioaktives Inventar von Steinkohleasche und Elektrofilterstaub für eine erzeugte elektrische Energie von 1 Gwa

	Be	Mg	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As	
Tonsteine	3	16000	4600	130	90	850	48000	19	68	45	95	10	
Grauwacken	3	13000	3800	67	50	750	38000	20	40	45	105	8	
Kalke	[0.5] ^{a)}	26000	400	20	11	700	15000	2	15	4	23	2.5	
Granitische Gesteine	5.5	6000	3000	94	12	325	20000	4	7	13	50	1.5	
Gneise, Glimmerschiefer	3.8	13000	3870	60	76	600	33000	13	26	23	65	4.3	
Basaltisch-gabbroide													
Gesteine	0.6	37000	9700	251	168	1390	86000	48	134	90	100	1.5	
Granulite	2.1	14000	3520	73	88	895	38000	15	33	27	65	[4] ^{a)}	
Kontinentale Kruste	2.9	16000	4680	109	88	800	42000	19	45	35	69	3.4	
Ozeanische Kruste													
(Ozeanische Basalte)	1	50000	7000	252	317	1200	70000	45	144	81	78	[1.5] ^{a)}	
Se	Zr	Mo	Ag	Cd	Sn	Te	Pt	Au	Hg	Tl	Pb	Bi	
Tonsteine	0.5	160	1.3	0.07	0.13	2.5	-	[0.01] ^{a)}	0.0025	0.45	0.68	22	0.13
Grauwacken	0.1	450	0.7	[0.1]	0.09	[3]	-	[0.01] ^{a)}	0.003	0.11	0.20	14	0.07
Kalke	0.19	19	0.4	0.0x ^{b)}	0.16	[0.x] ^{b)}	-	[0.001] ^{a)}	0.002	0.03	0.05	5	0.02
Granitische Gesteine	0.04	145	1.8	0.12	0.09	3.5	0.01	0.005	0.0024	0.03	1.1	32	0.19
Gneise, Glimmerschiefer	0.08	168	[1.5] ^{a)}	0.08	0.10	2.5	[0.02] ^{a)}	[0.01]	0.003	0.02	0.65	16	0.10
Basaltisch-gabbroide													
Gesteine	0.09	137	1	0.11	0.10	1.5	0.008	0.03	0.004	0.02	0.08	3.5	0.04
Granulite	[0.08] ^{a)}	153	[1.5] ^{a)}	0.09	0.10	2.5	[0.02] ^{a)}	[0.01] ^{a)}	0.0015	[0.02] ^{a)}	0.28	9.8	0.04
Kontinentale Kruste	0.077	152	1.5	0.10	0.10	2.5	[0.02] ^{a)}	0.013	0.0025	0.02	0.49	15	0.08
Ozeanische Kruste													
(Ozeanische Basalte)	0.17	85	[0.8]	0.03	0.13	0.9	-	[0.03] ^{a)}	0.002	[0.02] ^{a)}	0.013	0.89	0.006

^{a)} geschätzte Werte []
^{b)} x = Größenordnung

Tab. 4-1: Gehalte von 25 Elementen in der Erdkruste und deren häufigen Gesteinen (angegeben in ppm)

Zeit a	U-238 Bq	Ra-226 Bq	Pb-210 Bq	Po-210 Bq	Th-232 Bq	Aktiniden Gesamt Bq	Ka-40 Bq
Radionuklidaktivität Gorleben (Direkte Endlagerung)							
Initial	8,0 E+14	--	--	--	--	3,7 E+20	
10	8,0 E+14	4,0 E+08	3,8 E+07	3,2 E+07	3,8 E+05	2,4 E+20	
10 ²	8,0 E+14	5,9 E+10	3,1 E+10	3,1 E+10	3,8 E+06	2,5 E+19	
10 ³	8,0 E+14	1,0 E+13	9,7 E+12	9,7 E+12	4,0 E+07	5,7 E+18	
10 ⁴	8,0 E+14	4,7 E+14	4,8 E+14	4,7 E+14	4,8 E+08	1,5 E+18	
10 ⁵	8,0 E+14	3,8 E+15	3,8 E+15	3,8 E+15	6,1 E+09	1,3 E+17	
10 ⁶	8,0 E+14	1,4 E+15	1,4 E+15	1,4 E+15	6,2 E+10	5,3 E+16	
10 ⁷	8,0 E+14	8,0 E+14	8,0 E+14	8,0 E+14	5,5 E+11	1,5 E+16	
Radionuklidaktivität Gorleben (mit Wiederaufarbeitung)							
Initial	8,0 E+12	--	--	--	--	3,0 E+19	
10	8,0 E+12	4,1 E+06	3,8 E+05	3,2 E+05	3,8 E+03	2,1 E+19	
10 ²	8,0 E+12	6,7 E+08	3,5 E+08	3,5 E+08	3,9 E+04	3,9 E+18	
10 ³	8,0 E+12	1,8 E+11	1,7 E+11	1,7 E+11	4,4 E+05	9,6 E+17	
10 ⁴	8,0 E+12	9,9 E+12	9,9 E+12	9,9 E+12	8,2 E+06	1,7 E+17	
10 ⁵	8,0 E+12	7,9 E+13	7,9 E+13	7,9 E+13	1,4 E+08	1,3 E+16	
10 ⁶	8,0 E+12	2,1 E+13	2,1 E+13	2,1 E+13	1,5 E+09	1,5 E+16	
10 ⁷	8,0 E+12	8,0 E+12	8,0 E+12	8,0 E+12	1,3 E+10	9,1 E+14	
Radionuklidaktivität (Steinkohlereststoffe-Elektrofilterstaub)							
Initial	1,5 E+14	1,3 E+14	8,8 E+14	9,0 E+14	6,0 E+13	2,1 E+15	5,1 E+14

Tab. 4-2: Vergleich der Aktivitäten für die Radionuklide, die im Elektrofilterstaub enthalten sind, mit der Aktivität dieser Nuklide aus den Abfällen des Kernbrennstoffkreislaufes für das Endlager Gorleben
(Angaben für eine erzeugte elektrische Energie von 2500 Gwa)

Element	Gorleben		E'ementgewichte in Mg		Konrad	
	Direkte Endlagerung nach 107 Jahren	Gorleben mit Wiederaufarbeitung nach 107 Jahren	mit Einlagerung nach 107 Jahren	nach Einlagerung	nach 107 Jahren	nach 107 Jahren
Strukturmat.						
Co	0,8	17,2	0,8	0,0002	0,01	0,01
Cu	--	3,1	--	--	0,008	0,008
Ni	20,3	0,8	20,2	0,002	0,002	0,002
Gesamt	21,2	21,2	21,2	0,002	0,02	0,02
Aktiniden						
Pb	--	122,0	--	--	0,38	0,38
Bi	--	127,0	--	--	0,02	0,02
Th	--	136,0	--	28,1	28,2	28,2
U	65400	65900	654,0	262,0	261,0	261,0
Np	41,8	5,9	41,8	0,003	0,001	0,001
Pu	791,3	--	9,5	0,20	--	--
Am	40,4	--	40,4	0,003	--	--
Cm	8,7	--	8,7	--	--	--
Gesamt	66300	66300	755	290,0	290,0	290,0
Spaltprodukte						
Rb	40,2	40,1	40,1	--	--	--
Sr	38,4	0,006	38,4	0,005	--	--
Zr	61,7	39,1	61,7	0,006	0,005	0,005
Tc	71,7	--	71,7	0,02	--	--
Ru	0,1	71,1	0,1	--	0,021	0,021
J	18,4	11,8	18,4	1,85	1,19	1,19
Cs	112,2	1,0	112,0	0,02	--	--
Ba	--	111,0	--	--	0,02	0,02
Gesamt	353	352	353	1,90	1,90	1,90

Tab. 4-3: Elementmengen der radioaktiven Einlagerungsprodukte nach Einlagerung und nach 107 Jahren

Element	Gesamt- inventar Mg/GWa	Trinkwasser Grenzwert ¹ mg/l	Quelle	Gefährdungs- index 1/GWa
As	14,11	0,01	W 151 A EG-Al, G	2,82 E 09
Be	5,33	0,0001	W 151 A	1,07 E 11
Bi	0,58	0,03	W 151 A	3,87 E 07
Cd	0,54	0,001	EG-Al, G	1,08 E 09
Co	48,51	0,05	W 151 A	1,94 E 09
Cr	74,74	0,03	W 151 A	4,98 E 09
Cu	86,30	0,02	EG-Al, G	8,63 E 09
Hg	0,20	0,0001	EG-Al, I	4,00 E 09
Ni	124,43	0,03	W 151 A	8,30 E 09
Pb	72,03	0,03	W 151 A	4,80 E 09
Sb	6,56	0,03 ²	wie Blei	4,37 E 08
Se	2,01	0,008	TVO	5,03 E 08
Te	0,21	0,03 ²	wie Blei	1,40 E 07
Tl	1,54	0,03 ²	wie Blei	1,02 E 08
U	3,03	0,03 ²	wie Blei	2,02 E 08
V	141,59	0,05	W 151 A	5,66 E 09
Zn	97,57	0,5	TVO, W 151 A	3,90 E 08
Summe GI				1,51 E 11

¹ jeweils kleinster Wert

² Annahme

Tab. 5-1: Gefährdungsindex (GI) für die Reststoffe aus der Kohleverbrennung bezogen auf 1 GWa erzeugte elektr. Energie bei Verwendung der jeweils restriktivsten Grenzwerte aus verschiedenen Verordnungen und Richtlinien /UBA 79/

Element	Trinkwasser Grenzwert mg/l	Gefährdungs- index 1/GWa
Sb	0,01	1,31 E 09
As	0,04	7,06 E 08
Pb	0,04	3,60 E 09
Cd	0,005	2,16 E 08
Cr	0,05	3,00 E 09
Ni	0,05	4,98 E 09
Hg	0,0001	4,00 E 08
Se	0,01	4,02 E 08
	Summe	1,46 E 10

Tab. 5-2: Gefährdungsindex für die Reststoffe aus der Kohleverbrennung bezogen auf 1GWa erzeugte elektrische Energie bei Verwendung der Grenzwerte für Schwermetalle nach TrinkwV, Entwurf vom 22.4.85 /TrinkwV/

Element		Zulässige Höchst-Kon- zentration (ZHK) mg/l	Gefährdungs- index l/GWa
unerwünschte Stoffe	Cu	3	vernach- lässigbar
	Zn	5	
	Ag	0,01	
toxische Stoffe	As	0,05	5,64 E 08
	Cd	0,005 ¹	2,16 E 08
	Cr	0,05 ¹	2,99 E 09
	Hg	0,001 ¹	4,00 E 08
	Ni	0,05 ¹	4,98 E 09
	Pb	0,05	2,88 E 09
	Sb	0,01 ¹	1,31 E 09
	Se	0,01 ¹	4,02 E 08
Summe			1,37 E 10

¹ gleiche Grenzwerte wie in TrinkwV s. Tab. 5-2

Tab. 5-3: Gefährdungsindex für die Reststoffe aus der Kohle-
verbrennung bezogen auf lGwa erzeugte elektrische
Energie bei Verwendung der zulässigen Höchstkonzent-
ration von toxischen Stoffen im Trinkwasser aus /EWG 80/

Element	Inventar Mg/GWa	Grenzwerte mg/l	Gefährdungs- index (Bevölkerung) 1/GWa
nach Wiederaufarbeitung			
Pb	17,6	0,04	8,8 E+8
direkte Endlagerung			
Pb	17,6	0,04	8,8 E+8
Cr	19,2	0,05	7,68 E+8
Ni	13,2	0,05	5,28 E+8
S u m m e			2,17 E+9

Tab. 5-4: Gefährdungsindex (Bevölkerung) für die chemischen Schadstoffe aus dem Kernbrennstoffkreislauf bezogen auf 1GWa erzeugte elektrische Energie .

Element	Inventar kg/GWa	LD50 g	Gefährdungsindex (letal) l/GWa
As	14.106	0,15	9,40 E 7
Cd	537	10,0	5,37 E 4
Hg	202	3,5	5,77 E 4
Pb	72.032	50,0	1,44 E 6
Sb	6.559	7,0	9,37 E 5
Se	2.005	1,0	2,00 E 6
Te	210	2,0	1,05 E 5
Tl	1.542	0,8	1,93 E 6
S u m m e			1,01 E 8

Tab. 5-5: Gefährdungsindex (letal) für die Reststoffe aus der Kohleverbrennung bezogen auf 1GWa erzeugte elektrische Energie

9. ABBILDUNGEN

— Gesamtaktivitaet fuer 2500 GWe
 — Strukturmaterial
 - - - - - Spaltprodukte
 - - - - - Aktiniden

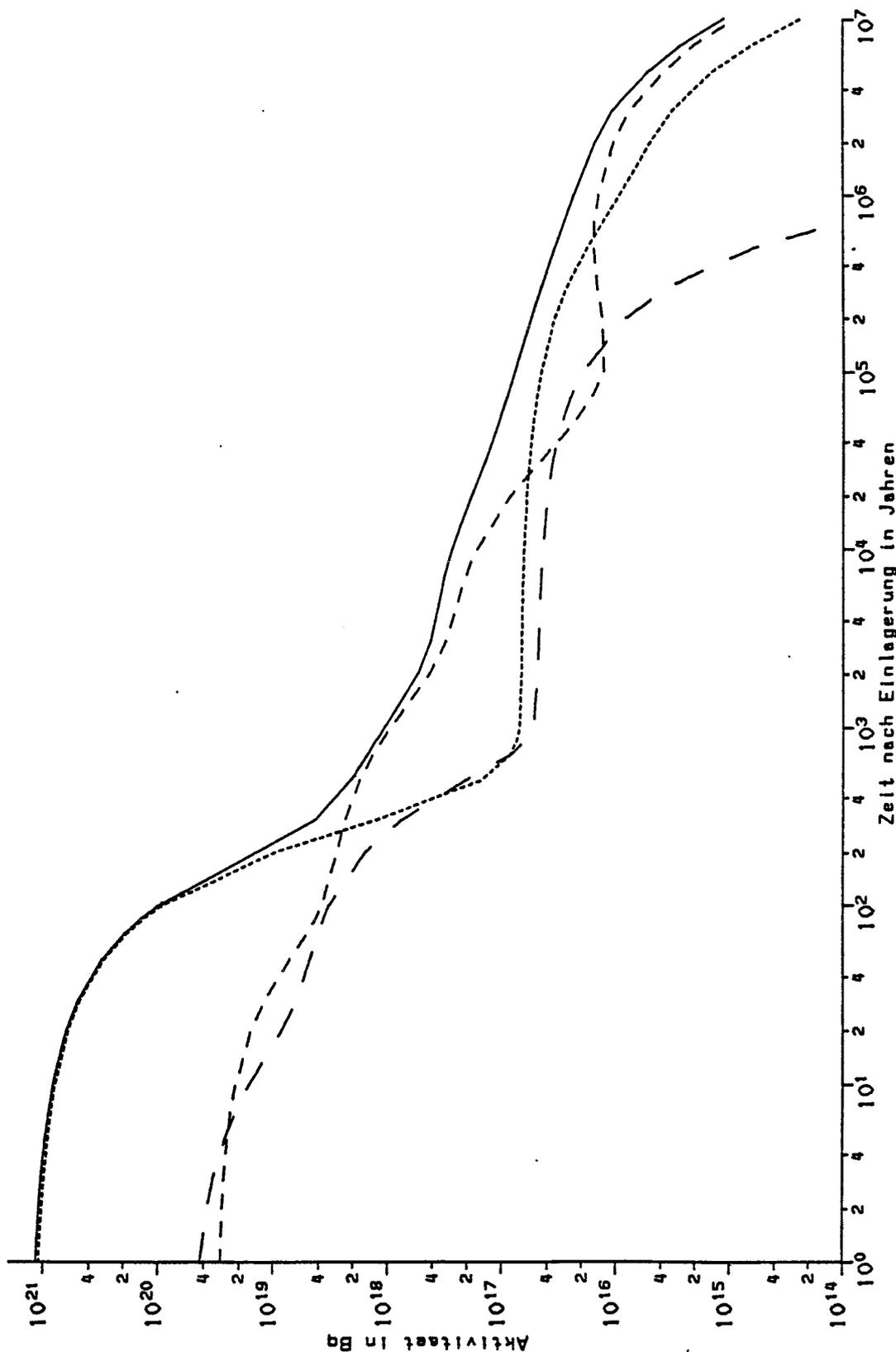


Abb. 2-11

Zeitbaengiges Aktivitaetsinventar des Endlagerbergwerks
 Gorleben nach Wiederaufarbeitung (WA) der Brennelemente

GUW

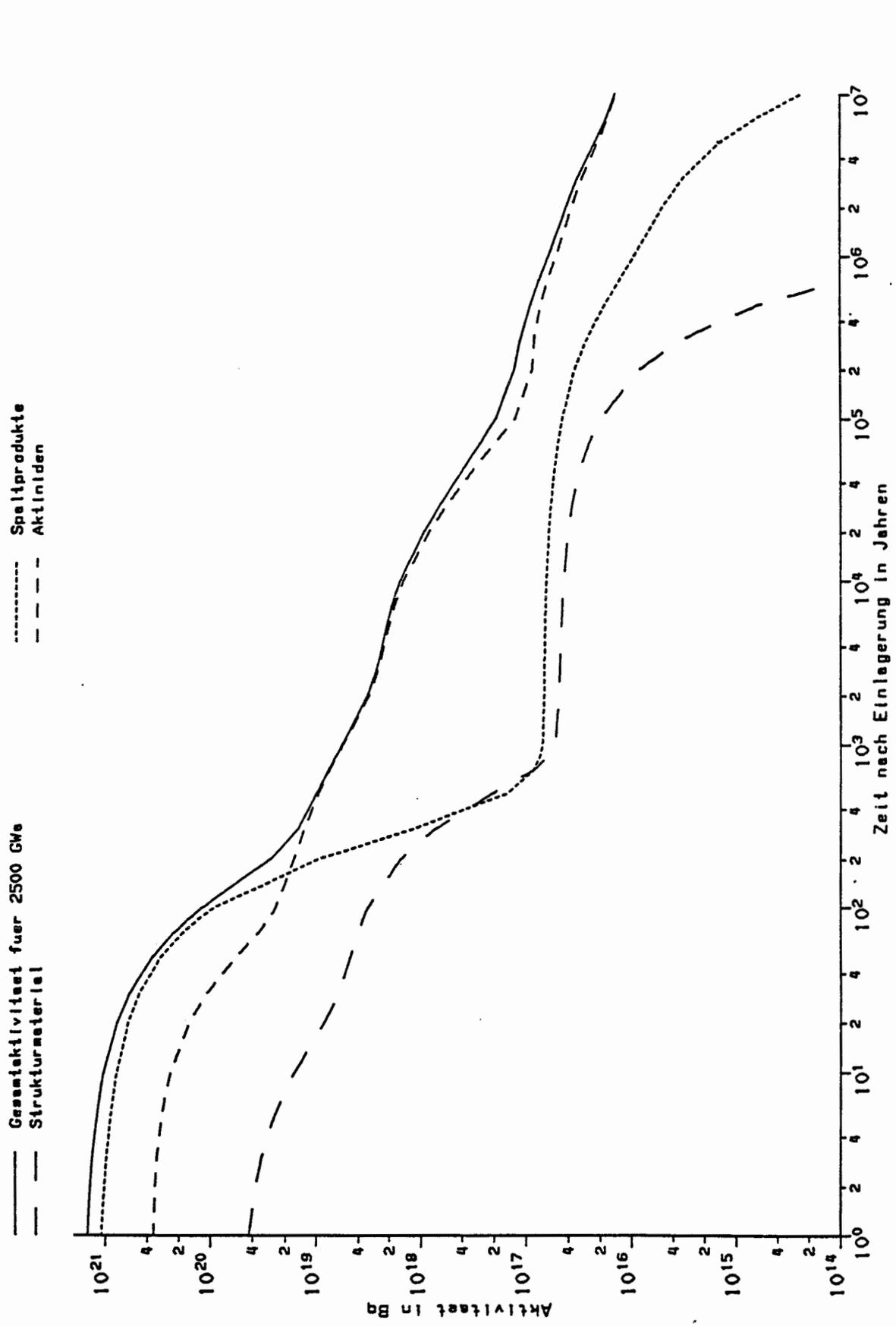


Abb. 2-21 Zeitabhaengiges Aktivitaetsinventar des Endlagerbergwerks Gerleben bei direkter Einlagerung (DE) der Brennelemente GUM

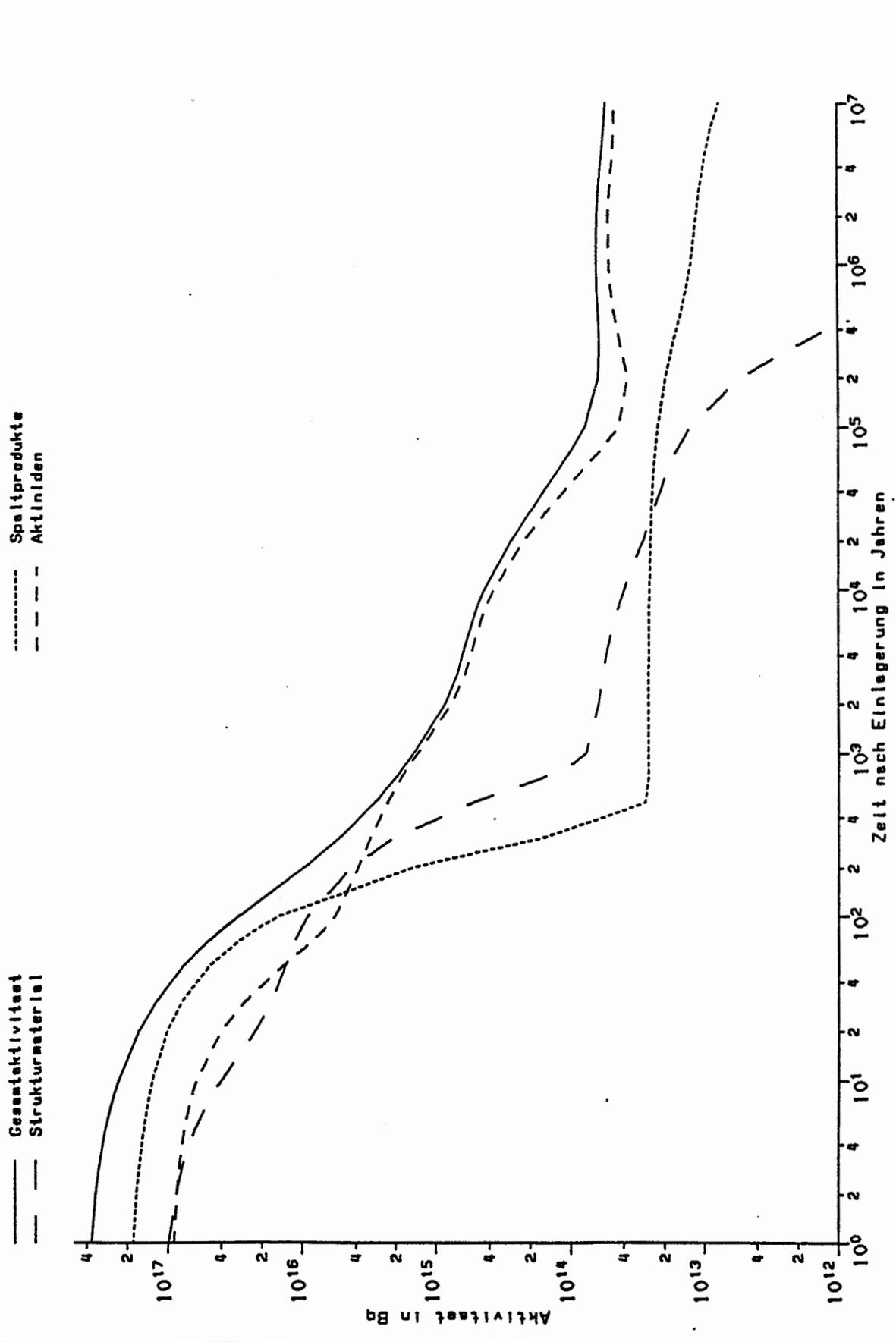


Abb. 2-31: Zeitabhaengiges Gesamtaktivitaetsinventar des Endlagerbergrwerks Konrad GUW

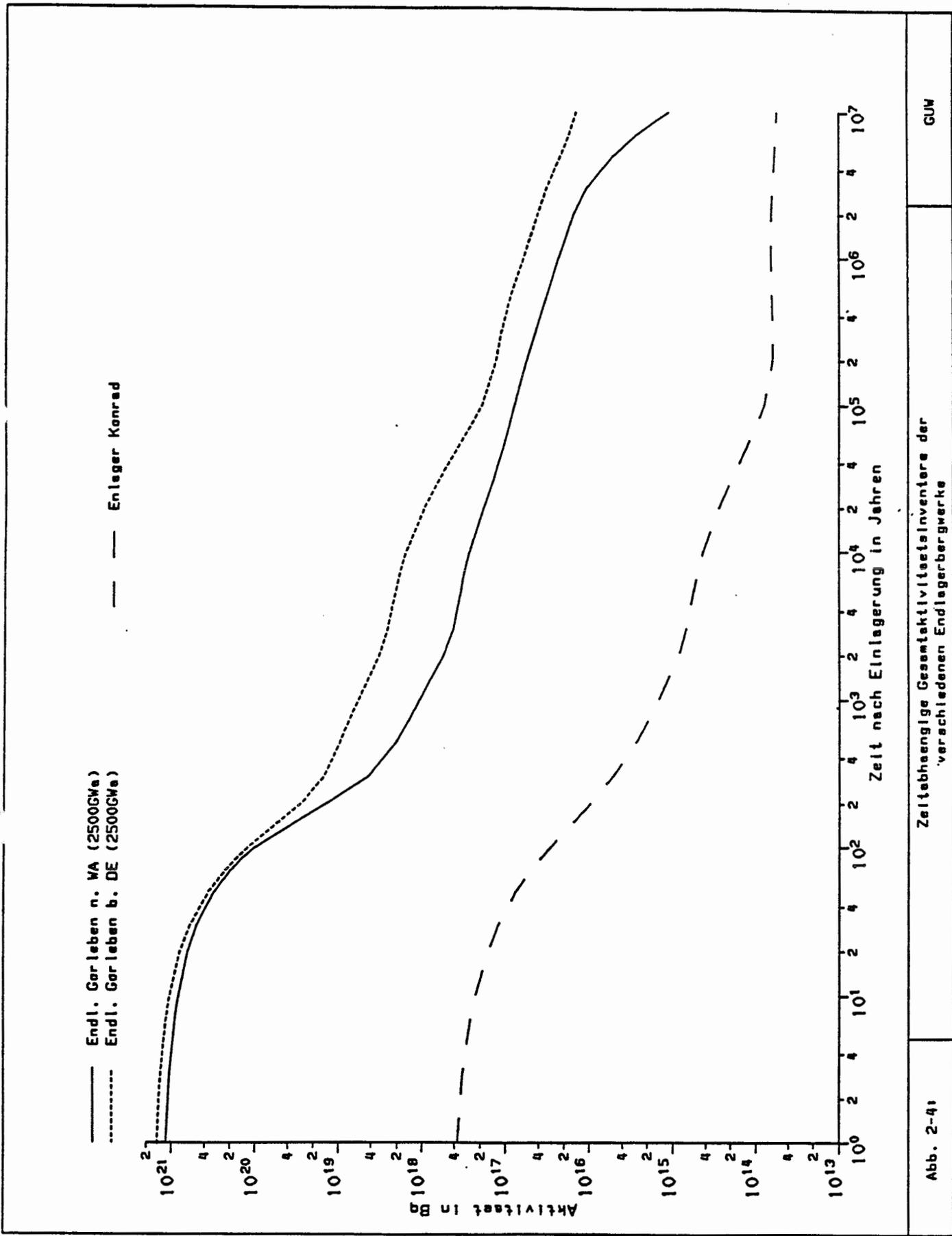


Abb. 2-4: Zeitabhangige Gesamtaktivitatsinventure der verschiedenen Endlagerbergwerke GUW

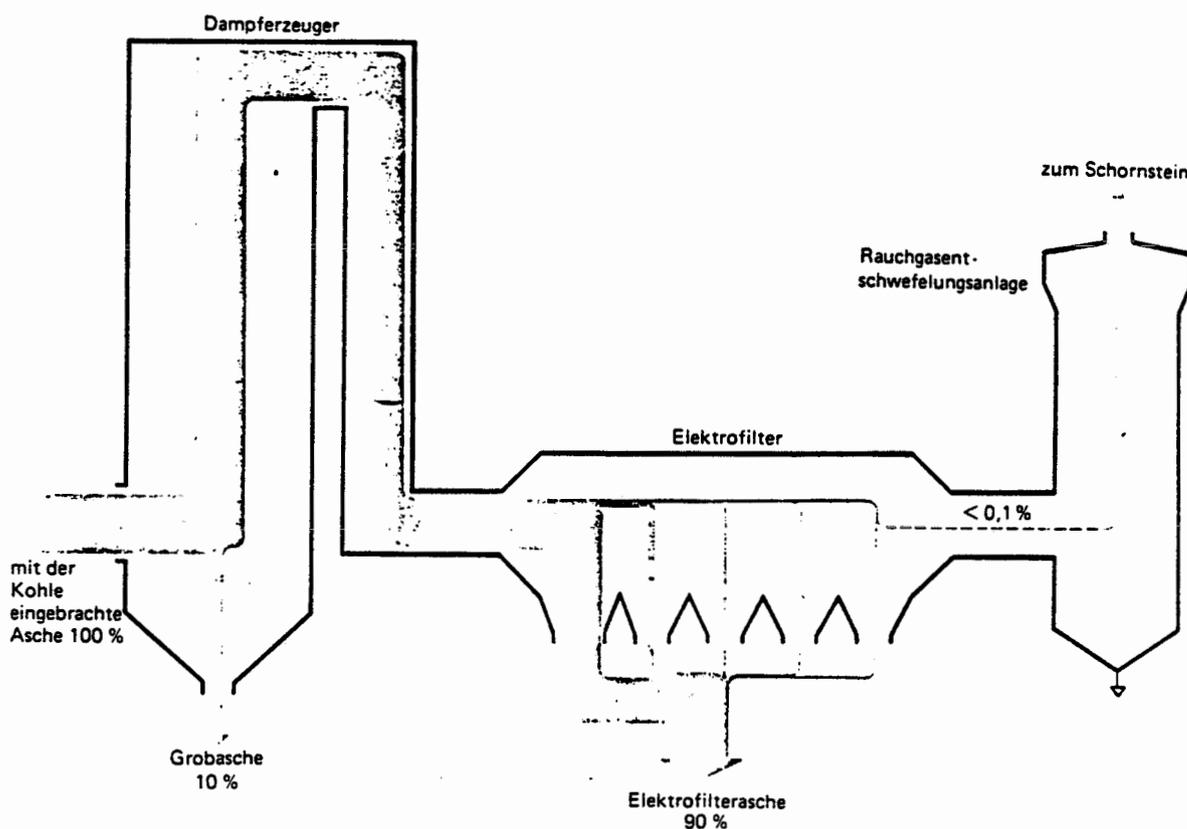
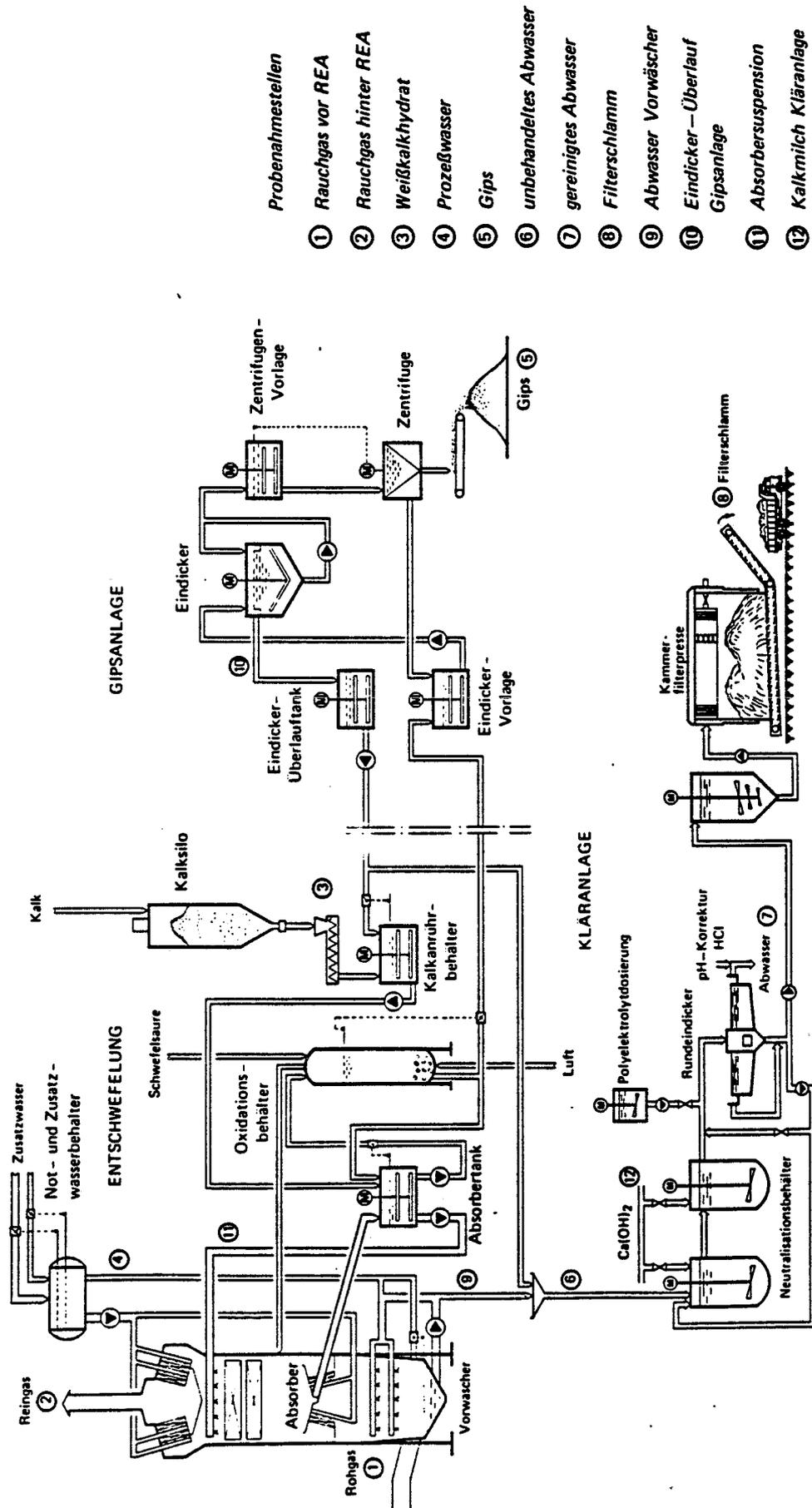


Abb. 3-1: Ascheflußschema /VGB 84/



Probenahmestellen

- ① Rauchgas vor REA
- ② Rauchgas hinter REA
- ③ Weißkalkhydrat
- ④ Prozeßwasser
- ⑤ Gips
- ⑥ unbehandeltes Abwasser
- ⑦ gereinigtes Abwasser
- ⑧ Filterschlamm
- ⑨ Abwasser Vorwäscher
- ⑩ Eindicker-Überlauf Gipsanlage
- ⑪ Absorbersuspension
- ⑫ Kalkmilch Kläranlage

Abb. 3-2: Rauchgasentschwefelungsanlage des 740-MW-Steinkohle-Kraftwerksblocks Scholven F /VGB 84/

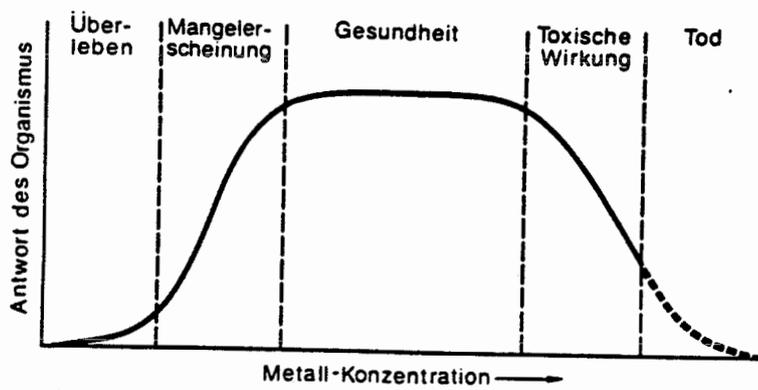
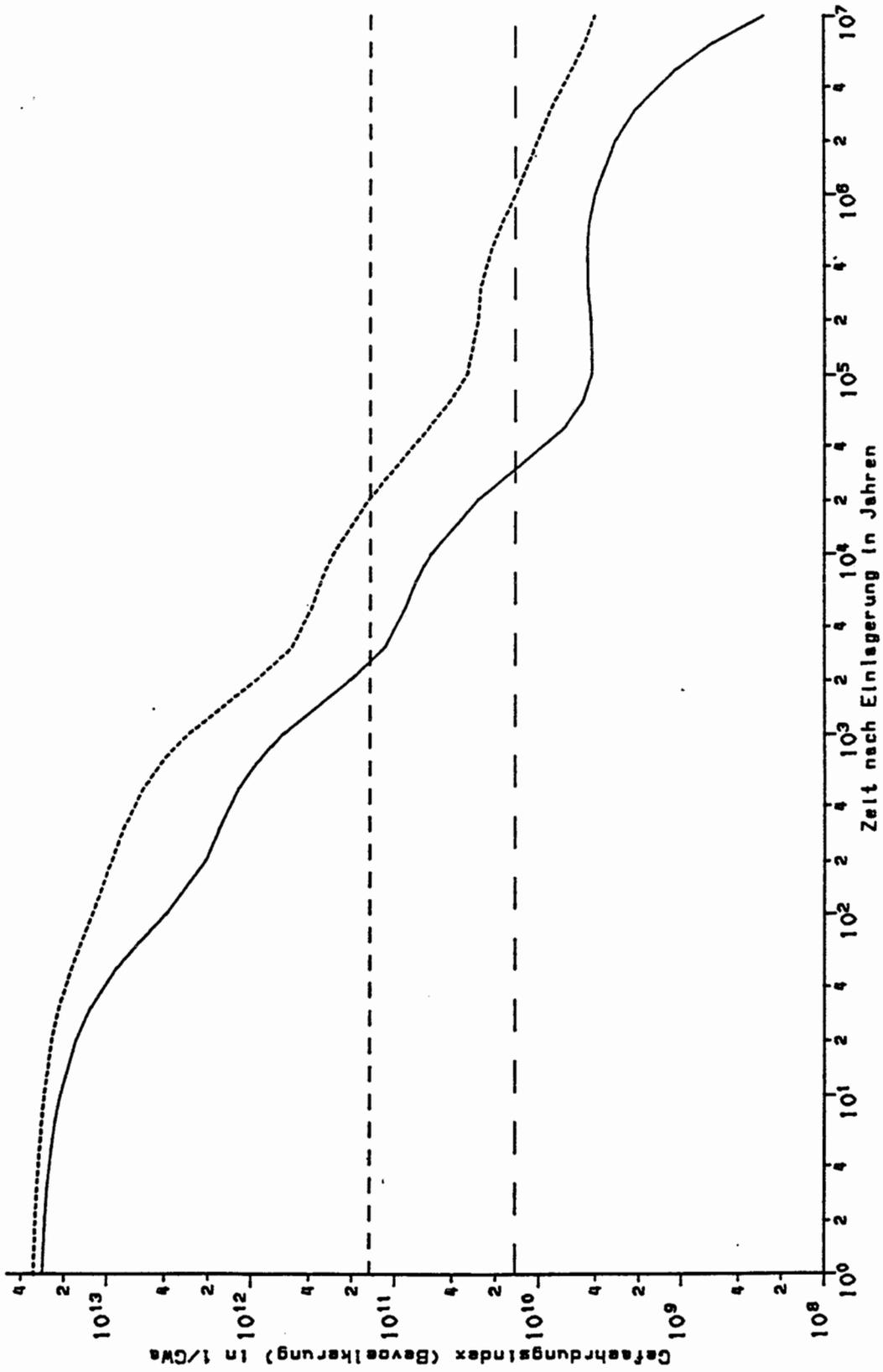


Abb. 4-1: Dosis-Wirkungskurve eines (essentiellen) Metalls /Me 84/

Konventionelles Endlager:
 - - - - - restriktive Grenzwerte
 - - - - - Grenzwerte nach Trinkw

Nukleares Endlager:
 nach Wiederaufarbeitung
 - - - - - bei direkter Endlagerung



Toxizitätsvergleich eines nuklearen und konventionellen Endlagers (Gefährdungsindex Bevölkerung)

Abb. 5-1:

Nukleares Endlager:
 VA (radio- und chemotoxisch)
 VA (radiotoxisch)
 DE (radio- und chemotoxisch)
 DE (radiotoxisch)

Konventionelles Endlager:
 restriktivste Grenzwerte
 Grenzwerte nach TrinkwV

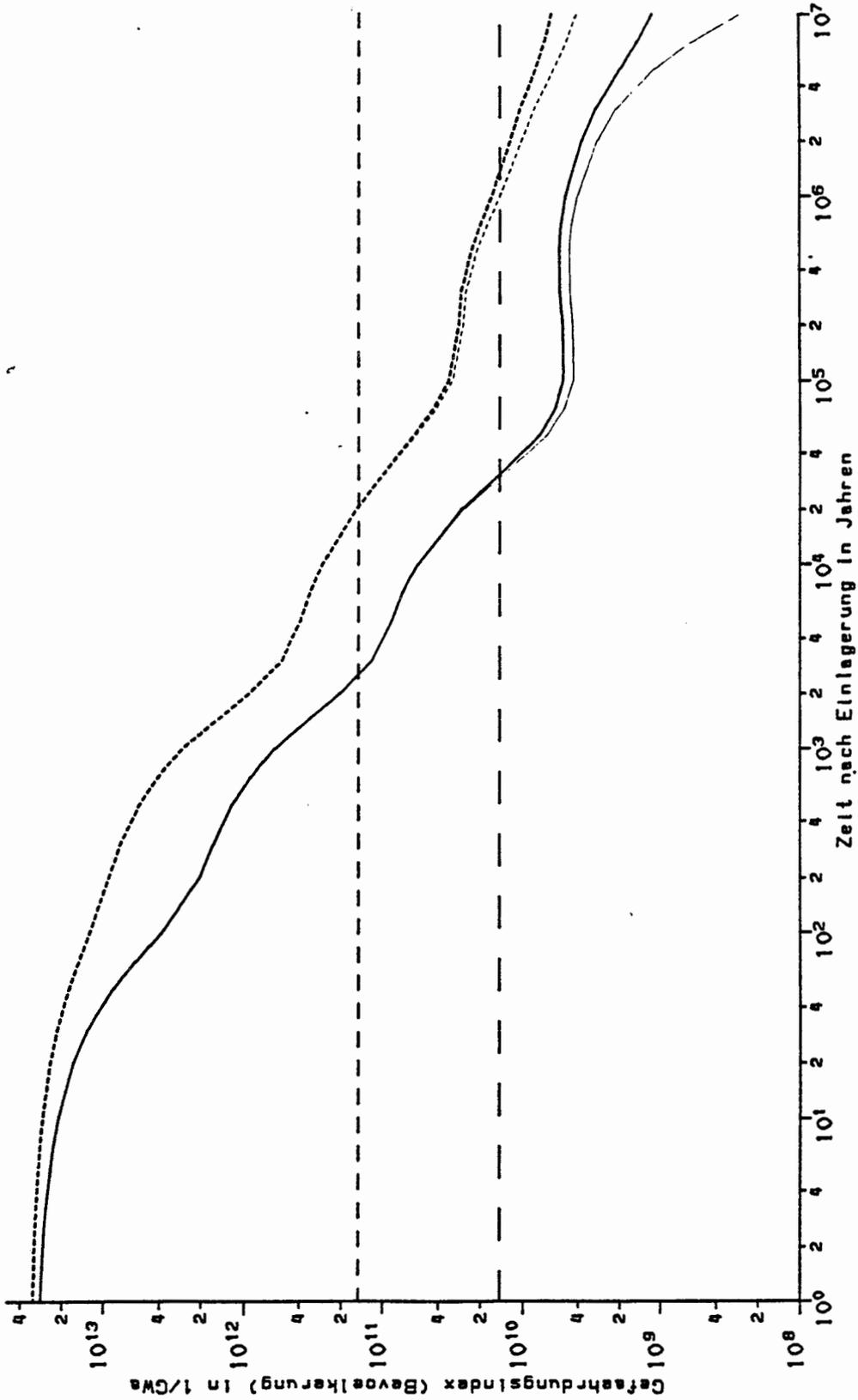


Abb. 5-1a: Toxizitätsvergleich eines nukl. (rad. + chem.) und konv. Endlagers (Gefährdungsindex Bevölkerung)

Abb. 5-1a:

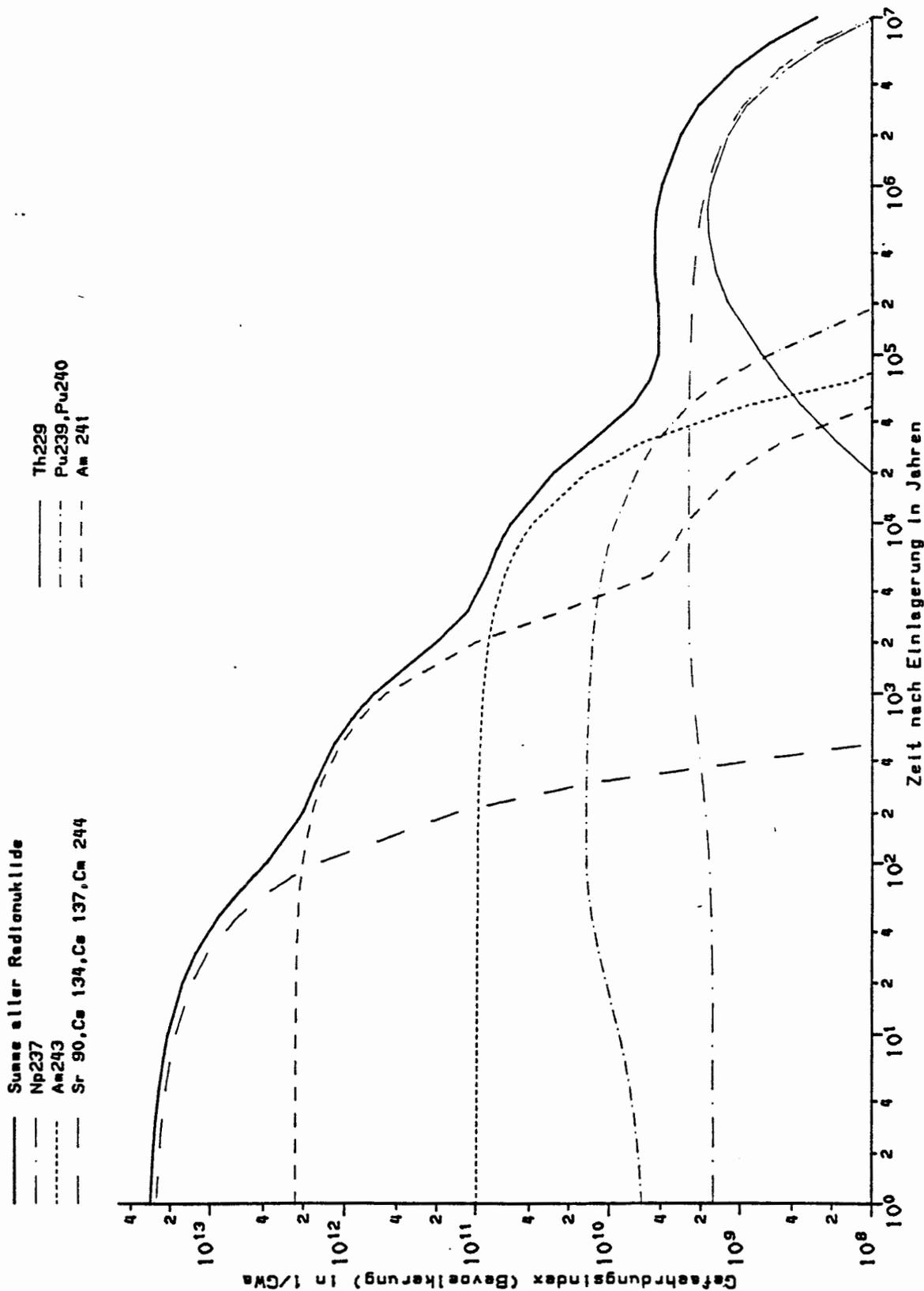


Abb. 5-21 Den Gefährdungsindex bestimmende Nuklide im Endlager Gorleben nach VA GUW

Summe aller Radionuklide
 Pb 210, Po 210, Th 229, Ra 226
 Am 243
 Sr 90, Cs 137, Cs 137, Cm 244

Np 237
 Pu 239, Pu 240
 Am 241

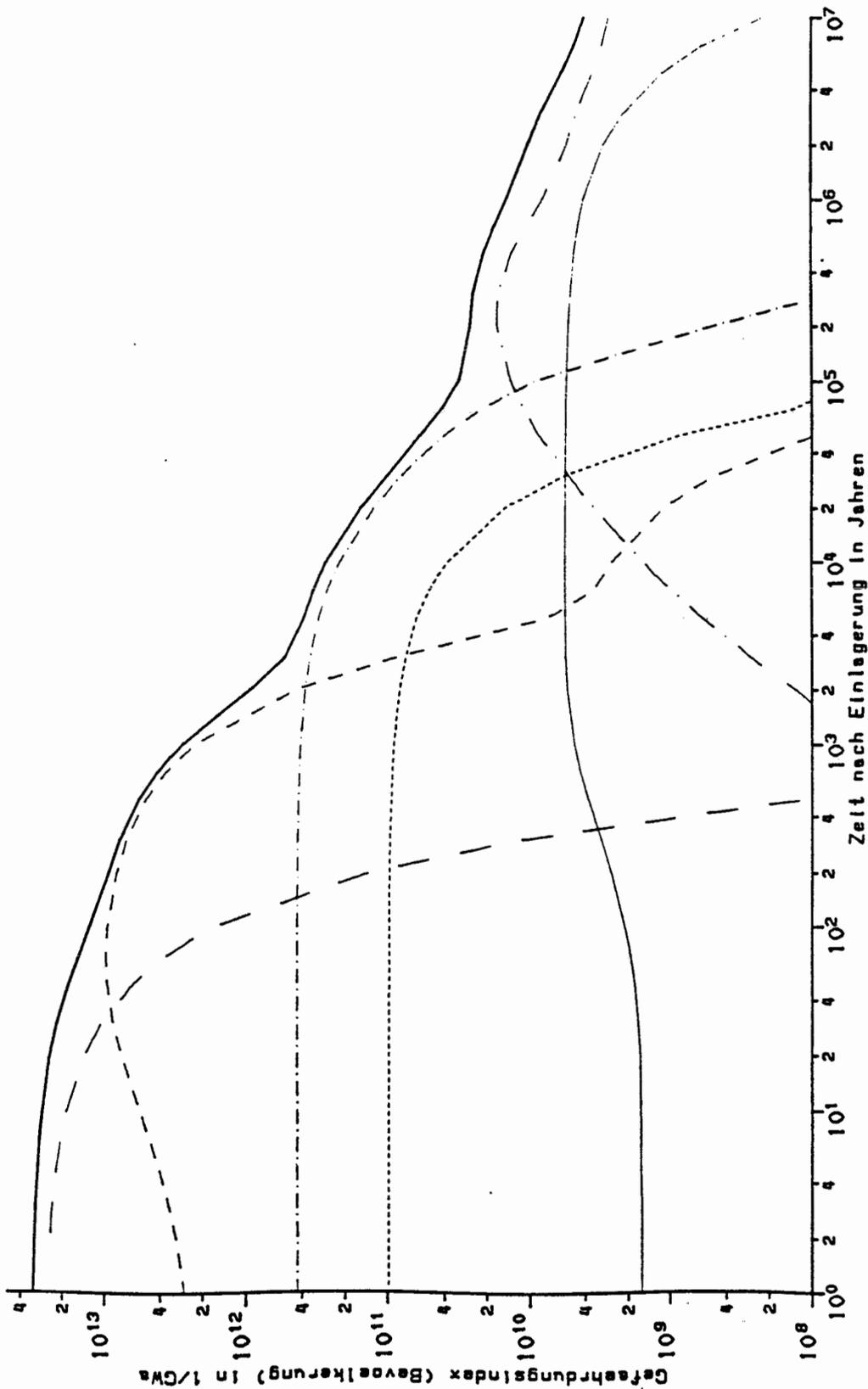


Abb. 5-31 Den Gefährdungsindex bestimmende Nuklide im Endlager Gorleben bei DE

GUM

— Summe aller Radionuklide
 - - - Pu 238, Pu 241
 - - - Sr 90, Cs 134, Cs 137
 - - - Pb 210, Po 210, Th 229, Re 226
 - - - Pu 239, Pu 240
 - - - Am 241

— Summe aller Radionuklide
 - - - Pu 238, Pu 241
 - - - Sr 90, Cs 134, Cs 137

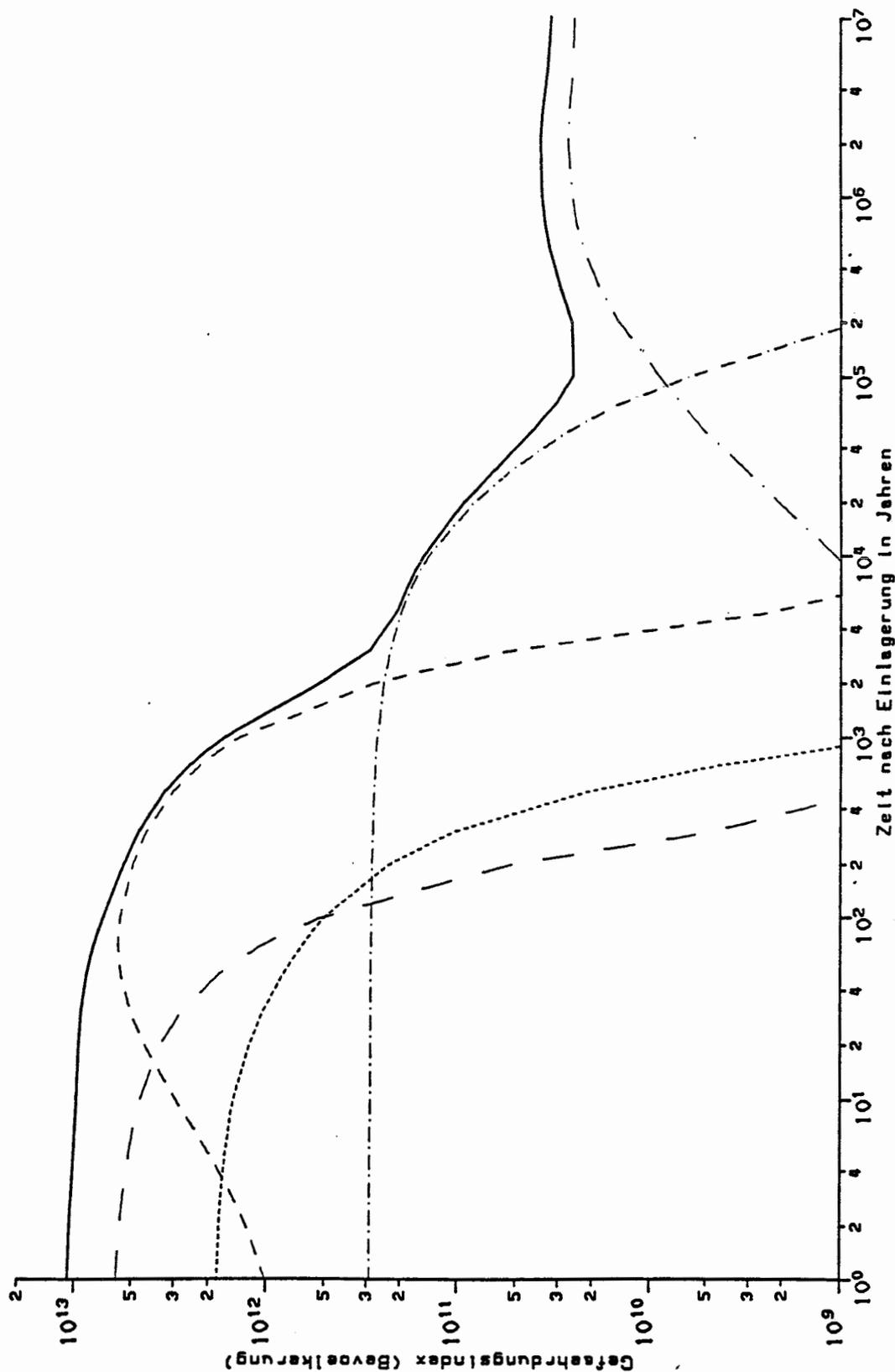


Abb. 5-41 Den Gefährdungsindex bestimmende Nuklide im Endlager Konrad bezogen auf das gesamte Endlagerinventar

Abb. 5-41

GUW

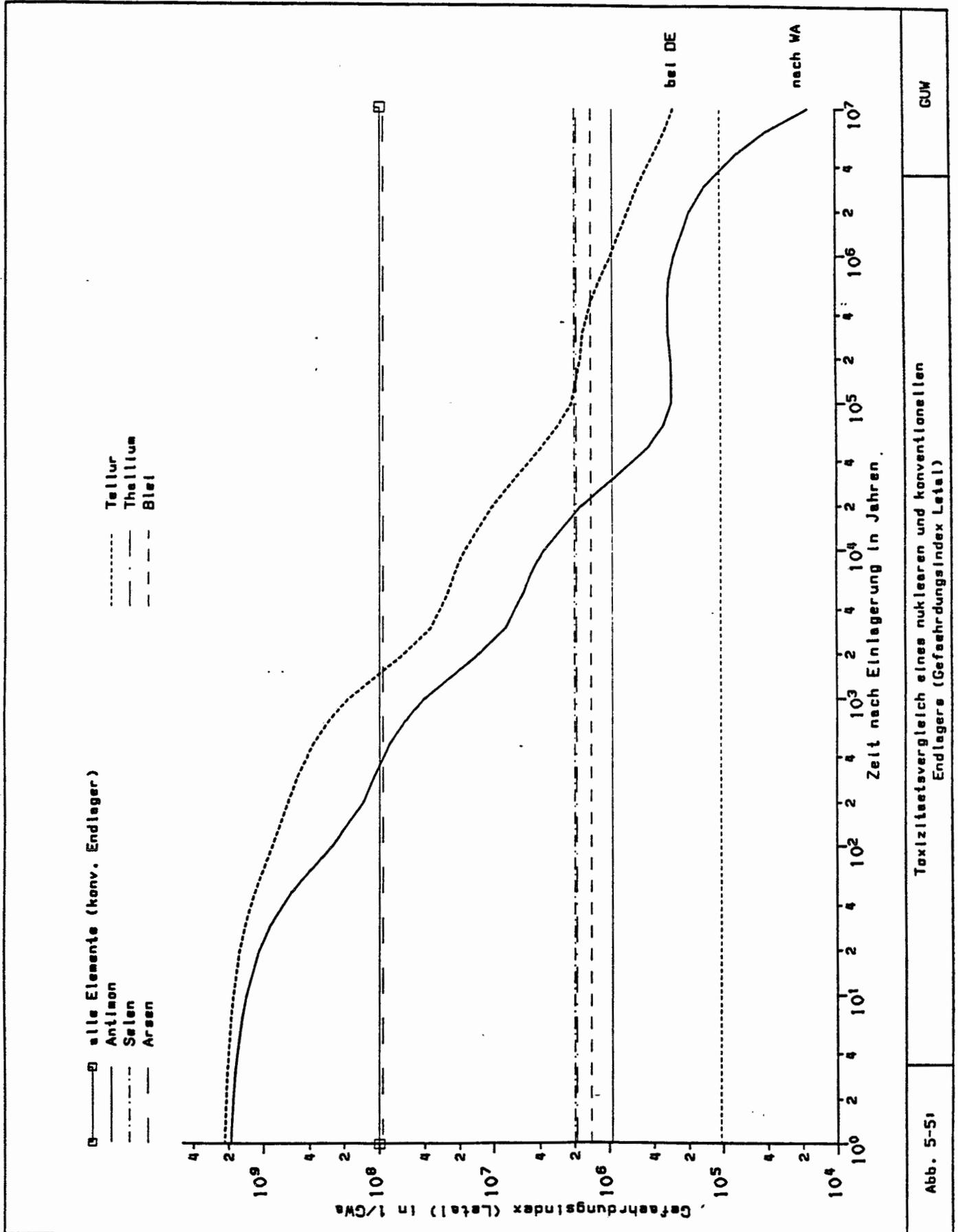
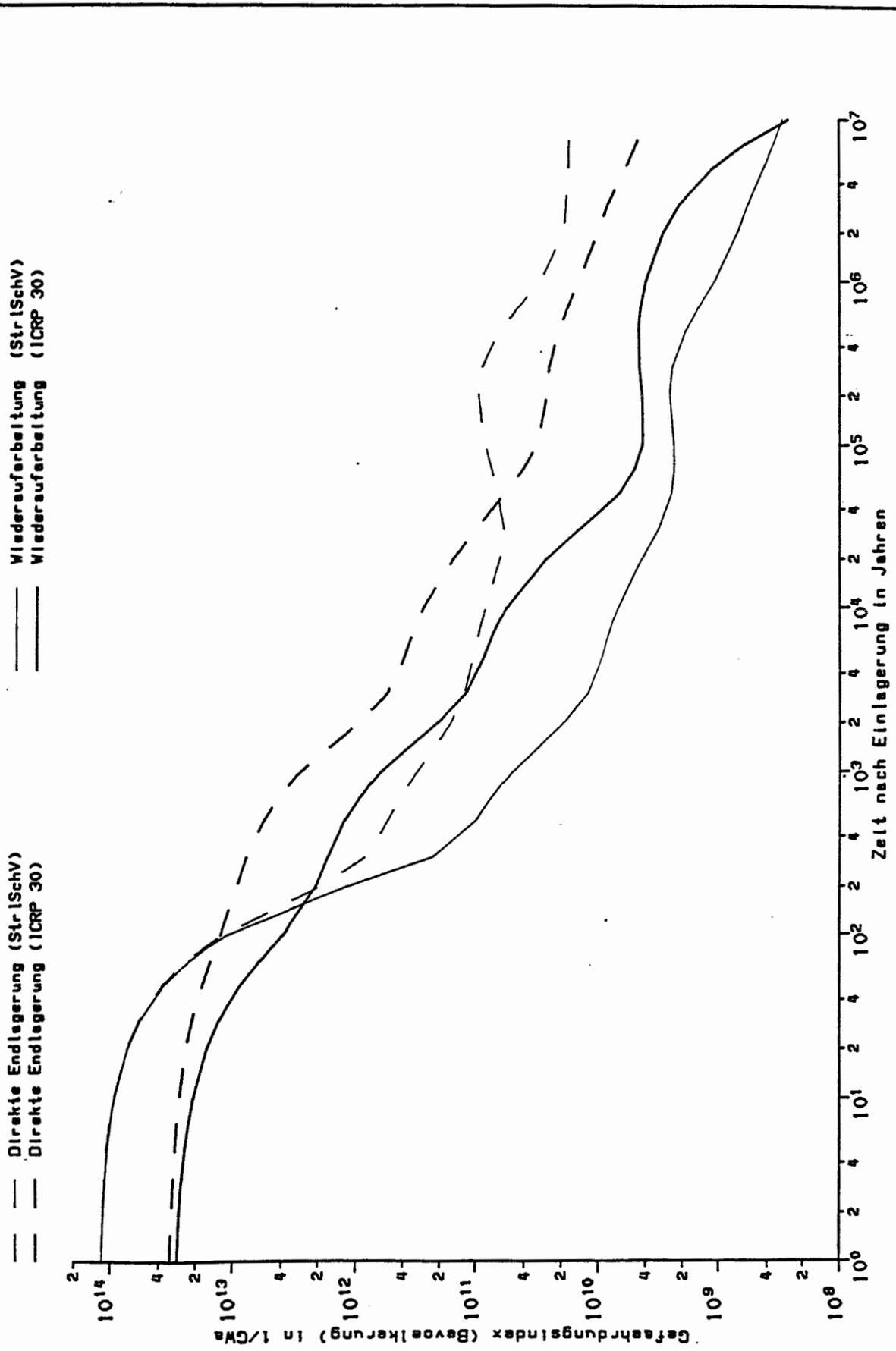


Abb. 5-51

Toxizitätsvergleich eines nuklearen und konventionellen Endlagers (Gefährdungsindex LetaI)



--- Direkte Endlagerung (StrISchV)
 --- Direkte Endlagerung (ICRP 30)
 --- Wiederaufarbeitung (StrISchV)
 --- Wiederaufarbeitung (ICRP 30)

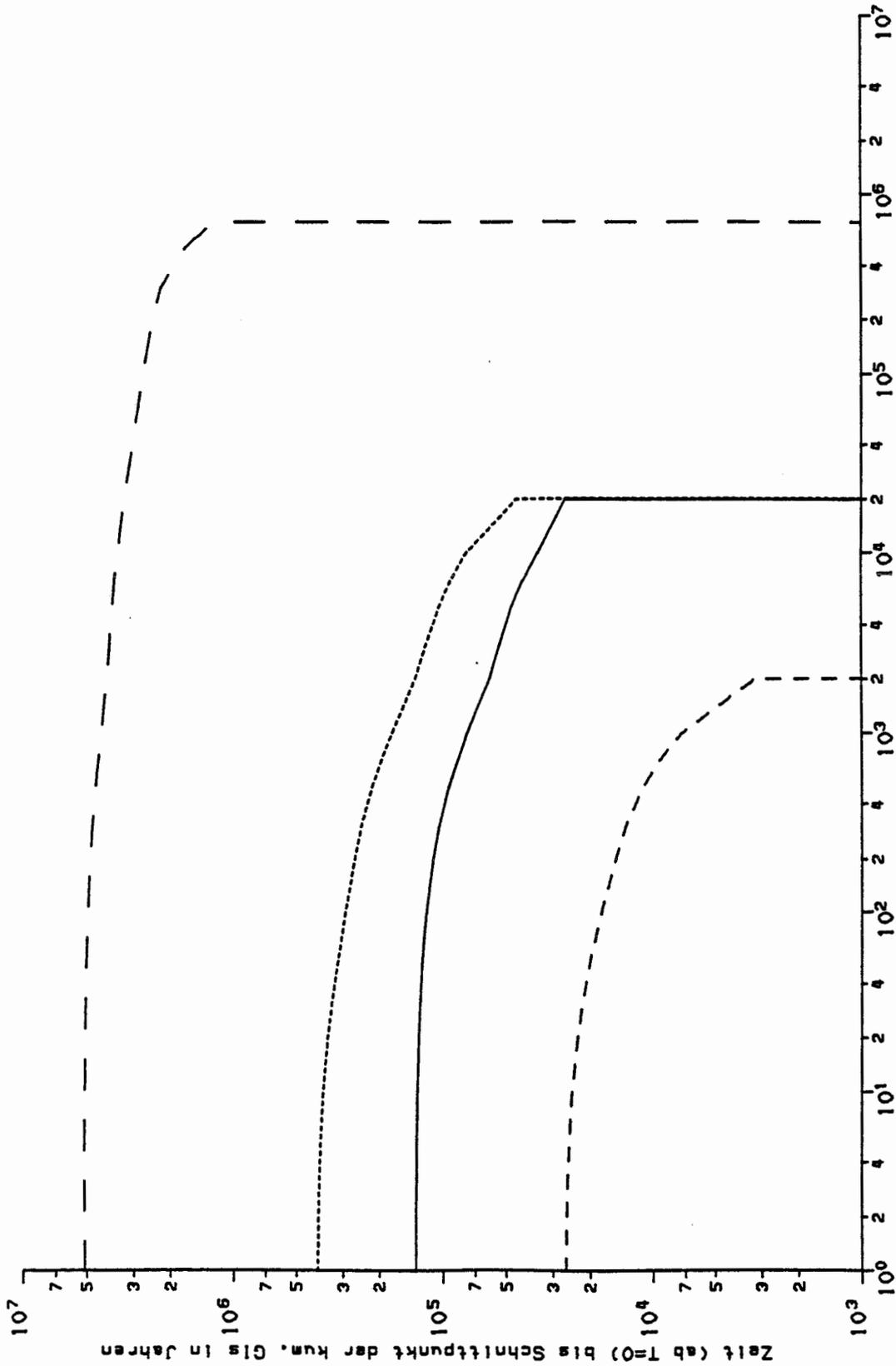
Vergleich der Gefährdungsindizes (Bevölkerung) berechnet nach ICRP 30 und StrISchV fuer das nuk. Endlager

Abb. 6-11

GUW

--- WA/restr. Grenzw.
 --- DE/restr. Grenzw.

----- WA/Tr InkV
 ----- DE/Tr InkV



Zeitpunkt der Freisetzung in Jahren

Schnittpunkte der kum. Glas (Bevölkerung) des konv. mit der des nukl. Endl. in Abhängigkeit des Freisetzungzeitpunkte

Abb. 1

GUM

— bei direkter Endlagerung

--- nach Wiederaufarbeitung

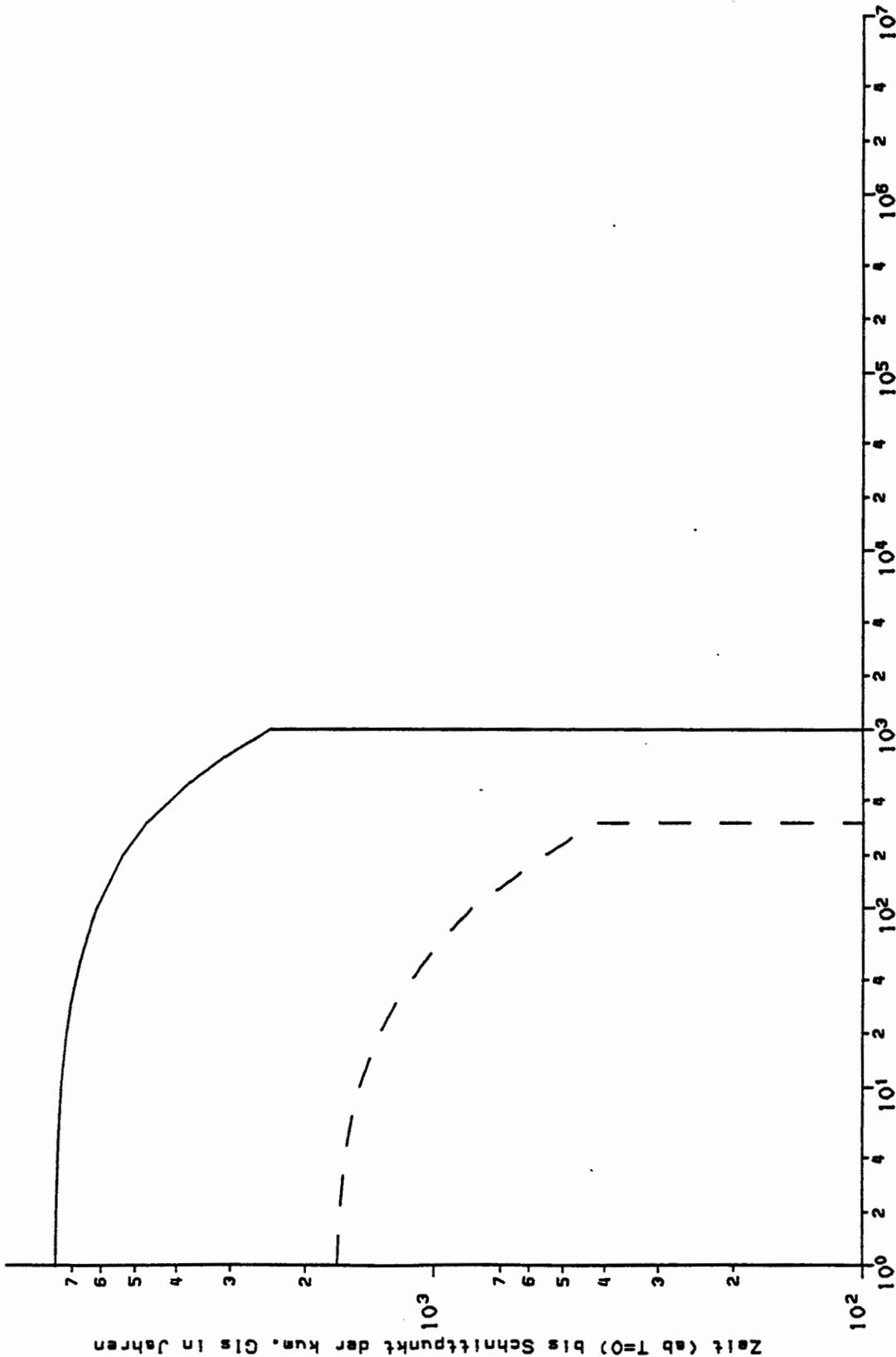


Abb. 1 Schnittpunkte der kum. Gls (Letzt) des konv. mit der des nukl. Endl. in Abhängigkeit des Freisetzungzeitpunkts

GUM