Entsorgungsbeirat

Ableitung von Klassifizierungswerten für langlebige Radionuklide spezifisch für das österreichische Inventar radioaktiver Abfälle

Wien, 2025

Impressum

Herausgeber: Österreichische Beirat für die Entsorgung radioaktiver Abfälle - Entsorgungsbeirat
Medieninhaber: Bundesministerium für Land- und Fortwirtschaft, Klima- und Umweltschutz, Regionen und Wasserwirtschaft, Stubenring 1, 1010 Wien
Autorinnen und Autoren: AGES Geschäftsfeld Strahlenschutz, Nuclear Engenieering Seibersdorf
Wien, 2025. Stand: 15. Oktober 2025

Copyright und Haftung:
Auszugsweiser Abdruck ist nur mit Quellenangabe gestattet, alle sonstigen Rechte sind ohne schriftliche Zustimmung des Medieninhabers unzulässig.
Es wird darauf verwiesen, dass alle Angaben in dieser Publikation trotz sorgfältiger Bearbeitung ohne Gewähr erfolgen und eine Haftung des Bundesministeriums und der Autorin / des Autors ausgeschlossen ist. Rechtausführungen stellen die unverbindliche Meinung der Autorin / des Autors dar und können der Rechtsprechung der unabhängigen Gerichte keinesfalls vorgreifen.

Rückmeldungen: Ihre Überlegungen zu vorliegender Publikation übermitteln Sie bitte an kontakt@entsorgungsbeirat.gv.at.

Inhalt

EXECUTIVE SUMMARY 6

1 EINLEITUNG 17

1.1 Zusammenhang zwischen Abfallkategorien und Entsorgungsmöglichkeiten 17

1.2 Die 30 Jahre Grenze 19

1.3 Derzeitige Klassifizierung der Nuclear Engineering Seibersdorf GmbH (NES) 20

2 RADIOLOGISCHE SCHUTZASPEKTE DER ABFALLKRITERIEN 23

2.1 Bedeutung der Klassifizierung für sichere Entsorgung radioaktiver Abfälle 23

2.1.1 Ziele des Strahlenschutzes 23

2.1.2 Arten von Abfallannahmekriterien 25

2.2 Kriterien zur Klassifizierung 26

2.2.1 Nicht-Radiologische Kriterien 30

2.3 Quotientenregel 30

2.4 Expositionsszenarien 31

2.5 Mechanismen der Freisetzung und des Transports von Radionukliden 33

2.5.1 Betriebsphase 36

2.5.2 Nachbetriebsphase 37

2.6 Gruppierung von Szenarien 38

2.6.1 Betriebliche Szenarien 39

2.6.2 Gesamtaktivitätsszenarien 39

2.6.3 Aktivitätskonzentrationsszenarien 39

2.7 Verfügbarkeit von Modellen und Daten 41

2.8 Arten von Modellen und Beurteilungen 41

2.8.1 Modelle für den Nahbereich 42

2.8.2 Fernfeld-Modelle 42

2.8.3 Biosphärenmodelle 43

2.9 Faktoren, die die radiologischen Referenzwerte verändern 43

2.10 Die Rolle der institutionellen Kontrollen bei der Begrenzung von Risiken 44

3 ABLEITUNG VON RADIOLOGISCHEN KLASSIFIZIERUNGSWERTEN 45

3.1 Grundprinzipien und Annahmen 45

3.2 Ermittlung des radiologisch relevanten Inventars 45

3.2.1 Gefährdungspotential des Inventars 48

3.2.2 Gefährdungspotential des Inventars im Laufe der Zeit 51

3.2.3 Generelle Beurteilung nach dem Aktivitätsinventar des gesamten Lagers 53

3.2.4 Inventar radiologisch relevanter Radionuklide 55

3.3 Beschreibung des hier verwendeten generischen Lagers 56

3.3.1 Auslegung des generischen Lagers 56
3.4 Beschreibung der verwendeten Expositionsszenarien 57
3.4.1 Freisetzung ins Grundwasser 58
3.4.2 Freisetzung über die Gasphase 70
3.4.3 Freisetzung durch menschliche Tätigkeiten 77
4 KONSEQUENZENANALYSE 83
4.1 Freisetzung ins Grundwasser 83
4.1.1 Freisetzungen während der institutionellen Überwachungsphase 83
4.1.2 Freisetzungen nach der institutionellen Überwachungsphase 84
4.2 Freisetzung in die Gasphase 86
4.2.1 Früher Beginn der Freisetzung auf dem Gaspfad 86
4.2.2 Später Beginn der Freisetzung auf dem Gaspfad 87
4.3 Freisetzung durch menschliche Tätigkeit 88
5 DISKUSSION DER ERGEBNISSE DER KONSEQUENZENANALYSE 89
5.1 Freisetzung ins Grundwasser 89
5.1.1 Einlagerung ohne Radium 90
5.1.2 Einlagerung ohne Radium und Americium 91
5.1.3 Einlagerung ohne Radium, Americium und Uran 91
5.1.4 Einlagerung ohne Radium, Americium und ohne langlebige Alpha-Strahler 91
5.2 Obergrenzen für Radionuklide des österreichischen Inventars aus dem Szenario „Freisetzung ins Grundwasser“ 92
5.3 Obergrenzen für Radionuklide des österreichischen Inventars aus den Szenarien „Freisetzung durch menschliche Tätigkeit“ 93
5.3.1 Radium 226 (stark migrierende Alpha-Emitter) 93
5.3.2 Uran, Plutonium, Americium und Neptunium (schwach migrierende Alpha-emitter) 94
5.3.3 Langlebige Spalt- und und Aktivierungsprodukte 94
5.3.4 Kurzlebige Radionuklide 95
5.4 Vergleichende Zusammenstellung der Ergebnisse 95
5.5 Unsicherheiten 97
6 VERGLEICH DER IN DIESEM BERICHT ABGELEITETEN REFERENZWERTE MIT DERZEIT VERWENDETEN KRITERIEN 98
6.1 Österreichisches Inventar nach Gebinde 98
6.2 Operative Systeme zur Einstufung und Klassifizierung radioaktiver Abfälle 101
6.2.1 Belgien 101
6.2.2 Frankreich 105
6.2.3 Slowenien 109

6.2.4 Spanien 114
6.3 Vergleich der in diesem Bericht abgeleiteten Werte mit internationalen Systemen . 117
7 SCHLUSSFOLGERUNGEN 120
TABELLENVERZEICHNIS 123
ABBILDUNGSVERZEICHNIS 125
LITERATURVERZEICHNIS 126
ABKÜRZUNGEN 132

EXECUTIVE SUMMARY

Zur Unterscheidung zwischen kurzlebigem (short-lived, SL) und langlebigem (long-lived, LL) radioaktiven Abfall wird international der Richtwert der spezifischen Aktivität von 400 Bq/g pro Gebinde für langlebige, Alpha-strahlende Nuklide über das gesamte Abfallaufkommen verwendet. Für einzelne Gebinde wären nach dieser Konvention 4000 Bq/g zulässig. Bezöge man diesen Richtwert allerdings auf den derzeitigen Wissenstand, dann wäre über das gesamte Abfallinventar die Aktivitätskonzentration von langlebigen, Alpha-strahlenden Nukliden allein durch die Entwicklung bezüglich der Begrenzung der effektiven Dosis der letzten Jahrzehnte, sowie der grundlegenden Änderung des Dosiskonzepts von ICRP 30 auf ICRP 60, unter 400 Bq/g anzusetzen. Unabhängig von der Klassifizierung ist immer der spezifische Sicherheitsnachweis für das jeweilige Endlager, sowie die Prüfung durch die Bewilligungsbehörde, die die endlagerspezifischen Kriterien festlegt, durchzuführen.

Der österreichische Entsorgungsbeirat hat empfohlen, dass „das Vorsorgeprinzip (...) zum Leitprinzip der Sicherheitskriterien gemacht werden“ soll und „die radiologischen Sicherheitskriterien für das Endlager (…) an den international höchsten Standards zu orientieren“ sind. Dieses Kriterium ist maßgeblich dafür, welche Abfälle oberflächennahe gelagert werden dürfen und welche nicht. Um eine Orientierung zu haben, wurden bei der Bestandsaufnahme des österreichischen Inventars für diese Einteilung Werte aus IAEA GSG-1 ”Classification of Radioactive Waste”, 2009 konservativ interpretiert. Der dabei verwendete Wert (da die gesamte Menge des Abfalls noch nicht vorhanden ist), der der Angabe von 100 m^3 langlebiger Abfälle zu Grunde liegt, liegt bei 400 Bq/g pro Gebinde ohne Verwendung der 4000 Bq/g.

Ziel dieses Berichts ist einerseits eine Einführung interessierter Parteien in die Komplexität des Themas und andererseits eine erste Neubewertung der Klassifizierung der österreichischen Abfälle anhand von Modellrechungen für ein generisches Endlager an einem ebenso generischen Standort. Einfachen, nachvollziehbaren mathematischen Methoden soll auf Wunsch des Beirats der Vorzug vor genauer Modellierung und dem Einsatz von Simulationsprogrammen gegeben werden.

Die betrachteten Szenarien enthalten eine einfache Darstellung des wahrscheinlichsten Szenarios einer ungestörten Entwicklung mit Freisetzung ins Grundwasser, Freisetzung von volatilen Radionukliden über den Luftpfad und eine Reihe von Szenarien aus dem Bereich

„menschliches Eindringen“ in das Endlager. Besonderes Augenmerk wird auf die Identifizierung der tatsächlich radiologisch relevanten Radionuklide im österreichischen Inventar, die in nachfolgenden Sicherheitsanalysen vordringlich zu behandeln sind, gelegt.

International wird bei der Erstellung der Sicherheitsanalyse für die Langzeitsicherheit eines Endlagers ein iterativer Vorgang gewählt, bei dem – ausgehend von allgemeinen Überlegungen und Worst Case Annahmen wie sie in diesem Bericht zur Anwendung kommen – dieses in mehreren Schritten verfeinert wird, wobei auf identifizierte Herausforderungen Bezug genommen wird. Letzteres kann u.a. durch Design-Überlegungen gemäß eines Multi-Barrieren-Konzeptes, auf Standortkriterien, aber auch auf Forschungstätigkeiten zur Verbesserung der Datenlage geschehen.

Es sind gerade die langlebigen-Alpha emittierenden Nuklide, die in der internationalen Klassifikation bei der Abfallkategorie LILW-LL (Englisch: Low and Intermediate Level Waste – Long Lived) eine gesondert von den Abfällen der Kategorien LILW-SL (Englisch: Low and Intermediate Level Waste – Short Lived) behandelt werden. Im Bericht „Inventar radioaktiver Abfälle in Österreich“ (Kapitel 4) wird unter Worst Case Annahmen die Menge an LILW-LL mit 100 m^3 angeben. Unter der Annahme, dass es sich dabei durchwegs um 200 Liter Fässer handelt, entspräche das ca. 500 Gebinden und damit weniger als 3% des Gesamtinventars. Das bedeutet wiederrum, dass die Größenordnung der Gebinde, die für ein Oberflächenlager eine Herausforderung darstellen – zumindest, wenn mit Worst Case Annahmen nuklidspezifisch gearbeitet wird – in etwa gleichbleibt.

Die Übereinstimmungen zwischen Gebinden, die gemäß den Klassifizierungswerten dieses Berichtes, sowie dem bisherigen Kriterium für langlebige, Alpha-strahlende Nuklide als Herausforderung für ein Oberflächenlager hervorstechen sind jedenfalls groß. In beiden Fällen handelt es sich um ca. 3% des Gesamtinventars an Gebinden. Die Gebinde sind jedoch leicht unterschiedlich. Einerseits sind die Klassifizierungswerte unterschiedlich (z.B. 100 Bq/g für Radium aus den Intrusionsszenarien bzw. 10 MBq/Gebinde aus dem Grundwasserszenario in diesem Bericht und andererseits 400 Bq/g für langlebige, Alpha-strahlende Nuklide wie Radium aus IAEA GSG-1). Andererseits wird aber bei den Gebinden, für die letzterer Wert herangezogen wird, auch Th-232 als langlebiges, Alpha-strahlendes Nuklid mitberücksichtigt, welches den in diesem Bericht folgenden Ergebnissen einen im Vergleich zur trivialen Dosis geringen Dosisbeitrag liefert.

Bei den Gebinden, die die Klassifizierungswerte, die in diesem Bericht abgeleitet wurden, überschreiten, handelt es sich zumeist um Fässer mit Quellen. Im internationalen Vergleich

sind es auch gerade die Strahlenquellen, die für Oberflächen- bzw. oberflächennahe Endlager eine Herausforderung darstellen – was sich aus den Ergebnissen dieses Berichts in Bezug auf das österreichische Inventar ebenfalls ergibt.

BEGRIFFSBESTIMMUNGEN

Abfallbehälter	Der Behälter zur Aufnahme eines Abfallprodukts (z. B. Fass, Betonbehälter, Gussbehälter, Container).
Abfallcharakterisierung	Die Ermittlung der endlagerrelevanten Eigenschaften von Abfallgebinden mit Angabe von Bandbreite und Veränderlichkeit der charakteristischen Eigenschaften.
Abfallgebinde	Die endzulagernde Einheit aus Abfallprodukt und Abfallbehälter.
Abfallmatrix	Das ausgehärtete Fixierungsmittel, in dem radioaktiver Abfall fixiert ist.
Abfallprodukt	Verarbeiteter radioaktiver Abfall ohne Verpackung oder unverarbeiteter radioaktiver Abfall in einem Behälter verpackt.
Aerosol	Gase mit festen oder flüssigen Schwebeteilchen.
Aktivität (Radioaktivität)	Die Aktivität ist das Maß für die Anzahl der Kernumwandlungen eines Radionuklids oder mehrerer Radionuklide pro Zeiteinheit (i. A. Sekunde). Die Aktivität wird in Becquerel (Bq) angegeben. Die alleinige Angabe der Aktivität ohne Kenntnis des Radionuklids lässt keine Aussage über die Strahlenexposition zu.
Alphastrahler	Radionuklide, die Alphateilchen (Heliumatomkerne) aussenden.
Becquerel (Bq)	SI-Einheit der Aktivität. Die Aktivität von 1 Becquerel (Bq) liegt vor, wenn 1 Atomkern je Sekunde zerfällt.

Betastrahlung	Teilchenstrahlung, die aus Elektronen (Beta-minus) bzw. Positronen (Beta-plus) besteht, die beim radioaktiven Zerfall von Atomkernen ausgesendet werden.
Betriebsphase	Beginnt nach Erteilung der Betriebsbewilligung zur planmäßigen Einlagerung der radioaktiven Abfälle und endet mit dem Abschluss der Stilllegungsmaßnahmen des Endlagers einschließlich der Fertigstellung des Verschlusses.
Biosphäre	Jener Ausschnitt der Erdoberfläche, der von Organismen belebt und bewohnt wird. Sie reicht von den obersten Schichten des Tiefseebodens bis zur Sauerstoffgrenze.
Dispersion	Ausbreitung aufgrund mechanischer Vermischung in porösen Medien als Folge der unterschiedlichen relativen Bewegung des Fluids durch die Poren. Hydrodynamische Dispersion beinhaltet sowohl Diffusion als auch mechanische Dispersion, da oftmals keine Unterscheidung möglich ist.
Effektive Dosis	Summe der gewichteten mittleren Organdosen in den einzelnen Organen und Geweben des Körpers. Der Wichtungsfaktor für ein Organ oder Gewebe ist das Verhältnis des Risikos stochastischer Wirkungen, das sich aus der Bestrahlung dieses Organs oder Gewebes ergibt, zum Gesamtrisiko stochastischer Wirkungen bei gleichförmiger Bestrahlung des gesamten Körpers. Reine Rechengröße für den Grenzwertvergleich im Bereich stochastischer Strahlenwirkungen.
Effektive Folgedosis	Die effektive Folgedosis ist analog zur effektiven Dosis die gewichtete Summe der Organfolgedosen. Die Organfolgedosen werden durch Zeitintegration über einen definierten Zeitraum nach einer Aktivitätszufuhr berechnet. Die effektive Folgedosis wird zur risikobasierten Bewertung nach Inkorporation von Radionukliden verwendet und ist eine auf abgeleiteten Konversionsfaktoren basierende Rechengröße.

Endlager	Einrichtung zur Lagerung nicht weiter verwertbarer radioaktiver Abfälle, deren spätere Entfernung aus dem Lager nicht vorgesehen ist. Das Endlager ist Teil des Endlagersystems, in dem radioaktive Abfälle eingelagert werden.
Endlagersystem	Umfasst das Endlager sowie seine Umgebung, die alle Bereiche einschließt, die für den Nachweis der Einhaltung der Sicherheitsprinzipien und Schutzziele der Endlagerung betrachtet werden müssen.
Exposition	Konzentration oder Menge eines speziellen Stoffes, der ein Zielorganismus, ein System oder eine (Sub-)Population mit einer bestimmten Häufigkeit und Dauer erreicht, bzw. Einwirkung einer Strahlung während eines Zeitraums.
Expositionspfad	Weg, den ein Schadstoff von einer Quelle (z. B. der Ableitung aus einer Anlage oder Einrichtung) über einen Ausbreitungs-/Transportvorgang in den Umweltmedien bis zur Exposition des Menschen durch Ingestion, Inhalation und dermale Resorption sowie durch äußere Einwirkung nimmt.
Expositionsszenario	Gesamtheit der Bedingungen und Annahmen zu Quellen, Expositionspfade und Mengen bzw. Konzentrationen relevanter Schadstoffe, der Art, Anzahl bzw. Charakteristika belasteter Organe, Personen oder Personengruppen, die zur Modellierung und Abschätzung von Expositionen in einer gegebenen oder einer zukünftigen Situation herangezogen werden.
FEP	FEP steht für Features, Events und Processes, die im Rahmen der Sicherheitsbewertung der Nachverschlussphase von Endlagern betrachtet werden.
Freisetzung	Das Entweichen radioaktiver Stoffe aus den vorgesehenen Umschließungen in die Anlage oder Umgebung.
Freisetzungsbeginn	Zeitpunkt zu dem Entweichen radioaktiver Stoffe aus den vorgesehenen Umschließungen beginnt.

Freisetzungsdauer	Dauer für die das Entweichen radioaktiver Stoffe aus den vorgesehenen Umschließungen anhält.
Gammastrahlung	Energiereiche elektromagnetische Strahlung, die durch den Übergang aus einem angeregten Kernzustand in einen energetisch günstigeren entsteht.
Geosphäre	Den gesamten festen Erdkörper umfassender Bereich und seine bis zur Exosphäre reichende gasförmige Hülle (Atmosphäre).
Halbwertszeit	Zeitspanne, nach der die Anzahl der radioaktiven Atome eines Elementes auf die Hälfte der ursprünglich vorhandenen Atome gesunken ist. Nach einer Halbwertszeit hat sich entsprechend auch die Aktivität des Radionuklides halbiert.
Indikator	Eine Mess- oder Bewertungsgröße zur Beurteilung einer geforderten Eigenschaft.
Ingestion	Allgemein: Nahrungsaufnahme Speziell: Aufnahme von radioaktiven Stoffen mit der Nahrung.
Inhalation	Allgemein: Einatmung von Gasen Speziell: Aufnahme von radioaktiven Stoffen mit der Atemluft.
Inkorporation	Allgemein: Aufnahme in den Körper. Speziell: Aufnahme radioaktiver Stoffe in den menschlichen Körper.
Ionisierende Strahlung	Elektromagnetische- oder Teilchenstrahlung (z. B. Alphastrahlung, Betastrahlung, Gammastrahlung, Röntgenstrahlung), welche die Bildung von Ionen bewirken können.
Isotop	Atomart eines chemischen Elements mit gleichen chemischen Eigenschaften (gleicher Ordnungszahl), aber verschiedener Massenzahl.

K_d-Werte	Zur Modellierung der Retardation des Radionuklidtransports über den Wasserpfad wird häufig der so genannte K_d-Ansatz genutzt, mit dem eine konstante Relation der Konzentration C im Wasser, bezogen auf die am Feststoff sorbierte Stoffkonzentration A, angenommen wird ($A = K_d \times C$). Mit dem K_d-Ansatz wird die Sorption gelöster Stoffe an die festen Bestandteile des Bodens oder des Grundwasserleiters durch eine Näherung beschrieben, die eine relativ einfache Modellierung der Schadstoffausbreitung durch lineare Advektions-Dispersions-Gleichungen ermöglicht.
Kontamination	Speziell: Verunreinigung von Gegenständen, Räumen, Wasser, Lebensmitteln oder Menschen mit radioaktiven Stoffen.
Limit	von lateinisch *limes* „Grenzweg, Grenze, Grenzwall“ über französisch *limite*, englisch *limit* bezeichnet im Strahlenschutzgebrauch eine Begrenzung durch einen Wert, der nicht als Grenzwert definiert ist. Im Strahlenschutz sind Grenzwerte ausschließlich für Begrenzung der stochastischen Wirkung in Form von effektiver Dosis beruflich strahlenexponierte Personen und effektiver Dosis einer Einzelperson der Bevölkerung, sowie zur Begrenzung der deterministischen Wirkung in Form von Organ-Äquvivalentdosen der Augenlinse, Haut und Extremitäten (zB. Finger) definiert. Alle daraus abgeleiteten Werte, insbesondere solche für Aktivitäten bzw Aktivitätskonzentrationen, werden korrekt als Richtwerte oder Limits bezeichnet.
Merkmale (Features)	Merkmale sind Bedingungen oder Gegebenheiten, durch die ein bestimmtes System oder Teilsystem zu einem Zeitpunkt (i. d. R. Ausgangszustand einer betrachteten Entwicklung) charakterisiert ist, wie z. B. das Radionuklidinventar oder die Porosität des Versatzes.
Nahfeld (Near Field)	Die Gebiete eines Endlagers, die in der Nähe bzw. im Kontakt mit den eingelagerten Abfällen stehen, werden als Nahfeld bezeichnet. Dazu gehören z.B. versetzte Teile des Endlagers mit ihrem Versatz, Verschlussbauwerke sowie die Teile der

	natürlichen Umgebung, deren Eigenschaften durch das Endlager verändert wurden bzw. verändert sein könnten.
Nuklid	Durch Protonenzahl (Ordnungszahl) und Massenzahl charakterisierte Atomkernart.
Prozesse (Processes)	Prozesse sind Vorgänge und Veränderungen, die über einen im Vergleich zum Nachweiszeitraum länger andauernden Zeitraum ablaufen, wie z. B. Konvergenz oder der Zerfall langlebiger Radionuklide. Prozesse beziehen sich i. A. auf die Entwicklung des Endlagersystems.
Porenwasser	Jener Wasseranteil, der in feinen Hohlräumen des Verfüllmaterials, des Bodens oder des oberflächennahen Gesteins enthalten ist.
Quellterm	Beschreibt die voraussichtlich oder tatsächlich freigesetzte Aktivität und den zeitlichen Verlauf der Freisetzung. Die Angabe der Radionuklide kann nuklidspezifisch oder hilfsweise nach Leitnukliden oder Nuklidgruppen (Edelgase, Halogene, Schwebstoffe) erfolgen.
Radioaktive Abfälle	Radioaktive Materialien, für die eine Weiterverwendung nicht vorgesehen ist und die als radioaktiver Abfall der behördlichen Kontrolle unterliegen.
Radioaktive Stoffe	Stoffe, die ionisierende Strahlung spontan aussenden.
Radioaktivität	Eigenschaft bestimmter chemischer Elemente bzw. Nuklide, ohne äußere Einwirkung Teilchen- oder Gammastrahlung aus dem Atomkern auszusenden.
Radionuklide	Instabile Nuklide, die unter Aussendung von Strahlung in andere Nuklide zerfallen.
Radiotoxitzität	Radiotoxizität beschreibt die gesundheitsschädliche Wirkung inkorporierter (in den menschlichen Körper aufgenommener)

	Stoffe auf Grund ihrer Radioaktivität, im Gegensatz etwa zur chemischen Wirkung (chemische Toxizität). Für die Radiotoxizität eines Stoffes ist von Bedeutung, in welchem Maße die ionisierende Strahlung körperliche Schäden bewirkt. Dies hängt ab von der Strahlenart und -energie, dem Inkorporationsweg (Weg, auf dem der Stoff in den Körper gelangt - über die Nahrung, die Atemluft, durch die intakte Haut, durch offene Wunden oder durch Injektion), der Organkonzentration, der Halbwertszeit des Radionuklids und der Verweildauer des Stoffes im Körper beziehungsweise in den Organen. In Österreich wurde die Radiotoxitzität durch den Risikoindex ausgedrückt und berechnet aus der der Aktivität eines Radionuklids und dem Ingestionsdosisfaktor als Vielfaches einer Referenzdosis. Die Einheit der Radiotoxizität ist demnach [Sv/Sv = 1].
Referenzszenario	Die, nach aktuellem Verständnis, mutmaßliche zukünftige Entwicklung des Endlagersystems.
Risiko	Qualitative und/oder quantitative Charakterisierung eines Schadens hinsichtlich der Möglichkeit seines Eintreffens (Eintrittswahrscheinlichkeit) und der Tragweite der Schadenswirkung. Dimensionslose Zahl.
Sicherheitsanalyse	Sicherheitsanalysen (Safety Analysis) sind Teile der Sicherheitsbewertung. Sicherheitsanalysen dienen zum Nachweis der Sicherheit für bestimmte Teilaspekte. Dazu gehören z. B. die Betrachtung der Eignung des Standortes, der Errichtung und des Betriebs des Endlagers und die Bewertung radiologischer Risiken. Hervorzuheben sind die Sicherheitsanalysen für die Bewertung der Sicherheit für die Betriebsphase und die Nachverschlussphase eines Endlagers.
Sicherheitsbewertung	Die Sicherheitsbewertung (Safety Assessment) umfasst die Gesamtheit aller Sicherheitsanalysen und darüber hinaus nötige wissenschaftlichen, technischen, administrativen und innerbetrieblichen Argumente und Nachweise die die Sicherheit

	eines Endlagers belegen (die Sicherheitsanforderungen erfüllen).
Sicherheitsnachweis	Der Sicherheitsnachweis (Safety Case) wird auf Grundlage einer Sicherheitsbewertung erbracht.
Strahlenexposition	Einwirkung ionisierender oder nichtionisierender Strahlung auf den menschlichen Körper oder Körperteile während eines bestimmten Zeitraums.
Unsicherheit	Auswirkung von fehlendem Wissen oder unvollständiger Information bzgl. spezieller Aspekte, Faktoren oder Parameter der Beschreibung des aktuellen bzw. der Prognose eines zukünftigen Zustandes eines untersuchten Systems. Die Unsicherheit resultiert aus subjektiven Merkmalen der Systemanalyse und kann grundsätzlich durch zusätzliche Untersuchungen reduziert werden. Bei Expositionsabschätzungen kann zwischen Szenariounsicherheiten, Modellunsicherheiten und Parameterunsicherheiten unterschieden werden. Wird auch als epistemische Unsicherheit bezeichnet.
Zerfallskonstante	Die Zerfallskonstante gibt den pro Sekunde zerfallenden Bruchteil der vorhandenen Atomanzahl an. Je schneller ein Element zerfällt, desto größer ist der Wert. Diese Zahl wird benötigt, um beispielsweise die Menge eines radioaktiven Elements nach einer gewissen Zeit zu berechnen.

1 EINLEITUNG

1.1 Zusammenhang zwischen Abfallkategorien und Entsorgungsmöglichkeiten

Im Rahmen dieses Berichts soll die Frage, welcher Anteil an langlebigen Radionukliden in ein österreichisches Endlager eingelagert werden könnten, wenn dieses als Oberflächen oder oberflächennahes Lager errichtet werden sollte, untersucht werden. Die Art und Weise wie radioaktive Abfälle charakterisiert und klassifiziert werden, hängt aber nicht nur von der Halbwertszeit der Radionuklide in den Abfällen, sondern auch damit zusammen wie diese behandelt und endgelagert werden und umgekehrt. Normalerweise bestimmt die Gesamtheit der physikalischen, chemischen, biologischen und sonstigen Eigenschaften die Klassifizierung der radioaktiven Abfälle, die dann wiederum eine Entsorgungsoption bestimmt. Daneben können sowohl der Endlagerstandort, der Endlagertyp, das technische Design und das Verhalten der Radionuklide des einzulagernden Inventars diese Klassifizierung beeinflussen. Um den Rahmen eines Klassifizierungssystems aufzubrechen, kann der Fokus auf das langfristige Verhalten des Endlagers gelegt werden. Durch die Festlegung eines bevorzugten Szenarios können die Grenzen der Abfallkategorien der radioaktiven Abfälle, die in das Endlager eingebracht werden dürfen, definiert werden. Infolgedessen geben die Abfallannahmekriterien eines Endlagerstandortes vor, was an einem spezifischen Standort und Lagertyp eingelagert werden kann und definieren damit letztendlich die Klassifizierung. Die Einführung einer Klassifikation schafft eine Ausgangslage für die Entwicklung eines Entsorgungsprozesses und verstärkt die Möglichkeit eine bestimmte Art der Entsorgung umzusetzen.

Aus den Überlegungen über die langfristige Sicherheit für die Entsorgung von radioaktiven Abfällen in einem Endlager empfiehlt die Internationale Atomenergie-Organisation (International Atomic Energy Agency, IAEA) ein allgemeines System für die Klassifizierung von radioaktiven Abfällen. Das Klassifizierungssystem der IAEA entwickelte sich von einer reinen Einteilung der radioaktiven Abfälle anhand ihrer Eigenschaften zu einer Klassifizierung, bei der jede Abfallklasse mit einer Lösung für dessen Entsorgung identifiziert wird und hebt sich damit von einem Klassifizierungssystem, das ausschließlich auf physikalische, chemische und radiologische Charakteristika des Abfalls wie Herkunft und Aggregatzustand der Abfälle beruht ab.

Die erste Empfehlung der Internationalen Atomenergie-Organisation (IAEA) über die Einteilung der radioaktiven Abfälle wurde im Jahre 1970 veröffentlicht und wurde seitdem mehrmals aktualisiert. Grundlegend für die Einteilung und Klassifizierung der radioaktiven Abfälle sind die zwei Parameter Aktivitätsniveau und Halbwertszeit. Der Radioaktivitätsgehalt wird immer im Vergleich zu den Freigrenzen analysiert, zum Beispiel je höher der Aktivitätsgehalt über diesen Werten liegt, desto größer ist die Notwendigkeit, die Abfälle einzuschließen und von der Biosphäre zu isolieren (siehe Abb.1). Anhand der Aktivität schlägt die IAEA aktuell sechs Abfallklassen vor:

- Freigabefähiger Abfall (exempt waste, EW) bzw. Abfälle unterhalb der Freigrenze
- Sehr kurzlebiger niedrigaktiver Abfall (very short lived waste – VSLW)
- Sehr niedrig aktiver Abfall (very low level waste – VLLW)
- Niedrig aktiver Abfall (low level waste – LLW)
- Mittelaktiver Abfall (intermediate level waste – ILW)
- Hochaktiver Abfall (high-level waste – HLW)

Mithilfe der Halbwertszeit wird eine Trennung in kurzlebige (short lived – SL) und langlebige (long lived – LL) radioaktive Abfälle vorgenommen, was vor allem für die Klassen schwach – und mittelradioaktiver Abfälle (LLW und ILW) relevant ist. GSG-1 der IAEA verweist darauf, dass die Regulierungsbehörde Limits für die Endlagerung langlebiger Radionuklide anhand einer Sicherheitsprüfung für die jeweilige Entsorgungsanlage festzulegen hat. Manche Ländern haben beispielsweise folgende Festlegung getroffen: kurzlebiger schwach- und mittelradioaktiver Abfall (LILW-SL) darf eine begrenzte Konzentration langlebiger Radionuklide aufweisen, die durch eine maximale spezifische Alpha-Aktivität für einzelne Gebinde von 4000 kBq/kg und einen Gesamtdurchschnitt von weniger als 400 kBq/kg für ein oberflächennahes Endlager definiert ist. Der Aktivitätsgehalt kann vernachlässigbar bis sehr hoch sein beispielsweise durch eine sehr hohe Konzentration an Radionuklide oder eine sehr hohe spezifische Aktivität.

Bei der Erstellung eines Klassifizierungssystems greifen viele Staaten auf die Empfehlungen der IAEA zurück, adaptieren dieses aber in Bezug auf das vorhandene Inventar. Durch diese individuelle Einteilung folgt nicht nur eine unterschiedliche Anzahl von Abfallklassen, sondern führt auch zu wesentlichen Konsequenzen mit Auswirkungen auf das vorgeschlagene Endlagersystem, das technische Design, die Größe des Endlagers, die Verarbeitung des

Abfalls, den Zeitraum der institutionellen Kontrolle sowie der wirtschaftlichen Dimensionen. [1,2,3]

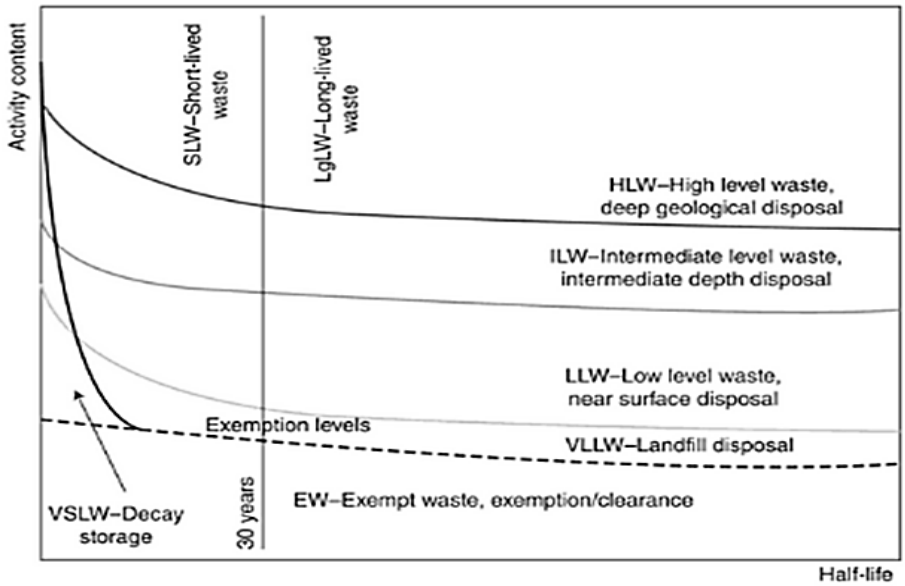

Abbildung 1: Darstellung des Klassifizierungssystems der IAEA inklusive Entsorgungsoption.[1]

1.2 Die 30 Jahre Grenze

Durch die Trennung von schwach- und mittelradioaktiven Abfällen in kurz- und langlebig lässt sich die Eigenschaft des radioaktiven Zerfalls vorteilig nutzen. Aufgrund der Annahme, dass die Aufrechterhaltung der institutionellen Kontrolle eines Endlagers für einen Zeitraum von 300 Jahren gewährleistet werden kann, etablierte sich die Konvention diesen oder einen ähnlichen Zeitraum zur Überwachung festzulegen.[4,5] In Zusammenhang damit ergab

[1] Radioactive Waste Management and Contaminated Site Clean-Up: Processes, Technologies and International Experience. Woodhead Publishing, United Kingdom (2013).
[2] Parotte, C.: The Power and Limits of Classification: Radioactive Waste Categories as Reshaped by Disposal Options, Nuclear Technology 207 (2021).
[3] IAEA, Classifaction of Radioactive Waste, IAEA Safety Standard Series No. GSG-1, IAEA, Wien (2009).
[4] NEA, Long-Term Management of Radioactive Waste: Legal, Administrative and Financial Aspect, OECD Publishing, 1984.
[5] Doroszczuk, B., Bardet, M.-C., Covard, F., & Javay, O., ASN report on the state of nuclear safety and radiation protection in France in 2020, France (2021).

sich die Beschreibung, die ein Radionuklid mit einer Halbwertszeit kleiner als 30 Jahre als kurzlebig bezeichnet. Grundlegend für diese Begriffsbestimmung ist die Tatsache, dass innerhalb von 10 Halbwertszeiten die Radioaktivität auf ein Tausendstel der Ursprünglichen zerfallen ist. Das bedeutet, dass gerade kurzlebige Radionuklide innerhalb des genannten Überwachungszeitraums auf niedrigere Aktivitätsniveaus zerfallen, wodurch eine Verringerung des radiologischen Risikos in Zusammenhang mit radioaktiven Abfällen vorliegt. Radionuklide mit einer Halbwertszeit größer als 30 Jahre werden als langlebig bezeichnet.[6]

Schwachradioaktiver Abfall (LLW) ist laut dieser Beschreibung zur Endlagerung in einem oberflächen(nahen) Lager geeignet, da dieses einen Einschluss und eine Isolation für einige hundert Jahre gewährleistet. Dieser kann kurzlebige radioaktive Abfälle mit höherer Aktivitätskonzentration enthalten sowie eine limitierte Menge langlebiger Abfälle mit niedrigerer Aktivitätskonzentration. Mittelradioaktiver Abfall (ILW) benötigt potenziell ein höheres Maß an Einschluss und Isolation als ein oberflächen(nahes) Endlager bieten kann, da vor allem langlebige Alphastrahlen emittierende Radionuklide nicht innerhalb des vorgesehenen Zeitraums der institutionellen Kontrolle zu akzeptablen Aktivitätskonzentrationen zerfallen. Die Grenze für zulässige Aktivitätskonzentrationen hängt jedoch stark von den vorhandenen Radionukliden des Inventars ab, daher ist keine allgemeingültige Abgrenzung zwischen LLW und ILW definiert, wie auch GSG-1 der IAEA nahelegt. [3,7]

1.3 Derzeitige Klassifizierung der Nuclear Engineering Seibersdorf GmbH (NES)

Die österreichischen radioaktiven Abfälle werden von der Nuclear Engineering Seibersdorf GmbH (NES) im Auftrag der Republik Österreich gesammelt, sortiert, aufgearbeitet, konditioniert und zwischengelagert. §143 des Strahlenschutzgesetzes 2020 (StrSchG 2020) regelt die Behandlung von radioaktiven Abfällen.

Die derzeitige Klassifizierung der am Standort Seibersdorf zwischengelagerten radioaktiven Abfälle, folgt der EMPFEHLUNG DER KOMMISSION vom 15. September 1999 für ein Klassifizierungssystem für feste radioaktive Abfälle (1999/669/EC) der EU-Kommission sowie dem

[6] Chapman, N., Principles and Standards for the Disposal of Long-lived Radioactive Wastes, Elsevier Science, Netherlands (2003).
[7] IAEA, Disposal Approaches for Long Lived Low and Intermediate Level Radioactive Waste, IAEA Nuclear Energy Series No. NW-T-1.20, Wien (2010).

von der IAEA 1994 veröffentlichten Empfehlungen zur Klassifizierung. Diese ist dem Bericht „Inventar radioaktiver Abfälle“ entnommen: [8]

- Abklingabfall: (Transition radioactive waste VSLW): Abfall der Radionuklide mit Halbwertszeiten < 100 Tage. Dieser wird so lange gelagert, bis die Radioaktivität abgeklungen ist und der Abfall nach Freimessung und Freigabe durch die Behörde als inaktiver konventioneller Abfall entsorgt werden kann.
- VLLW (very low level waste): Diese Abfallkategorie gibt es in Österreich nicht, sie wird allerdings zu einem großen Teil durch die (eingeschränkte) Freigabe abgedeckt.
- LILW-SL (low and intermediate level waste – short lived): Hier kann als Limit für langlebige Alpha-strahlende Nuklide pro Gebinde 4000 Bq/g verwendet werden, wobei für das Abfallaufkommen insgesamt der Limit bei 400 Bq/g liegt. Als Limit für langlebige Alpha-strahlende Nuklide wird generell auch für Einzelgebinde der Wert von 400 Bq/g verwendet (und nicht 4000 Bq/g).
- LILW-LL (low and intermediate level waste – long lived): Abfall mit einer Konzentration langlebiger Nuklide die den obenstehenden Limit für LILW-SL übersteigt.
- HLW (high level waste): HLW sowie SNF (spent nuclear fuel) fällt in Österreich nicht an. Die abgebrannten Brennelemente des Forschungsreaktors der TU-Wien müssen gemäß §49 StrSchG 2020 an den Hersteller/Lieferanten rückgeführt werden.

Die radioaktiven Rohabfälle stammen einerseits aus Medizin, Industrie und Forschung, andererseits aus Dekontaminierungs-, Dekommisionierungs- und Rückbauprojekten und können durch Dekontaminationsmaßnahmen sowie Sortier- und Messmethoden so weit reduziert werden, dass nur ein kleiner Teil davon als radioaktiver Abfall behandelt werden muss. Die angenommenen radioaktiven Abfälle werden nach den folgenden Kriterien getrennt gesammelt:

- flüssig brennbar (LB): Eine sich in flüssigem Aggregatzustand organische Substanz, die verbrannt oder verascht werden kann.
- flüssig nicht brennbar (LN): Eine flüssige, überwiegend aus anorganischen Verbindungen besteht, die nicht verbrannt oder verascht werden können.
- fest brennbar (SB): Materialien, die in festem Aggregatzustand verbrannt oder verascht werden können.
- fest nicht brennbar (SN): Materialien, die in festem Aggregatzustand nicht verbrannt oder verascht werden können.
- Biologische Abfälle (BA): Abfälle biologischer Herkunft, die nicht gekühlt gelagert werden, verwesen, vergären oder verfaulen.

[8] Eklund, M. & Neckel, W., Inventar radioaktiver Abfälle, Österreichischer Entsorgungsbeirat (Hrsg.), Wien (2022).

- Umschlossene radioaktive Stoffe („Quellen“, QU)
- zusammengesetzte Abfälle (ZU): Mischung von Abfällen verschiedener Aggregatzustände oder nicht eindeutig einer Kategorie zuordbar.
- Sonderabfall (SO): Radium-, Uran-, und Thorium Präparate, umschlossene Strahlenquellen ohne Dichtheitsprüfung.

Dementsprechend werden die Abfälle nach Aggregatzustand (fest oder flüssig) und weiteren Eigenschaften (brennbar oder nicht-brennbar) sortiert. Die Behandlung und Konditionierung der radioaktiven Abfälle erfolgt anhand dieser Abfallkategorien. Konditionierung beschreibt den Prozess, der die radioaktiven Abfälle in eine chemisch und physikalisch stabile Form bringt und anschließend in einem Gebinde einschließt. Die dafür verwendeten Gebinde sind üblicherweise 200 Liter Fässer, je nach Bedarf werden auch weitere Gebindetypen (400 Liter Fass, Conrad Container, Mosaik® Behälter und Quellenbehälter) genutzt. Fässer, die Strahlenquellen beinhalten werden nach Radionuklid sortiert und nach Halbwertszeit konditioniert. Darüber hinaus gibt es Abklingabfälle, definiert durch eine Halbwertszeit von weniger als 100 Tagen, die durch Freimessung und Freigabe als konventioneller Abfall entsorgt werden können. In den Transferlagerhallen werden die behandelten und konditionierten radioaktiven Abfälle vor der Verbringung in ein zukünftiges Endlager zwischengelagert.

2 RADIOLOGISCHE SCHUTZASPEKTE DER ABFALLKRITERIEN

2.1 Bedeutung der Klassifizierung für sichere Entsorgung radioaktiver Abfälle

2.1.1 Ziele des Strahlenschutzes

Das wesentliche Ziel des Strahlenschutzes ist der Schutz der menschlichen Gesundheit vor unvertretbaren Auswirkungen ionisierender Strahlung. Deterministische Effekte sollen verhindert und das Risiko für stochastische Effekte so weit wie vernünftig möglich reduziert werden. Von diesen zwei Kategorien gehen die schädlichsten gesundheitlichen Auswirkungen der ionisierenden Strahlung aus, wobei deterministische Schäden aufgrund einer hohen Strahlendosis zu Fehlfunktionen und Absterben von Zellen führen können und stochastische Effekte zu Krebs in exponierten Personen oder zu Erbkrankheiten in deren Nachkommen. Stochastische Strahlenschäden treten mit einer dosisabhängigen Wahrscheinlichkeit auf und werden durch eine lineare Dosis-Effekt-Beziehung, die sogenannte linear-threshold-theory (LNT), dargestellt. Grundsätzlich beruht dieses Modell darauf, dass auch bei sehr kleinen Dosen von einem begrenzten Risiko ausgegangen werden muss und daher angemessene Strahlschutzmaßnahmen zu treffen sind. [9]

Aufgrund dieser Ausführungen stellt die International Commission on Radiation Protection (ICRP) drei Grundprinzipien des Strahlenschutzes auf: (1) Rechtfertigung, dahingehend, dass jede Strahlenanwendung mehr Nutzen als Schaden bringen muss, (2) Optimierung der Strahlenschutzmaßnahmen nach dem ALARA Prinzip („**a**s **l**ow **a**s **r**easonably **a**chievable“) und (3) die Bestimmung von Dosisgrenzwerten auf Basis eines zulässigen Risikos. Anhanddessen können angemessene Strahlenschutzmaßnahmen für bestehende, geplante und unvorhersehbare Strahlenexpositionen getroffen werden.

[9] ICRP, The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103 (2007).

Die ICRP verdeutlicht, dass die Entsorgung von radioaktiven Abfällen ein integraler und damit zulässiger Prozess bei der Erzeugung dieser ist. Aufgrund der langen Zeiträume, die Endlagerung radioaktiver Abfälle betreffend, und der damit einhergehenden Unsicherheit über zukünftige Entwicklungen sollen zukünftige Generationen mindestens denselben Schutz erfahren wie die derzeitige (Vorsorgeprinzip). Durch die vorhersehbare Degradierung der technischen Barrieren des Endlagers und möglicher natürlicher Veränderung, die die Performance eines solchen Lagers negativ beeinflussen können, lässt sich eine Freisetzung von Radionukliden und deren Migration in die Biosphäre nicht gänzlich verhindern. Das Ziel der Endlagerung radioaktiver Abfälle ist eine mögliche Freisetzung in die Biosphäre zu verzögern. Aus diesem Grund werden zwei relevante Expositionskategorien in Zusammenhang mit Endlagerung genannt: (1) natürliche Prozesse und (2) menschliches Eindringen („human intrusion“).[10,11]

Die wichtigste Aufgabe des Strahlenschutzes bei der Entsorgung radioaktiver Abfälle ist der Schutz von Menschen einschließlich ihrer Nachkommenschaft und der Umwelt vor der Exposition durch ionisierende Strahlung. Der gesamte Entwicklungsprozess eines Endlagers, von Standortauswahl, Design, über die Errichtung bis hin zur Betriebsphase und Nachverschlussphase, soll diesen Schutz heute und in Zukunft sicherstellen können. Eine Strahlenbelastung durch die Endlagerung radioaktiver Abfälle kann als geplante Expositionssituation betrachtet werden. Geplante Expositionssituationen bezeichnen jene bei der Strahlenschutzmaßnahmen frühzeitig definiert und die Wahrscheinlichkeit und die Schwere des Eintretens, also das Risiko von schädlichen Auswirkungen, hervorgesagt werden kann. Bei dieser Betrachtung ist eine Unterscheidung zwischen der Betriebs- und der Nachbetriebsphase (Nachverschlussphase) vorteilhaft. Für die Betriebsphase ist sicherzustellen, dass durch Optimierung zur Durchführung des Betriebs die Strahlendosen für Arbeitskräfte und die Bevölkerung so niedrig wie vernünftigerweise möglich zu halten sind und die Exposition innerhalb der festgelegten Limits für die Dosis liegt. Relevante Faktoren für den Strahlenschutz sind die Art des Gebindes, der Inhalt des Abfalls, die Kontrolle des Inhalts und der Oberflächenkontamination der Gebinde, Equipment und Monitoring der Abluft und des Abwassers eines Endlagers. Für die Zeit der Nachbetriebsphase muss das Endlagersystem den Schutz für Mensch und Umwelt so lange sicherstellen, bis von den eingelagerten radioaktiven keine signifikant negativen Auswirkungen mehr zu erwarten sind. In direktem Zusammenhang mit der

[10] ICRP, Radiological protection in geological disposal of long-lived solid radioactive waste. ICRP Publication 122 (2013).
[11] ICRP, Radiological Protection Policy for the Disposal of Radioactive Waste. ICRP Publication 77 (1997).

Dosisbeschränkung für Arbeitskräfte und der Bevölkerung stehen die Abfallannahmekriterien für ein Endlager, die definieren, welche Art von radioaktiven Abfällen eingelagert werden dürfen. [12,13,14,15]

2.1.2 Arten von Abfallannahmekriterien

Abfallannahmekriterien („waste acceptance criteria“, kurz: WAC) definieren die Anforderungen, die Abfallgebinde aufweisen müssen, um sicherstellen zu können, dass diese sicher transportiert, konditioniert, zwischen- und endgelagert werden können. Abfallannahmekriterien können als allgemeine und qualitative (radiologisch, chemisch, physikalisch und mechanisch) Anforderungen definiert werden. Diese Kriterien müssen für jede der vorhandenen Abfallklassen quantifiziert werden. So können zuerst generische Abfallannahmekriterien aufgestellt werden, auf Basis deren dann, mit steigendem Kenntnisstand, abfall-, standort- und anlagenabhängige Kriterien definiert werden. Diese detaillierteren Abfallannahmekriterien müssen über einen standortspezifische Sicherheitsprüfung („Safety Assessment“) abgeleitet werden. Die Prüfung beinhaltet (hydro)-geologische und geochemische Gegebenheiten, das technische Konzept und das Anlagendesign, die Betriebsart und Arbeitsweise sowie die Eigenschaften der einzulagernden Gebinde. Generische Anforderungen basieren auf das nationale Entsorgungsprogramm, vorhandene Informationen über das Inventar radioaktiver Abfälle und Vorhandsein geeigneter Standorte. Die Standortauswahl und die Standorterkundung erlauben Informationen über den Standort aufzunehmen. Bei Kenntnis aller relevanten Merkmale des Entsorgungsystems können die Abfallannahmekriterien finalisiert werden. Inwiefern die Abfallannahmekriterien von technischen oder standortabhängigen Faktoren abhängen, wird auch von den Freisetzungs- und Transportszenarien der Radionuklide, auf denen diese Kriterien basieren, beeinflusst. [16,17]

---

[12] ICRP, Radiation protection recommendations as applied to the disposal of long-lived solid radioactive waste. ICRP Publication 81 (1998).

[13] Larsson, C.-M., Waste disposal and the recommendations of the International Commission on Radiological Protection – Challenges for radioecology and environmental radiation protection, Journal of Environmental Radioactivity (2009).

[14] IAEA, Derivation of Activity Limits for the Disposal of Radioactive Waste in Near Surface Disposal Facilities, IAEA-TECDOC-1380, Wien (2003).

[15] Lowenthal, M. D., Radioactive-waste classification in the United States: history and current predicaments (1997).

[16] IAEA, Development of Specifications for Radioactive Waste Packages, IAEA-TECDOC-1515, Wien (2006)

[17] Baksay, A & Takáts, F., Guidance on Formulating Generic Waste Acceptance Criteria (2024)

Demzufolge begleiten Abfallannahmekriterien den gesamten Entsorgungsprozess und regeln die Übergabe von Verantwortung und Haftung der involvierten Organisationen. Sie garantieren außerdem den Schutz des Personals bei Tätigkeiten in Zusammenhang mit der Entsorgung radioaktiver Abfälle. Grundlegend dafür ist auch die Festlegung der Anforderungen an die Abfallcharakterisierung der einzulagernden Gebinde, beruhend auf Informationen, die vor allem in Phasen vor der Endlagerung gewonnen werden. Um den sicheren Betrieb und die langfristige Sicherheit des Endlagers sicherstellen zu können, werden diese Anforderungen mit fortschreitender Planung mit dem Sicherheitsnachweis („Safety Case“) für die Betriebs- und Nachbetriebsphase des Endlagers verknüpft. Falls der für die Endlagerung bestimmte Abfall bereits in konditionierter Form zwischengelagert wird, sollten die Charakteristika bzw. eine möglicherweise notwendige Rekonditionierung dieser Gebinde bei der Erstellung von Abfallannahmekriterien berücksichtigt werden. [18]

Generell ist es möglich, die Abfallannahmekriterien über das zulässige Nuklidinventar für das gesamte Endlager oder für individuelle Gebinde zu definieren. Vor allem für die Betrachtung eines oberflächennahen Lagers können quantitative Aktivitätsgrenzen für die zugelassenen Radionuklide in einzelnen Gebinden oder in der gesamten Anlage für Sicherheitsüberlegungen wichtig sein. [14]

2.2 Kriterien zur Klassifizierung

Die Eigenschaften des radioaktiven Abfalls haben großen Einfluss auf die Möglichkeiten für eine sichere Endlagerung und sind daher für die Klassifizierung von Bedeutung. Wichtige Eigenschaften von radioaktiven Abfällen betreffen die Herkunft, radiologische, physikalische, chemische und biologische Merkmale (siehe Tabelle 1).

[18]IAEA INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY ACENCY, Strategy and Methodology for Radioactive Waste Characterization, IAEA-TECDOC-1537, Wien (2007).

Tabelle 1: Darstellung der relevanten Eigenschaften zur Charakterisierung radioaktiver Abfälle zusammengestellt nach [3,19]

Eigen-schaft	Herkunft	Radiologisch	Physikalisch	Chemisch	Biologisch
Parameter	Quelle, Hersteller	Kritikalität Halbwertszeit Wärmeerzeugung Strahlungsintensität Aktivitätskonzentration der Radionuklide Oberflächen-kontamination Dosisfaktoren Zerfallprodukte	physikalischer Zustand (fest, flüssig, gasförmig) Größe, Volumen und Gewicht Kompressibilität Dispergierbarkeit Volatilität Löslichkeit Mischbarkeit freier flüssiger Inhalt	chemische Gefahr Toxizität chemische Zusammen-setzung Löslichkeit Komplexbildung Korrosivität Organische Produkte Inhalt Brennbarkeit Reaktivität Gaserzeugung Sorption von Radionuklide	mögliche biologische Gefahr Zersetzungrate und -produkte Bioakkumulation

Radioaktiver Abfall kann eine Vielzahl an unterschiedlichen Eigenschaften aufweisen. Vor allem zur Bewertung der Sicherheit in der Betriebsphase und in der Nachbetriebsphase sind folgende Eigenschaften von Bedeutung: das Inventar der Radionuklide, ihre Konzentration bzw. spezifische Aktivitäten, die Halbwertszeit, chemische Form, Radiotoxizität und die chemische Toxizität. Diese Eigenschaften finden sich dann in den Abfallannahmekriterien der Abfallgebinde wieder. Definierte Konzentrationslimits, sowohl für radiologische als auch für chemische Inhalte ermöglichen damit eine sichere Entsorgung der radioaktiven Abfälle. Auch die Menge der erzeugten radioaktiven Abfälle kann die Wahl des Entsorgungsystems beeinflussen. In weiterer Folge wird auf den Einfluss dieser Eigenschaften zur Definition der Kriterien ausführlicher eingegangen. [19]

Ein wichtiger Faktor bei der Entsorgung radioaktiver Abfälle ist das Aktivitätsniveau der in den Abfällen enthaltenen Radionuklide und die Abnahme der Radioaktivität. Die Aktivität ist als die Anzahl der Zerfälle pro Zeiteinheit und wird in Bequerel (Bq) angegeben. Die

[19] IAEA, Management of Low and Intermediate Level Radioactive Wastes with Regard to their Chemical Toxicity, IAEA-TECDOC-1325, Wien (2002)

spezifische Aktivität eines Stoffes wird entweder pro Masseneinheit oder pro Volumeneinheit angegeben. Die Aktivitätskonzentration ist definiert als das Verhältnis der Aktivität eines Radionuklids zum Volumen, in dem es verteilt ist.

Diese Radioaktivität nimmt exponentiell ab, abhängig von der Halbwertszeit der einzelnen Radionuklide, die von einigen Monaten bis zu Tausenden oder sogar Hunderttausenden von Jahren reichen kann. In der Praxis führt diese Abnahme dazu, dass die Konzentration radioaktiver Stoffe im Laufe der Zeit erheblich abnimmt, wodurch das Gefahrenpotenzial einer Strahlenexposition verringert wird. Viele Radionuklide wurden in großen Mengen durch menschliche Aktivitäten produziert. Dazu zählen auch die fast vollständig anthropogenen Radionuklide H-3 (12,3 Jahre), Cs-137 (30,2 Jahre) oder Co-60 (5,3 Jahre), die seit ihrer Herstellung nicht genügend Zeit hatten, um auf unproblematische Größen zu zerfallen. Es sei außerdem darauf hingewiesen, dass das biologische und geochemische Verhalten der Radionuklide, das ihre Übertragung auf den Menschen bestimmt, ein wichtiger Parameter für die Bewertung des Risikos ist, das diese tatsächlich darstellen.

Toxizität ist das Maß für die Gefährlichkeit von Stoffen für den Menschen. Radiotoxizität ist ein einfaches Maß für das Gefährdungspotential durch Aufnahme radioaktiver Substanzen in den menschlichen Körper. Als Maß dient der Radiotoxitzitätsindex. Er sagt aus, zu welchem Vielfachen des Dosisgrenzwerts die Inkorporation der gesamten jeweiligen Radionuklidmenge in einem Jahr durch menschliche Individuen führen würde. [20] Radiotoxizität beschreibt also das Gefahrenpotential in Zusammenhang mit einem bestimmten Radionuklid und verbindet physikalische (Strahlung), biologische und chemische Effekte auf den menschlichen Körper. Daher ist es ein wichtiges Konzept des Strahlenschutzes. Unterschiedliche Strahlungsarten haben unterschiedliche Wirkungsarten, die sich durch Änderungen des Stoffwechsels oder des menschlichen Gewebes zeigen und aufgrund dessen ihre Toxizität beurteilt wird. Die Auswirkungen hängen vom Typ und Art der Strahlung, der Wechselwirkung mit dem menschlichen Gewebe, der Aufenthaltszeit im menschlichen Körper und dem chemischen Verhalten der Substanz im Körper sowie der Konzentration, ab. Sowohl deterministische als auch stochastische Auswirkungen müssen bei einer Betrachtung der Auswirkungen aufgrund der Toxizität berücksichtigt werden. [1]

[20] Ojovan, M. I., & Lee, W. E., An Introduction to Nuclear Waste Immobilisation (Second edition.). Elsevier (2013)

Alpha Teilchen (He-Atome) sind stark ionisierend und können bei Kontakt mit dem menschlichen Gewebe zu Mutationen und ungewöhnlichen chemischen Reaktionen führen oder Krebs verursachen. Da sich diese Teilchen leicht abschirmen lassen, sind sie für den menschlichen Körper vor allem durch Ingestion oder Inhalation gefährlich. Die hochenergetischen und schnellen Teilchen der Beta-Strahlung können lebendes Gewebe ionisieren was Mutationen in der DNA und die Entwicklung von Krebs herbeiführen kann. Im Gegensatz dazu sind Gamma-Strahlen elektromagnetische Wellen, die von einem zerfallenden Atomkern emittiert werden, um durch die damit stattfindende Energieabgabe einen stabileren Zustand zu erlangen. Gamma-Strahlung hat die höchste Durchdringungskraft, die durch dicke Blei- oder Betonschichten abgeschwächt werden kann.

Von Bedeutung ist außerdem, wie und in welcher Form (Gas, Pulver, Flüssigkeit oder Festkörper) das Radionuklid in den menschlichen Körper aufgenommen wird. Die Inkorporation über das Verdauungssystem nennt sich Ingestion und über die Atemwege Inhalation. Inkorporierte Radionuklide werden anhand ihrer Ähnlichkeit zu anderen chemischen Elementen mit den Funktionen des menschlichen Körpers assoziiert und können dort, je nachdem, eine kurze oder längere Aufenthaltsdauer im Körper haben. So wird beispielsweise Strontium vom menschlichen Körper wie Kalzium durch den Knochen gebunden.

Ein und dieselbe Aktivitätskonzentration (Bq/kg) im menschlichen Gewebe setzt je nach Effizienz der emittierten Strahlung und Art der Strahlung eine unterschiedliche Energiemenge pro Zeiteinheit frei. Die Aktivität ist daher kein verlässlicher Indikator für einen möglichen Schaden, dazu muss die Strahlendosis abgeschätzt werden. [21] Infolgedessen ist es unzweckmäßig nur die Aktivität der verschiedenen Abfallarten über die Zeit zu erfassen, da die grundlegenden Eigenschaften der verschiedenen Radionuklide nicht berücksichtigt werden. Die angegebene Aktivität kann sich dabei hinsichtlich der Dosen und Risiken um fünf Größenordnungen unterscheiden. [22]

[21] IAEA, Radiation and Society: Comprehending Radiation Risk, Vol. 1 Proceedings of an International Conference held in Paris, 24-28 October 1994, Proceedings Series - International Atomic Energy Agency, Vienna (1994).

[22] Schmidt, G., The Danish Inventory of radioactive waste and the required repository type (2014).

2.2.1 Nicht-Radiologische Kriterien

Das Thema allgemeiner Abfallannahmekriterien für oberflächennahe Endlager wird in einem IAEA-Dokument[23] ausführlich erörtert. Die behandelten Themen sind in Tabelle 1 zusammengefasst. Einige dieser Fragen hängen eindeutig mit den radiologischen Aspekten des Endlagers zusammen, entweder in der Betriebsphase oder langfristig, und können im Prinzip quantifiziert werden. Unter den letzteren sei die Bedeutung der Anforderungen an die Sicherheit besonders hervorgehoben. Solche Anforderungen sind von großer Bedeutung, denn je länger die Abfallmatrix, die Abfallgebinde und andere technische Barrieren eines Endlagers intakt bleiben, desto einfacher ist es, die Anlage während des institutionellen Kontrollzeitraums zu überwachen und zu warten. Außerdem haben die Stabilitätsanforderungen im Allgemeinen eine positive Auswirkung auf die Gesamtleistung des Systems. Solche Anforderungen können daher das Vertrauen in die Leistung und die Sicherheitsaspekte oberflächennahe Endlager fördern.

2.3 Quotientenregel

Die in diesem Bericht abgeleiteten Referenzwerte gelten für die durchschnittliche Konzentration eines bestimmten Radionuklids in den österreichischen radioaktiven Abfällen. Bei Abfallgebinden, die ein Gemisch von Radionukliden enthalten, sollte die Konzentration jedes Radionuklids demnach der folgenden Summationsregel entsprechen:

$$\sum_{i=1}^{N} \frac{C_i}{L_i} \leq 1$$

mit

N……..Anzahl der Radionuklide im betrachteten Abfall(gebinde)

C_i……..Aktivitätskonzentration des Radionuklids i

L_i…..Referenzwert der Aktivitätskonzentration des Radionuklids i

Die Quotientenregel besagt, dass ein zulässiger Maximalwert als eingehalten gilt, wenn die Summe der Quotienten, gebildet aus der Aktivität oder der Aktivitätskonzentration jedes einzelnen Radionuklid und einem Maximalwert kleiner oder gleich eins ist.

[23] IAEA, Acceptance criteria for disposal of radioactive wastes in shallow ground and rock cavities. Safety Series No. 71, Vienna (1985).

Bei der Anwendung dieser Regel muss jedoch stets darauf geachtet werden, dass nicht implizit Risiken summiert werden, die unmöglich von ein und derselben Person eingegangen werden können.

Diese Summationsregel kommt ebenfalls zur Anwendung, um sicherzustellen, dass die etablierte Dosisbeschränkung eingehalten wird und findet Anwendung in der Allgemeinen Strahlenschutzverordnung 2020 (AllgStrSchV 2020), bei der Freigabe von radioaktivem Material aus der regulatiorischen Kontrolle. Können radioaktiven Stoffe nicht freigegeben werden, dann müssen sie als radioaktiven Abfälle entsorgt werden.

In einer späteren standort-spezifischen Version dieser Berechnungen werden diese Limits realistischer sein. Daher wird es notwendig sein, realistische Expositionsszenarien und -wahrscheinlichkeiten zu verwenden, die den Standort, das Klima und die Zugänglichkeit des Standorts sowie die Art der Bodennutzung und weitere Umweltfaktoren, die in dem Gebiet wahrscheinlich vorherrschen werden. Ebenso haben die spezifische Art der Abfallformen und -gebinde sowie die technische Auslegung der Gesamtanlage einen Einfluss auf die Ableitung standortspezifischer Konzentrationsgrenzen.

2.4 Expositionsszenarien

Expositionsszenarien können als eine Reihe von Prozessen und Ereignissen definiert werden. Die betrachteten Szenarien beinhalten alle möglichen zukünftigen Zustände und Entwicklungen eines Endlagersystems inklusive deren Auswirkungen basierend auf der Beschreibung des Systems. Features, Events und Processes (FEP) bilden die umfassende Beschreibung des Endlagersystems, und deren direkten oder indirekten Einfluss auf Freisetzungsmechanismen und Transport der Radionuklide, ab. Anhand eines FEP-Katalogs werden Szenarien für erwartete und für alternative Entwicklungen und Zustände des Endlagersystems entworfen, wodurch zukünftige Unsicherheiten der Vorhersage eine direkte Berücksichtigung erhalten. Bei der Auswahl der relevanten FEPs kann auf bereits existierende Listen zurückgegriffen werden. Die Nuclear Energy Agency (NEA) hat einen generischen FEP Katalog für die Entsorgung radioaktiver Abfälle unter Berücksichtigung der Erfahrungen aus Endlagerprojekten verschiedener Länder zusammengestellt, der von vielen

Programmen als Ausgangpunkt bei der Zusammenstellung der FEPs oder zu deren Überprüfung auf Vollständigkeit und Sicherheitsrelevanz verwendet wird. [24,25]

Für gewöhnlich wird ein Basisszenario bzw. Referenzszenario, dass das zu erwartende Verhalten eines Endlagersystems sowie der umgebenen Geosphäre darstellt, entwickelt. Eventuell eintretende Szenarien ergeben sich durch mögliches abweichendes Verhalten vom Referenzszenario unter Berücksichtigung verschiedener Arten von Fehlern, die zu einer Freisetzung von Radioaktivität führen. Nicht alle Szenarien spiegeln die erwartende Entwicklung eines Systems wider, folglich können diese auch verwendet werden um weniger wahrscheinliche, unwahrscheinliche oder unmögliche Zukünfte festzulegen. Die Entwicklung von relevanten Expositionsszenarien ist eine Kernfunktion des Safety Cases und ermöglicht einen komplexen Entscheidungsprozess bezüglich erheblicher Unsicherheit zu formulieren und zu bewerten. Ein Safety Case hat die Aufgabe sicherzustellen, dass alle zu erwartenden zukünftigen Entwicklungen hinsichtlich der Endlagerung sicher sind.

Die Auswahl des Sets an relevanten Szenarien für ein Endlagersystem beruht auf Expertenentscheidungen, Fehlerbaumanalysen oder Ereignisbaumanalysen Ein Aspekt bei der Bestimmung der Szenarien ist die Identifikation der relevanten Freisetzungspfade von Radionukliden in die Umwelt. Es gibt mehrere Mechanismen, durch die Radionuklide, die in oberflächen(nahen) Endlagern gelagert werden, potenziell aus den Abfällen mobilisiert und durch die Umwelt transportiert werden können und dadurch über verschiedene Expositionspfade für den Menschen zugänglich werden (siehe Abbildung 2). Die Exposition kann entweder durch direkten Kontakt mit kontaminiertem Material (z.B. durch Einatmen von Luft, Einnahme von Wasser oder direkte Strahlenexposition) oder indirekt durch kontaminierte Biota (d.h. über Wege, an denen Vegetation und Tiere beteiligt sind) erfolgen. Die mit diesen Szenarien verbundenen Risiken werden durch eine Vielzahl von

[24] NEA, An International Database of Features, Events and Processes, Nuclear Energy Agency (1998)
[25] NEA, International Features, Events and Processes (IFEP) List for the Deep Geological Disposal of Radioactive Waste Version 3.0, OECD Publishing, Paris (2019)

Parametern beeinflusst. Dazu gehören die Abfalleigenschaften, die technischen Merkmale der Endlageranlagen, die Umgebung des Endlagers und die Betriebsverfahren. [26,27]

Aus den Freisetzungsmechanismen und den Expositionspfaden resultieren eine Reihe von Expositionsszenarien, die bei der Festlegung der allgemeinen Akzeptanzkriterien für die Endlagerung radioaktiver Abfälle nahezu unabhängig von der Art des Lagers berücksichtigt werden können.

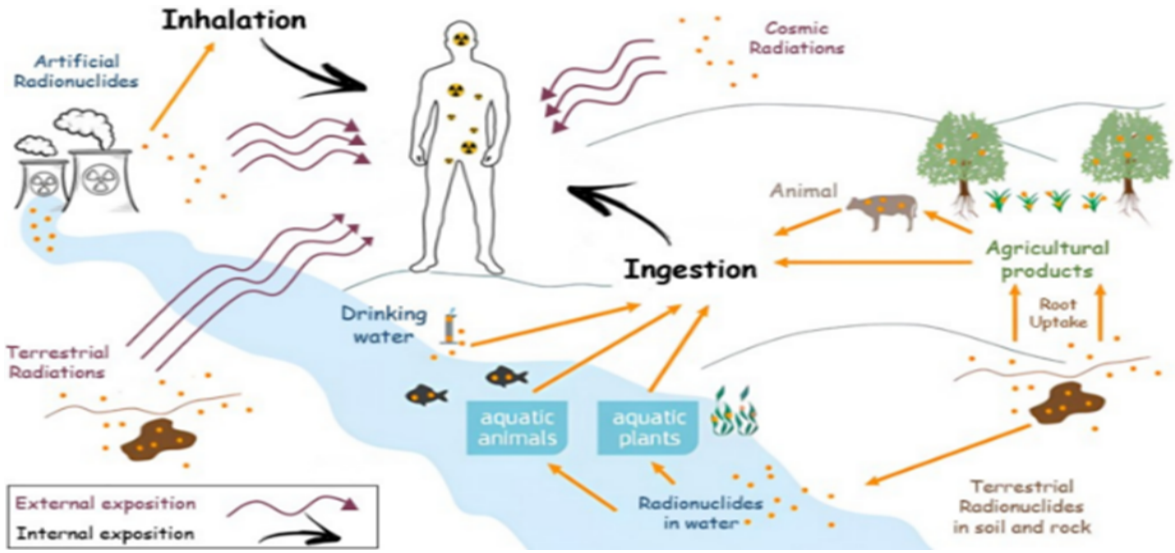

Abbildung 2: Darstellung verschiedener Expositionspfade[28]

2.5 Mechanismen der Freisetzung und des Transports von Radionukliden

Die verschiedenen Mechanismen der Radionuklidfreisetzung und des Transports wurden bereits in den Berichten Langzeitverhalten eines Endlagers Teil A und B im Detail

[26] IAEA, Safety Assessment Methodologies for Near Surface Disposal Facilities, Non-serial Publications , IAEA, Vienna (2004)
[27] Kuhlman, K. L., Bartol, J., Carter, A., Lommerzheim, A., & Wolf, J., Scenario development for safety assessment in deep geologic disposal of high-level radioactive waste and spent nuclear fuel: A review. Risk Analysis (2024)
[28] Elaboudi, Z., Madinzi, A., Saadi, R. et al. A review of radionuclides impacts and remediation techniques. Euro-Mediterr J Environ Integr (2024).

diskutiert [29] . Bei der Diskussion der Mechanismen, durch die Radionuklide aus oberflächennahen Endlagern freigesetzt und transportiert werden können, ist es erforderlich, zwischen der Betriebsphase und der Nachbetriebsphase eines Endlagers zu unterscheiden und die Nachbetriebsphase in den Zeitraum der institutionellen Kontrolle und den Zeitraum nach der institutionellen Kontrolle zu unterteilen.

Die Betriebsphase, die mit dem Verschluss des Endlagers endet, wird in der Regel einige Jahrzehnte dauern. Der Zeitraum der institutionellen Kontrolle nach dem Betrieb kann von einigen Jahren bis zu einigen hundert Jahren reichen. Aus Sicht einer vernünftigen Risikoanalyse besteht der Unterschied zwischen den beiden Zeiträumen der Nachbetriebsphase darin, dass während des institutionellen Kontrollzeitraums davon ausgegangen werden kann, dass Maßnahmen durchgeführt werden können, um die Folgen von Freisetzungen zu mindern, und dass bei einigen Arten von vollständig ausgebauten Anlagen eine Verlagerung von Schadstoffen ins Grundwasser ausgeschlossen ist.

Es kann beispielsweise davon ausgegangen werden, dass die Kontrollen das Risiko des Eindringens von Menschen ausschließen, während in der Zeit nach der institutionellen Kontrolle ein Eindringen möglich wird und die Durchführung von Abhilfemaßnahmen nicht angenommen werden kann. Tabelle 2 enthält Beispiele für Radionuklidfreisetzungs- und Radionuklidtransportmechanismen, die bei Bewertungen der Betriebs- und Nachbetriebsphase berücksichtigt werden müssen.

Das Verhindern der Migration der Radionuklide in die Umgebung des Endlagers für radioaktive Abfälle betrifft alle Schritte des Endlagerprozesses von Standortauswahl über Betrieb bis hin zum Verschluss und darüber hinaus auch die Phase nach dem Verschluss. Für eine sichere Isolierung von oberflächen oder oberflächennahen Endlagern sorgt der Einsatz verschiedener technischer Barrieren (EBS) sowie deren Errichtung oberhalb des Grundwasserspiegels. Zusätzliche Sicherheit kann ein Multibarrierensystem (MBS) aus einer technischen Barriere (EBS) und einer natürlichen Barriere (Geologie) bieten. Durch die Tatsache, dass technische Barrieren mit der Zeit die Fähigkeit verlieren radioaktiven Abfälle

[29] Österreichischer Entsorgungsbeirat (Hrsg.), Langzeitverhalten eines Endlagers, Wien (2022)

zu isolieren, ist eine vollständiger Einschluss vor allem von langlebigen und mobilen Radionukliden nicht möglich. [30,31]

Tabelle 2: Wesentliche Freisetzungsmechanismen von Radionukliden aus einem Endlager während verschiedener Zeiträume[32]

Betriebsphase	**Institutionelle Kontrolle (Überwachungszeitraum)**	**nach institutioneller Kontrolle**
normale Prozesse		
Direktstrahlung	Auslaugung ins Grundwasser und Transport darin	Grundwasserauswaschung und Transport
Ableitungen aus dem Routinebetrieb	Gase aus der Zersetzung des Abfalls	Verlagerung und Aufnahme von Pflanzen und Tieren
		Gase aus der Zersetzung des Abfalls
Ereignisse/Zwischenfälle		
Physische Beschädigung eines oder mehrerer Abfallbehälter	Verlagerung und Aufnahme von Pflanzen und Tieren	
Leckagen	Sickerwasserakkumulation	Anreicherungen aus Leckagen
Feuer	frühzeitiges Versagen der Barriere	Frühzeitiges Barriereversagen
Explosion	natürliche Ereignisse	menschliches Eindringen
	menschliches Eindringen	

[30] Olszewska, W., et al., Multibarrier system preventing migration of radionuclides from radioactive waste repository, Nukleonika, vol. 60, no. 3, Sciendo (2015).
[31] Chapman, Neil, and Alan Hooper. The Disposal of Radioactive Wastes Underground. *Proceedings of the Geologists' Association*, vol. 123, no. 1, 2012, pp. 46–63
[32] NEA, Shallow Land Disposal of Radioactive Waste, Reference Levels for the Acceptance of Long-Lived Radionuclides; a report by an NEA Expert Group, Nuclear Energy Agency, OECD, Paris (1987)

2.5.1 Betriebsphase

Während des Betriebs übernehmen die technischen Barrieren die Aufgabe des Einschlusses und der Isolierung und verhindern die Freisetzung von radioaktivem Material aus dem Endlager. Die operative Sicherheit hängt vom Design und der Robustheit der Barrieren sowie von radiologischen Schutzmaßnahmen ab. Die technische Barriere setzt sich aus den verschiedenen Komponenten Abfallform, Behälter, Pufferfüllung, Verfüllung und Abdichtung zusammen. Auch für die Betriebsphase müssen Sicherheitsfunktionen definiert werden. Dies betrifft nicht nur den normalen Betrieb, sondern auch zu erwartende Betriebsereignisse (Vorfälle/Unfälle) inklusive der Maßnahmen (Kontrollen), die zur Gewährleistung eines sicheren Betriebs eingerichtet wurden, sowie alle Überwachungssysteme, die während des Betriebs und danach eingerichtet wurden.

Durch Sicherheitssysteme und Kontrollen können Unfälle verhindert und mithilfe von Maßnahmen die Folgen eines Unfalls vermindern werden, wenn sich doch einer ereignet. Vor allem dem Risiko eines Brandes und Maßnahmen zur Verhinderung (Vermeidung von flammbarem Material) und gegen eine Ausbreitung (Feuerlöscher, Feuertüren) kommt dabei eine besondere Aufmerksamkeit zu. Ein weiteres Gefahrenpotential stellt der Transport und die Einlagerung der radioaktiven Abfälle dar. Während der Einsatz von ferngesteuerten Operationen, vor allem das Risiko für das Personal für den normalen Betriebes minimiert und das Risiko menschlicher Fehler verringert, ermöglicht die Anwesenheit von Arbeitskräften ein schnelles und wirksames Eingreifen bei außergewöhnlichen Situationen. So konnte zum Beispiel die Zunahme der Aktivitätswerte im abgeleiteten Wasser des SFR (schwedisches Endlager für schwach- und mittelradioaktive Abfälle) mit der Errichtung eines beweglichen Daches über dem Abteil der eingelagerten Abfälle verhindert werden, da das Wasser nicht mehr über die Abfallfässer tropft. [33]

Während der Betriebsphase existieren neben nicht-radiologischen Gefahren auch eine Vielzahl von radiologischen Risiken für Arbeitskräfte, Öffentlichkeit und Umwelt[34,35]. Dazu zählen:

[33] Skogsberg, M. & Ingvarsson, R., Operational experience from SFR - Final repository for low- and intermediate level waste in Sweden, Belgium (2006).
[34] NEA, Operational Safety of Geological Repositories - Proceedings of the Joint NEA/IAEA Workshop, OECD Publishing, Paris (2021)
[35] IAEA, REPORT of the GEOSAF Working Group on Operational Safety, GEOSAF OPS Working Group – Working Material, Vienna

- das Risiko einer Strahlenexposition der Arbeiter durch radioaktiven Staub und radoaktive Gase (Ingestion, Inhalation) sowie Direktstrahlung von Abfallgebinden

- Ausbreitung von radioaktivem Staub und Gasen in die Umwelt zum Beispiel durch Lüftungsöffnungen und die Freisetzung von Radionukliden durch Wasser

2.5.2 Nachbetriebsphase

Für die Phase nach dem Betrieb besteht die Aufgabe des Endlagersystems im Einschränken und Verzögern des Transports der Radioaktivität von der Endlageranlage über die Geosphäre in die Biosphäre sowie der Begrenzung der Strahlenexposition für Personen. Wobei diese in einen Zeitraum mit und ohne institutionelle Kontrolle geteilt werden kann. Besonders bei oberflächen(nahen) Lagern trägt die institutionelle Kontrolle nach dem Verschluss zur Verbesserung der Sicherheit bei. Während dieses Zeitraums können aktive Kontrollen (z.B. Zugangsbeschränkungen, Überwachung, Beobachtung oder Abhilfemaßnahmen) oder passive Kontrollen (z.B. Beschränkungen der Flächennutzung) oder eine Kombination aus beidem durchgeführt werden. [36] Auch Maßnahmen zur Instandhaltung können während dieser Phase, falls es das Anlagenkonzept notwendig macht, umgesetzt werden.

Während der institutionellen Kontrollphase wird ein Monitoring Programm durchgeführt, das sowohl die Umwelt als auch technische Aspekte umfasst. Das Umweltmonitoring schließt die Überwachung von Radionuklidfreisetzung in lokalen Oberflächenwasser oder Nahrungsmittel sowie im Grundwasser ein. Diese Überwachung kann auch auf nicht-radiologische Stoffe erweitert werden. Die Überwachung der technischen Parameter umfasst zumindest visuelle Inspektionen oder Erhebungen, um eine signifikante Verschlechterung der technischen Barrieren zu erkennen und zu lokalisieren (z. B. Senkungen und Risse in der Abdeckung). Es ist wahrscheinlich, dass der Umfang der Überwachung, des Monitorings und der Standortbeschränkungen im Laufe der Zeit reduziert werden kann, bis sie schließlich endet. Die Sicherheitsanforderungen und die Länge der Dauer der institutionellen Kontrolle hängt dabei von den Eigenschaften der radioaktiven Abfälle, sowie Anlagenkonzept und Standorteigenschaften ab.

Aufgrund der unausweichlichen Degradierung der technischen Barrieren und dem Eindringen von Wasser in das Endlager ist der wichtigste Freisetzungspfad für Radionuklide

[36] NEA, Low-Level Radioactive Waste Repositories: An Analysis of Costs, OECD Publishing, Paris, (1999)

jener über das Grundwasser mit einem Übergang in die unmittelbare Umgebung des Menschen. Die Exposition der Öffentlichkeit erfolgt über Direktstrahlung, Ingestion oder Inhalation durch Konsum von kontaminiertem Wasser (Oberflächenwasser, Brunnen) bzw. durch dessen Verwendung zur Bewässerung und durch Konsumation bzw. Ingestion von Pflanzen oder Tierprodukten aus der zugehörigen Nahrungskette. Das Migrationsverhalten wird von physikalischen und chemischen Eigenschaften des Bodens und dem Sorptionseigenschaften der Radionuklide beeinflusst und resultiert in der Akkumulation der Schadstoffe in biologischer Materie (lebende Organismen oder Pflanzen) die in der Bodenumgebung vorkommen.

Für die Betrachtung der radiologischen Auswirkungen nach der Zeit der institutionellen Kontrolle sind auch Überlegungen zur Wahrscheinlichkeit und zu den Folgen verschiedener Arten des versehentlichen Eindringens von Menschen erforderlich. Menschliches Handeln, das die Integrität eines Endlagers beeinträchtigt und möglicherweise radiologische Folgen hat, wird als menschliches Eindringen bezeichnet. Dadurch besteht die Möglichkeit, dass radioaktives Material an die Oberfläche gelangt und die Bevölkerung in der Nähe direkt einer erheblichen Strahlendosis ausgesetzt wird. Je nach untersuchtem Szenario kann die Exposition kurzzeitig (Straßenbau oder Hausbau) oder dauerhaft (Wohnort über Entsorgungszone) auftreten und zu direktem Kontakt mit dem Abfall führen. Auch die Gaserzeugung durch den Abbau der Abfälle und die Korrosion von Metallen sowie deren mögliche Migration an die Oberfläche stellt einen Freisetzungspfad dar. [12, 30, 37, 38]

2.6 Gruppierung von Szenarien

Die aus den verschiedenen Mechanismen der Radionuklidfreisetzung und dem Transport resultierenden möglichen Szenarien lassen sich in drei Hauptgruppen entsprechend ihrer Nützlichkeit für die Festlegung von Akzeptanzkriterien zusammenfassen:

- Betriebliche Szenarien
- Post-operative Szenarien, bei denen die Risiken für den Menschen von der Gesamtaktivität der Radionuklide am Standort abhängen

[37] IAEA, Review of Available Options for Low Level Radioactive Waste Disposal, IAEA-TECDOC-661, Vienna (1992).
[38] Mitrakos, D., et al., Preliminary safety assessment for planning near surface disposal of low-level radioactive waste in Greece, Journal of Environmental Radioactivity (2023)

- Post-operative Szenarien, in denen die Risiken für den Menschen von der Radionuklidkonzentration abhängen

Jede Gruppe von Szenarien wird im Folgenden kurz erörtert.

2.6.1 Betriebliche Szenarien

Da sich die Betriebsphase eines Endlagers typunabhängig bzgl. Strahlenschutz nicht vom Betrieb eines Zwischenlagers unterscheidet, besteht erfahrungsgemäß das Hauptrisiko für die Beschäftigten der Anlage in der direkten Strahlenexposition durch die Abfallgebinde. Diese Risiken können mit Hilfe von Standardtechniken des Strahlenschutzes, insbesondere der Personendosimetrie unter Einbeziehung von Zeit, Abstand und Abschirmung kontrolliert werden. Es besteht auch ein weniger bedeutendes Potential für die Freisetzung zufälliger Kontamination von der Oberfläche der Abfallgebinde in die Luft oder für die Übertragung auf Kleidung oder andere Oberflächen. Risiken einer Inhalationsexposition und möglicherweise auch einer Ingestionsexposition können – wie vor allem die Erfahrung aus Österreich zeigt durch die Anwendung akzeptabler betrieblicher Verfahren kontrolliert und beherrscht werden.

2.6.2 Gesamtaktivitätsszenarien

Dies sind Szenarien, in denen die berechneten Risiken mehr von der Gesamtaktivität der im Endlager enthaltenen Radionuklide abhängen und weniger von der Radionuklidkonzentration in einem bestimmten Teil des Lagers. Die Szenarien, die in dieser Gruppe von besonderem Interesse sind, sind diejenigen, die eine Migration der Radionuklide ins und mit dem Grundwasser beinhalten. Diese Szenarien sind grundsätzlich wesentlich stärker von den standortspezifischen Umweltbedingungen als von einem bestimmten Lagertyp abhängig. Es sei auch darauf hingewiesen, dass für die Freisetzung der Radionuklide und somit für die resultierende Dosis der Bevölkerung nicht die Tiefe eines oberflächen(nahen) Lagers, sondern der Abstand vom Grundwasser die entscheidende Größe ist. Die Tiefe eines Endlagers ist ausschließlich hinsichtlich der Intrusionsszenarien relevant.

2.6.3 Aktivitätskonzentrationsszenarien

Von den hier betrachteten Szenarien für die Zeit nach dem Betrieb sind die Risiken, die sich aus dem potenziellen direkten Eindringen von Menschen in Endlageranlagen ergeben, als

direkt proportional zur Aktivitätskonzentration gegeben. Aus diesem Grund eignen sich Intrusionsszenarien als Grundlage für die Bestimmung von Limits für Radionuklidkonzentrationen. Bei solchen Festlegungen werden die Konzentrationen so begrenzt, dass ein bestimmter Satz von Dosis- oder Risikokriterien nicht überschritten wird. Die Art der Berechnungen ermöglicht die direkte Bestimmung der Richtwerte, und da standortspezifische Umweltaspekte bei den Berechnungen von geringerer Bedeutung sind, sind die abgeleiteten Richtwerte in einem allgemeinen Sinne nützlicher.

Unbeabsichtigte Intrusionsszenarien wurden vielfach publiziert, wobei jedes modellierte Szenario aus einer Kombination von bis zu drei grundlegenden Expositionspfaden besteht - Einatmen kontaminierter Luft, Verschlucken kontaminierter Lebensmittel (oder ein Kind, das kontaminierten Schmutz aufnimmt) und direkte Exposition gegenüber Beta-/Gammastrahlung. Radionuklide werden dabei durch bestimmte Pfade begrenzt, so ist beispielsweise bei Cs-137 und Nb-94 der Pfad externer Exposition dominant, bei Radionukliden wie Sr-90, Ni-631, Tc-99g und I-129 aufgrund des menschlichen Metabolismus und der chemischen Eigenschaften der Pfad Ingestion, während aus denselben Gründen bei Uran- und Plutoniumisotope Inhalation den wesentlichen Expositionspfad darstellt.

Bei der Verwendung von Intrusionsszenarien zur Festlegung von Konzentrationsgrenzen für Abfallentsorgung werden zwei weitere Überlegungen wichtig. Die eine ist die Länge der institutionellen Kontrollperiode. Die Wahl eines bestimmten institutionellen Kontrollzeitraums ist entscheidend für die Festlegung von Akzeptanzkriterien für Radionuklide wie Sr-90 oder Cs-137, aber unbedeutend für die Festlegung von Annahmekriterien für kurzlebige (z.B. Co-60) oder langlebige (z.B. Pu-239) Radionuklide.

Die zweite Überlegung ist die Notwendigkeit, die Konzentrationsrichtwerte, die auf Intrusionsszenario basieren, im Hinblick auf die Anforderungen für einzelne Abfallgebinde zu interpretieren. Bei den meisten Szenarien ist das Gesamtvolumen des gestörten Materials viel größer als das Volumen eines einzelnen Abfallgebindes. Daher ist es eher die durchschnittliche Konzentration in der Anlage als die eines einzelnen Abfallgebinde, das mit solchen Methoden bewertet werden kann. Die Praxis hat gezeigt, dass die Durchschnittswerte der Anlage in der Regel 10 % der Richtwerte für die Kontrolle der Abfallannahme sind.

2.7 Verfügbarkeit von Modellen und Daten

Ein zentraler Bestandteil der Sicherheitsbewertung ist der Nachweis der Leistungsfähigkeit des Endlagers, um das potenzielle radiologische Risiko der Anlage für die Betriebs- als auch Nachbetriebsphase zu quantifizieren. Für die Demonstration der Sicherheit eines Endlagersystems folgt auf die Formulierung der Szenarien deren Implementierung mathematischer Modelle. Modelle können jedoch keine genauen Vorhersagen über die Entwicklung eines Endlagers oder die radiologischen Auswirkungen liefern, sondern veranschaulichen mögliche Leistungsbereiche.

Zu den verschiedenen Ansätzen, die zur Abschätzung der radiologischen Auswirkungen in Betracht gezogen werden können, gehören: probabilistisch und deterministische Ansätze, die Verwendung einfacher konservativer Modelle und die Verwendung komplexerer, realistischerer Modelle. Deterministische Bewertungen werden mit festen Parametern durchgeführt. Bei probabilistisch durchgeführten Berechnungen werden aus den Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen (PDF) entnommene Parameter verwendet. Häufig werden beide Ansätze angewendet, um das Vertrauen in die Sicherheit der Anlage zu erhöhen. Die dazu verwendeten Daten zur Parametrisierung der Modelle sollten je nach Verfügbarkeit so realistisch wie möglich sein. Geeignete Verfahren zur Auswahl der Parameter, Modellverifizierung und -bewertung müssen durchgeführt und dokumentiert werden, um Vertrauen in die Eignung des Modells für seinen beabsichtigten Zweck aufzubauen.

Die Ergebnisse der Szenarioanalysen umfassen numerische Ergebnisse für bestimmte Sicherheitsindikatoren, z.B. potenzielle jährliche effektive Dosis oder jährliches Risiko für den Menschen, Aussagen zur Unsicherheit und Empfindlichkeiten in den Ergebnissen. [39,40]

2.8 Arten von Modellen und Beurteilungen

Um das Risiko durch potenzielle Expositionen angemessen definieren zu können, wird die Freisetzung der Radionuklide aus einem oberflächennahen Lager durch verschiedene

[39] IAEA, The Safety Case and Safety Assessment for the Disposal of Radioactive Waste, IAEA Safety Standards Series No. SSG-23, Vienna (2012)
[40] NEA, The Nature and Purpose of the Post-Closure Safety Cases for Geological Repositories, OECD Publishing, Paris (2013)

Modelle beschrieben. Das Endlagersystem wird beschrieben durch das Nahfeld, dem Fernfeld (Geosphäre) und der Biosphäre, wobei die Radionuklidfreisetzung des Nahfeldes die notwendige Information für das Fernfeld bereitstellt und die Freisetzung des Fernfeldes wiederum Informationen für Biosphärenmodelle produziert.

Insbesondere bei der Betrachtung von oberflächennahen Lagern ist eine klare Trennung dieser Modelle, vor allem aufgrund der Veränderungen der Eigenschaften und Funktionen dieser Grenzbereiche abhängig von der Zeit und von den Freisetzungsmechanismen der Radionuklide zu definieren.

2.8.1 Modelle für den Nahbereich

Umfassen die Vorhersage des Verhaltens von Abfallformen und -gebinden, und damit der Migrationsraten von Radionukliden innerhalb einer Endlageranlage und in das Fernfeld. Angaben müssen nicht nur für Abfallformen- und gebinde, sondern auch für das Inventar der radioaktiven Abfälle, die Einlagerungsweise, die technischen Barrieren und die Dimensionen der Anlage erfasst werden.

Für die Festlegung radioaktiven Abfälle in kurz- und langlebig ist das Nahfeld nur in Bezug auf den Degradationszeitraum von Bedeutung jedoch ansonsten bei dieser Betrachtung ein irrelevanter Bereich, da mit einer vollständigen Degradation der Anlage gerechnet wird. Daher muss der Lagertyp bzw. die konkrete Ausführung nicht berücksichtigt werden und würde eine nicht notwendige Komplexität in die Modellierung bringen, deren Einfluss auf die Anzahl einlagerbarer Fässer < 1% ist.

2.8.2 Fernfeld-Modelle

Zur Abschätzung der Migration von Radionukliden im Fernfeld ist es üblich, den Verzögerungsfaktor zu verwenden, der als Verhältnis der Grundwasserfließgeschwindigkeit zu den Migrationsraten der Radionuklide definiert ist. Der Gleichgewichtsverteilungskoeffizient eines Radionuklids zwischen Wasser und dem beteiligten Sorptionsmittel (K_d, m^3/kg) ist ein wichtiger physikalisch-chemischer Parameter, der bei der Berechnung seines Verzögerungsfaktors verwendet wird.

Die Modelle behandeln die Migration in gesättigten, porösen Medien und stellen die verschiedenen Prozesse, durch die durch die die Radionuklidmigration relativ zur Grundwasserbewegung verzögert werden kann durch diesen Parameter dar. Die gelösten

Radionuklide wandern mit einer Rate aus dem Nahfeld, die durch die Prozesse Advektion und Dispersion, Diffusion und Retardierung bestimmt werden. Die Retardierung stellt eines der größten Hindernisse für die Migration von Radionukliden dar [29].

2.8.3 Biosphärenmodelle

Die Biosphäre umfasst die zugängliche Umgebung, in der die radiologischen Auswirkungen tatsächlich auftreten. Schadstoffe können sich zwischen einer Vielzahl verschiedener Umweltmedien bewegen und dort verdünnt und verteilt oder konzentriert werden.

Die Modelle, die bei der Bewertung von Anlagen zur oberflächennahen Entsorgung verwendet werden und um die Geschwindigkeit der Migration von Radionukliden durch die Biosphäre und die Dosen für den Menschen zu berechnen, basieren weitgehend auf Modellen, die für andere Zwecke entwickelt wurden. Hier werden die naheliegendsten, nämlich die Modelle zur Entsorgung freigegebener Materialien auf konventionellen Deponien verwendet.

2.9 Faktoren, die die radiologischen Referenzwerte verändern

Unterschiedliche Faktoren können zu Anpassungen der anhand der Langzeitsicherheit ermittelten radiologischen Referenzwerte für die Akzeptanz von langlebigen radioaktiven Abfällen führen. Einer dieser stellt die radiologische Sicherheit von Arbeitskräften und Öffentlichkeit durch die Prozesse der Abfallbehandlung (Konditionierung) sowie Zwischenlagerung und Transport und Einlagerung dar.

Angenommen, verschieden klassifizierte Abfälle werden in unterschiedlichen Bereichen des Endlagers eingebracht, könnte es bei einer standortspezifischen Bewertung der Sicherheit vorteilhaft sein, diese detaillierteren Betrachtungen in die Szenarien Berechnung aufzunehmen, um so die allgemeinen Referenzwerte zu konkretisieren. Auch das Design und die Umsetzung der technischen Barrieren können sich auf die Akzeptanzkriterien auswirken.

Nicht außer Acht zu lassen ist die Wahrnehmung der technischen Barrieren in der Öffentlichkeit sowie das Einbeziehen von sozioökonomischen Faktoren, vor allem, um ein hohes Maß an Vertrauen in den Prozess der Endlagerung zu entwickeln. [32]

2.10 Die Rolle der institutionellen Kontrollen bei der Begrenzung von Risiken

Die institutionelle Kontrolle von oberflächennahen Endlagern lassen sich in aktive und passive Aspekte trennen (siehe Kapitel 2.5.2). Ziel dieser Maßnahmen ist es, Aktivitäten auszuschließen, die zu einem Kontakt von Menschen mit Abfällen führen oder die Integrität der Entsorgungseinrichtung gefährden würden. Es besteht allgemeine Einigkeit darüber, dass eine langfristige institutionelle Kontrolle nur schwer umsetzbar ist. Dabei liegt die Entscheidung über die Länge des Zeitraums bei den nationalen Behörden.

Die Frage der sinnvollen Dauer der institutionellen Kontrollen wird in einem NEA-Bericht über die rechtlichen, administrativen und finanziellen Aspekte der Abfallbewirtschaftung ausführlich geschildert.[4] Der Bericht kommt zu dem Schluss, dass institutionelle Kontrollen für mehrere hundert Jahre zur Sicherheit eines Endlagersystems beitragen könnten, als Maximum werden 300 Jahre als Beispiel genannt. Die Wahl des Kontrollzeitraums wird jedoch auch von sozialen, wirtschaftlichen und technischen Aspekten beeinflusst sein.

Technische Analysen können unterstützend genutzt werden, um die Dauer der institutionellen Kontrollen festzulegen. Damit kann untersucht werden, wie lange diese Kontrollen effektiv zur Risikominimierung beitragen. Die Bewertung der Risiken, wie Intrusion und Grundwasserverlagerung, zeigt, dass institutionelle Kontrollen bis zu mehreren hundert Jahren nach der Schließung der Anlage wirksam sind. Danach bringt eine Verlängerung der Kontrollen kaum noch Vorteile zur Risikominderung.

Ein weiterer Ansatz besteht darin, den Kontrollzeitraum zu bestimmen, der erforderlich ist, um die mit der Entsorgung bestimmter Abfälle verbundenen Risiken auf ein bestimmtes Niveau zu reduzieren. Für einen langen Zeitraum (z. B. tausend Jahre) gilt eine Lösung nahe der Oberfläche als ungeeignet. Ist der Zeitraum sehr kurz (z.B. einige Jahre), könnten große Mengen der Abfälle in einer bestimmten Anlage nah der Oberfläche angenommen werden.

3 ABLEITUNG VON RADIOLOGISCHEN KLASSIFIZIERUNGSWERTEN

3.1 Grundprinzipien und Annahmen

Zur Charakterisierung des radioaktiven Inventars und seiner zeitlichen Entwicklung werden in diesem Bericht verschiedene Größen bzw. Begriffe verwendet. Neben der Aktivität der Abfälle ist dies vor allem das Gefährdungspotential der Abfälle. Der Begriff Gefährdungspotential gibt diejenige mögliche, ausschließlich radiologische Belastung des Menschen an, die gesamthaft vom Endlager aufgrund seines Abfallinventars ausgehen kann. Als Maß für das Gefährdungspotential des Endlagers werden einerseits die Radiotoxizität und andererseits die effektive Dosis herangezogen. Der Radiotoxizitätindex bzw. ARI (Annual Radiological Index of Intake) genannt, ist ein einfaches Mass für das Gefahrdungspotential durch Aufnahme radioaktiver Substanzen. Er sagt aus, zu welchem Vielfachen eines Dosisreferenzwertes die Einnahme der gesamten jeweiligen Radionuklidmenge in einem Jahr durch menschliche Individuen führen wurde.

Das von einem Endlager ausgehende Gefährdungspotential hängt vom Aktivitätsinventar, von der chemischen Form der Abfälle, von der Ausgestaltung des Lagers und auch vom letztlich gewählten Standort ab. Bei der Beurteilung der Sicherheit muss sowohl die Situation unter gesicherter, institutioneller Überwachung als auch nach Ablauf dieser Überwachungsperiode betrachtet werden.

In diesem Kapitel wird zunächst aus dem aktuellen Abfallinventar der NES das Abfallinventar des Endlagers bei Einlagerung im Jahr 2045 betrachtet und daraus auf Basis des Radiotoxizität ein Inventar radiologisch relevanter Radionuklide zur weiteren Beurteilung des Lagers bzw seiner zeitlichen Entwicklung gebildet.

3.2 Ermittlung des radiologisch relevanten Inventars

Das Ziel der nachfolgenden Berechnungen ist es, die im Verlauf der zeitlichen Entwicklung eines österreichischen Endlagers radiologisch relevanten Radionuklide zu ermitteln. Das in Tabelle 3 aufgeführte Aktivitätsinventar bildet die Grundlage für die erste Abschätzung des

Gefährdungspotentials. Es umfasst die Aktivität aller Radionuklide zum Zeitpunkt 31.12.2045. In konservativer Weise wurden der radioaktive Zerfall und die Bildung von Zerfallsketten, nicht aber eine Abnahme des Inventars durch Freigaben oder eine Zunahme durch weiteren bis 2045 anfallenden radioaktiven Abfall berücksichtigt. Der Aufbau von gasförmigen Nukliden (Radon) wurde allerdings im Modellinventar nicht berücksichtigt, sowohl in Bezug auf ihre eigene Aktivität als auch als Mutternuklid für Folgeprodukte.

Tabelle 3: Inventar aus [Nuclear Engineering Seibersdorf GmbH, Bericht Nr.:2022/015 Studie für den Entsorgungsbeirat zum Thema Inventar radioaktiver Abfälle]

Nuklid	**31.12.2021 [Bq]**	**31.12.2045 [Bq]**
H-3	3,99E+15	1,03E+15
Ni-63	1,98E+13	1,67E+13
Cs-137	7,29E+12	4,19E+12
Am-241	3,90E+12	3,75E+12
Ag-108m	2,60E+12	2,50E+12
Sr-90	1,62E+12	9,08E+11
Ra-226	1,28E+12	1,27E+12
C-14	7,66E+11	7,64E+11
Kr-85	7,43E+11	1,58E+11
Fe-55	5,46E+11	1,23E+09
Co-60	3,81E+11	1,62E+10
Pu-239	3,78E+11	3,78E+11
Cm-244	2,35E+11	9,37E+10
Ni-59	1,72E+11	1,72E+11
Th-232	3,99E+10	3,99E+10
Th-228	3,92E+10	3,99E+10
Pm-147	3,21E+10	5,65E+07
Pu-241	1,27E+10	3,98E+09
U-238	8,63E+09	8,63E+09
Pu-238	8,26E+09	6,83E+09
U-234	7,94E+09	7,94E+09
Pu-240	5,43E+09	5,80E+09
Pu-242	3,32E+09	3,32E+09
Sm-151	3,30E+09	2,75E+09
Kr-81	3,11E+09	3,11E+09
Cl-36	2,92E+09	2,92E+09
U-233	2,59E+09	2,59E+09
Ba-133	1,93E+09	3,98E+08
Tc-99	1,51E+09	1,51E+09
Sb-125	1,29E+09	3,09E+06

Nuklid	31.12.2021 [Bq]	31.12.2045 [Bq]
U-235	1,27E+09	1,27E+09
Eu-152	1,24E+09	3,62E+08
Eu-154	5,38E+08	7,76E+07
Tl-204	5,35E+08	6,56E+06
Cf-252	2,66E+08	4,93E+05
Ac-227	2,04E+08	9,59E+07
Nb-94	1,61E+08	1,61E+08
Mn-54	7,15E+07	0
Na-22	5,39E+07	9,02E+04
I-129	5,05E+07	5,05E+07
Ho-166m	3,48E+07	3,43E+07
Np-237	3,41E+07	6,38E+07
Cd-109	2,78E+07	5,50E+01
Bi-207	1,97E+07	1,16E+07
Th-229	9,20E+06	1,46E+07
Pb-205	7,40E+06	7,40E+06
Gd-153	5,34E+06	0
Am-243	5,08E+06	5,07E+06
Th-230	4,43E+06	6,18E+06
Ca-41	3,00E+06	3,00E+06
Cs-134	2,71E+06	8,26E+02
Co-57	2,05E+06	0
Pa-231	1,56E+06	2,21E+06
Bi-208	1,19E+06	1,19E+06
Eu-155	7,18E+05	2,18E+04
Ge-68	6,23E+05	0
Eu-150	5,24E+05	3,34E+05
U-232	4,39E+05	3,45E+05
Ru-106	3,77E+05	0
Hf-178m	1,19E+05	6,95E+04
Os-194	3,89E+04	2,43E+03
Cm-248	3,71E+04	3,91E+04
U-236	3,24E+04	3,64E+04
Nb-93m	3,19E+04	1,14E+04
Pu-244	1,23E+04	1,23E+04
Nb-92	7,49E+03	7,49E+03
Po-208	7,01E+03	2,20E+01
Cm-243	5,82E+03	3,29E+03
Zn-65	4,88E+03	0
Pu-236	4,78E+03	1,40E+01
Sn-119m	3,69E+03	0
Ca-45	2,26E+03	0
Cd-113m	1,73E+03	5,32E+02

Nuklid	31.12.2021 [Bq]	31.12.2045 [Bq]
Pm-146	1,48E+03	7,30E+01
Cm-246	1,30E+03	1,30E+03
Ag-110m	8,20E+01	0
Au-195	2,00E+00	0
Summe	**4,03E+15**	**1,07E+15**

3.2.1 Gefährdungspotential des Inventars

Für die weitere Erstellung des radiologisch relevanten Inventars soll eine erste Gefährdungsabschätzung für das gesamte österreichische Aktivitätsinventar dienen. Im Allgemeinen kann es zu einer Dosisbelastung von Lebewesen durch direkte Strahlung oder durch Inkorporation kommen. Letzteres erfolgt im Wesentlichen durch Aufnahme über feste und flüssige Nahrung (,,Ingestion“) oder die Atmung (,,Inhalation"). Dosisbelastungen aus direkter Strahlung und Inhalation sind nur unter Vorgabe spezieller Szenarien von Ausbreitung der Radionuklide in fester oder gasförmiger Form möglich, wohingegen Ingestion (über Trinkwasser) sehr einfach und allgemein abgeschätzt werden kann.

Für ein menschliches Individuum aus der Bevölkerung ist eine Aufnahme durch das Trinkwasser eine der wesentlichen zu beachtenden Gefährdungen. Dies setzt allerdings voraus, dass die Abfälle vorher in Kontakt zu Wasser gekommen sind. Obwohl das Lager zu Beginn trocken ist, ist das Eindringen von Wasser ins Lager und die einzelnen Bunker nicht auszuschließen, und somit ist eine nachfolgende Freisetzung von kontaminiertem Wasser aus dem Lager möglich. Ein Radiotoxizitätsindex ohne Berücksichtigung der nuklidspezifischen Mobilitäten ergibt zwangsläufig Werte und eine falsche Rangordnung von Nukliden, insbesondere eine fälschlich hohe Gewichtung von Aktiniden. Deshalb werden in diesem Kapitel zusätzlich zur Gesamtradiotoxizität auch Radiotoxizität für Trinkwasser bestimmt. Dabei wurden unter der Annahme, dass die Dosisbelastung aus einer Ingestion der Radionuklide erfolgt, drei unterschiedliche Radiotoxizitäten des Lagerinventars über die Zeit ermittelt:

- Gesamt-Radiotoxizität: Die Radiotoxizität des gesamten Inventars, beinhaltet also sowohl an die Zementmatrix adsorbierte als auch in Lösung befindliche Radionuklide.

- Porenwasser-Radiotoxizität: Die Radiotoxizität des gesamten Porenwassers in den kontaminierten Abfällen, d. h. der in Lösung im Porenwasser befindlichen

Radionuklide, falls eine vollständige Sättigung des kontaminierten Abfalls durch eingedrungenes Wasser stattgefunden hat.

- Trinkwasser-Radiotoxizität: Die Radiotoxizität, der ein Individuum ausgesetzt wird, wenn es ein Jahr lang mit einer pauschalen Rate vom Porenwasser des Inventars trinkt.

Die verwendeten spezifischen Daten (Porosität Füllzement = 20%, Dichte Füllzement=2600 kg/m³, Füllgrad des Lagers mit Abfallgebinden=100%, Volumen der eingelagerten Gebinde = 1500 m³, Adsorptionskonstanten der Radionuklide) sind dabei nur als grobe Richtwerte aufzufassen und wirken sich ausschließlich auf die Porenwassertoxizität und die Trinkwassertoxizität aus.

In die Berechnung des Gefährdungspotentials des Modellinventars geht sowohl die Aktivität der einzelnen Radionuklide des österreichischen Inventars im Jahr 2045 als auch deren Ingestionsdosisfaktoren ein. Für diese nicht szenarienspezifische Abschätzung des Gefährdungspotenzials wird eine Inhalation der Radionuklide (als Gas oder Staub) in der Toxizitätsberechnung zunächst nicht berücksichtigt, weil angenommen werden kann, dass die Freisetzung gasförmiger Nuklide stark vom jetzt noch nicht bekannten Lagerkonzept abhängt. Daher wird auf den Aspekt der gasförmigen Freisetzung hier nicht näher eingegangen. Tabelle 4 enthält eine Aufstellung der Aktivitäten und Radiotoxizitäten des Modellinventars. Weiters wurden diese Berechnungen nicht für die gasförmigen Nuklide durchgeführt, da die Annahme der Ingestion dieser Radionuklide als wesentlicher Toxizitätsbeitrag nicht sinnvoll ist. Da diese Berechnungen der Ermittlung des Gefährdungspotentials der einzelnen Radionuklide relativ zueinander dienen, wird vereinfachend als Bezugspunkt eine effektive Dosis von 1 mSv herangezogen. Zwar hat der Radiotoxizitätsindex als Vielfaches einer Referenzdosis keine Einheit [mSv/mSv=1], allerdings entspricht durch die Wahl der Referenzdosis der in Tabelle 4 angegebene Zahlenwert der effektiven Folgedosis E(50) bei Ingestion in mSv.

Tabelle 4: Radiotoxizitäten im Nahfeld und in der Ökosphäre des österreichischen Inventars im Jahr 2045

Nuklid	Halbwertszeit [a]	31.12.2045 [Bq]	Gesamt-Radiotoxizität	Trinkwasser-Radiotoxizität
H-3	1,23E+01	1,03E+15	1,9E+07	4,5E+04
C-14	5,73E+03	7,64E+11	4,4E+05	2,0E+01
Na-22	2,60E+00	9,02E+04	2,9E-01	7,0E-04
Cl-36	3,01E+05	2,92E+09	2,7E+03	6,6E+00
Ca-41	1,40E+05	3,00E+06	5,7E-01	1,4E-03
Fe-55	2,73E+00	1,23E+09	4,1E+02	9,5E-04
Co-60	5,27E+00	1,62E+10	5,5E+04	1,3E-01
Ni-59	7,50E+04	1,72E+11	1,1E+04	2,5E-02
Ni-63	1,00E+02	1,67E+13	2,5E+06	5,8E+00
Sr-90	2,86E+01	9,08E+11	2,5E+07	5,4E+03
Nb-93m	1,36E+01	1,14E+04	1,9E-02	4,5E-09
Nb-94	2,03E+04	1,61E+08	2,7E+02	6,4E-05
Tc-99	2,13E+05	1,51E+09	3,0E+03	6,4E-01
Ag-108m	1,27E+02	2,50E+12	5,8E+06	1,4E+04
Cd-109	4,64E+02	5,50E+01	1,1E-04	0,0E+00
Cd-113m	9,30E+15	5,32E+02	1,2E-02	0,0E+00
Sb-125	2,77E+00	3,09E+06	3,4E+00	8,3E-03
I-129	1,57E+07	5,05E+07	5,6E+03	1,3E-01
Ba-133	1,07E+01	3,98E+08	6,0E+02	1,3E-01
Cs-134	2,06E+00	8,26E+02	1,6E-02	3,3E-06
Cs-137	3,00E+01	4,19E+12	8,4E+06	1,8E+03
Pm-146	5,50E+00	7,30E+01	9,5E-04	2,0E-07
Pm-147	2,60E+00	5,65E+07	1,5E+01	3,4E-06
Eu-150	3,42E+01	3,34E+05	4,3E-01	0,0E+00
Eu-152	1,33E+01	3,62E+08	5,1E+02	1,2E-04
Eu-154	8,80E+00	7,76E+07	1,6E+02	3,6E-05
Eu-155	4,96E+00	2,18E+04	7,0E-03	1,6E-09
Sm-151	9,00E+01	2,75E+09	2,7E+02	0,0E+00
Ho-166m	1,20E+03	3,43E+07	6,9E+01	1,5E-02
Hf-178m	3,10E+01	6,95E+04	3,3E-01	0,0E+00
Os-194	6,00E+00	2,43E+03	5,8E-03	0,0E+00
Tl-204	3,78E+00	6,56E+06	7,9E+00	1,9E-02
Pb-205	1,70E+07	7,40E+06	4,2E-01	2,0E-07

Nuklid	Halbwertszeit [a]	31.12.2045 [Bq]	Gesamt-Radiotoxizität	Trinkwasser-Radiotoxizität
Bi-207	3,16E+01	1,16E+07	1,5E+01	3,7E-02
Bi-208	3,68E+05	1,19E+06	1,5E+00	3,8E-03
Po-208	2,90E+00	2,20E+01	0,0E+00	0,0E+00
Ra-226	1,60E+03	1,27E+12	3,6E+08	1,7E+03
Ac-227	2,18E+01	9,59E+07	1,1E+05	2,5E-02
Th-228	1,91E+00	3,99E+10	2,9E+06	1,3E-01
Th-229	7,88E+03	1,46E+07	7,2E+03	3,3E-04
Th-230	3,00E-03	6,18E+06	2,1E+00	9,8E-08
Th-232	1,41E+10	3,99E+10	9,2E+06	4,3E-01
Pa-231	3,28E+04	2,21E+06	1,6E+03	7,3E-05
U-232	7,20E+01	3,45E+05	1,1E+02	5,3E-06
U-233	1,59E+05	2,59E+09	1,3E+05	6,2E-03
U-234	2,44E+05	7,94E+09	3,9E+05	1,8E-02
U-235	7,04E+08	1,27E+09	6,0E+04	2,8E-03
U-236	2,34E+07	3,64E+04	1,7E+00	8,0E-08
U-238	4,49E+09	8,63E+09	3,9E+05	1,8E-02
Pu-238	8,77E+01	6,83E+09	1,6E+06	7,3E-02
Pu-239	2,41E+04	3,78E+11	9,5E+07	4,4E+00
Pu-240	6,54E+03	5,80E+09	1,5E+06	6,8E-02
Pu-241	1,44E+01	3,98E+09	1,9E+04	8,9E-04
Pu-242	3,76E+05	3,32E+09	8,0E+05	3,7E-02
Pu-244	8,26E+07	1,23E+04	3,0E+00	1,4E-07
Np-237	2,14E+06	6,38E+07	7,0E+03	3,3E-04
Am-241	4,32E+02	3,75E+12	7,5E+08	1,8E+02
Am-243	7,38E+03	5,07E+06	1,0E+03	2,4E-04
Cm-243	2,85E+01	3,29E+03	4,9E-01	2,3E-08
Cm-244	1,81E+01	9,37E+10	1,1E+07	5,3E-01
Cm-246	4,73E+03	1,30E+03	2,7E-01	1,3E-08
Cm-248	3,40E+09	3,91E+04	3,0E+01	1,4E-06
Cf-252	2,64E+00	4,93E+05	4,4E+01	2,1E-06

3.2.2 Gefährdungspotential des Inventars im Laufe der Zeit

Die Ergebnisse der Berechnungen des Gefährdungspotentials für lange Zeiträume werden im Folgenden kurz diskutiert und graphisch dargestellt. Während die sehr hohe Aktivität der kurzlebigen Radionuklide nach Ablauf von 1000 Jahren wesentlich geringer als zum

Zeitpunkt der Einlagerung sein wird, werden die Aktivitäten und Radiotoxizitäten der langlebigen Radionuklide auch nach 1000 Jahren nicht wesentlich abgenommen haben.

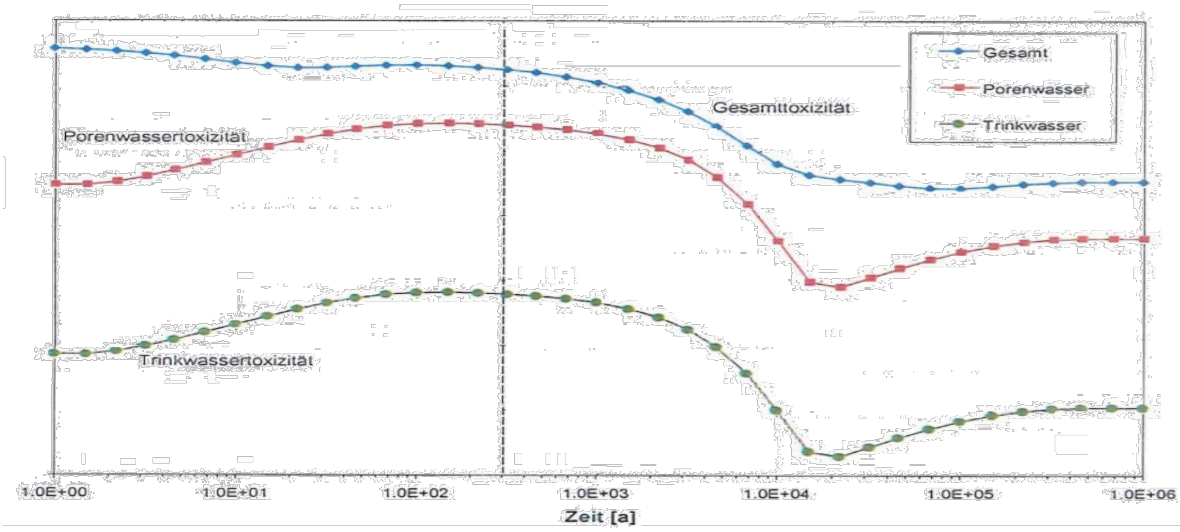

Abbildung 3: Radiotoxizitäten im Nahfeld (Porenwasser und Gesamt) und in der Ökosphäre (Trinkwasser) über einen Zeitraum von 1 Mio Jahre. (Skalierung der Größenachse relativ zur Gesamt-Radiotoxitzität)

Im Gegenteil, wie in Abbildung 3 ersichtlich, bauen sich über lange Zeitraume sogar hohe Aktivitäten bzw. Radiotoxizitäten bestimmter Nuklide auf, insbesondere in der (4n+2)-Zerfallskette ausgehend von U-238. Die Gesamtaktivität nimmt infolge des Zerfalls der kurzlebigen Radionuklide um mehr als zwei Größenordnungen ab. Dies lässt sich aber nicht entsprechend auf die Radiotoxizität übertragen, da Nuklide mit hoher Radiotoxizität bzw. großem Dosiskonversionsfaktor durch Zerfall aufgebaut werden können. So ist die Gesamttoxizität nach etwa 1000 Jahren nicht wesentlich geringer geworden. Über die Berechnung der Aktivitäten bzw. Radiotoxizitäten zum Zeitpunkt des Endes der angenommenen Periode institutioneller Überwachung von 300 Jahren nach Einlagerung hinaus, wurde die zeitliche Entwicklung der verschiedenen Radiotoxizitäten über einen langen Zeitraum berechnet.

Die Radiotoxizitäten im Porenwasser werden im Wesentlichen von Po-210 bestimmt (siehe Abbildung 4. Nach aktuellem Datenstand wurde Po-210 in konservativer Weise (bezogen auf die Radiotoxizität im Porenwasser) als nicht adsorbierend angesetzt.

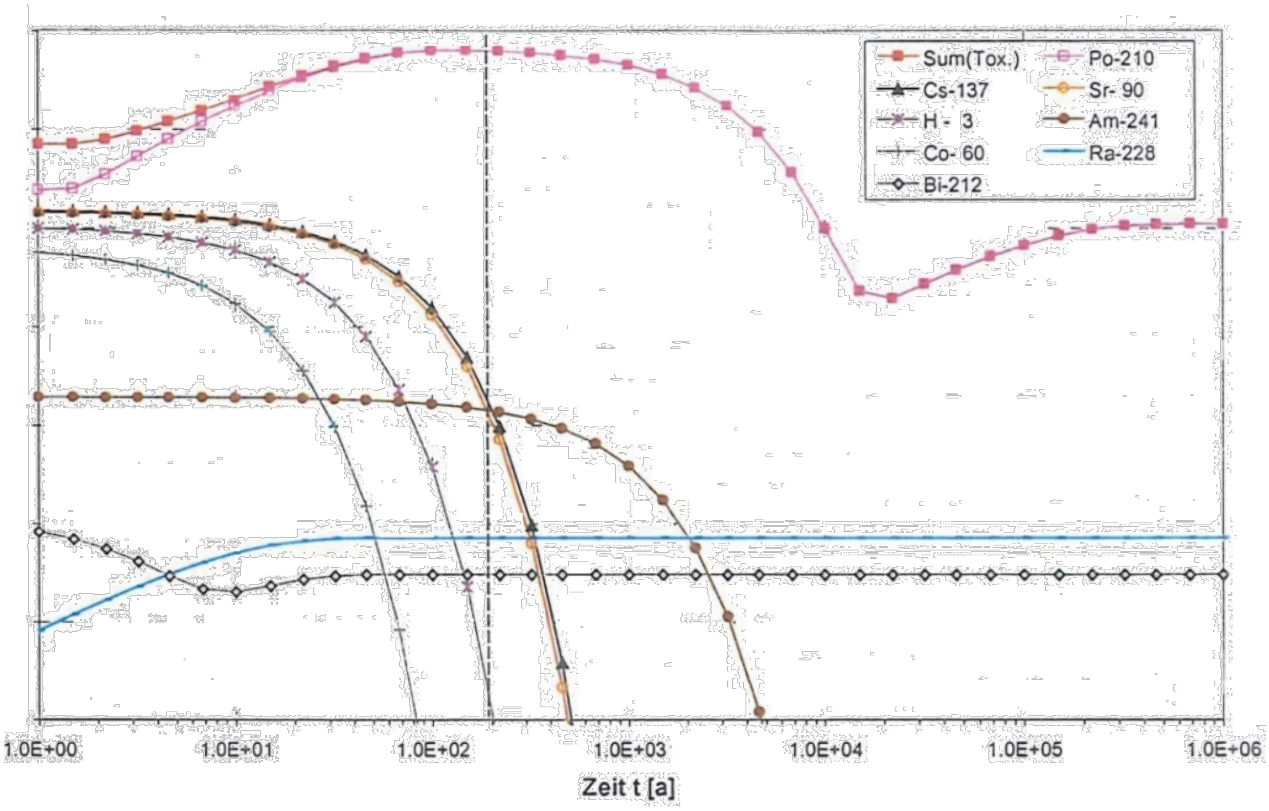

Abbildung 4: Beiträge einzelner Radionuklide zur Radiotoxitzität im Porenwasser über einen Zeitraum von 1 Mio Jahre ab 2045. (Skalierung der Größenachse relativ zur Summe aller Radiotoxitzitäten)

3.2.3 Generelle Beurteilung nach dem Aktivitätsinventar des gesamten Lagers

Aufgrund der Zusammensetzung der Beiträge zur der Gesamt-Radiotoxizität (Abbildung 3) und Porenwasser-Radiotoxizität (Abbildung 4) lassen sich folgende Punkte festhalten:

- Die Radiotoxizität der kurzlebigen Radionuklide H-3, Co-60, Sr-90, und Cs-137, die zu Beginn erheblich ist, nimmt innerhalb von einigen hundert Jahren auf ein geringes Maß ab.

- Bedingt durch den Aufbau von Zerfallskettennukliden (insbesondere Po-210) steigt die Summenkurve in den ersten 100 Jahren über den Anfangswert hinaus an. In einem Zeitraum zwischen einigen Jahrzehnten und etlichen tausend Jahren bis 10^4 Jahren wird die Radiotoxizität durch die Beiträge von Ra-226, dessen Tochterprodukten (insbesondere Po-210) und Am-241 dominiert. In besonders starkem Masse gilt dies für die Radiotoxizität im Porenwasser, aber in etwas geringerem Masse auch für die Gesamt-Radiotoxizität, wie in Inventarrechnungen ohne Ra-226 (und ohne Am-241) noch gezeigt werden wird.

- Nach einigen zehntausend Jahren bildet sich ein etwa konstantes Toxizitätsniveau aus, das hauptsachlich von Po-210 gebildet und letztlich aus dem Anteil an U-234, U-238, Pu-239 und Th-232 gespeist wird.

Allerdings wird bei Verwendung dieser Beurteilungsgröße in keiner Weise in Betracht gezogen, inwieweit natürliche Verdünnung im Grundwasserstrom nach Freisetzung, Adsorption an Feststoffe, unterschiedliche Freisetzungspfade und Verteilung der Radioxizität auf das gesamte Volumen der Gebinde die Gefährdung eines Individuums verringern. Auch berücksichtigt die gewählte Einheit der Gesamt-Radiotoxizität, nicht, inwieweit eine Aufnahme der jeweiligen Radionuklidmenge (durch ein Individuum in einem Jahr) überhaupt möglich ist. Beides kann erst in weitergehenden Abschätzungen (Szenarien) erfolgen. Bezieht man die Gesamt-Radiotoxitzität auf die Radiotoxizität des als allgemein ungefährlich eingestuften Radionuklids Tritium so zeigt sich recht anschaulich auf welche Radionuklide in diesen Szenarien besonders eingegangen werden muss.

Mit dem für diesen Bericht vorliegenden kumulierten Aktivitätsinventar für die nuklidspezifischen Aktivitäten der bei NES zwischengelagerten Abfälle lässt sich eine Gefährdungsabschätzung auch nur für das Abfallinventar in seiner Gesamtheit durchführen. Das kumulierte Aktivitätsinventar stellt für jedes Radionuklid eine absolute Größe dar, nämlich die Aktivität dieses Radionuklids im gesamten Lager. Bezieht man die nuklidspezifische Gesamtaktivität auf das im Lager durch Abfallgebinde ausgefüllte Volumen, so erhält man jeweils eine mittlere Aktivitätskonzentration des Radionuklids im Gesamtlager, also eine relative Größe. Infolge der unterschiedlichen Abfallzusammensetzungen (Art und Aktivität der Radionuklide) führt dies jedoch in aller Regel zu Aktivitätskonzentrationen, die geringer sind als die real auftretenden Werte einzelner Gebinde. So ist bei einem vorzugsweisen modularen Aufbau des Lagers mit lokal deutlich höheren Aktivitätskonzentrationen zu rechnen.

Im Allgemeinen kann als Richtwert angegeben werden, dass die mittlere Aktivitätskonzentration eines Nuklids im Lager ein Zehntel der Maximalkonzentration einzelner Gebinde beträgt, was jedoch im speziellen stark von der jeweiligen Inventarzusammensetzung abhängt. Vor der Realisierung des Lagers muss eine Sicherheitsanalyse erstellt werden, die auf diese Problematik der Berücksichtigung einzelner Gebinde einzugehen hat. In dieser Analyse kann dann auch das konkrete Abfallbehälter- bzw. Lagereinheitenkonzept im Endlager einbezogen werden. Dabei sollte auch das unterschiedliche Abklingverhalten und die daraus resultierende Aktivitätsverteilung zu späteren Zeitpunkten berücksichtigt werden.

3.2.4 Inventar radiologisch relevanter Radionuklide

Aus obigen Überlegungen ergibt sich daher ein eingeschränktes für die weiteren Berechnungen verwendetes Modellinventar für das österreichische Endlager.

Tabelle 5: Inventar der radiologisch relevanten Radionuklide für den Grundwasserpfad zum Zeitpunkt Ende 2045

Nuklid	Halbwertszeit [a]	31.12.2045 [Bq]
H-3	1,23E+01	1,03E+15
C-14	5,73E+03	7,64E+11
Co-60	5,27E+00	1,62E+10
Ni-63	1,00E+02	1,67E+13
Sr-90	2,86E+01	9,08E+11
Nb-94	2,03E+04	1,61E+08
Ag-108m	1,27E+02	2,50E+12
Cs-137	3,00E+01	4,19E+12
Eu-152	1,33E+01	3,62E+08
Eu-154	8,80E+00	7,76E+07
Ra-226	1,60E+03	1,27E+12
Th-229	7,88E+03	1,46E+07
Th-232	1,41E+10	3,99E+10
Pa-231	3,28E+04	2,21E+06
U-234	2,44E+05	7,94E+09
U-235	7,04E+08	1,27E+09
U-236	2,34E+07	3,64E+04

Nuklid	Halbwertszeit [a]	31.12.2045 [Bq]
U-238	4,49E+09	8,63E+09
Pu-238	8,77E+01	6,83E+09
Pu-239	2,41E+04	3,78E+11
Np-237	2,14E+06	6,38E+07
Am-241	4,32E+02	3,75E+12

3.3 Beschreibung des hier verwendeten generischen Lagers

Im Rahmen dieses Berichts soll die Frage, welcher Anteil an langlebigen Radionukliden in ein österreichisches Endlager eingelagert werden könnten, wenn dieses als Oberflächen oder oberflächennahes Lager errichtet werden sollte, untersucht werden. Hierzu wird die radiologische Charakterisierung der radioaktiven Abfälle Österreichs, ein vom Standort unabhängiges Lagerkonzept sowie ein generisches Lagerlayouts verwendet. Im Folgenden sollen die wichtigsten Aspekte des generischen Endlagers dargestelt werden.

3.3.1 Auslegung des generischen Lagers

3.3.1.1 Technische Barrieren

Der Einschluss der radioaktiven Stoffe soll durch mehrere technischen Barrieren gewährleistet werden. Die Lagereinheiten aus Beton werden mit einem Fassungsvermögen von jeweils 108 200 l-Fässern angenommen. Die Hohlräume und Zwickel zwischen den Abfallgebinden sind mit einem Mörtel verfüllt.

Auf einer Betongrundplatte befinden sich die Lagerbunker aus Beton zur Aufnahme von jeweils 5 Lagereinheiten. Die verbleibenden Hohlräume in den Lagerbunkern sind verfüllt.

Im Sinne der Konservativität wird die Verfüllung mit dem am schwächsten sorbierenden Material Sand angenommen[41].

Die Gesamtheit der Lagerbunker wird mit einer Betondecke überdeckt, der Hohlraum unter dieser Betondecke wird ebenfalls mit Sand verfüllt.

Die restliche Überdeckung des Lagerareals besteht aus mehreren Schichten. Das gesamte Lagerareal wird unabhängig davon, ob unterirdisch oder oberirdisch errichtet, mit einer mehrere Meter starken Schicht aus Sand/Kies überdeckt. Es folgen weitere Schichten aus Beton, Ton, Sand, Geotextil, Gestein, Erdreich und Bewuchs.

Die Sorption von Radionukliden hat einen wesentlichen Einfluss auf deren Freisetzung aus dem Lagerbereich. Zur Gewährleistung einer wirksamen Nuklidretention im Lagerbereich werden günstige und stabile chemische Verhältnisse angestrebt. Dies wird durch einen Standort des Lagers oberhalb des für Trinkwasser verwendeten Grundwasserspiegels und die Verwendung von Zement bei der Errichtung der technischen Barrieren erreicht.

3.3.1.2 Standort

Um das Eindringen von Wasser in den Lagerbereich zu verhindern bzw. zu minimieren, wird ein Standort gewählt, bei dem eine Überschwemmung des Lagers ausgeschlossen werden kann. Der Standort des Lagers befindet sich so weit oberhalb des Grundwasserspiegels, dass ein Zutritt von Grundwasser in den Lagerbereich ausgeschlossen werden kann.

3.4 Beschreibung der verwendeten Expositionsszenarien

Den Diskussionen im Entsorgungsbeirat folgend werden im Folgenden für die Ableitung allgemeiner Klassifizierungswerte für ein Österreichisches Endlager neben sehr einfachen

[41] Eine tatsächliche Verfüllung mit Zeolith, Bentonit oder ähnlichen Tonineralien erhöht die Rückhaltewirkung gegenüber Actiniden im Lagerbereich um mehrere hundert Jahre. Es sei aber darauf hingewiesen, dass, wenn eine Konditionierung der Abfälle, insbesondere der Actiniden-hältigen Abfälle als Nitrate vorgenommen wird, das Verfüllmaterial zwingend frei von organischen Stoffen sein muss, da sonst mit einer unerwünschten Gasentwicklung im Lagerbereich zu rechnen ist.

Standardszenarien für eine Freisetzung über den Grundwasser- und Luftpfad hauptsächlich Intrusionsszenarien betrachtet. Es ist möglich, viele Szenarien dieser Art zu betrachten, sowohl für eine bestimmte Endlageranlage als auch auf allgemeiner Basis. Es wird hier nur die unbeabsichtigte Intrusion berücksichtig, unter der der Annahme, dass von einem ordnungspolitischen Standpunkt aus wenig getan werden kann, um Personen zu schützen, die in eine Endlagereinrichtung eindringen, obwohl sie wissen, dass sie radioaktive Abfälle enthält. Es wurde versucht, die vom Entsorgungsbeirat gewünschten Szenarien, wenn auch noch so unwahrscheinlich, hinsichtlich ihrer Folgen auch für die ursprünglich vorgeschlagenen wahrscheinlicheren Szenarien repräsentativ zu halten.

Es werden daher in diesem Bericht folgende Grundszenarien betrachtet, deren Annahmen und Formalismen im Folgenden kurz dargestellt und anschließend in der Konsequenzenanalyse diskutiert werden:

1. Freisetzung ins Grundwasser

2. Freisetzung über die Gasphase

3. Freisetzung durch menschliche Tätigkeiten

3.4.1 Freisetzung ins Grundwasser

Ein einfaches Standardszenario, das hier betrachtet wird, behandelt die Effektive Folgedosis für eine Bevölkerungsgruppe, die Wasser aus einem Brunnen in der Nähe des geplanten Endlagers konsumiert. Hierbei wird angenommen, dass Wasser in das Lager eindringt, kontaminiert wird, wieder aus dem Lager austritt und dann von der Bevölkerung (als Trinkwasser) genutzt wird. Bei der Freisetzung von Radionukliden über den Grundwasserpfad spielen naturgemäß die hydrogeologischen Bedingungen am Standort des Lagers eine wichtige Rolle. Da der Standort zum Zeitpunkt der vorliegenden Berechnungen jedoch noch nicht festgelegt ist, konzentrieren sich die folgenden Abschnitte neben dem Vorschlag zur Vorgehensweise auf die Rolle des Inventars auf Basis des in Kapitel 3.3 beschriebenen generischen Lageraufbaus.

Eine erneute Beurteilung der Freisetzung über den Grundwasserpfad ist in einer späteren Phase des Projektes notwendig, wenn hydrogeologische Daten über den Standort vorliegen. Im nächsten Abschnitt wird zunächst die Vorgehensweise bei der Abschätzung der Dosis aufgezeigt und ein mathematisches Modell zur Abschätzung der Freisetzungsdauer für Radionuklide in Abhängigkeit vom Aufbau und Zustand der technischen Barrieren abgeleitet. Im 3. Abschnitt folgt eine Beschreibung der einzelnen Eingabeparameter.

Die aus dieser Modellierung resultierende Dosis, die sich aus dem Konsum von Trinkwasser aus einem Brunnen in der Nähe der Lagerstätte ergeben, wird in der Konsequenzenanalyse abgeschätzt. Daraus wird zusammen mit der Diskussion im Abschnitt 3.2.2 eine im Rahmen des ALARA Prinzips aus Strahlenschutzsicht sinnvolle Beschränkung spezifisch für das österreichische Inventar abgeleitet.

3.4.1.1 Modelkonzept

Eine Freisetzung von Radionukliden aus dem Lagerbereich in der wässrigen Phase kann durch Diffusion, Dispersion und Advektion erfolgen. In diesem Zusammenhang spielen die technischen Barrieren und deren Zustand eine wesentliche Rolle, da sie den Wasserhaushalt im Lagerbereich maßgeblich bestimmen. Zum Endlager gehören als wesentliche Bestandteile das Abfallinventar, die technischen Barrieren (Lagereinheiten mit Abfallgebinden, Lagerbunker etc.) sowie eine Überwachung.

Das Szenario ,,Freisetzung in wässriger Phase" lässt sich wie folgt beschreiben:

- Das gesamte Radionuklidinventar ist homogen auf die Lagereinheiten verteilt. Für jedes betrachtete Radionuklid wird ein linearer Zusammenhang zwischen der Konzentration des im Porenwasser gelösten und des am Feststoff sorbierten Anteiles angenommen.

- Eine Begrenzung der Radionuklidkonzentration im Porenwasser durch Löslichkeitslimiten bleibt konservativerweise unberücksichtigt.

- Im Lagerbereich herrschen gesättigte Bedingungen. Es findet ein Wasserfluss durch den Lagerbereich statt, der einerseits von den klimatischen Verhältnissen am Lagerstandort und andererseits vom Aufbau und Zustand der technischen Barrieren abhängt. Während der institutionellen Überwachungsperiode kann aufgrund geeigneter Überwachungsmaßnahmen von intakten technischen Barrieren ausgegangen werden, d. h. die Lagerdecke und der Lagerboden minimieren den Zutritt von Oberflächenwässern und Grundwasser in den Lagerbereich.

- Die Verfüllung der Zwischenräume zwischen den Betonbunkern des Lagers gewährleistet einen geringen Wassergehalt im Lagerbereich sowie eine gegenüber den Betonbunkern hohe Durchlässigkeit. Selbst wenn Wasser den Lagerbereich durchströmt, wird der Wasserfluss in der Lagerverfüllung kanalisiert. Der advektive Transport von Radionukliden durch die Lagereinheiten wird somit minimiert. Für die Berechnungen in diesem Bericht wird aus Gründen der Konservatität mit dem – hinsichtlich seiner Sorptionseigenschaften - schlechtest denkbaren Verfüllmaterial Sand gerechnet. Jedes stärker sorbierende Verfüllmaterial, wie Bentonit, Zeolith, usw. bringt einen gegenüber den hier durchgeführten Rechnungen zusätzliche

Verzögerung der Freisetzung von mehreren hundert Jahren und daher eine Verringerung der resultierenden Dosis.

- Nach Ende der institutionellen Überwachungsperiode ist beim Freisetzungsszenario das Endlager sich selbst überlassen. Durch natürliche Prozesse findet eine Degradation der technischen Barrieren statt. Insbesondere wird angenommen, dass in der Lagerdecke, dem Lagerboden, den Lagerbunkern und den Lagereinheiten Risse entstehen können, die sowohl zu einer erhöhten Infiltration von Oberflächenwasser in den Lagerbereich führen als auch direkten Kontakt des Sickerwassers mit kontaminiertem Porenwasser ermöglichen.
- Für den Standort des Endlagers werden für Österreich typische Niederschlagsmengen angenommen. Weiter wird angenommen, dass der Standort des Endlagers so gewählt ist, dass ein Zutritt von Grundwasser in das Endlager sowie Überschwemmungen am Standort ausgeschlossen werden können.
- Es wird angenommen, dass die Nuklidfreisetzung in einen Grundwasserleiter unterhalb des Endlagers erfolgt. Dort werden die Radionuklide verdünnt und durch Advektion zu einem Brunnen in der Nähe der Lagerstätte transportiert, aus dem eine Bevölkerungsgruppe ihren kompletten Trinkwasserbedarf abdeckt.

3.4.1.2 Mathematisches Modell

Im Rahmen dieses Berichts wurden vom Entsorgungsbeirat einfache auch für Nichtexperten nachvollziehbare Berechnungen gefordert. Es wird daher von den folgenden vereinfachenden Modellvorstellungen ausgegangen:

Die Abfälle werden im Jahre 2045 in das Endlager eingelagert. Anschließend wird durch Überwachung während einer Zeitperiode t, sichergestellt, dass die technischen Barrieren intakt sind. Frühestens nach dieser Zeit beginnt die Freisetzung aus dem Lager in der Grundwasseraquifer. Es wird angenommen, dass die technischen Barrieren nach ihrer Degradation nicht zu einer Verzögerung des Beginns der Freisetzung führen und die Transportzeit durch den Grundwasseraquifer bis zu einer Trinkwasserentnahmestelle t_2 betrage. Des Weiteren wird angenommen, dass das Inventar für jedes Radionuklid *i* während eines Zeitintervalls $\Delta\tau_i$ mit konstanter Rate vollständig freigesetzt wird. $\Delta\tau_i$ hängt von den Sorptionseigenschaften des betrachteten Radionuklids (mit der Halbwertszeit $T_{1/2}$) im Nahfeld ab.

Die Dosis wird dann über ein Trinkwasserszenario berechnet, dass die Verdünnung in einem Aquifer mit einem Volumenstrom Q beinhaltet, dem die Referenzperson pro Jahr *K* m^3 Trinkwasser entnimmt. Die radionuklidspezifischen Dosen, die sich aus dem Konsum von Trinkwasser ergeben, lassen sich über folgende Gleichung abschätzen:

$$E_{Ing,W,i}(T) = \frac{A_{0,i}}{2^{\frac{t_1+t_2}{T_{1/2}}}} \cdot \frac{1}{\tau_i} \cdot e_{Ing,W,i}(T) \cdot \frac{K}{Q}$$

Mit

$E_{Ing,W,i}(T)$…..effektive Folgedosis durch Trinken des mit dem Radionuklid i kontaminierten Brunnenwassers. T=50 Jahre für Erwachsene, bzw der Zeitraum bis zum 70. Lebensjahr für Kinder

$A_{0,i}$…..Anfangsaktivität des Radionuklides i

τ_i ….Freisetzungsdauer eines Radionuklides in Jahren

Q …….Volumenstrom im Grundwasserleiter in m³ pro Jahr

K……Trinkwasserkonsumrate in m³ pro Jahr

t_1…….Beginn der Radionuklidfreisetzung in Jahren

t_2…….Transportdauer im Grundwasserleiter in Jahren

$T_{1/2}$…..Halbwertszeit in Jahren

$e_{ing,w,i(T)}$….Ingestionsdosisfaktor für Allgemeinbevölkerung[42]

3.4.1.3 Freisetzungsdauer

Ein wesentlicher Parameter zur Abschätzung der radionuklidspezifischen Dosis ist die Freisetzungsdauer z(i) eines Radionuklids. Wie sich auch eine Badewanne nicht instantan nach ziehen des Stopels entleert, findet auch eine etwaige Freisetzung der Radionuklide über einen gewissen Zeitraum nach Eindringen von Wasser in den Lagerbereich statt. Dieser Zeitraum hängt neben den Sorptionseigenschaften vom Wasserfluss durch die technischen Barrieren ab. Der Wassertransport wird dabei maßgeblich durch den Zustand der technischen Barrieren bestimmt.

Im Folgenden wird abgeleitet, welchen Einfluss der Wasserfluss und der Zustand der technischen Barrieren auf die Freisetzungsdauer haben. Hierzu wird zunächst ein defekter Lagereinheiten mit wasserführenden Rissen betrachtet.

[42] ICRP, Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60. ICRP Publication 119. Ann. ICRP 41(Suppl.).(2012).

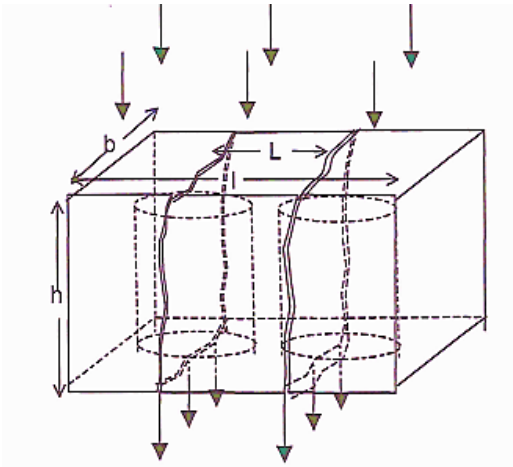

Abbildung 5: Darstellung des Modells für Eindringen von Wasser in eine Lagereinheit durch durchgehende Risse

Es wird angenommen, dass sich das Sickerwasser auf der Oberseite einer Lagereinheit sammelt und über die Risse abgeleitet wird. Die Radionuklide diffundieren dann aus der Abfallmatrix in das Sickerwasser, welches sich im Riss befindet. Sofern der Riss schmal ist, wird sich durch Diffusion eine einheitliche Konzentration über die Rissbreite einstellen. Die Konzentration der Radionuklide im Sickerwasser ist dann so groß wie im Porenwasser an der Oberflache der Abfallmatrix. Die Diffusion in das durch die Risse fließende Wasser reduziert die Konzentration der gelösten Stoffe in der Porenlosung der Abfallmatrix. Der dabei entstehende Konzentrationsgradient bewirkt einen diffusiven Transport der gelosten Stoffe in der Abfallmatrix zur Rissflache hin. Unter Berücksichtigung der Wassermenge, die pro Zeiteinheit durch Risse eine Lagereinheit hindurchfließt, lassen sich zwei Grenzfälle betrachten. Im ersten Fall ist die Freisetzung durch den Zufluss von einsickerndem Wasser dominiert, im zweiten durch die Diffusion vom Inneren einer Lagereinheit zum Riss.

3.4.1.4 Freisetzung durch den Wasserfluss begrenzt.

Sickert nur wenig Wasser pro Zeiteinheit durch die Risse, dann verläuft der Diffusionsprozess innerhalb der Lagereinheit schnell genug, um entstandene Konzentrationsgradienten auszugleichen. Die Konzentration an Wasserinhaltsstoffen ist dann im Porenwasser in verschiedenen Bereichen der Abfallmatrix und im Wasser nahezu gleich. Die advektive Freisetzung aus den Rissen erfolgt also langsam im Vergleich zur Diffusion; d. h. die Freisetzungsrate ist durch die Hohe des Wasserflusses bestimmt:

$$F_a(t) = Q \cdot C_a(t)$$

$F_a(t)$…… Freisetzungsrate aus einer Lagereinheit in kg pro Jahr

Q …….Volumenstrom durchsickernden Wassers in m³ pro Jahr

$C_a(t)$ ….. Konzentration des Stoffes im Porenwasser der Abfallmatrix in kg pro Jahr

Die Freisetzung kann ebenfalls relativ zum Inventar, das sich in der Abfallmatrix befindet, definiert werden:

$$r_a = \frac{F_a(t)}{M_a(t)} = \frac{Q \cdot C_A(t)}{V \cdot (C_A \cdot \varepsilon + (1-\varepsilon) \cdot \rho \cdot C^*)}$$

Mit

$M_A(t)$…….Masse des Inhaltsstoffes in der Abfallmatrix einer Lagereinheit in kg

V……..Volumen der Lagereinheit in m³

l, b, h……..Länge, Breite und Höhe der Lagereinheit in m

C*……Konzentration sorbierter Stoffe in der Abfallmatrix in kg Stoff pro kg Abfallmatrix

ε ……Porosität

ρ……..Feststoffdichte der Abfallmatrix

mit dem Verteilungskoeffizienten

$$K_d = \frac{C^*}{C_A}$$

dem Retentionsfaktor

$$R = 1 + \frac{(1-\varepsilon)\rho}{\varepsilon} K_d$$

und der Darcy-Geschwindigkeit

$$q = \frac{Q}{(l \cdot b)}$$

vereinfacht sich die Gleichung zu

$$r_a = \frac{q}{\varepsilon \cdot h \cdot R}$$

Das Verhältnis aus Stoffffluss und Inventar ist also konstant, es handelt sich um ein Zeitgesetz 1. Ordnung

$$\frac{M(t)}{M_0} = e^{-r_a t}$$

Die Freisetzung beginnt demnach mit hoher Rate, nimmt dann immer mehr ab, hört aber theoretisch nie auf.

Bei konstanter Freisetzungsrate r_a, wäre die Freisetzung nach t=1/r, abgeschlossen. Tatsächlich ist zu diesem Zeitpunkt

$$\frac{M(t)}{M_0} = e^{-1} \approx 0{,}37$$

d. h. erst 63% des Inventars sind freigesetzt.

Vereinfachend kann das Freisetzungsintervall als der Zeitraum definiert werden, in dem ca. 70% des Inventars freigesetzt werden, d. h.

$$\tau_a = \frac{\ln(1/0{,}3)}{r_a}$$

3.4.1.5 Freisetzungsdauer durch Diffusion begrenzt

Bei einem hohen Durchfluss durch einen Riss wird nach kurzer Zeit die Konzentration der Radionuklide im Wasser, das aus dem Riss austritt, viel kleiner sein als die ursprüngliche Konzentration der Porenlösung im Inneren der Lagereinheit, da der langsamere Diffusionsstrom in der Abfallmatrix zur Rissflache hin geschwindigkeitsbestimmend wird. Die Freisetzung der Radionuklide lässt sich in diesem Fall durch eine eindimensionalen Diffusionsprozess mit konstanten Randbedingungen beschreiben. Aus der Lösung der Diffusionsgleichung ergibt sich folgende Abschätzung für die Größenordnung der Freisetzungsdauer

$$\tau_d = \frac{L^2 \cdot R}{\pi^2 \cdot D}$$

Darin sind

T_d …… Zeitdauer, während der ca. 70% des Inventars durch Diffusion freigesetzt werden

L…. Rissabstand in m

R….. Retentionsfaktor

D….. Diffusionskoeffizient eines nicht sorbierenden gelösten Stoffes in der Abfallmatrix in m^2/s

Ob nun advektiver oder diffusiver Transportart vorherrscht, hängt von der Höhe der Lagereinheiten, den Eigenschaften der Abfallmatrix, von der Infiltrationsrate im Lagerbereich sowie vom mittleren Abstand der wasserführenden Risse ab. Ein Vergleich von τ_a mit τ_d zeigt, welche Transportart bei der Freisetzung vorherrscht. Da unter gegebenen Bedingungen der

langsamere Prozess von beiden die Freisetzungsdauer τ bestimmt, kann vereinfachend angenommen werden

$$\tau = \max(\tau_a, \tau_d)$$

3.4.1.6 Transportzeit im Grundwasserleiter

Die Verweilzeit im Grundwasserleiter kann über folgende Gleichung abgeschätzt werden:

$$\tau_2 = \frac{d}{v} R_g$$

Mit

d…. Abstand des Brunnens zum Endlager in m

V…. Geschwindigkeit des Wassers im Grundwasserleiter in m pro Jahr

R…. Retentionsfaktor des Radionuklids im Grundwasserleiter

3.4.1.7 Beschreibung der Parameter

Zur Berechnung der Dosis als Folge einer Freisetzung von Radionukliden ins Grundwasser sind eine Reihe von Parametern notwendig, die das Inventar des Lagers, den Aufbau und Zustande der technischen Barrieren sowie den Standort charakterisieren. In den folgenden Abschnitten werden die Parameter festgelegt und auf dabei getroffenen Annahmen und Unsicherheiten eingegangen. Eine Zusammenstellung der verwendeten Parameter findet sich in Tabelle 6.

Tabelle 6: Daten zur Abschätzung der Freisetzungsdauer

Parameter	Erläuterung	Wert	Einheit
H	Höhe einer Lagereinheit	8	m
E	Wassergehalt der Abfallmatrix, entspricht der Porosität	0,3	–
P	Feststoffdichte Zement	2600	kg/m³
D	Diffusionskoeffizient nichtsorbierender Stoffe in Zementmatrix	5E-11	m²/s

3.4.1.8 Beginn der Freisetzung

Neben der Freisetzungsdauer ist es insbesondere bei der Beurteilung der kurzlebigen Radionuklide wichtig, ab welchem Zeitpunkt überhaupt mit einer Freisetzung aus dem Lagerbereich zu rechnen ist. Der Beginn der Radionuklidfreisetzung t_1 ist an zwei Bedingungen geknüpft:

(1) Es muss ein Wasserfluss durch den Lagerbereich stattfinden. Bei geeigneter Standortwahl des Endlagers oberhalb des Grundwasserspiegels wird eine Radionuklidfreisetzung somit frühestens mit dem Beginn des Versagens der Lagerdecke einsetzen.

(2) Radionuklide müssen das Sickerwasser kontaminieren. Insbesondere bei intakten Lagerbunkern ist mit einer Verzögerung der Radionuklidfreisetzung zu rechnen, da die gelosten Radionuklide aus der Abfallmatrix in den Lagereinheiten zuerst durch Diffusionsprozesse an die Oberflache der Lagerbunker gelangen müssen. Unter Berücksichtigung beider Bedingungen wird für die Überwachungsperiode hier konservativ angenommen, dass frühestens 50 Jahre nach Errichtung der Lagerdecke eine Freisetzung von Radionukliden ins Grundwasser beginnt. Für die Phase nach der institutionellen Überwachungsperiode wird angenommen, dass eine Freisetzung mit erhöhter Rate aufgrund degradierter Barrieren 300 Jahre nach Inbetriebnahme des Lagers beginnt.

3.4.1.9 Freisetzungsdauer

Wie im Abschnitt zuvor abgeleitet wurde, hängt die Freisetzungsdauer wesentlich vom Wasserfluss durch den Lagerbereich sowie vom Zustand der Lagereinheit und Bunker ab. Der Wasserfluss durch den Lagerbereich wird durch die klimatischen Verhältnisse am Lagerstandort und die Durchlässigkeit der Lagerdecke bestimmt. Durch den Rissabstand lässt sich der Zustand der technischen Barrieren folgendermassen einordnen:

1. **Intakte Lagerbunker**

   Das Sickerwasser läuft an den Außenwänden der Lagerbunker ab. Zur Berechnung der Freisetzungsdauer wird die Kantenlänge der Lagerbunker von ca. 6 m verwendet.

2. **Defekte Lagerbunker und intakte Lagereinheiten**

   In diesem Fall wird angenommen, dass Sickerwasser durch die Lagerbunker fliessen kann, wobei die Lagereinheit noch keine wasserführenden Risse aufweisen. Bei der Berechnung der Freisetzungsdauer ist die Kantenlänge der Lagereinheiten (hier ca. 2 m) zu verwenden.

3. **Defekte Lagerbunker und defekte Lagereinheiten**

Hier wird angenommen, dass sowohl Lagerbunker als auch Lagereinheiten Risse im Abstand von ca. 0,3 m aufweisen.

Zusammen mit den Eingabewerten aus Tabelle 6 wurden für drei Rissweiten die Freisetzungsdauer für einen nicht sorbierenden Abfallinhaltsstoff in Abhängigkeit von der Infiltrationsrate im Lagerbereich berechnet. Bei sehr kleinen Infiltrationsraten gilt: Mit zunehmender Infiltrationsrate nimmt die Freisetzungsdauer des Inventars ab. Übersteigt die Infiltrationsrate einen bestimmten Wert, der vom Zustand der Barrieren abhängt und bei starker Klüftung größer ist, dann wird die Freisetzungsrate von der Infiltrationsrate unabhängig. Bei einer Infiltrationsrate von 0,1 m/a tritt dieser Fall auch für defekte Lagerbunker ein. In diesem Bereich hängt die Freisetzungsdauer im Wesentlichen vom Zustand der technischen Barrieren (Abstand der wasserfuhrenden Risse) ab.

Solange die Lagereinheiten und Lagerbunker intakt sind, liegt die Freisetzungsdauer für nicht sorbierende Stoffe in der Größenordnung von 2300 Jahren. Mit zunehmender Degradation der technischen Barrieren wird die Freisetzungsdauer drastisch verkürzt. Bei defektem Lagerbunker muss mit einer verkürzten Freisetzungsdauer in der Größenordnung von 260 Jahren gerechnet werden. Sind Lagereinheiten und Lagerbunker defekt, wird für eine Infiltrationsrate von 0,1 m/a eine Freisetzungsdauer in der Größenordnung von nur noch 30 Jahren ermittelt.

Zur Abschätzung der radionuklidspezifischen Dosen während der institutionellen Überwachungsperiode wurde dementsprechend eine Freisetzungsdauer für nicht sorbierende Stoffe von 2300 Jahren angenommen. Diese Annahme ist konservativ, da sie einen permanenten Wasserzutritt in den Lagerbereich nicht ausschliesst. Für die Periode, nach der institutionellen Überwachung wird angenommen, dass Lagerbunker und Lagereinheiten stark geschädigt sind. Weiters wird angenommen, dass 10% des Niederschlagswassers in den Lagerbereich eindringen; nimmt man für die Niederschlagsmenge in Österreich den Durchschnittswert der österreichischen TAWES Stationen der Jahre 2009 bis 2024[43] sind das 0,11 +/- 0,01 m/a. Entsprechend einem angenommenen Abstand der wasserführenden Risse von 0,3 m wird daher eine Freisetzungsdauer von 30 Jahren zur Berechnung der Dosen verwendet.

Die Freisetzungsdauer für sorbierende Stoffe erhalt man durch Multiplikation der Freisetzungsdauer für nicht sorbierende Stoffe mit dem Retentionsfaktor. In Tabelle 7 sind die aus den Kd-Werten berechneten Retentionsfaktoren für zementgebundene Stoffe eingetragen. Hierbei wurde berücksichtigt, dass sich die Kd-Werte für zementgebundene Stoffe (CEM-94,

[43] GeoSphere Austria Data Hub: https://data.hub.geosphere.at/dataset/

CEM-97 und CEM-02)[44,45,46] mit zunehmendem Grad der Auslaugung ändern. Für die institutionelle Überwachungsperiode wurden die Werte für nicht ausgelaugte zementgebundene Stoffe verwendet. Für die nicht institutionelle Überwachungsperiode, während der eine erhöhte Auslaugung als wahrscheinlich erachtet werden kann, wurden die entsprechenden Werte für stark ausgelaugte zementgebundene Stoffe verwendet. Die Retentionsfaktoren der sicherheitsrelevanten Radionuklide unterscheiden sich um mehrere Größenordnungen. Dies hat zur Folge, dass sich auch die Freisetzungsdauer der Radionuklide um mehrere Größenordungen (siehe Tabelle 7) unterscheidet. Während nicht sorbierende Stoffe wie H-3 aus einer defekten Lagereinheit innerhalb weniger Jahre freigesetzt werden, betragt bei stark sorbierenden Stoffen wie z.B. Am-241 die Freisetzungsdauer mehrere 100 000 Jahre.

Tabelle 7: Freisetzungsdauer, Retentionsfaktoren und Kd-Werte (aus [44] der dosimetrisch relevanten Radionuklide im österreichischen Inventar

	Institutionelle Überwachungsphase			Nach institutioneller Überwachungsphase		
Radionuklid	Kd [m³/kg]	Retentions-faktor	Freisetzungs-dauer [a] *)	Kd [m³/kg]	Retentions-faktor	Freisetzungs-dauer [a] **)
H-3	0	1	2,3E+03	0	1	3,0E+01
C-14	0,005	31	7,2E+04	0,005	31	9,4E+02
K-40	0	1	2,3E+03	0	1	3,0E+01
Co-60	0,1	608	1,4E+06	0,01	62	1,9E+03
Ni-63	0,1	608	1,4E+06	0,01	62	1,9E+03
Sr-90	0,001	7	1,6E+04	0,001	7	2,1E+02

[44] Bradbury, M.H. & Sarott, F.A. (1994): Sorption databases for the cementitious near-field of a L/ILW repository for performance assessment. PSI Bericht 95-06, Paul Scherrer Institut, Villigen PSI, Switzerland and Nagra Technical Report NTB 93-08, Nagra, Wettingen, Switzerland.

[45] Bradbury, M.H. & Van Loon, L.R. (1997): Cementitious near-field sorption data bases for performance assessment of a L/ILW repository in a Palfris marl host rock, CEM-94: Update I, June 1996. PSI Bericht 98-01, Paul Scherrer Institut, Villigen PSI, Switzerland and Nagra Technical Report NTB 96-04, Nagra, Wettingen, Switzerland.

[46] Wieland, E. & Van Loon, L.R. (2002): Cementitious near-field sorption data base for performance assessment of an ILW repository in Opalinus clay. PSI Bericht 03-06, Paul Scherrer Institut, Villigen PSI, Switzerland, and Nagra Technical Report NTB 02-20. Nagra, Wettingen, Switzerland.

	Institutionelle Überwachungsphase			Nach institutioneller Überwachungsphase		
Radionuklid	Kd [m³/kg]	Retentions-faktor	Freisetzungs-dauer [a] *)	Kd [m³/kg]	Retentions-faktor	Freisetzungs-dauer [a] **)
Nb-94	0,5	3034	7,0E+06	0,05	304	9,1E+03
Ag-108m	0,001	7	1,6E+04	0,001	7	2,1E+02
Cs-137	0,002	13	3,0E+04	0,02	122	3,7E+03
Eu-152	0	1	2,3E+03	0	1	3,0E+01
Eu-154	0	1	2,3E+03	0	1	3,0E+01
Ra-226	0,05	304	7,0E+05	0,05	304	9,1E+03
Th-229	5	30334	7,0E+07	0,1	608	1,8E+04
Th-232	5	30334	7,0E+07	0,1	608	1,8E+04
Pa-231	5	30334	7,0E+07	0,1	608	1,8E+04
U-234	2	12134	2,8E+07	0,1	608	1,8E+04
U-235	2	12134	2,8E+07	0,1	608	1,8E+04
U-238	2	12134	2,8E+07	0,1	608	1,8E+04
Np-237	5	30334	7,0E+07	0,1	608	1,8E+04
Pu-238	5	30334	7,0E+07	1	6068	1,8E+05
Pu-239	5	30334	7,0E+07	1	6068	1,8E+05
Am-241	5	30334	7,0E+07	1	6068	1,8E+05
*) 2300 Jahre für nicht sorbierende Stoffe (siehe Text)						
**) 30 Jahre für nicht sorbierende Stoffe (siehe Text)						

3.4.1.10 Volumenstrom im Grundwasserleiter

Bei dem hier vorgestellten Szenario wird angenommen, dass im Grundwasserleiter unterhalb der Lagerstätte eine Verdünnung des radionuklidhaltigen Sickerwassers aus dem Lagerbereich stattfindet. Der Volumenstrom im Grundwasserleiter entspricht dem Produkt aus der Breite des Lagerbereiches, Mächtigkeit des Grundwasserleiters und der Darcy-Geschwindigkeit im Grundwasserleiter. Da der Standort des österreichischen Endlagers noch

nicht bekannt ist, und bisherige Berichte des Entsorgungsbeirats keine verwertbaren Angaben enthalten, wurde im Rahmen der hier vorgenommenen Berechnungen auf eine Mittelung über österreichische Daten geeigneter Lagerstandorte zurückgegriffen. Damit wird im Folgenden angenommen, dass die Mächtigkeit des Grundwasserleiters am Lagerstandort 10 m und die Darcy-Geschwindigkeit im Grundwasserleiter 40 m/a beträgt. Für den Fall, dass der Grundwasserleiter in Langsrichtung unterhalb des Endlagers (Breite=70 m) verläuft, beträgt der Volumenstrom im Grundwasserleiter

$$Q = 70\ m \times 10\ m \times 40\ m/a = 28\ 000\ m^3/a.$$

Unter der Annahme, dass der Grundwasserleiter eine Porosität von 20% habe, ergibt sich eine effektive Strömungsgeschwindigkeit im Grundwasserleiter von 200 m/a. Daraus ist ersichtlich, dass unter diesen sehr konservativen Annahmen, die sich großteils aus Regionen ergeben, die im Rahmen der Standortsuche auszuschließen wären, für nicht sorbierende Radionuklide die Transportzeit t, bis zu einem Brunnen, der sich im Umkreis weniger km vom Endlager befindet, vernachlässigbar gering ist. Sie wird daher vereinfachend 0 gesetzt. Weiters wird konservativ angenommen, dass keine Retention im Grundwasserleiter durch Sorption stattfindet.

3.4.2 Freisetzung über die Gasphase

Im Zusammenhang mit dem generischen Endlager für radioaktive Stoffe sind Szenarien denkbar, in denen eine Freisetzung von flüchtigen radioaktiven Substanzen in die Atmosphäre zu einer signifikanten Exposition führen können. Das österreichische Abfallinventar enthält eine Reihe von Radionukliden, die in flüchtigen chemischen Verbindungen auftreten können. Dabei kann nicht ausgeschlossen werden, dass eine Freisetzung dieser flüchtigen Radionuklide in die Atmosphäre bereits während der institutionellen Überwachungsperiode stattfindet; durch die Sorption an Aerosolen können auch nicht flüchtige Radionuklide aus dem Lager freigesetzt werden. Ziel dieses Kapitels ist, die mit diesen Freisetzungspfaden verbundene Strahlenexposition der Bevölkerung anhand einfacher, robuster Modelle abzuschätzen.

Modellkonzept

Gase, die aus einem Endlager in die Atmosphäre freigesetzt werden können, sind Isotope gasförmiger Elemente (z.B. Rn) und gasförmige Verbindungen mit radioaktiven Stoffen. Letztere entstehen in den Abfällen und technischen Barrieren durch Degradations- und Korrosionsprozesse, mikrobielle Prozesse sowie durch Radiolyse. Zu den Auswirkungen, die mit einer Gasbildung verbunden sind, zahlen lokale Änderungen des chemischen Milieus und der

hydraulischen Eigenschaften sowie eine generelle Beeinflussung des Transportes von Radionukliden.

Dem Modellkonzept liegt die Vorstellung zugrunde, dass volatile Radionuklide aus dem Lager in die Atmosphäre austreten und von betroffenen Individuen inhaliert werden. Es wird angenommen, dass die Freisetzung der flüchtigen Radionuklide mit einer zeitlich konstanten Rate erfolgt. Ferner wird vorausgesetzt, dass sich die flüchtigen Radionuklide rein advektiv mit dem Wind ausbreiten, Dispersionseffekte bleiben hier konservativ unberücksichtigt.

Das Modellinventar enthält eine Anzahl von Radionukliden, die flüchtige chemische Verbindungen eingehen können. Die wichtigsten dieser Radionuklide sind H-3, C-14 und I-129.

- H-3 kann in einer Vielzahl von flüchtigen chemischen Verbindungen in der Gasphase auftreten, insbesondere als gasformiges Tritium (HT), tritiierter Wasserdampf (HTO) und tritiiertes Methan (CH_3T).
- Flüchtige chemische Verbindungen von C-14 sind Kohlendioxid und niedere gasförmige Kohlenwasserstoffe (vor allem Methan, aber auch andere Alkane und Alkene).
- I-129 tritt als Iod-Molekül (I_2) oder als Jodwasserstoff (HI) auf.

Weitere flüchtige Radionuklide sind Kr-85, Rn-219, Rn-220 und Rn-222 (Edelgase). Die Radon-Isotope entstehen in signifikanten Mengen durch radioaktiven Aufbau in Zerfallsketten. Rn-219 weist gemäss Modellinventar eine signifikante Anfangsaktivitat auf. Der radioaktive Aufbau erfolgt durch seine Vorlaufernuklide aus der Zerfallskette 4N+3 (vor allem Ra-223). Das Radionuklid Rn-219 spielt aber in der folgenden Betrachtung keine Rolle, weil - alle seine Vorlaufernuklide nicht-flüchtig sind, d. h. die immobil ist - seine Halbwertszeit nur ca. 4 Sekunden betragt, d. h. Rn-219 zerfällt, sobald es sich geringfügig von seiner ,,Quelle entfernt - alle seine Folgenuklide wiederum nicht-flüchtig sind und somit keine weitere gasförmige Freisetzung aus dem Endlager erfolgt.

Für das Radionuklid Rn-220 mit einer Halbwertszeit von 55 Sekunden gilt die obige Argumentation sinngemäss.

Weitere flüchtige Radionuklide sind Kr-85, Rn-219, Rn-220 und Rn-222 (Edelgase). Die Radon-Isotope entstehen in signifikanten Mengen durch radioaktiven Aufbau in Zerfallsketten. Rn-219 weist gemäss Modellinventar eine signifikante Anfangsaktivität auf.

Der radioaktive Aufbau erfolgt durch seine Vorläufernuklide aus der Zerfallskette 4N+3 (vor allem Ra-223). Das Radionuklid Rn-219 spielt aber in der folgenden Betrachtung keine Rolle, weil - alle seine Vorlaufernuklide nicht-flüchtig sind, d. h. die immobil ist - seine Halbwertszeit nur ca. 4 Sekunden betragt, d. h. Rn-219 zerfällt, sobald es sich geringfügig von seiner ,,Quelle“ entfernt - alle seine Folgenuklide wiederum nicht-flüchtig sind und somit keine weitere gasförmige Freisetzung aus dem Endlager erfolgt. Für das Radionuklid Rn-220 mit einer Halbwertszeit von 55 Sekunden gilt die obige Argumentation sinngemäss.

Im Gegensatz dazu weist Rn-222 aufgrund seiner Halbwertszeit von ca. 4 Tagen ein größeres Freisetzungspotential auf, da es sich in signifikantem Ausmaß von seiner Quelle (Ra-226 aus der Zerfallskette 4N+2) entfernen kann. Aus Rn-222 entsteht nach einer Reihe von sehr kurzlebigen Radionukliden mit einer Halbwertszeit von insgesamt 27 Minuten das Bleiisotop Pb-210 mit einer Halbwertszeit von 21 Jahren. Das Bleiisotop liefert den Hauptbeitrag zur Dosis im Zusammenhang der Freisetzung von Rn-222, da es sich an Staubpartikeln anlagert, welche sich im Bronchialbereich der Lunge ablagern können.

Im Normalbetrieb des Lagers ist eine direkte Freisetzung von radioaktiven Feststoffen in Form von Aerosolen von einer Reihe von Voraussetzungen abhängig, die in ihrer Summe als sehr unwahrscheinlich betrachtet werden. Dazu gehort eine Mobilisierung der im Abfall befindlichen Aktivität (z.B. durch Auslaugung der im Abfall befindlichen Feuchte), eine Überfuhrung der gelösten Stoffe in gasgetragene Form und der Transport der Aerosole aus dem Inneren eines Abfallgebindes durch die verschiedenen Barrieren (z.B. Wände der Lagereinheit). Aufgrund der geringen Wahrscheinlichkeit für das Auftreten der einzelnen Vorgänge einerseits und der geringen Effektivität andererseits wird eine Freisetzung von Aerosolen aus einem Endlager hier nicht betrachtet. Die folgenden Berechnen konzentrieren sich daher auf die Freisetzung des dosimterisch relevanten Radionuklids Rn-222 aus dem Bestand an Ra-226.

Mathematisches Modell

Die Berechnung der radionuklidspezifischen Dosis infolge lnhalation flüchtiger Radionuklide basiert auf deren Konzentration in der Atemluft. Für die Dosis durch lnhalation gilt:

$$E_{inh}(T) = C \cdot V \cdot e_{inh}(T)$$

$E_{inh}(T)$ ….. Effektive Folgedosis zufolge Inhalation; T=50 Jahre für Erwachsene, bzw der Zeitraum bis zum 70. Lebensjahr für Kinder

C…….Aktivitätskonzentration des betrachten Radionuklids in Bq/m³ zum betrachteten Zeitpunkt in der Atemluft

V…… Atemrate des nicht-arbeitenden ICRP Referenzmenschen, 0,97 m³/h bzw. 8400 m³/a

$e_{inh}(T)$….Inhalationsdosiskonversion nach ICRP 119 in Sv/Bq

Weiter wird angenommen, dass flüchtige Radionuklide gleichmässig verteilt über die Fläche des Lagerareals in die Atmosphäre eindringen und von einem Luftstrom, der über das Lagerareal weht, verdünnt werden. Für die Konzentration des Radionuklids in der Luft gilt:

$$C = j\frac{F}{b \cdot h_L \cdot v}$$

j……Flussdichte, mit der ein Radionuklid in die Atmosphäre eintritt

F…..Fläche des Lagerareals [m²]

b…..Breite des Lagerareals [m]

h_L….Höhe der Luftschicht, innerhalb der sich die Radionuklide in der Atmosphäre ausbreiten

v…. Mittlere absolute Windgeschwindigkeit [m/s]

Bei der Berechnung der Flussdichte und werden zwei Fälle unterschieden:

(1) Für Radionuklide, die im Inventar des Lagers vorhanden sind, jedoch nicht durch Aufbau neu gebildet werden, gilt vereinfachend:

$$j = \frac{I_0}{F \cdot \tau \cdot 2^{t/T_{1/2}}}$$

Darin sind:
I_0……Aktivität zum Zeitpunkt der Einlagerung
τ……Freisetzungsdauer in Jahren
t……Zeit seit der Einlagerung in Jahren
$T_{1/2}$…Halbwertszeit in Jahren

$$E_{eff} = \frac{I_0}{\tau} \cdot 2^{-\frac{t}{T_{1/2}}} \cdot \frac{1}{l \cdot h_3 \cdot v} \cdot V \cdot e_{inh}(T)$$

(2) Einen Sonderfall bildet das Radionuklid Rn-222 (Halbwertszeit=4 Tage), welches im sakulären Gleichgewicht mit dem Mutternuklid Ra-226 (Halbwertszeit 1600 Jahre) steht. In diesem Fall ist die zu erwartende Dosis entscheidend von der Aktivität des Mutternuklids und davon abhängig, wie lange das Tochternuklid benötigt, um von der Quelle in die Atmosphäre einzutreten. Für die Flussdichte gilt in diesem Fall:

$$j(Rn-222) = i(Ra-226) \cdot W \cdot \rho \cdot \omega \cdot H_1 \cdot e^{-h_2/H_2}$$

Darin sind:

j …. Flussdichte, mit der Rn-222 - Gas in die Atmosphäre eintritt in Bq/(m²s)

i…….Spezifische Aktivitat von Ra-226 im Abfall in Bq/kg

W….Verhältnis Abfallmasse zur Gesamtmasse im Lager

ρ……Mittlere Dichte im Lager in kg/m³

ω….. Anteil der gebildeten Radonatome, die aus der festen Phase in den Porenraum eintreten.

H_1…. Effektive Reichweite im Lager in m

h_2…..Dicke der Lagerüberdeckung in m

H_2…. Effektive Reichweite in der Lagerüberdeckung in m

Die effektive Reichweite des Radon ist gegeben durch:

$$H = \sqrt{\frac{D}{\lambda}}$$

mit

D……Effektiver Diffusionskoeffizient in m²/s

λ…… Zerfallskonstante von Rn-222 in 1/s (= ln(2)/$T_{1/2}$)

Durch Substitution von

$$i(Ra-226) \cdot W \cdot \rho = \frac{I(Ra-226)}{F \cdot h_1}$$

mit

I(Ra-226)……Aktivität des Ra-226 Inventars in Bq

h_1….Höhe des Lagers in m

gilt für die effektive Dosis durch Inhalation von Rn-222:

$$E_{eff}(Rn-222) = I(Ra-226) \cdot \omega \cdot \frac{H_1}{h_1} \cdot e^{-\frac{h_2}{H_2}} \cdot \frac{1}{l \cdot h_3 \cdot v} \cdot V \cdot e_{inh}(T)$$

Aufgrund der anhaltenden wissenschaftlichen Unsicherheit bezüglich einer sinnvollen Dosiskonversion der Radoninhalation und da die effektive Dosis keine Dosis im eigentlichen medizinischen Sinn, sondern eine reine mathematische Risikogröße zur Abschätzung der Wahrscheinlichkeit einer Krebsmortalität infolge der Exposition gegenüber Radionukliden ist, wird die effektive Dosis infolge

Radoninhalation in den Berechnungen hier mittels des krebswirksamsten lungengängigen Folgeprodukts von Rn-222, nämlich Pb-210 abgeschätzt[47].

Beschreibung der Parameter

Unter der Annahme, dass die flüchtigen Radionuklide homogen über die Fläche des in diesem Bericht verwendeten sehr einfachen generischen Lagers verteilt sind und im Wesentlichen senkrecht nach oben durch die Lagerdecke wandern, ergibt sich eine Austrittsfläche in die Atmosphäre von ca. 100 m x 250 m.

Je nach Windrichtung variiert somit die Breite, die für die Austrittsfläche einzusetzen ist. Hier wurde konservativ angenommen, dass der Wind in Langsrichtung über das Lagerareal weht, und eine Breite von l=100 m gewählt. Die Höhe der Luftschicht, innerhalb der sich die Radionuklide gleichmässig verteilt befinden, wurde konservativ auf h_3=10 m beschränkt. Dispersionseffekte, die zu einer weiteren Verdünnung der Radionuklide beitragen, wurden konservativ nicht berücksichtigt.

Für die Parameter zur Berechnung der Dosis infolge Freisetzung von Rn-222 werden typische Werte für ω und H verwendet:

- Schlämme: ω liegt zwischen 0,03 und 0,3
- Gebrochenes Erz: ω liegt zwischen 0,01 und 0,9
- bei grobem trockenen Material liegt H zwischen 1 und 2 m
- bei feuchtem Erdreich mit feinen Tonpartikeln werden typische Werte für H zwischen 0,1 und 0,5 m verwendet
- In wassergesättigtem Erdreich liegt H in der Grössenordnung von 0,01 m

In den durchgeführten Berechnungen wurde für ω konservativ ein Wert von 1 verwendet. Fur die effektive Reichweite im Lagerbereich wurde der Wert für grobes trockenes Material verwendet (H_1 = 2 m). Als Lagerhöhe wurde die Höhe einer generischen Lagereinheit eingesetzt (h_1 = 8 m). Fur die Lagerüberdeckung wurde eine Dicke von h_2=4 m eingesetzt und vereinfachend angenommen, dass sie gesamthaft aus feuchtem Erdreich besteht (H_2=0,1 m).

[47] Radon selbst ist als Edelgas nicht karzinogen; die beim Einatmen von Radon im Bronchialbereich abgelagerten Radon-Folgeprodukte sind karzinogen.

Die Werte für H_1 und H_2 sind als sehr konservativ zu betrachten, da hierdurch die Rückhaltewirkung der technischen Barrieren (Beton, Tonschicht) ausgeblendet und somit stark unterschätzt werden.

Für die Windgeschwindigkeit wird konservativ der Rechenwert v=1 m/s verwendet. Für die lnhalationsrate wurde ein Wert von 0,97 m^3/h verwendet. Tabelle 8 enthält weitere Parameter für die Abschätzung der Dosen infolge gasförmiger Nuklidfreisetzung.

Tabelle 8: Modellparameter fur die Berechnung der Dosis infolge Freisetzung in die Gasphase

Parameter	Wert	Einheit
Ω	1	–
h_1	8	m
h_2	4	m
h_3	10	m
I	100	m
H_1	2	m
H_2	0,1	m
V	1	m/s
V	8400	m^3/a
T	30, 100, 300	a

Die Inventare der flüchtigen Radionuklide basieren auf dem für das Jahr 2045 extrapolierten Modellinventar (Tabelle 3). Rn-222 befindet sich im sakulären Gleichgewicht mit seinem Vorläufernuklid Ra-226. Die Dosiskonversionsfaktoren für Inhalation der Radionuklide H-3, C-14 und I-125 stammen aus ICRP 119. Dem Dosisfaktor für H-3 wurde zugrundegelegt, dass H-3 ausschliesslich als Dampf von tritiiertem Wasser (HTO) auftritt. Dies ist eine konservative Annahme, da andere chemische Formen entweder instabil sind oder wesentlich geringere Dosisfaktoren (z.B. HT) aufweisen. Für die Freisetzung von Rn-222

wurde, wie schon erklärt, aus Gründen der Konservativität der Dosiskonversionsfaktor von Pb-210 verwendet.

Freisetzungsdauer

Die Freisetzungsdauer, innerhalb der das gesamte flüchtige Inventar der Radionuklide H-3, C-14 und I-125 aus dem Lager austritt, hängt von der Schichtdicke der Lagerdecke und deren Aufbau ab. Einen weiteren Einfluss auf die Freisetzungsdauer haben Degradationsprozesse. In einer Abschatzung der Freisetzungsdauer von Tritium und C-14 aus einem Lager mit technischen Barrieren aus Beton werden Zeitraume von 100 bzw. 50 Jahren als sehr konservativ angesehen[32]. Um den Einfluss der Freisetzungsdauer beurteilen zu konnen, wurden die maximalen Dosen für T= 30, 50 und 100 Jahren berechnet. Zu Berechnung der maximalen Dosis wurde die Gasfreisetzung unmittelbar nach der Einlagerung betrachtet (t=0).

3.4.3 Freisetzung durch menschliche Tätigkeiten

3.4.3.1 Hausbau-Szenario

In diesem Szenario wird ein Eindringling beim Ausheben eines Fundaments und der Verwendung von Material aus dem Endlager während des Baus eines Hauses ausgesetzt. Der Aushub des Fundaments wird mit einer Tiefe von 3 m angenommen. Dies entspricht der Tiefe, die für ein Haus mit Keller erforderlich ist, und definiert die Tiefe der Normal Residential Intrusion Zone (NRIZ). Das Gesamtvolumen des Aushubmaterials wird mit ca. 1500 m³ angenommen, und es wird davon ausgegangen, dass die beim Aushub angefallenen Abfälle gleichmäßig mit dem Boden vermischt werden, der zur Abdeckung der Gräben verwendet wurde. Das Szenario ähnelt einem von der Nuclear Regulatory Commission (NRC) der Vereinigten Staaten definierten Szenario[48],[49].

Die wichtigsten Expositionspfade in diesem Szenario sind die Inhalation von resuspendierten Radionukliden und die externe Bestrahlung durch die Abfälle. Die Expositionsdauer wird mit 500 Stunden angenommen, basierend auf durchschnittlichen Aushubraten. Die

[48] USNRC, Draft environmental Impact statement on 10 CFR Part 61, Licensing requirements for land disposal of radioactive waste. NUREG-0782, USNRC, Washington (1981)

[49] USNRC, Final environmental Impact statement on 10 CFR Part 61, Licensing requirements for land disposal of radioactive waste. NUREG-0945, USNRC, Washington (1982).

Inhalationsdosen werden anhand einer durchschnittlichen Staubkonzentration von 10^{-4} g/m³ berechnet, und es wird angenommen, dass 50 % des Staubs aus Partikeln lungengängiger Größe (AMAD = 1 µm) bestehen. Die Dosis aus externer Exposition wird unter der Annahme betrachtet, dass keine Verringerung der Exposition durch Abschirmung durch Aushubgeräte, durch nicht kontaminierten Boden oder Materialien, die beim Bau der Endlagereinrichtung verwendet wurden, oder durch Teile des Hauses, das gerade gebaut wird, auftritt.

Das Szenario ist nur für lange Zeiträume nach der Schließung der Endlager einigermaßen realistisch, da angenommen wird, dass die Abfälle nicht mehr erkennbar sind und sich homogen mit dem Boden vermischen. Für kurze Zeitspannen nach der Schließung des Lagers ist es wahrscheinlich, dass Ausgrabungen aufgegeben werden, wenn Abfälle entdeckt werden, oder dass die Ausgrabungen so fortgesetzt werden, dass Abfallgebinde ganz oder teilweise intakt entfernt werden.

Die Kombination von Expositionszeiten, Staubkonzentrationen und Abschirmfaktoren wird als einigermaßen realistisch angesehen. Die Expositionszeiten könnten länger sein, wenn die Ausgrabungen umfangreicher wären (zum Beispiel, wenn mehrere Häuser gebaut werden), aber es wäre wahrscheinlich mehr als ein Arbeiter beteiligt, und die Arbeiter würden einen Teil ihrer Zeit an Orten verbringen, wo die Abschirmung ihre externe Dosis reduzieren würde. Die Staubkonzentration von 10^{-4} g/m³ wird als realistischer Durchschnittswert für ein breites Spektrum von klimatischen Bedingungen angenommen, obwohl es möglich ist, dass höhere Konzentrationen während bestimmter Phasen des Aushubverfahrens oder bei trockenem und windigem Wetter auftreten können.

$$A = \frac{E_{eff}}{C_w \cdot (0{,}5 \cdot V \cdot C_A \cdot e_{inh}(t) + e_{ext}) \frac{(1 - e^{-\lambda(t_2 - t_1)}) e^{-\lambda t_1}}{\lambda}}$$

A…….Aktivitätskonzentration des betrachten Radionuklids in Bq/g

E_{eff} ….. Effektive Dosis

λ……. Zerfallskonstante des jeweiligen Radionuklids

t_1…….. Zeit nach Einlagerung zu der der Bau beginnt

t_2…….. Zeit nach Einlagerung zu der der Bau endet

t_2-t_1 = 500h für Hausbau

V…… Atemrate des arbeitenden ICRP Referenzmenschen, 1,2 m³/h

C_A….. Staubkonzentration in Luft; 10^{-4} g/m³

C_W…… Faktor zur Umrechnung der Aktivität im Lager in Aktivitätskonzentration im gesamten Aushubmaterial (C_W = 0,21)

$e_{inh}(t)$….Inhalationsdosiskonversion nach ICRP 119 in Sv/Bq

e_{ext} …….Dosisfaktor für externe Exposition Sv/h pro Bq/g

3.4.3.2 Straßenbau-Szenario

In diesem Szenario wird davon ausgegangen, dass eine Straße über der nachbetrieblichen Endlagereinrichtung und mit Materialien aus derselben gebaut wird. Das Szenario ist grundsätzlich auf alle Anlagentypen anwendbar. Die Berechnungen wurden jedoch nur für die jedoch nur für die voll ausgebaute Anlage durchgeführt, da die Folgen des Baus einer Straße über der Minimalanlage ähnlich wie beim Hausbau sein dürften. Es ist zu beachten, dass, auch wenn dieses Szenario angenommen wird, die Wahrscheinlichkeit, dass eine Straße eine solche Anlage kreuzt, gering ist. Daher wird dieses Szenario als konservativ angesehen.

Die Aushubtiefe hängt von der Art der Straße (geringer oder hoher Verkehr) und von der Topographie der Umgebung ab. Die Bauzeit für den Straßenabschnitt, der durch die Endlageranlage führt, wird mit 50 Stunden angenommen. Als Expositionspfade werden die externe Bestrahlung und die Inhalation von resuspendierter Partikel. Da der Straßenbau wahrscheinlich staubiger ist als ein Hausbau, wird die Staubkonzentration in der Luft mit 10^{-3} g/m³ angenommen, von denen 50 % aus lungengängigen Partikeln bestehen.

Die externen Strahlungsdosen werden unter der Annahme berechnet, dass es keine Abschirmung durch die für den Straßenbau verwendeten Materialien gibt. Für beide Pfade, wird angenommen, dass der Abfall mit Erde vermischt ist.

Wenn man von einem Aushub der Monolithen ausgeht, ist das Szenario nur nach langen Zeiträumen realistisch, wenn der Stahlbeton degradiert ist. In kürzeren Zeiträumen würde laut Auskunft der ASFINAG eine Straße allein aus Kostengründen umverlegt oder der Aushub auf geringere Tiefen beschränkt werden.

$$A = \frac{E_{eff}}{C_w \cdot (0{,}5 \cdot V \cdot C_A \cdot e_{inh}(t) + e_{ext}) \frac{(1 - e^{-\lambda(t_2 - t_1)}) e^{-\lambda t_1}}{\lambda}}$$

A…….Aktivitätskonzentration des betrachten Radionuklids in Bq/g

E_{eff} ….. Effektive Dosis

λ……. Zerfallskonstante des jeweiligen Radionuklids

t_1……. Zeit nach Einlagerung zu der der Bau beginnt

t_2……. Zeit nach Einlagerung zu der der Bau endet

t_2-t_1 = 50h für Hausbau

V…… Atemrate des arbeitenden ICRP Referenzmenschen, 1,2 m³/h

C_A….. Staubkonzentration in Luft; 10^{-4} g/m³

C_W…… Faktor zur Umrechnung der Aktivität im Lager in Aktivitätskonzentration im gesamten Aushubmaterial

e_{inh}(t)….Inhalationsdosiskonversion nach ICRP 119 in Sv/Bq

e_{ext} Dosisfaktor für externe Exposition Sv/h pro Bq/g

3.4.3.3 Wohnszenario

Das Wohnszenario ist eine Erweiterung des Hausbauszenarios und wird nur für die Zeit nach Degradation der technischen Barrieren berücksichtigt. In diesem Szenario wird angenommen, dass eine Person ein Haus bewohnt, das aus kontaminiertem Material errichtet wurde und Gartenprodukte verzehrt, die in kontaminiertem Boden angebaut wurden.

Das verdünnte Abfallmaterial, das beim Ausheben des Fundaments für das Haus anfällt, wird zusätzlich als Füllmaterial rund um das Fundament verwendet und gleichmäßig in einem Radius von 25 m um das Haus gleichmäßig auf der Oberfläche des Grundstücks verteilt.

Die Expositionspfade für dieses Szenario sind:

- Einatmen von resuspendiertem Boden/Abfallgemisch
- Einatmen gasförmiger Radionuklide (z.B. Radon)
- Äußere Bestrahlung
- Verschlucken von kontaminierten Lebensmitteln

Für die Inhalation von resuspendiertem Material wird angenommen, dass die Staubkonzentration in der Luft 10^{-5} g/m³ beträgt, dass 50 % des Staubs aus Partikeln lungengängiger Größe bestehen und dass die Expositionszeit 0,75 Jahre pro Jahr beträgt. Diese Kombination von Parameterannahmen berücksichtigt niedrigere Staubkonzentrationen innerhalb des Hauses und höhere außerhalb bei trockenem Wetter. Für die externe Bestrahlung wird eine Expositionszeit von 0,5 Jahren pro Jahr angenommen. Diese setzt sich zusammen aus 0,25 Jahren im Freien und 0,5 Jahren in Innenräumen, wo der Abschirmungsfaktor mit 2

angenommen wird. Der Verzehr von Gemüse, das im Garten des Hauses angebaut wird, wird mit 128 kg pro Jahr angenommen (d. h. 50 % der Gesamtaufnahme der Person[50]). Die für die Berechnungen verwendeten Boden-/Pflanzentransferfaktoren sind NRPB R273[51] entnommen. Diese Transferfaktoren können von einem Standort zum anderen aufgrund von Unterschieden in Klima und Bodenart variieren und sollten im Rahmen einer weiteren Überarbeitung der Sicherheitsanalysen bei Standortfestlegung von einer EN ISO/IEC 17025 akkreditierten Konformitätsbewertungsstelle für den/die konkreten Standort/e messtechnisch ermittelt werden.

Die Inhalation gasförmiger Radionuklide wurde nur bei der Berechnung des Werts für Ra-226 berücksichtigt.

Da das Wohnszenario die Annahme enthält, dass die Abfälle homogen mit dem Boden vermischt sind und dass die Aufnahme von Radionukliden durch Pflanzen aus diesem Boden/Abfall-Gemisch gleich ist wie bei reinem Boden, ist das Szenario nur für lange Zeiträume nach Schließung der Anlage realistisch. Wenn ein Haus gebaut und während kürzerer Zeiträume bewohnt wird, ist es wahrscheinlich, dass ein großer Teil der Abfälle aus dem Garten entfernt und durch unkontaminierten Mutterboden ersetzt wird. Es sollte auch beachtet werden, dass das Szenario von Natur aus pessimistisch ist, da nur sehr wenige Menschen einen so hohen Anteil ihrer gesamten Gemüsezufuhr aus dem eigenen Garten beziehen dürften. Daraus folgt konsequenterweise, dass bei standortspezifischen Betrachtungen eine geringere Wahrscheinlichkeit als Eins verwendet werden sollte.

$$A = \frac{E_{eff}}{C_w \cdot \left(0{,}75 \cdot 0{,}5 \cdot V \cdot C_A \cdot e_{inh}(t) + 0{,}5 \cdot e_{ext} \cdot + Q \cdot B \cdot e_{ing}(t)\right) \frac{(1 - e^{-\lambda(t_2 - t_1)}) e^{-\lambda t_1}}{\lambda}}$$

E_{eff} ….. Effektive Dosis

A…….Aktivitätskonzentration des betrachten Radionuklids in Bq/g zum betrachteten Zeitpunkt

λ……. Zerfallskonstante des jeweiligen Radionuklids

t_2-t_1 = 8760 h pro Jahr

[50] IAEA, Generic models and parameters for assessing the environmental transfer of radionuclides from routine releases. Exposures of Critical Groups, Safety Series No. 57, IAEA, Vienna (1982).
[51] Brown, J. and Slmmonds, J.R., FARMLAND: A Dynamic Model for the Transfer of Radionuclides through terrestrial foodchanins, NRPB-R273, HMS0, Chilton (1995).

V…… Atemrate des nicht-arbeitenden ICRP Referenzmenschen, 0,97 m³/h

C_A….. Staubkonzentration in Luft; 10^{-5} g/m³

C_W…… Faktor zur Umrechnung der Aktivität im Lager in Aktivitätskonzentration im gesamten Aushubmaterial

e_{inh}(t)….Inhalationsdosiskonversion nach ICRP 119 in Sv/Bq

e_{ext} Dosisfaktor für externe Exposition Sv/h pro Bq/g

Q …… Verzehrrate Gemüse, Obst. 128 kg/a

B……..Transferfaktor für die Aufnahme von Radionukliden aus dem Boden in die Pflanzen (Bq/kg feuchte Pflanze pro Bq/kg trockener Boden)

3.4.3.4 Landwirtschaftliches Szenario

Dieses vierte Szenario wurde nur in einem trockenen Gebiet betrachtet. In diesem Szenario wird der Standort nach dem Betrieb für Bewässerungslandwirtschaft genutzt. Im Gegensatz zu den anderen drei Szenarien werden die Abfälle nicht ausgegraben. Es wird jedoch angenommen, dass die Wurzeln der Pflanzen die Kappen eines oberirdisch oder nahe der Erdoberfläche angelegten Lagers durchdringen. Für die Kappendicke von 2 m wird der Durchwurzelungsfaktor mit 0,125 angenommen. Es wird angenommen, dass ein Individuum seine gesamte Obst- und Gemüsenahrung (310 kg pro Jahr[50]) vom Standort bezieht.

4 KONSEQUENZENANALYSE

In der Konsequenzenanalyse werden die radiologischen Auswirkungen des Endlagersystems quantitativ ermittelt. Hierzu werden die Szenarien, welche in der Szenarienanalyse als relevant festgelegt wurden, zunächst getrennt voneinander untersucht. Anschliessend folgt eine gesamthafte Bewertung.

4.1 Freisetzung ins Grundwasser

4.1.1 Freisetzungen während der institutionellen Überwachungsphase

Solange durch die Überwachung gewährleistet ist, dass die Lagerdecke intakt ist, ist nicht mit einem nennenswerten Zutritt von Sickerwasser und daher auch nicht mit einer Radionuklidfreisetzung zu rechnen. Für die konservative Annahme, dass die Lagerdecke gerissen ist (bei intakten Lagereinheiten), sind in Abbildung 6 für die institutionelle Überwachungsperiode die radionuklidspezifischen Dosen sowie die daraus resultierende Gesamtdosis dargestellt. Die Dosen wurden für verschiedene angenommene Zeitpunkte (50, 100, 300 a) der Radionuklidfreisetzung berechnet. Die horizontale Achse schneidet bei 0,001 mSv.

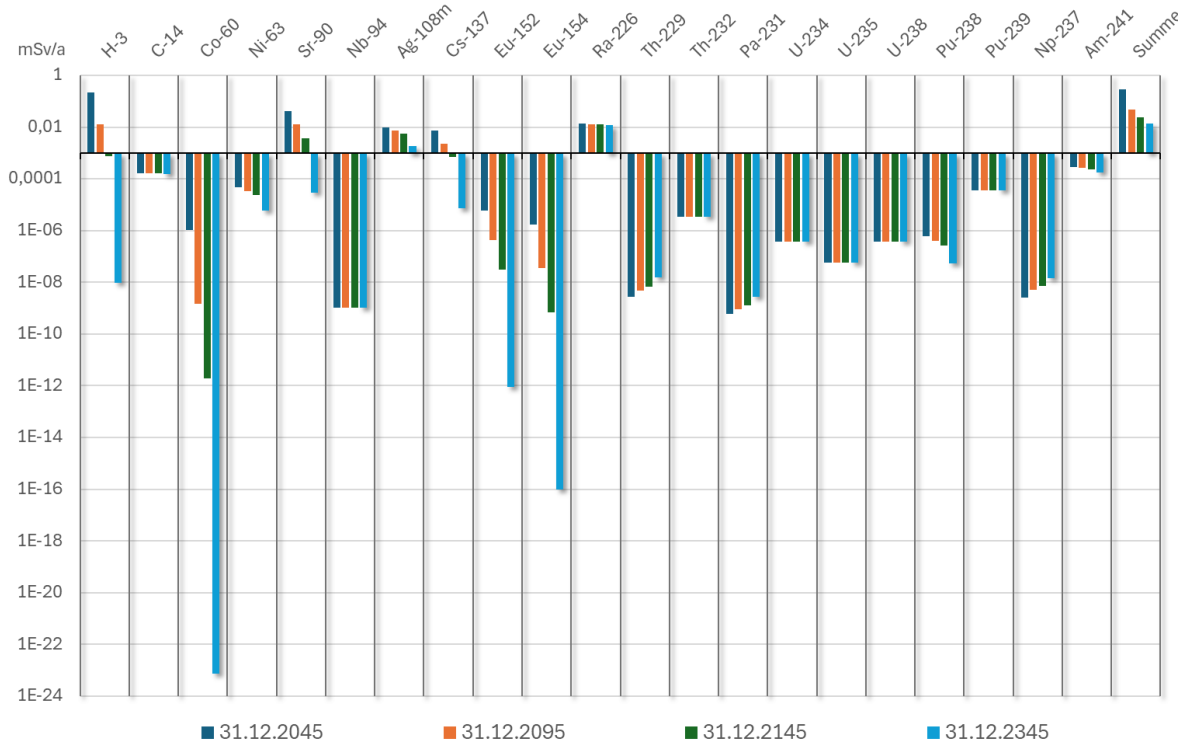

Abbildung 6: Effektive Dosis zufolge Freisetzung ins Grundwasser während der institutionellen Überwachungsphase

Abbildung 6 ist zu entnehmen, dass nach 50 Jahren die Hauptanteile der gesamten Dosis vom langlebigen Ra-226 sowie von den kurzlebigen Radionukliden H-3, Sr-90 sowie Cs-137 stammen.

Nach 100 und mehr Jahren nimmt trotz einer deutlichen Abnahme der Dosisbeiträge der kurzlebigen Radionuklide die Gesamtdosis nur geringfügig ab, da der Dosisbeitrag von Ra-226 dominierend ist. Der Anteil der langlebigen Radionuklide Th-229, Th-232, Pa-231, U-234, U-235, U-238, Np-237, Pu-238, Pu-239 und Am-241 ist während der gesicherten Uberwachungsperiode verschwindend gering. Dies liegt vor allem an den hohen Retentionsfaktoren der jeweiligen Elemente im nicht degradierten Zement.

4.1.2 Freisetzungen nach der institutionellen Überwachungsphase

Abbildung 7 zeigt die berechneten Dosen aus dem Modellinventar der österreichischen radioaktiven Abfälle 1000 und 1300 Jahre nach der Einlagerung.

Unter der Annahme, dass sowohl die Lagerbunker als auch die Lagereinheiten defekt sind (Rissweite ca. 0,3 m), beträgt die Freisetzungsdauer für einen nicht sorbierenden Stoff nach der institutionellen Überwachungsphase etwa 30 Jahre. Im Vergleich zur institutionellen Überwachungsperiode sind dadurch die Werte der berechneten Dosen erwartungsgemäss höher.

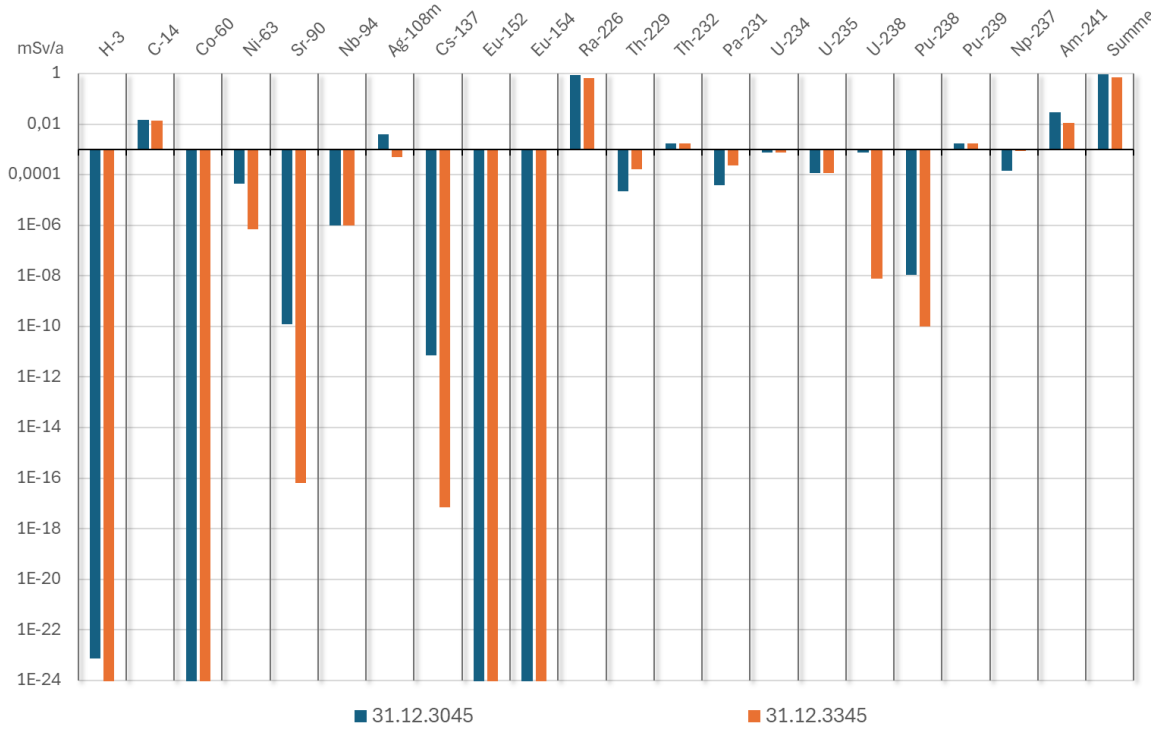

Abbildung 7: Effektive Dosis zufolge Freisetzung ins Grundwasser nach der institutionellen Überwachungsphase

Die berechnete Gesamtdosis liegt in den ersten 1000 Jahren um mehr als eine Zehnerpotenz oberhalb des Schutzziels. Erst nach 10 000 Jahren würde die Gesamtdosis knapp unter dem Schutzziel liegen. Ausschlaggebend für die hohe Gesamtdosis wahrend diese Periode ist in erster Linie Ra-226. Nach mehr als 10 000 Jahren dominiert Th-232 mit einer Dosis von etwa 1 µSv/a.

4.2 Freisetzung in die Gasphase

4.2.1 Früher Beginn der Freisetzung auf dem Gaspfad

Obwohl die technischen Barrieren während der institutionellen Überwachungsperiode als intakt angesehen werden können, wird hier angenommen, dass die Radionuklide aus den technischen Barrieren entweichen können. In Abbildung 8 sind die Dosen der flüchtigen Radionuklide H-3, C-14, I-129 und Rn-222 bei Freisetzung zum Zeitpunkt der Einlagerung (2045) mit Freisetzungsdauern von 30, 100 und 300 Jahren dargestellt. Die Horizontale Achse schneidet bei 0,001 mSv/a.

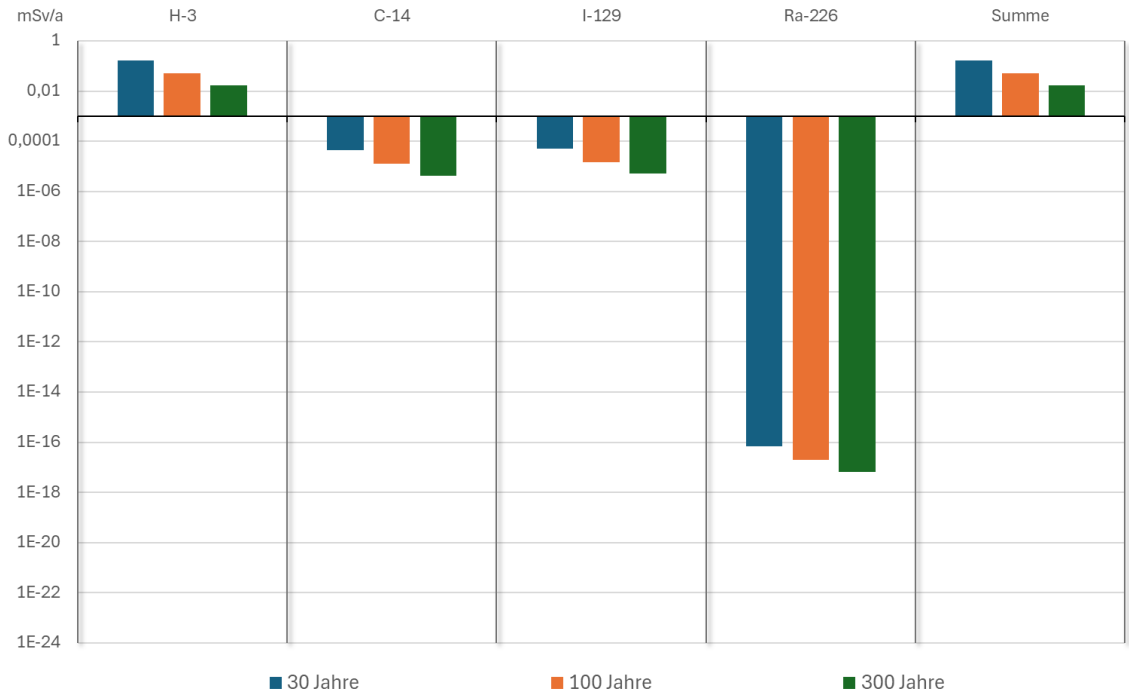

Abbildung 8: Freisetzung flüchtiger Radionuklide zum Zeitpunkt der Einlagerung

Die Dosen dieser Radionuklide liegen mit Ausnahme von Tritium unter 0,001 mSv/a. Aufgrund der Halbwertszeit von Tritium mit 12,3 Jahren sinkt die mögliche Inhalationsdosis noch während der ersten 100 Jahre selbst bei kurzen Freisetzungszeiträumen unter 0,001 mSv/a. Während der Einlagerung sind allerdings Strahlenschutzmaßnahmen zur Verhinderung einer Freisetzung des Tritiums in die Gasphase zum Schutz des Personals notwendig. Außerhalb eines Endlagergeländes wird der Grenzwert für Personen der

Bevölkerung während der Einlagerung ausschließlich bei explosionsartiger Freisetzung des gesamten Tritiuminventars erreicht.

Die zu erwartende Dosis außerhalb des Lagerberichs durch Emanation von Rn-222 ist bei geeigneter Wahl der Überdeckungsmaterialien verschwindend gering.

4.2.2 Später Beginn der Freisetzung auf dem Gaspfad

In diesem Fall wird angenommen, dass eine signifikante Freisetzung erst nach einer Degradation der technischen Barrieren erfolgt. In Abbildung 9 sind die Dosen der flüchtigen Radionuklide H-3, C-14, und I-129 und Rn-222 dargestellt.

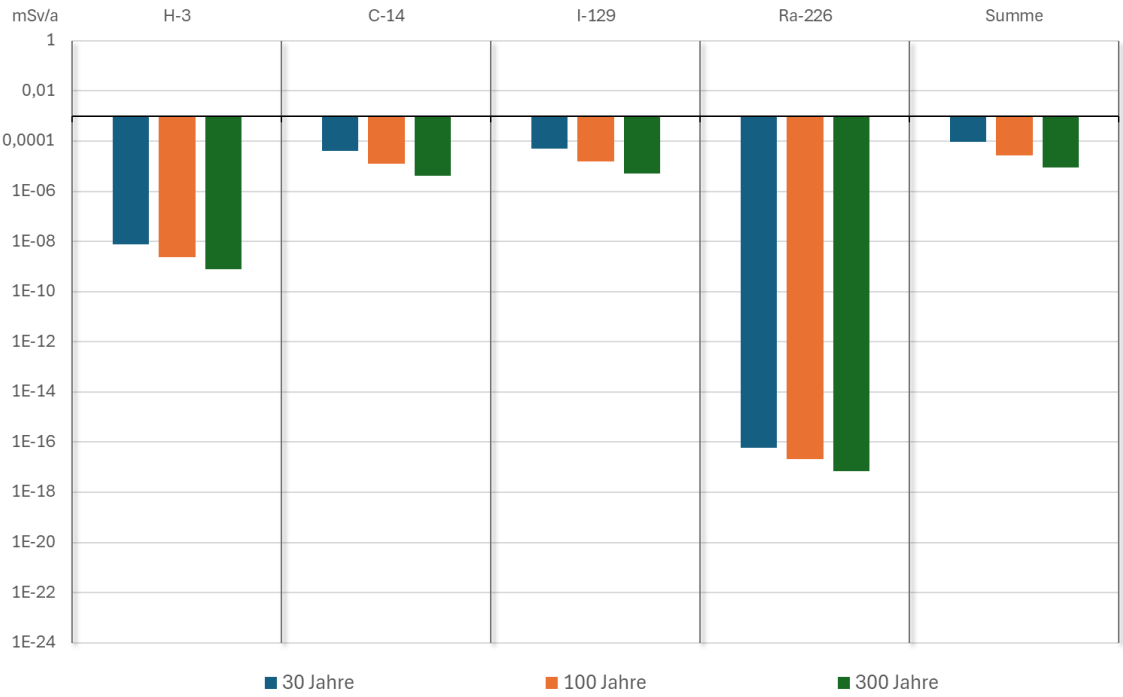

Abbildung 9: Freisetzung flüchtiger Radionuklide 300 Jahre nach Einlagerung

Durch radioaktiven Zerfall hat sich die Aktivitäten von H-3 im Inventar so weit reduziert, dass nach der institutionellen Überwachungsperiode mit keiner Exposition durch dieses Radionuklid zu rechnen ist. Lediglich die langlebigen C-14 und I-129 könnten nach der institutionellen Überwachungsperiode freigesetzt werden, sofern sie nicht schon während der institutionellen Überwachungsperiode aus dem Lagerbereich entwichen ist. Die Dosen liegen bei den angenommenen Freisetzungsdauern von 30, 100 und 300 Jahren im

vernachlässigbaren Bereich. Auch in diesem Fall ist die zu erwartende Dosis durch Freisetzung von Rn-222 verschwindend gering.

4.3 Freisetzung durch menschliche Tätigkeit

Die in Kapitel 3.4.3 bis 3.4.3.4 beschriebenen Szenarien lassen sich unter dem Sammelbegriff „Freisetzung durch menschliche Tätigkeiten“ subsummieren. Auf die Darstellung der einzelnen Ergebnisse wird hier aus Gründen der Übersichtlichkeit verzichtet. Stattdessen werden die Ergebnisse in Form von errechneten Obergrenzen für die Zuladung einzelner Radionuklidgruppen im Kapitel 5.3 dargestellt und diskutiert.

5 DISKUSSION DER ERGEBNISSE DER KONSEQUENZENANALYSE

5.1 Freisetzung ins Grundwasser

Aus den Ergebnissen der Dosisberechnung zu verschiedenen Zeitpunkten der Freisetzung und für verschiedene Freisetzungsdauern sowie der für lange Zeiträume im Rahmen des Radiotoxitzitätsindex betrachteten Verhaltens den Fall eines Oberflächen- bzw. oberflächennahen Lagers ableiten. Es sei hier nochmals erwähnt, dass der Radiotoxitzitätsindex aus der Aktivität der Radionuklide zum jeweiligen Zeitpunkt und dem zugehörigen Inkorporationsdosiskoeffizienten der ICRP als Vielfaches einer Referenzdosis errechnet wird. Setzt man diese Referenzdosis gleich 1 mSv entspricht der Radiotoxitzitätsindex genau der effektiven Folgedosis für Erwachsene der Allgemeinbevölkerung bei direkter Ingestion des betreffenden Mediums in mSv. Alle durchgeführten Berechnenungen als Ausgangspunkt Werte aus Tabelle 5: Inventar der radiologisch relevanten Radionuklide für den Grundwasserpfad zum Zeitpunkt Ende 2045. Die folgende Diskussion betrachtet aus Gründen der Konservativität ausschließlich das Nahfeld eines Endlagers, da es im Fernfeld zu Verdünnungen, Sorptionsprozessen und radioaktivem Zerfall während des Transportprozesses durch die Geo-/Biosphäre kommt. Insbesondere wird der zeitliche Verlauf des Porenwassers diskutiert.

Die Radiotoxizität des österreichischen Inventars zeigt langfristig keine Abnahme. In den ersten Tausend Jahren nimmt sie im Gegensatz zur Aktivität nur unwesentlich ab. Erst nach Zehntausend bis Hunderttausend Jahren tritt eine Reduktion auf etwa ein Hundertstel der Ausgangsradiotoxizität ein, wie schon früher in Abbildung 3 dargestellt wurde. Im weiteren betrachteten Zeitraum verringert sich die Radiotoxizität und somit die Ingestionsdosis dann aber nicht mehr. Um ein Radionuklidinventar zu erhalten, dessen Entwicklung einen dem Lagerkonzept eines oberflächenlagers oder oberflächennahen Lagers angepassten zeitlichen Verlauf zeigt, müssten gewisse Abfälle aus dem Gesamtinventar entfernt und einer alternativen Lösung zugewiesen werden. Die Reduktion, der aus einer Freisetzung ins Grundwasser resultierenden Ingestionsdosis durch Entfernen bzw beschränken bestimmter Nuklide aus dem einzulagernden Inventar wird in den folgenden Unterkapiteln diskutiert. In der Praxis können keine Radionuklide, sondern nur komplette Abfallgebinde aus dem Endlager entfernt (z.B. nach einer Zeit der Zwischenlagerung) bzw. gar nicht erst dort

eingelagert werden. Die Auswirkung der Entfernung von Abfallgebinden auf das österreichische Inventar mit sehr hohen Gehalten an Ra-226 bzw. Am-241 wird in Kapitel 6.1 diskutiert. Abbildung 10 visualisiert die zeitliche Entwicklung der Radiotoxizität des Porenwassers normiert auf 1 zum Zeitpunkt der Einlagerung unter der Annahme verschiedener Beschränkungen des einzulagernden Inventars. Die einzelnen Beschränkungen werden in den nachfolgenden Kapiteln 5.1.1 bis 5.1.4 diskutiert.

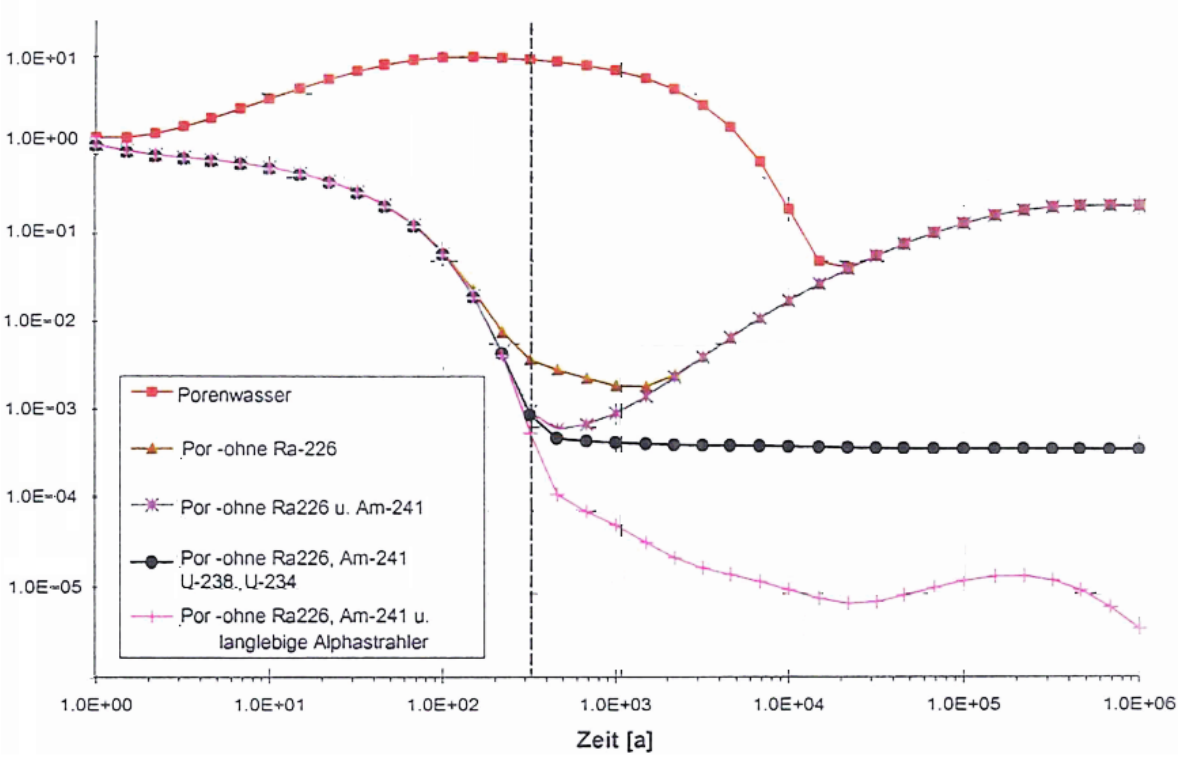

Abbildung 10: Relative Entwicklung der Radiotoxizität des Porenwassers unter verschiedenen Anfangsbedingungen bzgl. einer Nichteinlagerung diverser Alphastrahler des Inventars.

5.1.1 Einlagerung ohne Radium

Unterlässt man eine Einlagerung von Ra-226 (aus Radiumquellen), so verringert sich eine potentielle Ingestionsdosis nach einer Freisetzung während der Überwachungsphase stark und beträgt bereits nach einigen tausend Jahren nur noch ein Hundertstel der Ingestionsdosis zum Einlagerungszeitpunkt, was mit Ra-226 erst nach 10 000 Jahren der Fall ist. Somit ist unter den vorliegenden Abfällen Ra-226 das wichtigste der zu begrenzenden Radionuklide. Die langfristige Dosis infolge einer Ingestion bleibt allerdings zeitlich konstant, da sie von Th-232, U-234 und - bis nach einigen zehntausend Jahren - auch von Pu-239 herrührt.

Darüber hinaus ist bei der Dosis durch Ingestion des Porenwassers durch den Ausschluss von Ra-226 eine besonders starke Verringerung bis zu Zeiten von über 10 000 Jahren zu bemerken. So wäre die Dosis durch direkte Ingestion von Porenwasser nach 1000 Jahren mit Ra-226 etwa 10 000-mal größer als ohne Ra-226 im Lager.

5.1.2 Einlagerung ohne Radium und Americium

Wird zusätzlich zu Ra-226 auch auf eine Einlagerung von Am-241 (das im Wesentlichen aus Rauchmeldern stammt) verzichtet, so verringert sich die Ingestionsdosis bereits nach hundert Jahren auf ein Hundertstel der errechenbaren Dosis zum Einlagerungszeitpunkt. Die Dosis aber bleibt auch hier für lange Zeiträume nach dem Ende der Überwachungsphase etwa gleich groß. Für den Zeitraum zwischen einigen hundert Jahren und etwa 1000 Jahren wird die Dosis durch direkte Ingestion von Porenwasser noch weiter verringert, steigt dann aber wieder in gleichem Masse an. In manchen Ländern bzw. Richtlinien wird aus diesem Grund eine oberflächennahe Einlagerung von Ra-226 und Am-241 prinzipiell ausgeschlossen. Allerdings zeigt der Verlauf, dass eine generelles Aussschließen von Am-241 langfristig in Relation zu den dadurch verursachten Mehrkosten zu setzen ist. Hierauf wäre insbesondere wegen der zu erwartenden nachfolgenden Sorptionen während der Migration in der Geo-/Biosphäre im Rahmen späterer detailierter Risikoanalysen besonders zu achten.

5.1.3 Einlagerung ohne Radium, Americium und Uran

Für langfristige Zeitraume nach 10 000 Jahren ändert sich die Dosis durch Ingestion signifikant, falls darüber hinaus keine Einlagerung von Uran stattfindet (hier berechnet als Fehlen der Nuklide U-234 und U-238). So nimmt die Ingestionsdosis zwischen 10^4 und 10^5 Jahren noch einmal ab, geht ab dann in einen fast konstanten Wert über. Zwischen 100 und 10 000 Jahren wird die Dosis durch direkte Ingestion von Porenwasser (ohne Berücksichtigung des Migrationsverhaltens) von Pu-239 dominiert, so dass sich in diesem Zeitintervall keine nennenswerte Verringerung ergibt.

5.1.4 Einlagerung ohne Radium, Americium und ohne langlebige Alpha-Strahler

Eine wesentliche Reduktion der Ingestionsdosis für große Zeiten nach Einlagerung lässt sich nur erzielen, wenn man außer Ra-226 und Am-241 auch alle langlebigen Alpha-Strahler (Pu-239, Th-232 und Uran) von der Einlagerung ausschließt. Die gesamte Ingestionsdosis nimmt in diesem Fall nach etwa 1000 Jahren wesentlich gegenüber der Anfangstoxizität ab.

5.2 Obergrenzen für Radionuklide des österreichischen Inventars aus dem Szenario „Freisetzung ins Grundwasser“

Unter der Voraussetzung, dass die Sicherheit des Lagers während einer Überwachungsphase von 300 Jahren durch Maßnahmen baulicher und institutioneller Art gewährleistet werden kann, ergeben sich letztlich folgende Schlussfolgerungen im Hinblick auf den nachfolgenden Zeitraum:

Der Anteil an Ra-226 am Inventar muss weitestgehend einer anderen Entsorgung zugeführt werden, da ansonsten die Radiotoxizität und somit die erwartbare Ingestionsdosis nach Freisetzung aus einem Endlager bis zum Ende der Überwachungsphase nicht in signifikantem Maße abnimmt. Insbesondere im Porenwasser würde sich durch diese Maßnahme eine wesentliche Verringerung der Toxizität erzielen lassen. Dies ist insbesondere von Bedeutung, falls das Porenwasser einen wesentlichen Freisetzungspfad darstellt (z.B. bei Wasserentnahme direkt aus dem Lager oder über Einsickern von Porenwasser aus dem Lager ins Grundwasser).

Tabelle 9: Obergrenze für Ra-226 aus Grundwasserszenario

Radionuklid	Halbwertszeit [Jahre]	Obergrenze aus Grundwasserszenario [MBq/Abfallgebinde]
Ra-226	1,60E+03	10

Ein zusätzliches Entfernen von Am-241 aus dem Lagerinventar würde zum einen die Gesamtdosis nach etwa 1000 Jahren um fast eine Größenordnung reduzieren, zum anderen wäre bereits nach etwa hundert Jahren eine Verringerung der Radiotoxizitäten im Lager erreicht, was Vorteile bei Versagen der institutionellen Überwachung am Ende der Überwachungsphase bedeuten wurde oder eventuell sogar eine Reduktion der Dauer der institutionellen Überwachung auf 100 Jahre erlauben wurde. Allerdings bleibt festzuhalten, dass die Gesamte effektive Dosis infolge einer Freisetzung ins Grundwasser innerhalb der Überwachungsphase lediglich um zwei Größenordnungen, während eine Dosis durch direkte Ingestion des Porenwassersum drei bis vier Größenordnungen abnimmt.

Tabelle 10: Obergrenze für Am-241 aus Grundwasserszenario

Radionuklid	Halbwertszeit [Jahre]	Obergrenze aus Grundwasserszenario [MBq/Abfallgebinde]
Am-241	4,32E+02	200

Eine Entfernung des Uran-Anteils könnte einen Wiederanstieg der effektiven Dosis zu einem Wert nahe der Dosis zum Zeitpunt der Einlagerung nach dem Ende der Überwachungsphase verhindern. Die gesamte Dosis verringert sich durch diese Maßnahme allerdings erst ab etwa 10 000 Jahren und auch nur um weniger als eine Größenordnung. Hier übersteigt der Aufwand allerdings den Nutzen.

5.3 Obergrenzen für Radionuklide des österreichischen Inventars aus den Szenarien „Freisetzung durch menschliche Tätigkeit“

Die im Folgenden dargestellten Obergrenzen für die Zuladung langlebiger Radionuklide in ein Oberflächen- oder oberflächennahes Lager, bei dem ein menschliches Eindringen wahrscheinlich ist, sind aus den Intrusionsszenarien die zusammenfassend als „Freisetzung durch menschliche Tätigkeit“ bezeichnet werden können, abgeleitet. Zur Berechnung der Radionuklidkonzentrationen wurde das österreichische Aktivitatsinventar im Jahr 2045 (siehe Tabelle 3) auf die gesamte Masse der eingelagerten Abfälle bezogen.

5.3.1 Radium 226 (stark migrierende Alpha-Emitter)

Tabelle 11: Obergrenzen für stark migrierende Alpha-Emitter aus den Szenarien „Freisetzung durch menschliche Tätigkeit“

Radionuklid	Halbwertszeit [Jahre]	Obergrenze aus „Freisetzung durch menschliche Tätigkeit“ [Bq/g]
Ra-226	1,60E+03	1,00E+02

5.3.2 Uran, Plutonium, Americium und Neptunium (schwach migrierende Alpha-emitter)

Tabelle 12: Obergrenzen für schwach migrierende Alpha-Emitter aus den Szenarien „Freisetzung durch menschliche Tätigkeit“

Radionuklid	Halbwertszeit [Jahre]	Obergrenze aus „Freisetzung durch menschliche Tätigkeit“ [Bq/g]
U-238	4,49E+09	2,00E+04
Np-237	2,14E+06	6,00E+03
Pu-239	2,41E+04	6,00E+03
Pu-240	6,54E+03	6,00E+03
Pu-241	1,44E+01	3,00E+05
Am-241	4,32E+02	9,00E+03

5.3.3 Langlebige Spalt- und und Aktivierungsprodukte

Tabelle 13: Obergrenzen für langlebige Spalt- und Aktivierungsprodukte aus den Szenarien „Freisetzung durch menschliche Tätigkeit“

Radionuklid	Halbwertszeit [Jahre]	Obergrenze aus „Freisetzung durch menschliche Tätigkeit“ [Bq/g]
C-14	5,73E+03	2,00E+09
Nb-94	2,03E+04	2,00E+03
Tc-99	2,13E+05	4,00E+08
I-129	1,57E+07	1,00E+05

5.3.4 Kurzlebige Radionuklide

Bei den kurzlebigen Radionukliden ist die zu erwartende Exposition neben anderen Faktoren insbesondere von der Zeit abhängig. Die Werte in Tabelle 14 wurden unter der Annahme abgeleitet, dass eine Freisetzung durch menschliche Tätigkeiten 300 Jahre nach der Einlagerung erfolgt.

Tabelle 14: Obergrenzen für kurzlebige Radionuklide aus den Szenarien „Freisetzung durch menschliche Tätigkeit“ (bei Eindringen nach 300 Jahren)

Radionuklid	Halbwertszeit [Jahre]	Obergrenze aus „Freisetzung durch menschliche Tätigkeit“ [Bq/g]
Sr-90	2,86E+01	3,00E+09
Cs-137	3,02E+01	4,00E+06

5.4 Vergleichende Zusammenstellung der Ergebnisse

Aus den verschiedenen in diesem Bericht betrachteten Szenarien ergeben sich unterschiedliche Obergrenzen für die Einlagerung langlebigen Radionuklide in ein Oberflächen- bzw. oberflächennahes Lager und sollen hier nochmals gegenübergestellt werden. Es ist anzumerken, dass sich aus dem Szenario „Freisetzung ins Grundwasser“ für das im Bericht „Inventar radioaktiver Abfälle in Österreich“[8] angegebenen Inventar im Jahr 2045 außer für Ra-226 und Am-241 keine erwartbaren signifikanten Expositionen ergeben. Lediglich die erwartbaren effektiven Dosen für Th-232 und Pu-239 liegen im Bereich von jeweils 2 µSv, für alle anderen langlebigen Alphastrahler liegen die erwartbaren effektiven Dosen im nSv Bereich und darunter. Die in Tabelle 15 für diese Radionuklide angegeben Obergrenzen wurden daher aus der im Bericht „Inventar radioaktiver Abfälle in Österreich“[8] prognostizierten Zahl von 17200 Gebinden im Jahr 2045 und einer Dichte für Beton von 2600 kg/cm³ mit dem für das Jahr 2045 prognostizierten Aktivitäten errechnet. Die so errechneten Werte sind kursiv angegeben. Für Ra-226 und Am-241 wurde die oben angegebene Obergrenze in Bq pro Gebinde unter der Annahme, dass es sich bei den Gebinden um 200 L Fässer mit einer Dichte von 2600 kg/m³ handelt, umgerechnet.

Tabelle 15: Gegenüberstellung der mit dem österreichischen Inventar 2045 errechneten Obergrenzen für langlebige Radionuklde aus den Szenarien „Freisetzung ins Grundwasser“ und „Freisetzung durch menschliche Tätigkeit“.

Radionuklid	**Obergrenze aus „Freisetzung ins Grundwasser“ [a] [Bq/g]**	**Obergrenze aus „Freisetzung durch menschliche Tätigkeit“ [Bq/g]**	**Empfohlene Obergrenze (gemittelt über das gesamte Lager) [Bq/g]**
U-238	*9,6E-01*	2,00E+04	1,0E+00
Np-237	*7,1E-03*	6,00E+03	1,0E+00
Pu-239	*4,2E+01*	6,00E+03	4,5E+01
Pu-240	*6,5E-01*	6,00E+03	4,5E+01
Pu-241	*4,5E-01*	3,00E+05	1,0E+00
Am-241	3,8E+02	9,00E+03	4,0E+02
Ra-226	2,00E+02	1,00E+02	1,0E+02
C-14	*8,5E+01*	2,00E+09	8,5E+01
Nb-94	*1,8E-02*	2,00E+03	1,0E+00
Tc-99	*1,7E-01*	4,00E+08	1,0E+00
I-129	*5,6E-03*	1,00E+05	1,0E+00
Sr-90	*1,0E+02*	3,00E+09	1,0E+02
Cs-137	*4,7E+02*	4,00E+06	5,0E+02

[a]) kursive Werte stellen eine Begrenzung durch das Inventar selbst dar

5.5 Unsicherheiten

Ergebnisse von Modellrechnungen sind stets mit Unsicherheiten behaftet. Ungewissheiten lassen sich zwar durch genauere Daten und Modelle reduzieren, jedoch niemals ausschließen. Aus diesem Grund werden z.B. statistische Methoden eingesetzt, um einen unverhaltnismassigen Aufwand bei der Bestimmung notwendiger Daten zu vermeiden. Die Frage, welche Daten (Modellparameter) wie genau zu bestimmen sind, kann mit Hilfe von Sensitivitatsanalysen beantwortet werden. Die Ergebnisse solcher Sensitivitatsanalysen für einen Standort oder ein Endlagerkonzept sind daher Grundlage für ein effizientes Vorgehen bei der Realisation eines Endlagerprojektes.

Generell sind die Annahmen, die für die Berechnung der Dosen in diesem Bericht getroffen wurden, mit Unsicherheiten verbunden. Soweit dies möglich war, wurden hier jedoch konservative (pessimistische) Annahmen getroffen, die im errechneten Ergebnis zu einer wesentlich höheren Dosis führen, als dies realistischerweise zu erwarten ist. So wurde vernachlässigt, dass im Boden bzw. Grundwasserleiter eine Sorption von Radionukliden auftritt. Ferner wurde konservativ angenommen, dass die Aufenthaltsdauer des kontaminierten Wassers im Grundwasserleiter verschwindend gering ist und keine Dispersion stattfindet. Realistische Aufenthaltsdauern der Wässer in österreichischen Grundwasserleitern liegen im Bereich von Tagen bis mehreren 100 Jahren, woraus eine hydrologische Anforderung an den Standort erwächst, die automatisch dosisreduzierend wirkt. Trotz der angesprochenen Unsicherheiten erlauben die Ergebnisse einen Vergleich zwischen der institutionellen Überwachungsperiode und der Zeit danach.

6 VERGLEICH DER IN DIESEM BERICHT ABGELEITETEN REFERENZWERTE MIT DERZEIT VERWENDETEN KRITERIEN

6.1 Österreichisches Inventar nach Gebinde

Die im Bericht abgleiteten empfohlene Begrenzungen für Radionuklide bzw. Klassifizierungswerte für Aktivitätskonzentration für diese Nuklide sollen im Folgenden mit dem österreichischem Abfallinventar (Status 31.12.2023) verglichen werden.

In Kapitel 5.3 werden Begrenzungen (in MBq/Gebinde) für zwei Nuklide genannt: Für Ra-226 wären dies 10 MBq/Gebinde für Am-241 200 MBq/Gebinde. Tabelle 16 zeigt wie viele Gebinde, nach derzeitigem Wissenstand, diese Grenze überschreiten.

Tabelle 16: Gebinde die die Obergrenze für Ameritium und Radium überschreiten

Radionuklid	Empfohlene Obergrenze [MBq/Gebinde]	Gebinde über der empfohlene Obergrenze [Anzahl]
Ra-226	10	547
Am-241	200	203

Da 44 Gebinde beide Kriterien erfüllen, ist die Summe der Gebinde, die mindestens eines der beiden Kriterien erfüllt: 706. Das bedeutet, dass ca. 6% der Gebinde eine höhere Aktivität haben als die den Überlegungen zugrundeliegenden Randbedingungen (bzw. Worst Case Annahmen).

In den Kapiteln 5.3 werden aber auch Obergrenzen aus den Intrusionsszenarien für Aktivitätskonzentrationen von Nukliden angegeben, die ebenfalls mit dem österreichischen

Inventar verglichen werden sollten. Die Ergebnisse dieses Vergleichs sind in Tabelle 17 dargestellt.

Tabelle 17: Anzahl der Gebinde mit einer Aktivitätskonzentration über der jeweiligen Obergrenze aus den Szenarien „Freisetzung durch menschliche Tätigkeiten“

Radionuklid	**Gebinde über Obergrenze aus den Szenarien „Freisetzung durch menschliche Tätigkeiten“ [Anzahl]**
U-238	0
Np-237	0
Pu-239	78
Pu-240	0
Pu-241	0
Am-241	73
Ra-226	314
C-14	0
Nb-94	0
Tc-99	0
I-129	0
Sr-90	0
Cs-137	3
Insgesamt betroffene Gebinde	**434**

In Summe sind damit 434 Gebinde, wobei auch hier manche Gebinde die Obergrenzen mehrerer verschiedener Radionuklide überschreiten, sodass die Anzahl der ingesamt

betroffenen Gebinde ungleich der Summe, der von einem Einzel-Kritierum betroffenen Gebinde, ist.

Das bedeutet, dass nur ca. 3% aller Gebinde die, aufgrund der in dem Bericht dargelegten Randbedingungen, Obergrenzen für Aktivitätskonzentrationen überschreiten.

Es zeigt sich weiters, dass es hauptsächlich die langlebigen Alpha-Strahler sind, die über den hier abgeleiteten Obergrenzen liegen. In Summe ergibt sich ein Anteil von Gebinden von 3%, der ähnlich dem Anteil von ca. 3% ist, der die Fässer betrifft, die derzeit als Fässer mit langlebigen Alpha-emittierenden Strahlern definiert wurde (siehe Bericht „Inventar radioaktiver Abfälle in Österreich“[8]).

Bei den Gebinden, die den hier abgeleitete Obergrenze für Am-241 überschreiten, handelt es sich zumeist um Fässer mit Quellen aus Rauchmeldern, aber z.B. auch um manche Aschefässer. Bei den Gebinden, die en Wert für Ra-226 überschreiten, handelt es sich zumeist auf Fässern aus der Dekommissionierung bzw. Dekontamination sowie um Fässer mit Radium-Quellen. Bei den Gebinden, die den Wert für Pu-239 überschreiten, handelt es sich zumeist um Sekundärabfälle den Laboratorien der internationalen Atomenergieorganisation. Von den 3 Gebinden die den aus den Szenarien „Freisetzung durch menschliche Tätigkeit“ abgeleiteten Wert für Cs-137 überschreiten, handelt es sich bei zwei um Quellenfässer mit Cs-137 Quellen und um ein 400-Liter Fass mit Abfällen aus Forschungstätigkeiten am ehemaligen Forschungsreaktor in Seibersdorf (aus dem Jahr 1984).

Viele der genannten Gebinde werden noch im Re- und Nachkonditionierungsprojekt der NES (siehe Kapitel 3.2 im Bericht „Inventar radioaktiver Abfälle in Österreich“[8]) bearbeitet werden, was ihre Zahl weiter reduzieren wird. Auch werden in dem Projekt viele Aktivitätsangaben überprüft (wodurch sich manche Worst Case Annahmen zu dem Aktivitätsinventar mancher Gebinde relativieren werden). Es zeigt sich aber jedenfalls, dass es einerseits gerade die langlebigen, Alpha-emittierenden Nuklide sind, die für eine Entsorgung an der Oberfläche eine Herausforderung darstellen und andererseits es Strahlenquellen sind die aufgrund dessen, dass sie eine geringe Masse haben und daher die Aktivität in einer kleinen Menge sehr konzentriert sind, ebenfalls eine Herausforderung darstellen.

6.2 Operative Systeme zur Einstufung und Klassifizierung radioaktiver Abfälle

6.2.1 Belgien

Das belgische Klassifizierungsschema (Tabelle 18) basiert auf früheren Empfehlungen der IAEA und besteht aus drei Kategorien, in denen die radioaktiven Abfälle nach ihrer Aktivität und Halbwertzeit eingeteilt sind. Sehr kurzlebige und sehr schwach radioaktive Abfälle sind in Belgien nicht definiert. Radioaktive Abfälle können als unkonditioniert und konditioniert eingestuft werden. Die Einstufung unkonditionierter Abfälle hängt vom physikalischen Zustand des Abfalls, der Strahlungsart, der Aktivitätskonzentration und der anzuwendenden Behandlung ab.

Tabelle 18: Belgisches Klassifizierungssystem radioaktiver Abfälle

Nationales System	IAEA GSG-1	Beschreibung
Category A	LLW, low level waste	Kurzlebiger schwach und mittelradioaktiver konditionierter Abfall, der auch eine limitierte Menge langlebiger Radionuklide beinhalten kann. Dieser enthält kleine Mengen an Beta und Gammaemittern, mit einer Halbwertszeit kleiner als 30 Jahre und sehr geringe Mengen langlebiger Emitter und benötigt daher eine Endlagerung in einer oberflächen(nahen) Anlage.
Category B	ILW, intermediate level waste	Langlebiger schwach und mittelradioaktiver konditionierter Abfall, der hauptsächlich Alphaemitter mit einer Halbwertszeit größer als 30 Jahren sowie in manchen Fällen auch mittlere Mengen an Beta und Gammaemitter. Seine thermische Leistung ist zum Zeitpunkt der Konditionierung potenziell signifikant, aber gibt nach der Zwischenlagerung zu wenig Wärme ab um als Category C eingestuft zu werden.
Category C	HLW, high level waste	Hochradioaktiver konditionierter Abfall

Für radiumhaltige Stoffe, mit Aktivitätswerten, ab denen diese Stoffe als radioaktiver Abfall eingestuft werden müssen, wird eine anhand einer noch auszuarbeitenden nationalen Vorgabe weitere Abfallkategorie eingeführt werden, die in das Klassifizierungsschema integriert wird.

Category A radioaktive Abfälle werden zukünftig im Oberflächenlager in Dessel eingelagert, wo Einschluss und Isolierung ausschließlich auf den technischen Barrieren beruht. Vorgesehen ist außerdem ein Überwachungszeitraum von 250 Jahre nach Verschluss. Der Abfall wird in mit Mörtel verfüllten Monolithen eingeschlossen, die anschließend in sogenannten „Modulen" platziert werden, die auf der Erdoberfläche errichtet werden.

Das radiologische Inventar weist eine Alpha-Aktivität von ~ 10^{12} Bq und eine Beta/Gamma-Aktivität von 2*10^{15} Bq aus. Nach rund 350 Jahren wird die Aktivität dominiert durch langlebige Radionuklide mit ~ 10^{12} Bq Alpha-Aktivität und ~10^{15} Bq Beta/Gamma-Aktivität. Mit einem Volumen von ~ 50 000 m³ und einer Dichte des Abfalls von 2000 kg/m^3 ergibt das eine durchschnittliche Aktivitäskonzentration der langlebigen Radionuklide von:

- ~10 Bq/g für langlebige Alpha-Aktivität
- ~1 kBq/g for langlebige Beta/Gamma-Aktivität

Die durchschnittliche Konzentration langlebiger Alpha-Aktivität in Abfällen der Kategorie A beträgt ~10 Bq/g und liegt damit deutlich unter dem international üblichen Wert von 400 Bq/g.

Die Beschränkungen für Radionuklidaktivitäten in Abfällen, Monolithen, Modulen und Modulgruppen sind so beschaffen, dass die radiologischen Auswirkungen im Falle eines unbeabsichtigten Kontakts der radioaktiven Abfälle mit Menschen und der Umgebung auch nach dem Ende der Phase der institutionellen Kontrollphase akzeptabel sind.

In jedem Monolith, der Gebinde mit konditioniertem Abfall enthält, sowie einem Monolith, der direkt eingebrachten rohen und/oder aufbereiteten radioaktiven Abfall enthält, darf die Aktivitätskonzentration jedes der kritischen Radionuklide nur kleiner oder gleich den in Tabelle 19 angegebenen Konzentrationslimits (CLI) sein.

Tabelle 19: Monolith Konzentrationslimit Dessel

Radionuklid	CLI [Bq/m³]	Radionuklid	CLI [Bq/m³]
Ag-108m	1E+08	Np-237	1E+08
Am-241	2E+09	Pu-238	1E+09
Am-243	1E+08	Pu-239	5E+08
C-14	1E+11	Pu-240	1E+09
Ca-41	1E+09	Pu-241	8E+10
Cl-36	1E+08	Se-79	1E+09
Cm-244	1E+09	Sn-126	1E+08
Cs-135	1E+08	Sr-90	1E+11
Cs-137	1E+12	Tc-99	1E+10
I-129	1E+08	U-234	1E+09
Mo-93	1E+08	U-235	1E+07
Nb-94	7E+08	U-236	1E+08
Ni-59	1E+11	U-238	1E+08
Ni-63	1E+13	Zr-93	1E+09

Zusätzlich darf die Summe der Massenaktivitätskonzentrationen von Ra-226 und Th-232 1000 Bq/kg nicht überschreiten.

Für jedes kritische Radionuklid liegt die maximale Aktivität aller entsorgten Abfälle zusammen unter dem Entsorgungslimit dieses kritischen Radionuklids. Diese Entsorgungsgrenzen sind in Tabelle 20 gelistet.

Tabelle 20: Entsorgungslimit radioaktive Abfälle gesamt

Radionuklid	Entsorgungslimit [Bq]	Radionuklid	Entsorgungslimit [Bq]
Ag-108m	7E+10	Np-237	3E+09
Am-241	2E+12	Pu-238	1E+12
Am-243	5E+10	Pu-239	3E+11
C-14	2E+13	Pu-240	3E+11
Ca-41	7E+12	Pu-241	3E+13
Cl-36	6E+10	Se-79	3E+09
Cm-244	6E+11	Sn-126	4E+09
Cs-135	1E+09	Sr-90	1E+13
Cs-137	2E+14	Tc-99	2E+11
I-129	4E+09	U-234	2E+11
Mo-93	6E+10	U-235	1E+10
Nb-94	1E+12	U-236	2E+11
Ni-59	2E+13	U-238	7E+10
Ni-63	2E+15	Zr-93	5E+09

In den Sicherheitsbewertungen werden die phänomenologisch erwartete(n) Entwicklung(en) des Endlagers und die Ungewissheiten innerhalb der erwarteten Entwicklung(en) für mehrere tausend Jahre in dem „Erwartete Entwicklungsszenario“ (EES) dargestellt. Anschließend wird das „Referenzszenario“ (RS) definiert, das das EES und dessen Ungewissheiten in Bezug auf die maximalen radiologischen Auswirkungen über die relevanten Zeiträume umfasst. Dieses Szenario wird bei der Sicherheitsbewertung verwendet, um nachzuweisen, dass die Auswirkungen unter dem Dosiswert von 0,1 mSv/Jahr bleibt. Das bedeutet also, dass die Strahlenexposition der kritischen Person im Rahmen des Referenzszenarios 0,1 mSv/Jahr nicht überschreiten darf.

Zusätzlich darf kein Monolith eine Überschreitung der effektiven Dosis von 3 mSv durch das Szenario des unbeabsichtigten menschlichen Eindringens (inadvertant human intrusion) verursachen. Category B & C Abfälle sollen in einem geologischen Tiefenlager zur Endlagerung verbracht werden. [52,53,54,55]

6.2.2 Frankreich

Das französische Klassifizierungssystem basiert auf die zwei Parameter Aktivität und Halbwertszeit anhand welcher radioaktiven Abfälle unterteilt werden in sehr kurzlebige mit einer Halbwertszeit von weniger als 100 Tagen, kurzlebige, bei denen die Radioaktivität überwiegend von Radionukliden mit einer Halbwertszeit kleiner oder gleich 31 Jahren stammen und langlebige radioaktive Abfälle, die eine große Menge an Radionukliden mit einer Halbwertszeit von mehr als 31 Jahren enthalten. Insgesamt sind folgende Abfallkategorien definiert:

Tabelle 21: Französisches Klassifizierungssystem radioaktiver Abfälle

Nationales System	Beschreibung
Very-short-lived waste	Werden am Einsatzort gelagert, bevor sie entsprechend ihren physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften konventionell entsorgt werden.
VLLW	Ensteht hauptsächlich durch die Dekommissionierung nuklearer Anlagen. Die Aktivität dieser Abfälle liegt im Allgemeinen unter 100 Bq/g.
Short-lived LILW	Die Aktivität liegt zwischen einigen hundert Bq/g und einer Million Bq/g und stammen hauptsächlich aus dem Betrieb, Instandhaltungsmaßnahmen und Stilllegung von

[52] European Commission: BGE Technology GmbH, Directorate-General for Energy and IDOM Consulting Engineering Architecture SAU, *Study on radioactive waste classification schemes in the European Union – Final report*, Publications Office of the European Union, 2023, https://data.europa.eu/doi/10.2833/987498

[53] ONDRAF/NIRAS Belgian Agency for Radioactive Waste and Enriched Fissile Materials, General Data required under Article 37 of the Euratom Treaty, Repository for the surface disposal of radioactive waste in Dessel, Belgium, 2019

[54] Federaal Agentschap voor Nucleaire Controle (FANC), Eighth meeting of the Contracting Parties to the Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management, NATIONAL REPORT OF BELGIUM, 2024

[55] Federaal Agentschap voor Nucleaire Controle (FANC), Verslag aan de Wetenschappelijke Raad voor Ioniserende Stralingen tot het bekomen van een gemotiveerd voorlopig advies betreffende de vergunningsaanvraag voor een Oppervlaktebergingsinrichting van categorie A-afval in Dessel, 2023

	Kernkraftwerken, Brennstoffkreislauf, Forschungszentren und in geringeren Maße aus der medizinischen Forschung.
Long- lived Low-level waste (LLW)	Ihre Aktivität liegt zwischen 10.000 und 100.000 Bq/g. Graphitabfälle, die hauptsächlich langlebige Betastrahler enthalten wie z. B. Cl-36 mit Aktivitäten von zehntausend bis hunderttausend Bq/g. Radiumhaltige Abfälle, die größtenteils aus Aktivitäten außerhalb von Kernkraftwerken stammen (z. B. der Verarbeitung von Erzen, die Seltene Erden enthalten), enthalten hauptsächlich langlebige Alphastrahlen mit einer Aktivität zwischen einigen zehn und mehreren tausend Bq/g.
Intermediate-level long-lived waste	Die Aktivität dieser Abfälle liegt zwischen einer Million und 1 Milliarde Bq/g. Sie stammen hauptsächlich aus abgebrannten Brennelementen nach der Wiederaufarbeitung. Es erfolgt keine oder nur eine vernachlässigbare Wärmefreisetzung.
High-level-waste	Besteht hauptsächlich aus verglasten Abfallgebinden aus abgebrannten Brennelementen nach der Wiederaufarbeitung. Die Aktivität dieser Abfälle beträgt mehrere Milliarden Bq/g. Aufgrund ihrer hohen Aktivität geben diese Abfälle Wärme ab.

Das französische Endlager für kurzlebige schwach- und mittelradioaktive Abfälle Centre stockage de l'Aube (CSA) ist seit 1992 in Betrieb. Die endgültige Betriebsgenehmigung wurde 1999 gemäß der neuen Lizenzierungsanforderung erteilt, die in vier Anforderungsgruppen unterteilt sind. Der erste Teil beschreibt die Entsorgung der radioaktiven Abfälle und legt die physikalischen und chemischen Eigenschaften der Abfallformen fest sowie die gesamte radiologische Kapazität des Endlagers, die verschiedenen Radionukliden zugeordnet wird, sowie die jeweilige maximale Aktivität des Radionuklide pro Gewichtseinheit der Gebinde und des Gewölbes nach dem Verschluss, siehe Tabelle 22. Es handelt sich um eine Anlage an der Oberfläche mit technischen Barrieren. Die institutionelle Kontrolle ist auf maximal 300 Jahre begrenzt. Die Abfälle stammen aus Medizin, Forschung sowie von Wartungsarbeiten und dem Betrieb kerntechnischer Anlagen und enthalten kurzlebige Radionuklide und können auch streng begrenzte Mengen langlebiger Radionuklide enthalten.

Andere Grenzen wurden durch die technischen Spezifikationen des CSA gesetzt. Insbesondere wurde in den 1999 überarbeiteten technischen Spezifikationen, die nun in die allgemeinen Betriebsvorschriften aufgenommen wurden, eine radiologische Kapazität für Chlor-36, Niob-94, Technetium-99, Silber-108m und Jod-129 festgelegt.

Tabelle 22: CSA radiologische Kapazität

Radionuklid	Radiologische Kapazitäten in TBq festgelegt 1999
H-3	4,00E+03
C-14	8,15E+02
Cl-36	4,00E-01
Ca-41	1,25E-01
Co-60	4,00E+05
Ni-59	4,00E+03
Ni-63	4,00E+04
Se-79	3,72E-02
Sr-90	4,00E+04
Zr-93	4,00E+02
Nb-94	2,01E+01
Mo-93	1,02E+00
Tc-99	1,23E+01
Pd-107	3,00E+03
Ag-108m	2,49E+01
I-129	3,03E-01
Cs-135	6,00E+01
Cs-137	2,00E+05
Sm-151	1,00E+04
Pu-241	Nicht definiert
Alphastrahler gesamt	7,5E+02 (Annahme nach 300 Jahren)

Die Chlor-36-Kapazität wurde von der ASN nach Prüfung der langfristigen Sicherheitsbedingungen des Endlagers festgelegt, um die Annahme einiger Graphitabfälle mit Strahlenschutzproblemen an ihrem Lagerort zu ermöglichen. Folglich ist die spezifische Aktivität von Chlor-36 in den für das Endlager akzeptablen Abfällen sehr gering (5 Bq/g) und wird genau überwacht. Limit pro Abfallgebinde für Nb-94 ist 120 Bq/g und für I-129 1400 Bq/g).

Neben den Gefahren im Zusammenhang mit Radioaktivität wurden auch die Gefahren im Zusammenhang mit bestimmten toxischen Chemikalien berücksichtigt (Pb, Ni, Cr VI, Cr III, As, Cd, Hg, Be, U, B, Sb), wobei zwischen den beiden Arten der Exposition des Menschen (Ingestion und Inhalation) unterschieden wurde.

Die Kriterien für die Annahme von Abfallgebinden werden anhand von Betriebs- und Langzeitsicherheitsstudien festgelegt. Diese Annahmekriterien sind:

1 Physische Immobilisierung der Abfälle
2 Verhinderung oder Verzögerung der Radionuklidmigration während dem Zeitraum der institutionellen Kontrolle
3 Begrenzung der spezifischen Aktivität der in den Abfällen enthaltenen Radionuklide

ANDRA (Agence nationale pour la gestion des déchets radioactifs) hat als Betreiber ein Abfallannahmeverfahren entwickelt, um sicherzustellen, dass die Erzeuger die Abfallannahmekriterien und technischen Spezifikationen einhalten. Dabei muss der Abfallerzeuger eine Reihe von standardisierten Tests durchführen, die bestätigen, dass das vorgeschlagene Abfallbehandlungsverfahren, die Abfallannahmekriterien und technischen Spezifikationen erfüllt sind. Die Ergebnisse werden ANDRA zur Überprüfung und technischen Bewertung vorgelegt.

Es wurden Szenarien abgeleitet, die normale und nicht-normale Entwicklung (z. B. menschliches Eindringen – human intrusion) umfassen. Sie berücksichtigen den Wassertransfer und den Lufttransfer (Wiederverwendung von Materialien der Deponie) und bewerten die Auswirkungen auf kritische Gruppen. Für die Allgemeinbevölkerung

wurde der Dosisgrenzwert auf 0,25 mSv pro Jahr festgelegt basierend auf einem normalen Evolutionsszenario. [52,56] [57,58,59,60,61]

6.2.3 Slowenien

Die slowenische Klassifizierung der radioaktiven Abfälle wird einerseits nach Aggregatzustand als fest, flüssig oder gasförmig und andererseits nach Höhe und Art der Radioaktivität eingeteilt. Daraus ergeben sich folgende Kategorien:

Tabelle 23: Slowenische Klassifizierung radioaktiver Abfälle

Nationales System	Beschreibung
Very-short-lived waste	Abfälle, deren Aktivität während der Lagerung innerhalb von weniger als fünf Jahren unter den Freigabewert fällt.
VLLW	Abfälle, für die die zuständige Behörde eine bedingte Freigabe erteilen kann.
Short-lived LILW	Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung. Kurzlebige LILW mit einer Halbwertszeit von weniger als 30 Jahren und einer spezifischen Aktivität von Alphastrahlern maximal 4000 Bq/g pro Gebinde, aber im Durchschnitt nicht mehr als 400 Bq/g für die Gesamtmenge in LILW.

[56] Soulet, S. and Griffault L., The Safety Case of Andra's low- and intermediate-level, short-lived radioactive waste disposal facility in the Aube district (CSA) [Presentation], IAEA, 2016,

[57] Bouchet, C.; Cédon, G.; Félix, B.; Langlois, G.; THE EVOLUTION IN THE LL AND IL RADIOACTIVE WASTE MANAGEMENT IN FRANCE AND ITS IMPACT IN THE ANDRA'S ACCEPTANCE CRITERIA AT THE CENTRE DE L'AUBE DISPOSAL FACILITY, WM'00 Conference, 2000 https://archivedproceedings.econference.io/wmsym/2000/pdf/22/22-1.pdf

[58] L'Autorité de sûreté nucléaire et de radioprotection (ASNR), Joint Convention on the safety of the management of spent fuel and on the safety of the management of radioactive waste, Questions asked to France and Answers [Presentation], https://www.french-nuclear-safety.fr/Media/Files/3rd-national-report-Questions-answers

[59] L'Autorité de sûreté nucléaire et de radioprotection (ASNR), FRANCE'S SEVENTH NATIONAL REPORT ON COMPLIANCE WITH THE JOINT CONVENTIONWITH THE JOINT CONVENTION, Joint Convention on the safety of the management of spent fuel and on the safety of the management of radioactive waste, 2020, https://www.iaea.org/sites/default/files/france_national_report_7rm.pdf

[60] Errera, J.; Tison, J.L. ACCEPTANCE AND TRACKING OF WASTE PACKAGES FROM NUCLEAR POWER PLANTS AT THE CENTRE DE L'AUBE, International symposium on technologies for the management of radioactive waste from nuclear power plants and back end nuclear fuel cycle activities, 2001, https://inis.iaea.org/records/t34qs-1rh72

[61] Bergström, U.; Pers, K.; Almén, Y. International perspective on repositories for low level waste, SKB R-11-16, 2011

Long-lived LILW	Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung und deren spezifische Aktivität der Alphastrahler die Limit für kurzlebige LILW überschreitet.
HLW	Abfälle, die Radionuklide enthalten, deren Zerfall eine solche Wärmemenge erzeugt, dass dies bei der Endlagerung berücksichtigt werden muss.
Radioactive waste containing naturally occurring radionuclides	Radionuklide, die bei der Verarbeitung von Kernmineralien oder anderen industriellen Prozessen entstehen und keine umschlossene Strahlungsquelle sind.

Der Standort Vrbina/Krško wurde 2009 zusammen mit dem „Konzept der technischen und natürlichen oberflächennahen Entsorgung mit mehreren Barrieren“ genehmigt und ist eine Kombination aus einer oberflächen und geologischen Anlage. Das Konzept sieht die Entsorgung von schwach- und mittelradioaktiven Abfällen in Lagereinheiten bzw. Silos unterhalb des Grundwasserspiegels vor. Gemäß den Empfehlungen der IAEA wurde das Endlager als oberflächennahe Anlage anerkannt. Die geplante Zeitdauer der institutionellen Kontrolle beträgt 300 Jahre (nach Schließung). Alle Abfälle, die die Abfallannahmebedingungen erfüllen, werden in Betonbehälter gefüllt und mit Zement abgedichtet. Der Silo wird von der Oberfläche aus ausgehoben. Der Hohlraum zwischen den Behältern und dem Silo wird mit Beton verfüllt. Sobald der Silo gefüllt ist, wird er mit einer Betonplatte abgedeckt und in einer Tiefe von 55 bis 15 m platziert. Mit dem Bau der Lagereinheit wurde im Herbst 2024 begonnen.[62] Eine Endlagereinheit wird ausreichen, um den slowenischen Anteil der Abfälle zu entsorgen.

Um ein für den potenziellen Standort geeignetes Konzept zu entwickeln, wurde bereits in der Standortphase eine Sicherheitsbewertung durchgeführt. Die folgenden Szenarien für die Sicherheit nach der Schließung wurden analysiert: ein nominales Szenario mit einer Familie, die in der Nähe wohnt, Wasser aus einem Brunnen trinkt und alles aus dem Bereich eines Endlagers isst, ein frühzeitiges Versagen technischer Barrieren, Flussmäander und Oberflächenerosion, Änderungen der hydrologischen Bedingungen und unbeabsichtigtes Eindringen des Menschen. Ein weiterer Zweck von Sicherheitsbewertungen besteht darin, Input für die Entwicklung von WAC zu liefern.

Die berücksichtigten Dosisgrenzwerte betragen:

- 20 mSv/Jahr für beruflich strahlenexponierte Personen,

[62] https://arao.si/en/arao-v-okviru-izgradnje-odlagalisca-nizko-in-srednjeradioaktivnih-odpadkov-nsrao-pricel-z-gradnjo-jedrskega-objekta/

– 1 mSv/Jahr für Einzelpersonen der Bevölkerung

Die radiologischen Abfallannahmekriterien zur Entsorgung schwach- und mittelradioaktiver Abfälle in Vrbina in Slowenien in der Phase der Erlangung der Baubewilligung lauten unter anderem:

Tabelle 24: WAC zur Entsorgung in Slowenien in der Phase des Erlangens der Baubewilligung

<table>
<tr><th>Annahmekriterium</th><th>Anmerkung</th></tr>
<tr><td>R.6 Aktivität einzelner β/γ-Strahler aus der Liste kritischer Radionuklide in radioaktiven Abfallgebinden</td><td>Limits für die Aktivität jedes β/γ-Strahlers aus der Liste der kritischen Radionuklide Lim A_i (Beta/Gamma):
<table>
<tr><td>C-14</td><td>5.6E+12 Bq</td></tr>
<tr><td>Cl-36</td><td>4.2E+07 Bq</td></tr>
<tr><td>Ca-41</td><td>6.2E+11 Bq</td></tr>
<tr><td>Co-58</td><td>8.0E+11 Bq</td></tr>
<tr><td>Co-60</td><td>1.1E+11 Bq</td></tr>
<tr><td>Se-79</td><td>4.3E+08 Bq</td></tr>
<tr><td>Nb-94</td><td>6.9E+10 Bq</td></tr>
<tr><td>Tc-99</td><td>9.7E+10 Bq</td></tr>
<tr><td>Ag-108m</td><td>4.1E+09 Bq</td></tr>
<tr><td>I-129</td><td>3.2E+08 Bq</td></tr>
<tr><td>Cs-137</td><td>1.9E+12 Bq</td></tr>
</table>
Ein Gebinde mit radioaktiven Abfällen, das mehr als eines der oben genannten kritischen Radionuklide enthält, muss außerdem folgende Bedingung erfüllen: $\Sigma(A_i/Lim\ A_i) \leq 1$. (Quotientenregel) Dabei gilt:
A_i – Aktivität eines einzelnen Radionuklids
$Lim\ A_i$ – Limit für die Aktivität des jeweiligen Radionuklids</td></tr>
<tr><td>R.7 Aktivität einzelner β/γ-Strahler im Entsorgungsgebinde</td><td>R.7.1 Limits für die geschätzte durchschnittliche spezifische Aktivität von β/γ-Strahlern – ADR-Limit für LSA-Stoffe:
Das Limit für radioaktive Abfälle (ausgenommen aktivierte Metalle) beträgt
$Asp_{aver.} \leq 10^{-4} A_2/g$ (LSA-II); und
Das Limit für aktivierte Metalle beträgt $Asp(m)_{ver.} \leq 10^{-4} A_2/g$ (LSA-III).
R.7.2 Limit für die Gesamtaktivität jedes Beta-/Gammastrahlers aus der Liste der kritischen Radionuklide:
$Lim\ A_i$ (Beta/Gamma):</td></tr>
</table>

Radionuklid	Verpackte und unverpackte Abfälle[63] aus allen Abfallströmen [Bq]	Unverpackte metallische Abfälle aus der Stilllegung von Kernkraftwerken [Bq]
C-14	5.6E+12	5.6E+12
Cl-36	2.5E+10	2.5E+10
Ca-41	6.2E+11	6.2E+11
Co-58	1.0E+12	1.6E+13
Co-60	1.9E+11	2.6E+12
Se-79	4.3E+08	4.3E+08
Nb-94	3.0E+11	3.0E+11
Tc-99	9.7E+10	9.7E+10
Ag-108m	3.7E+12	3.7E+12
I-129	3.2E+08	3.2E+08
Cs-137	2.0E+12	2.0E+12

Ein Endlagergebinde, das mehr als eines der oben genannten kritischen Radionuklide enthält, muss außerdem folgende Bedingung erfüllen: ($A_i/Lim\ A_i$)≤1. (Quotientenregel)
Dabei gilt:
A_i – Aktivität eines einzelnen Radionuklids
$Lim\ A_i$ – Limit für die Aktivität des jeweiligen Radionuklids

R.8 Aktivität der Radionuklide im Endlager

Die Limits für die Aktivität einzelner β/γ (Bq) betragen:

Radionuklid[64]	Aktivität
Ag-108m	3.70E+13
C-14	9.83E+13
Ca-41	6.21E+12
Cl-36	2.54E+11

[63] Ausgenommen unverpackte metallische Abfälle aus der Stilllegung von Kernkraftwerken.
[64] Aufgeführt werden nur Beta-/Gammastrahler, die 300 Jahre nach Schließung des Endlagers die jeweiligen Freigrenzen überschreiten.

	Cs-135	2.49E+10
	Cs-137	7.29E+15
	I-129	3.24E+09
	Nb-94	3.57E+15
	Ni-59	4.62E+14
	Ni-63	6.59E+16
	Se-79	4.32E+09
	Sr-90	1.83E+16
	Tc-99	1.20E+12
	Der Gehalt an Alphastrahlern mit einer Halbwertszeit von mehr als 30 Jahren und an im geschätzten Inventar vorhandenen Stoffen, die eine Aktivität von Alphastrahlern mit einer Halbwertszeit von mehr als 30 Jahren hervorrufen, darf 400 Bq/g, gemittelt über die Gesamtabfallmenge in jedem Endlager und jedem Lager, nicht überschreiten. Die Gesamtaktivität, der im Endlager entsorgten radioaktiven Abfälle darf 3,46E17 Bq nicht überschreiten.	
R.9 Die Dosisleistung aus Endlagerbehältern	Die Begrenzung der Dosisleistung eines Endlagerbehälters beträgt: 1) Oberflächendosisleistung ≤ 2 mSv/h 2) Dosisleistung in 2 m Entfernung von jeder Außenfläche des Behälters ≤ 0,1 mSv/h	

Neben weiteren radiologischen Annahmebedingungen wurden noch chemische, thermische, biologische und physische Bedingungen angeführt sowie Eigenschaften zur Identifizierung und Verpackung. [52,65,66, 67, 68]

[65]Viršek, S.; Špiler, J.; Žagar T., SAFETY CASE FOR SLOVENIAN LILW NEAR-SURFACE REPOSITORY, International Conference on the Safety of Radioactive waste Management, Vienna, 2016

[66]Mechora, Š.; Viršek, S. Low and Intermediate Level Waste (LILW) Repository in Slovenia, Conference Proceedings of the 28th International Conference Nuclear Energy for New Europe NENE, Slovenia 2019

[67]Agency for Radwaste Management(ARAO) and Fund for financing the decommissioning of the Krško NPP, Third Revision of the Krško NPP Radioactive Waste and Spent Fuel Disposal Program, 2019

[68]DECREE ON DOSE LIMITS, REFERENCE LEVELS AND RADIOACTIVE CONTAMINATION, (UV2), UNOFFICIAL TRANSLATION, *Prepared by the Slovenian Nuclear Safety Administration in December 2018, https://www.gov.si/en/state-authorities/bodies-within-ministries/slovenian-nuclear-safety-administration/about-the-administration/sektor-za-upravljanje-in-kibernetsko-varnost/*

6.2.4 Spanien

In Spanien werden radioaktive Abfälle entsprechend der für ein bestimmtes Volumen zugelassenen Entsorgungseinrichtungen, dem radiologischen Inventar und den spezifischen Aktivitätskonzentrationslimits je nach Art der vorhandenen Radionuklide klassifiziert (Tabelle 25).

Tabelle 25: Spanische Klassifizierung der radioaktiven Abfälle

Nationales System	IAEA GSG-1	Beschreibung
RBBA, very low level waste, VLLW	VLLW, very low level waste	Ist eine Untergruppe von LILW mit spezifischen Aktivitäten zwischen 1 und 100 Bq/g.
RBMA, Low and Intermediate Level waste, LILW	LLW, low level waste	Beinhaltet radioaktive Abfälle, die hauptsächlich auf das Vorhandensein von Beta- oder Gammastrahlen emittierenden Radionukliden zurückzuführen sind mit kurzen oder mittleren Halbwertszeiten (weniger als 30 Jahre) und einem sehr geringen bzw. begrenzten Gehalt an langlebigen Radionukliden.
RE, special waste, SW	ILW, intermediate level waste	Umfasst zum Beispiel Neutronenquellen oder Komponenten des Reaktorbehälters, die aufgrund ihrer radiologischen Eigenschaften nicht in El Cabril entsorgt werden können.
RAA, high level waste, HLW	HLW, high level waste	Abfälle, die langlebige Alpha-Radionuklide mit Halbwertszeiten von über 30 Jahren in nennenswerten Konzentrationen enthalten und die aufgrund ihrer hohen spezifischen Aktivität durch radioaktiven Zerfall Wärme erzeugen.

Die Unterscheidung zwischen kurzlebigen und langlebigen LILW erfolgt in Abhängigkeit von der Möglichkeit, dass ein bestimmter LILW die Annahmekriterien für die Endlagerung in der Anlage El Cabril erfüllt. In diesem Fall entspricht der Abfall der Kategorie der kurzlebigen LILW.

Der sehr schwach (VLLW) und schwach- und mittelradioaktiver (LILW) Abfall wird in getrennten Bereichen in der oberfächennahen Entsorgungsanlage El Cabril in Cordoba entsorgt. Eine institutionelle Kontrolle ist für 300 Jahre vorgesehen. Darüber hinaus verfügt die Anlage über die Kapazität, institutionelle Abfälle zu behandeln, zu konditionieren und die Abfallfässer vor der Entsorgung in Betoncontainer zu rekonditionieren. El Cabril erhielt im Oktober 1992 seine Betriebsgenehmigung zusammen mit der Genehmigung des Safety Case.

ENRESA (Empresa Nacional de Residuos Radiactivos S.A.) hat Abfallannahmekriterien (WAC) sowie Verfahren zur Charakterisierung, Annahme und Verifizierung festgelegt. Es gibt zwei Stufen mit unterschiedlichen Annahmekriterien, die im Wesentlichen von den Massenaktivitätslimits und den Kriterien für die Aktivitätsverteilung abhängen.

Tabelle 26: Aktivitätslimits für Level 1 und Level 2 Abfallcontainer

Radionuklid	Level 1 (Bq/g)	Level 2 (Bq/g)
H-3	7,40 E+03	1,00 E+06
C-14	3,70 E+03	2,00 E+05
Ni-63	3,70 E+03	1,20 E+07
Co-60	3,70 E+03	5,00 E+07
Sr-90	3,70 E+03	9,10 E+04
Cs-137	3,70 E+03	3,30 E+05
Total Alpha (nach 300 Jahren)	1,85 E+02	3,70 E+03

Zu den für die WAC berücksichtigten Parametern zählen beispielsweise Auslaugungsraten, mechanische Festigkeit, Temperaturen und der maximale Aktivitätsgehalt. Darüber hinaus

müssen die Gebinde der Stufe 2 ihre Beständigkeit gegenüber Auslaugung und thermischen Zyklen nachweisen.

Die Aktivitätslimits gelten für die gesamten Container und die darin immobilisierten Abfallfässer und definieren die Endlagerung der Stufe 1 und 2, siehe Tabelle 26(ein Abfallcontainer kann 18 Fässer mit konditioniertem Abfall zu je 220 l aufnehmen, welche von Füll- und Versiegelmörtel umschlossen werden).

Die maximale Gesamtaktivität ist für verschiedene Radionuklide angegeben und bildet das LILW-Referenzinventar zugelassen am Ende der Betriebsphase (Tabelle 27).

Tabelle 27: LILW- Referenzinventar von El Cabril

Radionuklid	**Aktivität (TBq)**
H-3	2,00 E+14
C-14	2,00 E+13
Ni-59	2,00 E+14
Co-60	2,00 E+16
Sr-90	2,00 E+14
Nb-94	1,00 E+12
Tc-99	3,20 E+12
I-129	1,50 E+11
Cs-137	3,70 E+14
Pu-241	1,50 E+14
Total Alpha (nach 300 Jahren)	2,70 E+13

In den spanischen Vorschriften sind die Dosiskriterien 0,1 mSv pro Jahr im Fall der normalen Entwicklung des Endlagers (Referenzszenario) und 1 mSv pro Jahr im Fall des unbeabsichtigten menschlichen Eindringens.

Die Limits für einzelne Fässer werden aus der für Abfallcontainer angeführten Aktivität und einer Reihe von Heterogenitätsfaktoren pro 220 Liter Volumen abgeleitet (siehe Tabelle 28Heterogenitätsfaktoren). [61,52,69, 70, 71,72]

$$A_{220} = \frac{A_{DU}^{max}\ x\ 0{,}22}{V\ int.(DU)}\ x\ K(factor)$$

Tabelle 28: Heterogenitätsfaktoren

Vol Container (Disposal unit) m3	K
< 0,5	1
0,5 – 1	2
1 – 5	3
> 5	4

6.3 Vergleich der in diesem Bericht abgeleiteten Werte mit internationalen Systemen

Jedes nationale System zur Klassifizierung beruhend auf einer speziell für das jeweilige Lager durchgeführten Sicherheitsanalyse spiegelt in hohem Maß einerseits die spezifischen lokalen Charakterisitika des jeweiligen Endlagers und andererseits die Eigenheiten des jeweiligen nationalen Inventars an Radionukliden in den Abfällen wider. Eine

[69] Morales A., EL CABRIL LOW AND INTERMEDIATE LEVEL WASTE DISPOSAL FACILITY (SPAIN): NEW ACCEPTANCE CRITERIA, WM'05 Conference, 2005, https://archivedproceedings.econference.io/wmsym/pdfs/5035.pdf

[70] Ministry for Ecological Transition and Demographic Challenge, 7th General Radioactive Waste Plan, 2024, https://www.enresa.es/documentos/EN_7-plan-general-residuos-radiactivos.pdf

[71] EL CABRIL WAC DEVELOPMENT AND CONTENT [Presentation], Eurad, https://predis-h2020.eu/wp-content/uploads/2023/11/L15-Spain-JLLN.pdf

[72] EGUNDA REUNION DE REVISION DE LA CONVENCION CONJUNTA EGUNDA REUNION DE REVISION DE LA CONVENCION CONJUNTA, RESPUESTA A LAS PREGUNTAS RECIBIDAS SOBRE EL INFORME NACIONAL DE ESPAÑA, 2006, https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/energia/files-1/nuclear/Residuos/GestionResiduos/Convencion/DocConvencion2/respuestasinforme2.pdf

Vergleichbarkeit zwischen den nationalen Systemen anderer Länder zur Endlagerung radioaktiver Abfälle mit den in diesem Bericht abgeleiteten Obergrenzen für die Einlagerung in ein mögliches österreichisches Oberflächen- oder oberflächennahes Lager ist daher nur eingeschränkt gegeben. Insbesondere, da Österreich im internationalen Vergleich ein bezogen auf die Aktivität eher geringes Aufkommen an radioaktiven Abfällen hat. Tabelle 29 zeigt einen Vergleich des österreichischen Inventars im Jahr 2045 mit dem Referenzinventar des spanischen Endlagers für schwach- und mittelaktive radioaktive Abfälle in El Cabril.

Tabelle 29: Vergleich des österreichischen Inventars (Zeitpunkt 2045) mit dem LIWL-Referenzinventar des Endlagers El Cabril

Radionuklid	**Österreichisches Inventar 2045 [Bq]**	**LILW- Referenzinventar von El Cabril [Bq]**
H-3	1,03E+15	2,00 E+14
C-14	7,64E+11	2,00 E+13
Ni-59	1,70E+11	2,00 E+14
Co-60	1,26E+10	2,00 E+16
Sr-90	9,08E+11	2,00 E+14
Nb-94	1,61E+08	1,00 E+12
Tc-99	1,51E+09	3,20 E+12
I-129	5,05E+07	1,50 E+11
Cs-137	4,19E+12	3,70 E+14
Pu-241	3,98E+09	1,50 E+14
Total Alpha	2,00E+12	2,70E+13

Abgesehen von der etwas höheren Tritiumaktivität sticht die um mehrere Größenordnungen niedrigere Akivität des österreichischen Inventars hervor. Der Total Alpha Wert im österreichischen Inventar wird wesentlich durch den Beitrag von 1,3 TBq Ra-226 dominiert. Auf Grund des geringen Gesamtaktivität der meisten langlebigen

Radionuklide im österreichischen Inventar lassen sich für ein österreichisches Endlager wesentlich niedrigere Obergrenzen der Radionuklide festlegen (siehe Tabelle 30). Gleichzeitig zeigt sich, dass der auch im internationalen Vergleich hohe Radiumanteil im österreichischen Inventar entweder einer speziellen Konditionierung der Abfälle oder eine gesonderte Lösung der Endlagerung von Ra-226 erfordert.

Tabelle 30: Vergleich der in diesem Bericht abgeleiteten Obergrenzen mit den Konzentrationslimits des Endlagers Dessel

Radionuklid	**Empfohlene Ober-grenze (gemittelt über das gesamte Lager) [Bq/g]**	**Konzentrationslimits Dessel [Bq/g]**
U-238	1,00E+00	5,00E+01
Np-237	1,00E+00	5,00E+01
Pu-239	4,50E+01	2,50E+02
Pu-240	4,50E+01	5,00E+02
Pu-241	1,00E+00	4,00E+04
Am-241	4,00E+02	5,00E+02
Ra-226	1,00E+02	1,00E+00
C-14	8,50E+01	5,00E+04
Nb-94	1,00E+00	3,50E+02
Tc-99	1,00E+00	5,00E+03
I-129	1,00E+00	5,00E+01
Sr-90	1,00E+02	5,00E+04
Cs-137	5,00E+02	5,00E+05

7 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Nach Auffassung internationaler Gremien sind in einem Oberflächen- bzw. oberflächennahen Endlager nur solche Radionuklide zu lagern, deren Inventar nach einer Zeitspanne von ca. 300 Jahren so weit zerfallen ist, dass eine weitere Gefährdung nicht mehr besteht.

Im österreichischen Inventar radioaktiver Abfälle befinden sich zusätzlich zu kurzlebigen Radionukliden (z. B. H-3, Co-60) eine Reihe langlebiger Radionuklide (z. B. Ra-226, Am-241), die zu einer erheblichen Exposition führen konnen. Die Aktivitätskonzentrationen der im österreichischen Inventar eingelagerten langlebigen Alpha-Strahler, mit Ausnahme von Ra-226 und Am-241 liegen alle deutlich unterhalb der jeweiligen empfohlenen Obergrenze. Eine signifikante Exposition während der Überwachungsphase durch die schwach migrierenden Alpha-Strahler aus dem österreichischen Inventar ist weder bei Kontamination des Grundwassers noch bei Intrusionsszenarien zu erwarten.

Die Aktivitätskonzentrationen der einzulagernden Radionuklide, welche zur Gruppe der langlebigen Spalt- und Aktivierungsprodukte gehören, liegen im Österreichischen Inventar, soweit überhaupt vorhanden, deutlich unterhalb der empfohlenen Obergrenzen. Eine signifikante Exposition durch die Spalt- und Aktivierungsprodukte ist also selbst bei Intrusionsszenarien nicht zu erwarten.

Im Szenario "Freisetzung ins Grundwasser" liefert Ra-226 über einen Zeitraum von 1000 Jahren nach Einlagerung den mit Abstand dominierenden Teil an der zu erwartenden Gesamtdosis. Zum Vergleich, Am-241 trägt nur ca. 2 %, alle anderen langlebigen Radionuklide weniger als 1 % zur Gesamtdosis bei. Die aus den Intrusionsszenarien errechenbare Obergrenze von Ra-226 liegt über der aus den Szenarien „Freisetzung durch menschliche Tätigkeit“ errechenbaren Obergrenze. Eine gesonderte Behandlung von Ra-226 ist daher anzuraten.

Wie im Kapitel 3.2 ausgeführt, enthält das Gesamtinventar der radioaktiven Abfälle große Mengen an den Nukliden Ra-226 und Am-241. Aufgrund der vergleichsweisen hohen Halbwertszeiten und der hohen radiologischen Toxizität insbesondere der Folgeprodukte des Ra-226 wäre auf der Grundlage der durchgeführten Rechnungen selbst nach 1000 Jahren die resultierende Dosis für das Szenario der Freisetzung ins Grundwasser höher als jedes sinnvoll festlegbare Schutzziel. Den radiumhältigen Abfällen im österreichischen Inventar ist daher besondere Aufmerksamkeit zu widmen. Das in ihnen enthaltene Ra-226 bzw. seine Folgeprodukte würden nicht nur für lange Zeit nach dem Ende der institutionellen Überwachung auf dem Grundwasserpfad, sondern auch im Falle eines unbeabsichtigten menschlichen Eindringens zu einer Überschreitung des Schutzziels führen. Daher sollten aus

Gründen der Langzeitsicherheit die Gebinde mit einem hohen Radiumanteil (>10 MBq) aus dem Inventar entnommen und einer geeigneten anderweitigen Entsorgung zugeführt werden. Analoges gilt für Am-241 hältige Abfälle mit Aktivitäten >200 MBq, deren Entfernung nicht nur eine eventuelle Dosis durch Am-241, sondern auch den Aufbau von Np-237 signifikant reduziert. Allerdings ist der in diesem Bericht ermittelte Wert zur Beschränkung von Am-241 ohne Berücksichtigung des Migrationsverhaltens bestimmt. Der zeitliche Verlauf einer potentiellen Ingestionsdosis zeigt, dass ein Aussschließen von Am-241 langfristig in Relation zu den dadurch verursachten Mehrkosten zu setzen ist. Auf eine Neubewertung des Am-241 wäre insbesondere wegen der zu erwartenden nachfolgenden Sorptionen während der Migration in der Geo-/Biosphäre im Rahmen späterer detailierter Risikoanalysen besonders zu achten, da sich die zu erwartende Dosis für die Bevölkerung in Abhängigkeit von den physikalisch-chemischen Eigenschaften des Standorts um mehr als eine Größenordnung nach unten ändern kann.

Der in diesem Bericht vorgenommenen Überprüfung der bestehenden Klassifizierung des österreichischischen Inventars liegen jedenfalls die Beschränkungen von 10 MBq/Abfallgebinde für Ra-226 und 200 MBq/Abfallgebinde für Am-241 sowie die Berücksichtigung der Werte aus den Szenarien „Freisetzung durch menschliche Tätigkeiten“ zu Grunde.

Die Übereinstimmungen zwischen Gebinden, die gemäß den Klassifizierungswerten dieses Berichtes, sowie dem bisherigen Kriterium für langlebige, Alpha-strahlende Nuklide als Herausforderung hervorstechen sind groß. In beiden Fällen handelt es sich um ca. 3% des Gesamtinventars an Gebinden. Die Gebinde sind jedoch leicht unterschiedlich. Einerseits sind die Klassifizierungswerte unterschiedlich (z.B. 100 Bq/g für Radium in diesem Bericht und andererseits 400 Bq/g für langlebige, Alpha-strahlende Nuklide - wie Radium aus IAEA GSG-1). Andererseits wird aber bei den Gebinden, für die letzterer Wert herangezogen wird, auch Th-232 als langlebiges, Alpha-strahlendes Nuklid mitberücksichtigt, welches den in diesem Bericht folgenden Ergebnissen nur einen sehr geringen Dosisbeitrag liefert. Das bedeutet wiederrum, dass die Größenordnung der Gebinde, die für ein Oberflächenlager eine Herausforderung darstellen – zumindest, wenn mit worst-case Annahmen nuklidspezifisch gearbeitet wird – in etwa gleichbleibt.

Abschließend ist anzumerken, dass die Gebinde, die die Kategorisierungswerte, die in diesem Bericht abgeleitet wurden, überschreiten, zumeist Fässer mit umschlossenen Quellen sind. Im internationalen Vergleich sind es auch gerade die Strahlenquellen, die für Oberflächen- bzw. oberflächennahe Endlager eine Herausforderung darstellen – was sich aus den Ergebnissen dieses Berichts in Bezug auf das österreichische Inventar ebenfalls ergibt.

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Darstellung der relevanten Eigenschaften zur Charakterisierung radioaktiver Abfälle zusammengestellt nach [3,19] 27
Tabelle 2: Wesentliche Freisetzungsmechanismen von Radionukliden aus einem Endlager während verschiedener Zeiträume 35
Tabelle 3: Inventar aus [Nuclear Engineering Seibersdorf GmbH, Bericht Nr.:2022/015 Studie für den Entsorgungsbeirat zum Thema Inventar radioaktiver Abfälle] 46
Tabelle 4: Radiotoxizitäten im Nahfeld und in der Ökosphäre des österreichischen Inventars im Jahr 2045 50
Tabelle 5: Inventar der radiologisch relevanten Radionuklide für den Grundwasserpfad zum Zeitpunkt Ende 2045 55
Tabelle 6: Daten zur Abschätzung der Freisetzungsdauer 65
Tabelle 7: Freisetzungsdauer, Retentionsfaktoren und Kd-Werte (aus [44] der dosimetrisch relevanten Radionuklide im österreichischen Inventar 68
Tabelle 8: Modellparameter fur die Berechnung der Dosis infolge Freisetzung in die Gasphase 76
Tabelle 9: Obergrenze für Ra-226 aus Grundwasserszenario 92
Tabelle 10: Obergrenze für Am-241 aus Grundwasserszenario 93
Tabelle 11: Obergrenzen für stark migrierende Alpha-Emitter aus den Szenarien „Freisetzung durch menschliche Tätigkeit“ 93
Tabelle 12: Obergrenzen für schwach migrierende Alpha-Emitter aus den Szenarien „Freisetzung durch menschliche Tätigkeit“ 94
Tabelle 13: Obergrenzen für langlebige Spalt- und Aktivierungsprodukte aus den Szenarien „Freisetzung durch menschliche Tätigkeit“ 94
Tabelle 14: Obergrenzen für kurzlebige Radionuklide aus den Szenarien „Freisetzung durch menschliche Tätigkeit“ (bei Eindringen nach 300 Jahren) 95
Tabelle 15: Gegenüberstellung der mit dem österreichischen Inventar 2045 errechneten Obergrenzen für langlebige Radionuklde aus den Szenarien „Freisetzung ins Grundwasser“ und „Freisetzung durch menschliche Tätigkeit“. 96
Tabelle 16: Gebinde die die Obergrenze für Ameritium und Radium überschreiten 98
Tabelle 17: Anzahl der Gebinde mit einer Aktivitätskonzentration über der jeweiligen Obergrenze aus den Szenarien „Freisetzung durch menschliche Tätigkeiten“ 99
Tabelle 18: Belgisches Klassifizierungssystem radioaktiver Abfälle 101
Tabelle 19: Monolith Konzentrationslimit Dessel 103
Tabelle 20: Entsorgungslimit radioaktive Abfälle gesamt 104
Tabelle 21: Französisches Klassifizierungssystem radioaktiver Abfälle 105

Tabelle 22: CSA radiologische Kapazität 107
Tabelle 23: Slowenische Klassifizierung radioaktiver Abfälle 109
Tabelle 24: WAC zur Entsorgung in Slowenien in der Phase des Erlangens der Baubewilligung 111
Tabelle 25: Spanische Klassifizierung der radioaktiven Abfälle 114
Tabelle 26: Aktivitätslimits für Level 1 und Level 2 Abfallcontainer 115
Tabelle 27: LILW- Referenzinventar von El Cabril 116
Tabelle 28: Heterogenitätsfaktoren 117
Tabelle 29: Vergleich des österreichischen Inventars (Zeitpunkt 2045) mit dem LIWL-Referenzinventar des Endlagers El Cabril 118
Tabelle 30: Vergleich der in diesem Bericht abgeleiteten Obergrenzen mit den Konzentrationslimits des Endlagers Dessel 119

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Darstellung des Klassifizierungssystems der IAEA inklusive Entsorgungsoption. 19
Abbildung 2: Darstellung verschiedener Expositionspfade 33
Abbildung 3: Radiotoxizitäten im Nahfeld (Porenwasser und Gesamt) und in der Ökosphäre (Trinkwasser) über einen Zeitraum von 1 Mio Jahre. (Skalierung der Größenachse relativ zur Gesamt-Radiotoxitzität)..... 52
Abbildung 4: Beiträge einzelner Radionuklide zur Radiotoxitzität im Porenwasser über einen Zeitraum von 1 Mio Jahre ab 2045. (Skalierung der Größenachse relativ zur Summe aller Radiotoxitzitäten)..... 53
Abbildung 5: Darstellung des Modells für Eindringen von Wasser in eine Lagereinheit durch durchgehende Risse 62
Abbildung 6: Effektive Dosis zufolge Freisetzung ins Grundwasser während der institutionellen Überwachungsphase 84
Abbildung 7: Effektive Dosis zufolge Freisetzung ins Grundwasser nach der institutionellen Überwachungsphase 85
Abbildung 8: Freisetzung flüchtiger Radionuklide zum Zeitpunkt der Einlagerung..... 86
Abbildung 9: Freisetzung flüchtiger Radionuklide 300 Jahre nach Einlagerung 87
Abbildung 10: Relative Entwicklung der Radiotoxizität des Porenwassers unter verschiedenen Anfangsbedingungen bzgl. einer Nichteinlagerung diverser Alphastrahler des Inventars. 90

Literaturverzeichnis

[1] Radioactive Waste Management and Contaminated Site Clean-Up: Processes, Technologies and International Experience. Woodhead Publishing, United Kingdom (2013)

[2] Parotte, C.: The Power and Limits of Classification: Radioactive Waste Categories as Reshaped by Disposal Options, Nuclear Technology 207 (2021)

[3] IAEA, Classifaction of Radioactive Waste, IAEA Safety Standard Series No. GSG-1, IAEA, Wien (2009)

[4] NEA, Long-Term Management of Radioactive Waste: Legal, Administrative and Financial Aspect, OECD Publishing, 1984.

[5] Doroszczuk, B., Bardet, M.-C., Covard, F., & Javay, O., ASN report on the state of nuclear safety and radiation protection in France in 2020, France (2021)

[6] Chapman, N., Principles and Standards for the Disposal of Long-lived Radioactive Wastes, Elsevier Science, Netherlands (2003)

[7] IAEA, Disposal Approaches for Long Lived Low and Intermediate Level Radioactive Waste, IAEA Nuclear Energy Series No. NW-T-1.20, Wien (2010)

[8] Eklund, M. & Neckel, W., Inventar radioaktiver Abfälle in Österreich, Österreichischer Entsorgungsbeirat (Hrsg.), Wien (2022)

[9] ICRP, The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103 (2007)

[10] ICRP, Radiological protection in geological disposal of long-lived solid radioactive waste. ICRP Publication 122 (2013)

[11] ICRP, Radiological Protection Policy for the Disposal of Radioactive Waste. ICRP Publication 77 (1997)

[12] ICRP, Radiation protection recommendations as applied to the disposal of long-lived solid radioactive waste. ICRP Publication 81 (1998)

[13] Larsson, C.-M., Waste disposal and the recommendations of the International Commission on Radiological Protection – Challenges for radioecology and environmental radiation protection, Journal of Environmental Radioactivity (2009)

[14] IAEA, Derivation of Activity Limits for the Disposal of Radioactive Waste in Near Surface Disposal Facilities, IAEA-TECDOC-1380, Wien (2003)

[15] Lowenthal, M. D., Radioactive-waste classification in the United States: history and current predicaments (1997)

[16] IAEA, Development of Specifications for Radioactive Waste Packages, IAEA-TECDOC-1515, Wien (2006)

[17] Baksay, A & Takáts, F., Guidance on Formulating Generic Waste Acceptance Criteria (2024)

[18] IAEA INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY ACENCY, Strategy and Methodology for Radioactive Waste Characterization, IAEA-TECDOC-1537, Wien (2007)

[19] IAEA, Management of Low and Intermediate Level Radioactive Wastes with Regard to their Chemical Toxicity, IAEA-TECDOC-1325, Wien (2002)

[20] Ojovan, M. I., & Lee, W. E., An Introduction to Nuclear Waste Immobilisation (Second edition.) Elsevier (2013)

[21] IAEA, Radiation and Society: Comprehending Radiation Risk, Vol. 1 Proceedings of an International Conference held in Paris, 24-28 October 1994, Proceedings Series - International Atomic Energy Agency, Vienna (1994)

[22] Schmidt, G., The Danish Inventory of radioactive waste and the required repository type (2014)

[23] IAEA, Acceptance criteria for disposal of radioactive wastes in shallow ground and rock cavities. Safety Series No. 71, Vienna (1985)

[24] NEA, An International Database of Features, Events and Processes, Nuclear Energy Agency (1998)

[25] NEA, International Features, Events and Processes (IFEP) List for the Deep Geological Disposal of Radioactive Waste Version 3.0, OECD Publishing, Paris (2019)

[26] IAEA, Safety Assessment Methodologies for Near Surface Disposal Facilities, Non-serial Publications , IAEA, Vienna (2004)

[27] Kuhlman, K. L., Bartol, J., Carter, A., Lommerzheim, A., & Wolf, J., Scenario development for safety assessment in deep geologic disposal of high-level radioactive waste and spent nuclear fuel: A review. Risk Analysis (2024)

[28] Elaboudi, Z., Madinzi, A., Saadi, R. et al. A review of radionuclides impacts and remediation techniques. Euro-Mediterr J Environ Integr (2024)

[29] Österreichischer Entsorgungsbeirat (Hrsg.), Langzeitverhalten eines Endlagers, Wien (2022)

[30] NEA, Shallow Land Disposal of Radioactive Waste, Reference Levels for the Acceptance of Long-Lived Radionuclides; a report by an NEA Expert Group, Nuclear Energy Agency, OECD, Paris (1987)

[31] Olszewska, W., et al., Multibarrier system preventing migration of radionuclides from radioactive waste repository, Nukleonika, vol. 60, no. 3, Sciendo (2015)

[32] Chapman, Neil, and Alan Hooper. The Disposal of Radioactive Wastes Underground. Proceedings of the Geologists' Association, vol. 123, no. 1, 2012, pp. 46–63

[33] Skogsberg, M. & Ingvarsson, R., Operational experience from SFR - Final repository for low- and intermediate level waste in Sweden, Belgium (2006)

[34] NEA, Operational Safety of Geological Repositories - Proceedings of the Joint NEA/IAEA Workshop, OECD Publishing, Paris (2021)

[35] IAEA, REPORT of the GEOSAF Working Group on Operational Safety, GEOSAF OPS Working Group – Working Material, Vienna

[36] NEA, Low-Level Radioactive Waste Repositories: An Analysis of Costs, OECD Publishing, Paris, (1999)

[37] IAEA, Review of Available Options for Low Level Radioactive Waste Disposal, IAEA-TECDOC-661, Vienna (1992)

[38] Mitrakos, D., et al., Preliminary safety assessment for planning near surface disposal of low-level radioactive waste in Greece, Journal of Environmental Radioactivity (2023)

[39] IAEA, The Safety Case and Safety Assessment for the Disposal of Radioactive Waste, IAEA Safety Standards Series No. SSG-23, Vienna (2012)

[40] NEA, The Nature and Purpose of the Post-Closure Safety Cases for Geological Repositories, OECD Publishing, Paris (2013)

[42] ICRP, Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60. ICRP Publication 119. Ann. ICRP 41(Suppl.)(2012)

[43] GeoSphere Austria Data Hub: https://data.hub.geosphere.at/dataset/

[44] Bradbury, M.H. & Sarott, F.A. (1994): Sorption databases for the cementitious near-field of a L/ILW repository for performance assessment. PSI Bericht 95-06, Paul Scherrer Institut, Villigen PSI, Switzerland and Nagra Technical Report NTB 93-08, Nagra, Wettingen, Switzerland.

[45] Bradbury, M.H. & Van Loon, L.R. (1997): Cementitious near-field sorption data bases for performance assessment of a L/ILW repository in a Palfris marl host rock, CEM-94: Update I, June 1996. PSI Bericht 98-01, Paul Scherrer Institut, Villigen PSI, Switzerland and Nagra Technical Report NTB 96-04, Nagra, Wettingen, Switzerland.

[46] Wieland, E. & Van Loon, L.R. (2002): Cementitious near-field sorption data base for performance assessment of an ILW repository in Opalinus clay. PSI Bericht 03-06, Paul Scherrer Institut, Villigen PSI, Switzerland, and Nagra Technical Report NTB 02-20. Nagra, Wettingen, Switzerland.

[47] Radon selbst ist als Edelgas nicht karzinogen; die beim Einatmen von Radon im Bronchialbereich abgelagerten Radon-Folgeprodukte sind karzinogen.

[48] USNRC, Draft environmental Impact statement on 10 CFR Part 61, Licensing requirements for land disposal of radioactive waste. NUREG-0782, USNRC, Washington (1981)

[49] USNRC, Final environmental Impact statement on 10 CFR Part 61, Licensing requirements for land disposal of radioactive waste. NUREG-0945, USNRC, Washington (1982).

[50] IAEA, Generic models and parameters for assessing the environmental transfer of radionuclides from routine releases. Exposures of Critical Groups, Safety Series No. 57, IAEA, Vienna (1982)

[51] Brown, J. and Slmmonds, J.R., FARMLAND: A Dynamic Model for the Transfer of Radionuclides through terrestrial foodchanins, NRPB-R273, HMS0, Chilton (1995)

[52] European Commission: BGE Technology GmbH, Directorate-General for Energy and IDOM Consulting Engineering Architecture SAU, Study on radioactive waste classification schemes in the European Union – Final report, Publications Office of the European Union, 2023, https://data.europa.eu/doi/10.2833/987498

[53] ONDRAF/NIRAS Belgian Agency for Radioactive Waste and Enriched Fissile Materials, General Data required under Article 37 of the Euratom Treaty, Repository for the surface disposal of radioactive waste in Dessel, Belgium, 2019

[54] Federaal Agentschap voor Nucleaire Controle (FANC), Eighth meeting of the Contracting Parties to the Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management, NATIONAL REPORT OF BELGIUM, 2024

[55] Federaal Agentschap voor Nucleaire Controle (FANC), Verslag aan de Wetenschappelijke Raad voor Ioniserende Stralingen tot het bekomen van een gemotiveerd voorlopig advies betreffende de vergunningsaanvraag voor een Oppervlakteberging-singrichting van categorie A-afval in Dessel, 2023

[56] Soulet, S. and Griffault L., The Safety Case of Andra's low- and intermediate-level, short-lived radioactive waste disposal facility in the Aube district (CSA) [Presentation], IAEA, 2016,

[57] Bouchet, C.; Cédon, G.; Félix, B.; Langlois, G.; THE EVOLUTION IN THE LL AND IL RADIOACTIVE WASTE MANAGEMENT IN FRANCE AND ITS IMPACT IN THE ANDRA'S ACCEPTANCE CRITERIA AT THE CENTRE DE L'AUBE DISPOSAL FACILITY, WM'00 Conference, 2000, https://archivedproceedings.econference.io/wmsym/2000/pdf/22/22-1.pdf

[58] L'Autorité de sûreté nucléaire et de radioprotection (ASNR), Joint Convention on the safety of the management of spent fuel and on the safety of the management of radioactive waste, Questions asked to France and Answers [Presentation], https://www.french-nuclear-safety.fr/Media/Files/3rd-national-report-Questions-answers

[59] L'Autorité de sûreté nucléaire et de radioprotection (ASNR), FRANCE'S SEVENTH NATIONAL REPORT ON COMPLIANCE WITH THE JOINT CONVENTIONWITH THE JOINT CONVENTION, Joint Convention on the safety of the management of spent fuel and on the safety of the management of radioactive waste, 2020, https://www.iaea.org/sites/default/files/france_national_report_7rm.pdf

[60] Errera, J.; Tison, J.L. ACCEPTANCE AND TRACKING OF WASTE PACKAGES FROM NUCLEAR POWER PLANTS AT THE CENTRE DE L'AUBE, International symposium on technologies for the management of radioactive waste from nuclear power plants and back end nuclear fuel cycle activities, 2001, https://inis.iaea.org/records/t34qs-1rh72

[61] Bergström, U.; Pers, K.; Almén, Y. International perspective on repositories for low level waste, SKB R-11-16, 2011

[62] https://arao.si/en/arao-v-okviru-izgradnje-odlagalisca-nizko-in-srednjeradioaktivnih-odpadkov-nsrao-pricel-z-gradnjo-jedrskega-objekta/

[65] Viršek, S.; Špiler, J.; Žagar T., SAFETY CASE FOR SLOVENIAN LILW NEAR-SURFACE REPOSITORY, International Conference on the Safety of Radioactive waste Management, Vienna, 2016

[66] Mechora, Š.; Viršek, S. Low and Intermediate Level Waste (LILW) Repository in Slovenia, Conference Proceedings of the 28th International Conference Nuclear Energy for New Europe NENE, Slovenia 2019

[67] Agency for Radwaste Management(ARAO) and Fund for financing the decommissioning of the Krško NPP, Third Revision of the Krško NPP Radioactive Waste and Spent Fuel Disposal Program, 2019

[68] DECREE ON DOSE LIMITS, REFERENCE LEVELS AND RADIOACTIVE CONTAMINATION, (UV2), UNOFFICIAL TRANSLATION, Prepared by the Slovenian Nuclear Safety Administration in December 2018, https://www.gov.si/en/state-authorities/bodies-within-ministries/slovenian-nuclear-safety-administration/about-the-administration/sektor-za-upravljanje-in-kibernetsko-varnost/

[69] Morales A., EL CABRIL LOW AND INTERMEDIATE LEVEL WASTE DISPOSAL FACILITY (SPAIN): NEW ACCEPTANCE CRITERIA, WM'05 Conference, 2005, https://archivedproceedings.econference.io/wmsym/pdfs/5035.pdf

[70] Ministry for Ecological Transition and Demographic Challenge, 7th General Radioactive Waste Plan, 2024, https://www.enresa.es/documentos/EN_7-plan-general-residuos-radiactivos.pdf

[71] EL CABRIL WAC DEVELOPMENT AND CONTENT [Presentation], EURAD, https://predis-h2020.eu/wp-content/uploads/2023/11/L15-Spain-JLLN.pdf

[72] EGUNDA REUNION DE REVISION DE LA CONVENCION CONJUNTA EGUNDA REUNION DE REVISION DE LA CONVENCION CONJUNTA, RESPUESTA A LAS PREGUNTAS RECIBIDAS SOBRE EL INFORME

[73] NACIONAL DE ESPAÑA, 2006, https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/energia/files-1/nuclear/Residuos/GestionResiduos/Convencion/DocConvencion2/respuestasinforme2.pdf

Abkürzungen

Bq	Bequerel, Einheit der Radioaktivität
CLI	spezifisches Konzentrationslimit
FEP	Features, Events and Processes (Merkmale, Ereignisse und Prozesse)
HLW	High Level Waste, hochradioaktive bzw. Wärmeentwickelnde Abfälle
IAEA	International Atomic Energy Agency - Internationale Atomenergie-Organisation
ICRP	International Commission on Radiological Protection
ILW	Intermediate Level Waste, schwach- und mittelaktive radioactive Abfälle
LILW	Low and Intermediate Level Waste, schwach- und mittelaktive radioactive Abfälle
LL	Long lived, langlebige radioaktive Abfälle
SL	Short lived, kurzlebige radioaktive Abfälle
Sv	Sievert, Einheit der Äquivalentdosisgrößen und effektiven Dosisgrößen
usw.	und so weiter
VLLW	Very Low Level Waste, sehr schwach radioaktive Abfälle