

Risikoorientierte Bewertung des gemeinsamen Eintrags radioaktiver und nicht-radioaktiver Schadstoffe ins Grundwasser

H.-P. Lühr, E. Bütow,
W. Goldammer, A. Nüsser

(Vortrag auf UTECH 1997)

1 Einleitung und Zielsetzung

Vor allem in den neuen Bundesländern gibt es Regionen, die durch radiologische und nicht-radiologische Schadstoffe belastet sind. Die Bewertung der Gefahrenlage bzw. des Risikos erfolgt bei diesen Standorten traditionsgemäß in unterschiedlichen Rechtsbereichen mit unterschiedlichen Philosophien, Methodiken und Maßstäben. In derartigen Situationen ist es jedoch erforderlich, zu einer gemeinsamen Bewertung der Risiken zu gelangen, um objektbezogen die geeigneten Sicherungs-/Dekontaminationsmaßnahmen begründet ableiten zu können. Durch die Vergleichbarkeit radiologischer und nicht-radiologischer Risiken mit gleichen Bewertungsansätzen wird auch erreicht, dass emotional belastete Risiken, insbesondere bei radiologischen Stoffen, nicht überbewertet werden.

Fragestellungen dieser Art treten z. B. im Bereich der Wismut, von Dresden-Gittersee und Johannegeorgenstadt auf. Vor diesem Hintergrund wurde vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Abt. Reaktorsicherheit) ein F+E-Vorhaben¹ vergeben [BS-97], um einen Bewertungsansatz zu entwickeln, mit dem radiologische und nicht-radiologische Risiken konsistent in einer einheitlichen Methodik quantifiziert werden können. Denn eine sachgerechte Sanierungsentscheidung kann nicht nur auf einer isolierten Betrachtung der radiologischen Risiken aufbauen, sondern muss die Möglichkeiten der Verminderung radiologischer **und** nicht-radiologischer Risiken durch die Sanierungsmaßnahmen berücksichtigen.

Der im Rahmen des F+E-Vorhabens entwickelte Bewertungsansatz stellt einen ersten Versuch dar und geht von einer Reihe von Annahmen und Konventionen aus. Diese sollen dargestellt werden und Anlass geben, sie in der Fachöffentlichkeit zu diskutieren. Dabei ist jedoch stets zu berücksichtigen, dass Wünschenswertes und Machbares nicht verwechselt werden. Die Praxis braucht Instrumente, mit denen die anstehenden Probleme heute entschieden und gelöst werden. Selbstverständlich muss die Forschung weitergehen, um zu abgesicherten Erkenntnissen zu kommen. Deshalb wurde ein Bewertungskonzept gewählt, das weiterentwickelbar ist, ohne die Konzeption zu verlassen.

¹ Auftragnehmer waren: BRENK SYSTEMPLANUNG, Aachen
Institut für wassergefährdende Stoffe an der TU Berlin (IWS)

2 Grundlagen der verschiedenen Bewertungsstrategien

Auf der Basis der unterschiedlichen Rechtsbereiche haben sich unterschiedliche Instrumente entwickelt, die nicht ohne weiteres eins zu eins ineinander überführt werden können.

2.1 Radiologische Bewertung

Die Basis für die radiologische Bewertung ergibt sich aus der Verordnung über die Gewährleistung von Atomsicherheit und Strahlenschutz (VOAS) vom 11. Oktober 1984 [VOAS-84] sowie aus Empfehlungen der Strahlenschutzkommission [SSK-92].

Danach sind insbesondere die folgenden Bestimmungen der VOAS zu berücksichtigen:

▪ § 9 Grundsätze des Strahlenschutzes

Der Strahlenschutz ist so zu gestalten, „*dass die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten von stochastischen Strahlenschäden auf ein wissenschaftlich vertretbares und für die Gesellschaft annehmbares Maß begrenzt wird.*“

Gemäß Kommentar zur VOAS [KAS-87] heißt es:

„*1.4. Dem Erreichen der in den Grundsätzen formulierten Zielstellungen dient das System der Dosisbegrenzung:*

- *Keine Tätigkeit, die mit einer Strahlenbelastung verbunden ist, soll zugelassen werden, wenn deren Einführung nicht mit einem Nutzen verbunden ist.*
- *Die Strahlenbelastung soll so niedrig gehalten werden, wie dies unter Berücksichtigung wirtschaftlicher und sozialer Faktoren vernünftigerweise erreichbar ist.*
- *Die Äquivalenzdosis von Einzelpersonen soll so niedrig gehalten werden, dass die für die jeweiligen Bedingungen festgelegten Grenzwerte nicht überschritten werden.*“

▪ § 10 Rechtfertigung

Strahlenschutzrelevante Maßnahmen, dazu gehören auch Sanierungsmaßnahmen, müssen durch einen resultierenden Umweltnutzen gerechtfertigt sein.

gemäß Kommentar zur VOAS [KAS-87] schließt die Rechtfertigung gemäß Punkt 1.3 ein

„*den Vergleich mit alternativen Methoden, die keine oder geringere Strahlenbelastungen verursachen, und die Begründung der getroffenen Wahl.*“

▪ § 12 Optimierung

Die während der Durchführung entstehenden Belastungen für Arbeitnehmer und Bevölkerung müssen so niedrig sein, wie mit einem gesellschaftlich annehmbaren

Aufwand erreichbar ist. Dies entspricht dem ALARA-Prinzip (as low as reasonably achievable) der ICRP [ICR-90]. Nach dem Kommentar zur VOAS [KAS-87] gilt:

„1.2 Die Optimierung wird der Grenzwertfestlegung nachgeordnet, um zum Ausdruck zu bringen, dass sie die Einhaltung der Grenzwerte voraussetzt, d. h. nur in den Belastungsbereichen anzuwenden ist, die unterhalb der Grenzwerte liegen. Dabei folgt aus dem Ziel der Optimierung, dass die Modelle zur Bestimmung der kollektiven und individuellen Strahlenbelastung nicht wie bei der Bestimmung abgeleiteter Grenzwerte mit ausreichenden Sicherheitsreserven, sondern so realistisch wie möglich gewählt werden müssen.“

Die Strahlenschutzkommission der Bundesrepublik Deutschland [SSK-92] hat deshalb unter Beachtung der ICRP-Empfehlungen [ICR-90] für die Verwahrung, Nutzung und Freigabe von kontaminierten Materialien, Gebäuden, Flächen oder Halden aus dem Uranbergbau Strahlenschutzgrundsätze empfohlen. In Abgrenzung zum Strahlenschutz bei geplanten Tätigkeiten orientiert sich der Strahlenschutz bei der Sanierung der Folgen des Uranbergbaus am Grundsatz der Intervention bei einer bereits vorhandenen Situation.

Zu berücksichtigen sind insbesondere die auch beim Strahlenschutz durch **Intervention** in modifizierter Form geltenden Grundsätze:

- **Rechtfertigung** und
- **Optimierung.**

Der Nachweis der Rechtfertigung und die Durchführung der Optimierung orientiert sich dabei an den in der VOAS gegebenen Zielsetzungen und berücksichtigt zusätzliche Aspekte. Dazu führt die SSK aus:

„Rechtfertigung und Optimierung sind dabei auf die Interventionsmaßnahme gerichtet. Eine einzelne Maßnahme ist dann gerechtfertigt, wenn die damit verbundenen Nachteile durch die Vorteile - die erzielten Dosisreduktionen - übertroffen werden. Dabei ist bei der Abwägung nicht nur die primär betroffene Bevölkerungsgruppe zu betrachten, sondern die gesamte Bevölkerung. Die Optimierung der Intervention besteht darin, die Maßnahmen herauszufinden, bei denen der maximale Nutzen bei geringsten Kosten entsteht, dabei sind soziale und psychosoziale Aspekte, aber auch mögliche Umweltauswirkungen, die außerhalb des Strahlenschutzes liegen, angemessen in Ansatz zu bringen.“

In der Situation des Strahlenschutzes durch Intervention übernehmen Richtwerte anstelle von Grenzwerten die Funktion der Begrenzung der individuellen Strahlenexposition.

Zu berücksichtigen ist deshalb die Anwendung eines primären **Richtwertes** von 1 mSv/a als effektive Dosis für die durch den Uranbergbau verursachten Strahlenexpositionen. Für die Anwendung des genannten Richtwertes bildet die VOAS die Rechtsgrundlage.

Über die Empfehlung von Strahlenschutzgrundsätzen hinaus hat die **SSK „Empfehlungen zur Freigabe kontaminierter Materialien und Flächen“** [SSK-92] erarbeitet. Diese sollen u. a. eine Bewertung und ggf. Freigabe gering belasteter Objekte ermöglichen,

wobei auf Daten zurückgegriffen wird, die ohne großen Aufwand zu erheben sind (Messung der Ortsdosisleistung, Analyse von oberflächennahen Bodenproben, Daten zu Lage und Größe des Grundstückes). Der Grundgedanke besteht darin, durch entsprechend konservatives Vorgehen allgemeine Unbedenklichkeitswerte zu definieren, bei deren Einhaltung verbleibende Strahlenbelastungen in jedem Fall akzeptabel sind. Dementsprechend sieht die SSK die von ihr empfohlenen Freigabewerte nicht als Obergrenzen, sondern als Kriterien, bei deren Überschreitung eine standortbezogene, realistische Einschätzung der tatsächlichen Belastungen zu erfolgen hat. Der grundlegende Bewertungsrahmen ergibt sich dabei aus den oben diskutierten Strahlenschutzgrundsätzen.

Die Einhaltung von Dosisgrenzwerten kann in **Interventionssituationen** zu unangemessenen Maßnahmen führen. Daher sollten bei entsprechenden Nachweisen Überschreitungen zugelassen werden, wie dies im nach [BMU-93], [BMU-93a] anzusetzenden Richtwertcharakter der Dosiswerte (5 mSv/a während der Sanierung, 1 mSv/a langfristig) zum Ausdruck kommt. Damit behält der **Dosisrichtwert** eine wichtige Funktion als **anzustrebende Minimalforderung** an die Sanierung. Er wird aber nicht zum einzig entscheidenden Kriterium.

Die Forderung, dass aus Interventionsmaßnahmen ein positiver Gesamtnutzen resultieren soll und dass der Nettonutzen unter Beachtung ökonomischer und sonstiger Faktoren maximiert werden soll, macht eine **quantitative Bewertung des Nutzens** der möglichen Sanierungsmaßnahmen erforderlich. Dazu ist neben der individuellen Belastungseinschätzung die Betrachtung der Anzahl der Betroffenen notwendig. Zur Quantifizierung des Schadens bzw. des durch die Sanierungsmaßnahmen vermiedenen Schadens ist die Kollektivdosis eine geeignete Größe [BS-93].

Für eine **quantitative Optimierungsbewertung** stehen eine Reihe von Verfahren zur Verfügung. Zusammengefasst bestehen die folgenden Möglichkeiten:

- In einer **Kosten/Nutzen-Analyse** werden die radiologischen Risiken und die finanziellen Aufwendungen zu Gesamtkosten (oder Gesamtschaden, „*total detriment*“) zusammengefasst. Dazu werden die Kollektivdosen mit einem Umrechnungsfaktor α in monetäre Einheiten umgerechnet. Dieser quantifiziert den gesellschaftlich akzeptablen Aufwand zur Verminderung von Risiken. Verschiedene Sanierungsoptionen einschließlich der Nulloption können dann quantitativ miteinander verglichen werden. Die Option mit den geringsten Gesamtkosten stellt die optimale Variante dar.
- Soll zwischen verschiedenen Ursachen von kollektiven Strahlenexpositionen (z. B. normaler Betrieb gegenüber unplanmäßigen Ereignissen) oder entsprechend der Höhe der zugrundeliegenden Individualdosen unterschieden werden, kann eine **erweiterte Kosten/Nutzen-Annahme** angewandt werden. Diese ist identisch zur normalen Kosten/Nutzen-Analyse bis auf die Möglichkeit, verschiedene Umrechnungsfaktoren von Strahlendosen in monetäre Einheiten für einzelne Dosisbeiträge zu spezifizieren.
- In einer **Multi-Attribute Utility Analysis** werden die Einflussgrößen durch *Utility*-Funktionen, die den Grad der Erwünschtheit bestimmter Ergebnisse ausdrücken, gewichtet und aufsummiert. Dabei können sowohl - wie bei einer Kosten/Nutzen-Analyse - quantifizierbare Faktoren (Dosen, Kosten) wie auch qualitative Faktoren berücksichtigt werden. Der Umrechnungsfaktor α zwischen

Dosen und äquivalenten Kosten ist bei diesem Ansatz implizit über die *Utility*-Funktionen festgelegt.

Unter Anwendung eines quantitativen Kriteriums kann die Sanierungsoption identifiziert werden, die ein optimales Kosten/Nutzen-Verhältnis aufweist. Die ICRP sieht aber quantitative Optimierungsverfahren als Entscheidungshilfe an. Die tatsächlichen Entscheidungen werden zusätzlich noch durch andere Faktoren wie öffentliche Akzeptanz oder soziale Erwägungen beeinflusst. Ergebnisse der quantitativen Optimierung sollten aber nach Vorschlägen der ICRP den Ausgangspunkt für den Entscheidungsprozess bilden.

2.2 Nicht-radiologische Bewertung

Zur Zeit gibt es kein einheitliches bundesdeutsches Vorgehen für die Ermittlung der Gefahrensituationen, die von Altlasten ausgehen. In allen Bundesländern ist allerdings die gleiche Grobstruktur der stufenweisen Vorgehensweise bei der Behandlung von Altlasten eingeführt, die von der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall [LAGA-91] vorgeschlagen wurde. Diese Vorgehensweise ermöglicht eine schrittweise Abarbeitung von Verdachtsflächen. Nach jeder Untersuchungsphase erfolgt eine Bewertung und eine Entscheidung, in welchem Umfang weitere Untersuchungen zur Konkretisierung der Gefahrenlage notwendig sind. Am Anfang stehen die Ersterfassung und eine Erstbewertung. Darauf folgen eine orientierende Erkundung und Gefährdungsabschätzung, eine Detailuntersuchung, sowie eine Sanierungsuntersuchung/Sanierung. Formalisiert und mit einem Bewertungsmodell hinterlegt ist in den Ländern nur der erste und in einzelnen Ländern auch der zweite Bewertungsschritt.

Eine **Erstbewertung** beinhaltet eine vergleichende Bewertung. Ausgangspunkt sind weitgehend Daten, die beprobungslos ermittelt werden. Die Erfassung basiert vor allem aus einer Akteneinsicht bei Behörden, Auswertung von Betriebsunterlagen und Zeitzeugenbefragungen. Es handelt sich um Recherchen, die einem Kontaminationsverdacht nachgehen. Über eine Erstbewertung lassen sich die Standorte herausfiltern, für die ein weiterer Handlungsbedarf gegeben ist. Liegt kein hinreichender Kontaminationsverdacht vor, so ist für die Flächen keine weitere Datenerhebung notwendig.

Weitere Erkundungen sollen klären, ob Anhaltspunkte aus der Erstbewertung tatsächlich eine Gefahr beinhalten oder ein Verdacht ausgeräumt werden kann. Dazu sind am Standort ausreichende Untersuchungen durchzuführen, die das Vorkommen von Schadstoffen hinsichtlich Stoffgefährlichkeit, Stoffaustrag, Stofftransport und Schutzgut abschätzen sollen. Diese Erkundung wird als **orientierende Untersuchung** bezeichnet und umfasst die Ermittlung des Verursachers einer Belastung. Bei der orientierenden Untersuchung sollte das Gefährdungspotential für alle relevanten Belastungspfade - Grundwasser, Oberflächengewässer, Boden und Luft - abgeschätzt werden. Im Allgemeinen wird der Kenntnisstand der orientierenden Untersuchung als Beweismiveau 1 bezeichnet.

Die sich anschließende **Detailuntersuchung** basiert auf den Erkenntnissen der orientierenden Untersuchung und soll Art und Ausmaß sowie Aus-/Einwirkung der ermittelten Belastung vertiefen bzw. vervollständigen. Hierfür werden neben der gezielten Analytik umfangreiche Standortuntersuchungen zur Belastungssituation der Umweltkompartimente (z. B. vertiefte hydrologische Untersuchungen, gezielte Feld-

und/oder Laboruntersuchungen zur Ermittlung der Mobilität und Eluierbarkeit von Schadstoffen, gezielte Bodenluftuntersuchungen) durchgeführt.

Ziel der Gefahrenbeurteilung ist die Feststellung, ob von einer altlastenverdächtigen Fläche Gefahren für Menschen, für die Umwelt oder für die öffentliche Sicherheit ausgehen. Unter Gefahr wird nach Polizeirecht ein Sachverhalt verstanden, bei dem bereits ein Schaden eingetreten ist oder der in absehbarer Zeit bei ungehindertem Ablauf des Geschehens mit hinreichender Wahrscheinlichkeit zu einem Schaden, also einer Verletzung der Schutzgüter der öffentlichen Sicherheit führen kann. Vorrangige Schutzgüter sind die menschliche Gesundheit, die öffentliche Wasserversorgung und Nahrungsmittel.

Von den Behörden werden bei einer Gefährdungsabschätzung sowohl Feststellungen eingetretener Schäden als auch Prognosen erwartet, welche Schäden in Zukunft wahrscheinlich sind, wenn keine Gefahrenabwehrmaßnahmen ergriffen werden. Prognosen sind auch erforderlich, wenn durch eine geplante Nutzungsänderung eine Gefahrensituation entsteht. Eine Prognose erfordert den Einsatz von Modellen, um das Ausmaß eines Schadensereignisses und seine Auswirkung vorhersagen zu können.

Die Beurteilung einer möglichen Gefahr erfolgt über Belastungspfade, die den Weg der umweltgefährdenden Stoffe von der Schadstoffquelle zum Schutzgut verfolgen. Es wird ermittelt, welche Schutzgüter und welche kritischen Pfade nennenswert zu einer Gefährdung beitragen. Es werden in den Bewertungsmodellen für Altlasten in der Regel folgende **Belastungspfade** unterschieden:

- **Grundwasser**
- **Oberflächengewässer** (stehendes und/oder fließendes Gewässer)
- **Boden**
- **Luft** (Gasbildung in der Abfallmatrix/Bodenluft und Staubaustrag)

Diese Belastungspfade sind miteinander verknüpft und können sehr komplexe Wirkungszusammenhänge haben. Eine Gefährdungsabschätzung muss mit pragmatischen Ansätzen die relevanten Belastungsauswirkungen aufschlüsseln.

Nach Ansicht der LAGA ist eine strenge Risikoanalyse aufgrund der komplexen Verhältnisse bei Altlasten nicht möglich, da eine Vielzahl chemischer Stoffe anzutreffen sind, deren Ausbreitungsverhalten und Wirkungen sehr unterschiedlich sind und sich einer quantitativen Analyse weitgehend entziehen. Es erscheint daher notwendig, sich bei der Gefahrenbeurteilung bewusst auf die Analyse der Wirkungen einiger relevanter Stoffe (bzw. Stoffgruppen) des Stoffinventars zu beschränken.

Die Gefahrenbeurteilung umfasst die Einschätzung, ob eine festgestellte Wirkung relevant ist oder nicht. Dies erfolgt in der Regel für die Schutzgüter mit Prüf- bzw. Maßnahmenwerten. Da es in Deutschland zunächst keine einheitlichen Prüf- oder Maßnahmenwerte gab, sind von einzelnen Ländern unterschiedliche Listenwerte entwickelt worden. Von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser LAWA wurden im Sinne der Vereinheitlichung eine Empfehlung für Prüf- und Maßnahmenwerte zur Beurteilung von Grundwasserkontaminationen veröffentlicht [LAWA-94]. Die Länderarbeitsgemeinschaft LAGA veranlasste zunächst die Erarbeitung eines

Sachstandberichtes, der zu einer Empfehlung von Prüf- und Maßnahmenwerten für den Boden führte [EW-94].

Diese Empfehlungen von LAWA und LAGA wurden von den Ländern aufgegriffen und z. B. in Sachsen in die „Empfehlungen zur Handhabung von Prüf- und Maßnahmenwerten für die Gefährdungsabschätzung von Altlasten in Sachsen“ weitgehend übernommen [SMU-95]. In anderen Ländern wird unabhängig von den Empfehlungen von LAWA und LAGA weiter an länderspezifischen Prüfwerten gearbeitet (z. B. in Baden-Württemberg [TR-95]).

Bei der Benutzung von Werten zur Beurteilung von Schadstoffwirkungen müssen folgende Definitionen berücksichtigt werden [SMU-95]:

Hintergrundwert (Referenzwert)

regionale Stoffkonzentration in Umweltmedien unter natürlichen Bedingungen und diffuser anthropogener Belastung ohne Wirkung einer lokal begrenzten Emissionsquelle.

Prüfwert

Schadstoffkonzentration in Umweltmedien, deren Überschreitung weitere Untersuchungen erfordert und bei deren Unterschreitung in der Regel ein Gefahrenverdacht als ausgeräumt gilt.

Maßnahmenwert (Maßnahmenschwellenwert)

Schadstoffkonzentration in Umweltmedien, bei deren Überschreitung in der Regel Maßnahmen zur Gefahrenabwehr (z. B. Sanierung, Nutzungsbeschränkung) erforderlich werden.

Das im Entwurf befindliche Bundes-Bodenschutzgesetz enthält Hinweise, was bei einer Sachverhaltsermittlung zu berücksichtigen ist. Auf Grundlage von Gefahrenwerten hat die zuständige Behörde festzustellen, ob eine schädliche Bodenveränderung oder Altlast vorliegt. Im Rahmen der Untersuchung und Bewertung sind insbesondere Art und Konzentration der Schadstoffe, die Möglichkeit ihrer Ausbreitung in die Umwelt und ihrer Aufnahme durch Menschen, Tiere und Pflanzen sowie die Nutzung des Grundstücks zu berücksichtigen.

Im Einzelnen werden bei dem Bewertungsansatz fünf Schritte berücksichtigt, die sich für alle Belastungspfade (Grundwasser, Boden, Oberflächengewässer, Luft) anwenden lassen:

1. Im ersten Verfahrensschritt wird die Stoffgefährlichkeit ermittelt.
2. Im zweiten Verfahrensschritt wird berücksichtigt, wieviel vom Schadstoff den Gefahrenherd verlässt, d. h. wie groß der Austrag ist.
3. Es wird einbezogen, wieviel von dem ausgetragenen Schadstoff beim betrachteten Umweltkompartiment ankommt, d. h. wie groß der Eintrag ist. Dabei ist von

Bedeutung, wie sich der Schadstoff nach Art und Menge auf dem Weg zum Schutzgut verändert.

4. Es wird berücksichtigt, wie sich Art und Menge des Schadstoffs beim Transport im betrachteten Umweltkompartiment verändern.
5. Es wird die Empfindlichkeit des Schutzgutes gegenüber den eingetragenen Schadstoffen und die Schutzwürdigkeit der Nutzung berücksichtigt. Dabei wird die Immissionssituation des betrachteten Umweltkompartiments sowohl im Eintragsbereich als auch bei der Nutzung in die Bewertung einbezogen.

Toxikologische Bewertungen sollten nach Einschätzung des Rat der Sachverständigen für Umweltfragen eine entscheidende Rolle bei der Abschätzung der Gefährdungen der menschlichen Gesundheit durch Altlasten und für die Bewertung von Sanierungsmaßnahmen spielen [SRU-95]. Schon im Umweltgutachten Altlasten I wird die Notwendigkeit von allgemein anerkannten Kriterien für alle Bereiche der Gefährdungsabschätzung betont [SRU-89].

Diese als „**toxikologische Gefährdungsabschätzung**“ bezeichnete Vorgehensweise gliedert sich in eine Expositionsabschätzung und in eine Bewertung der Exposition. Die **Expositionsabschätzung** beinhaltet die Ermittlung der bestehenden und künftigen Nutzung bzw. Expositionen von Personengruppen. Die Bewertung der Exposition geht von der analytischen Erfassung von Kontaminationen der Umweltmedien aus und schätzt die direkte oder indirekte Schadstoffaufnahme aus diesen Medien ab. Da die Aufnahmeraten für einen Standort nur schwer ermittelbar sind, geht man in der Regel von Expositionsszenarien aus, in denen in einem Modellansatz die Aufnahmeraten für unterschiedliche Nutzungsarten festgelegt sind.

Vom Rat der Sachverständigen wird festgestellt, dass wegen der komplexen Wirkungszusammenhänge eine exakte Bestimmung des gesundheitlichen Risikos durch Altlasten bzw. freigesetzte Schadstoffe nicht möglich ist. Dennoch wird ein praktikabler Ansatz gefordert, der in akzeptablem Zeit- und Kostenrahmen zu einem Ergebnis führt, das keine unververtretbaren toxikologischen Risiken beinhaltet.

Für eine Bewertung von Expositionen müssen toxikologisch begründete Orientierungswerte für die unterschiedlichen Aufnahmewege (oral, inhalativ, dermal) vorliegen, die es ermöglichen die Schadwirkung hinsichtlich Langzeit- und Kurzzeitbelastung zu quantifizieren. Von unterschiedlichen nationalen und internationalen Organisationen (BGA, WHO, US/EPA, FAO) wurden **duldbare tägliche Aufnahmemengen** abgeleitet, die von der resorbierbaren Schadstoffform und den resorbierten Mengenanteilen ausgehen. Solche duldbaren Aufnahmemengen wurden vor allem für Verunreinigungen in Lebensmitteln und für Trinkwasser abgeleitet.

Die duldbaren Aufnahmemengen auf der Basis der **Resorptionsrate** müssen für Schadstoffe mit Wirkungsschwelle so gewählt sei, dass bei lebenslanger Exposition keine nachteiligen Wirkungen auftreten.

Hilfsweise werden auch Angaben wie **LD₅₀** (letale Dosis für 50% der Probanden), **LOAEL** (lowest observed adverse effect level) oder **NOAEL** (no observed adverse effect

level) genutzt, obwohl sie zur vollständigen toxikologischen Bewertung von Stoffen in der Regel nicht ausreichen, da die ausgelösten Krankheiten und die relevanten Zielgewebe sehr unterschiedlich und nicht vergleichbar sind.

Im Auftrag des Umweltbundesamtes wurde in Zusammenarbeit mit der Expertengruppe „Gefahrenbeurteilung bei Altlasten“ (GEfA) vom Forschungs- und Beratungsinstitut Gefahrstoffe (FoBiG) für eine Liste von 82 altlastenrelevanten Stoffen toxikologische Basisdaten zur Gefahrenbeurteilung von Altlasten aus der Literatur zusammengetragen [HK-93]. Diese Basisdaten sind auch Grundlage für die im folgenden beschriebenen Ansätze, kanzerogene und toxische Wirkungen ausgewählter nicht-radioaktiver Stoffe abzuschätzen.

3 Integriertes Bewertungskonzept

Betrachtet man die beiden Bereiche radiologische und nicht-radiologische Kontaminationen, so sind sehr unterschiedliche Vorgehensweisen festzustellen, die sich in unterschiedlichen Kriterien, Bewertungsmaßstäben und -methoden zeigen. Für Standorte mit komplexen Kontaminationen von radiologischen und nicht-radiologischen Kontaminanten ist eine Gesamtrisikobetrachtung erforderlich. Diese setzt voraus, dass insbesondere die Bewertungsmaßstäbe vergleichbar sind. Nur auf diese Weise kann es gelingen, verschiedenartige Gefahrenkomponenten in den Gesamtzusammenhang zu stellen, insbesondere auch emotional belastete Kontaminationen nicht ungerechtfertigt überzubewerten und so angemessene Sanierungsmaßnahmen abzuleiten.

Zunächst ist die Frage nach der Bewertungsebene zu klären. Legt man das Stufenschema der Altlastenbehandlung für nicht-radiologische Kontaminanten zugrunde, so sind zu unterscheiden:

1. Ebene: Erstbewertung,
2. Ebene: Orientierende Bewertung,
3. Ebene: Detailbewertung.

Der Ansatz der quantitativen Optimierungsbewertung für radiologische Kontaminanten befindet sich danach auf der 3. Ebene, der Detailbewertung. Dieser Bewertung liegt eine Expositionsbeurteilung für unterschiedliche Szenarien zugrunde. Ziel ist es, durch Vergleich von unterschiedlichen Sanierungsoptionen auf der Basis einer Expositionsbeurteilung unter Berücksichtigung einer monetären Bewertung die „**optimale Sanierungslösung**“ zu finden.

Der Bewertungsansatz für nicht-radiologische Kontaminanten geht nicht so weit. Da er auf der Ebene der Detailbewertung ebenfalls eine Expositionsbeurteilung zugrundelegt, sind Ansätze für eine integrierte Vorgehensweise gegeben.

Die wesentlichen Unterschiede zwischen beiden Bereichen ist der **Abb. 1** zu entnehmen. Danach wird im radiologischen Bereich nur das Schutzgut „**Menschliche Gesundheit**“ betrachtet, während im nicht-radiologischen Bereich auch andere Schutzgüter wie das Schutzgut „**Ökosysteme**“ behandelt werden. Die stoffliche Bewertung ist sehr

unterschiedlich. Für den radiologischen Bereich werden die Auswirkungen aller Stoffe (Radionuklide) in einer einzigen Äquivalenzdosis aufsummiert. Für diese ist der oben erwähnte Dosisrichtwert von 1 mSv/a festgelegt, der einem Risiko für eine tödliche Krebserkrankung von $5 \cdot 10^{-5}$ entspricht. Im nicht-radiologischen Bereich ist dagegen für jeden Schadstoff ein Konzentrationswert als Gefahren- und Maßnahmenwert zu bestimmen, mit dem die gemessenen Konzentrationen einzeln verglichen werden müssen.

radiologische Kontaminanten	nicht-radiologische Kontaminanten
<ul style="list-style-type: none"> • Bewertungsgröße: Dosis für alle Belastungen einheitliche Bewertungsgröße 1 mSv \leftrightarrow $5 \cdot 10^{-5}$ (Risiko für tödliche Krebserkrankung) • Schutzgut: menschliche Gesundheit <ul style="list-style-type: none"> – Richtwert: 1 mSv/a für am höchsten exponierte Bevölkerungsgruppe über alle Expositionspfade – Optimierung unterhalb des Richtwertes nach dem Verhältnismäßigkeitsprinzip • Schutzgut: Ökosysteme (wird nicht betrachtet) 	<ul style="list-style-type: none"> • Bewertungsgröße: Konzentrationswert für jeden Schadstoff sind Gefahren- und Maßnahmenwerte festgelegt • Schutzgut: menschliche Gesundheit <ul style="list-style-type: none"> – Maßnahmenwert für jeden Schadstoff spezieller Wert – Optimierung unterhalb des Maßnahmenwertes: Sanierungszielwert \leftrightarrow Verhältnismäßigkeitsprinzip • Schutzgut: Ökosysteme (wird betrachtet)

Abb. 1: Charakterisierung der Vorgehensweise

Der im folgenden erläuterte **integrierte Bewertungsansatz** geht von folgenden 7 Punkten aus:

1. Verfügbarkeit von Daten für die Modellparameter
2. Offenheit für zukünftige Erweiterungen und Verfeinerungen
3. Verträglichkeit mit bestehenden Grundsätzen für die Bewertung von radioaktiven und nicht-radioaktiven Stoffen
4. Gemeinsame Bewertungsgröße für
 - kanzerogene Wirkungen durch radioaktive und nicht-radioaktive Stoffe,
 - toxische Wirkungen durch radioaktive und nicht-radioaktive Stoffe,
 die ein Maß für den mittleren Verlust an Lebensqualität oder Lebenszeit darstellt und auch zur Ermittlung des kollektiven Schadens verwendet werden kann.
5. Risiko und Maßnahmen werden monetär bewertet und verglichen.
6. Berücksichtigung langfristiger und externer Aspekte (z. B. Wartungs- und Sicherungsmaßnahmen, Überflutungen).
7. Berücksichtigung von Unsicherheiten durch probabilistische Ansätze.

Entscheidend für den Bewertungsansatz ist der Punkt 4.

Mit dem integrierten Bewertungsansatz wird eine vergleichende Bewertung verschiedenartiger Risiken ermöglicht. Die Risiken umfassen

- radiologische Risiken,
- chemisch karzinogene Wirkungen,
- chemisch-toxische Wirkungen und
- Risiken durch mögliche Arbeits- und Verkehrsunfälle bei der Sanierung
- Risiken durch Versagen der Sanierungsmaßnahmen, Überflutungen, Dammbüche etc.

als Wirkungen auf Leben und Gesundheit der Bevölkerung.

Ausgehend von radiologisch bedingten Krebserkrankungen und dem von der ICRP [ICR-90] entwickelten „*Detriment*-Konzept“, in dem schon der Versuch unternommen wird, tödliche und nicht-tödliche Erkrankungen mit einer gemeinsamen Größe zu bewerten, wurde als Schadensgröße, als gemeinsamer Maßstab für die vergleichende Bewertung der verschiedenartigen Gefahrenquellen die Größe „**Mittlerer effektiver Lebenszeitverlust**“ (MEL) eingeführt. Die Bedeutung dieser Größe ergibt sich im Falle tödlicher Erkrankungen, wie etwa Krebs, als statistischer mittlerer Lebenszeitverlust in einer Gruppe exponierter Personen.

Schon der *detriment*-Begriff der ICRP ist aber weiter gefasst. Auch der Schaden durch nicht-tödliche (geheilte) Krebserkrankungen wird durch Einführung geeigneter Wichtungsfaktoren in die abgeleiteten Risikofaktoren einbezogen und durch einen effektiven Verlust an Lebenszeit quantifiziert. Analog wird beim MEL verfahren.

Es ist dabei nicht möglich und auch nicht beabsichtigt, ein adäquates Maß für tatsächliche individuelle Schäden zu finden. Vielmehr soll der MEL für tödliche wie für nicht-tödliche Erkrankungen - z. B. auch Nicht-Krebserkrankungen - eine statistische Abschätzung für mögliche Gefahren sein. Verschiedene exponierte Personen werden möglicherweise verschiedene Krankheitsbilder in unterschiedlichen Schweregraden entwickeln. Der MEL soll hier ein „mittleres“ Maß, gemittelt über viele in gleicher Weise Exponierte, geben.

In dem hier dargestellten Bewertungsmodell für chemisch induzierte Erkrankungen werden verschiedene Teilmodelle für verschiedene Krankheitsarten entwickelt: auf der einen Seite Krebs, auf der anderen Seite durch toxische Stoffe verursachte Krankheiten. Sollte ein Stoff sowohl toxisch als auch krebserregend sein, so ergibt sich der Gesamtschaden durch die Exposition aus der Summe beider Einzeleffekte.

Im Hinblick auf toxische (Nicht-Krebs) Wirkungen wurde in Analogie zur „mittleren effektiven Lebenszeitverkürzung“ durch kanzerogene tödliche Wirkungen der „Verlust an Lebensqualität“ für toxische und andere Wirkungen eingeführt, um Wirkungen wie Haarausfall, Hauterkrankungen etc. quantitativ erfassen zu können. Das Ziel, auch diese Wirkungen mit einem einheitlichen Maßstab zu messen, wurde durch Abbildung des „Verlusts an Lebensqualität“ auf den MEL erreicht.

In Abb. 2 sind die Verhältnisse für die unterschiedlichen Wirkungen dargestellt. Kanzerogene Wirkungen (z. B. bei Uran oder Arsen) stellen stochastische Vorgänge dar.

Bereits 1 Molekül kann eine tödliche Folge haben. Bei den toxischen Wirkungen dieser Stoffe liegen deterministische Vorgänge vor. Erst ab einer bestimmten Wirkschwelle treten Erkrankungen auf. Hier wird u. a. unterschieden nach

LOAEL lowest observed adverse effect level= die niedrigste Gefahrstoffdosis bzw. -konzentration, bei der noch nachteilige Effekte beobachtet wurden.

NOAEL no observed adverse effect level = die höchste Gefahrstoffdosis bzw. -konzentration, bei der keine nachteiligen Effekte mehr beobachtet wurden.

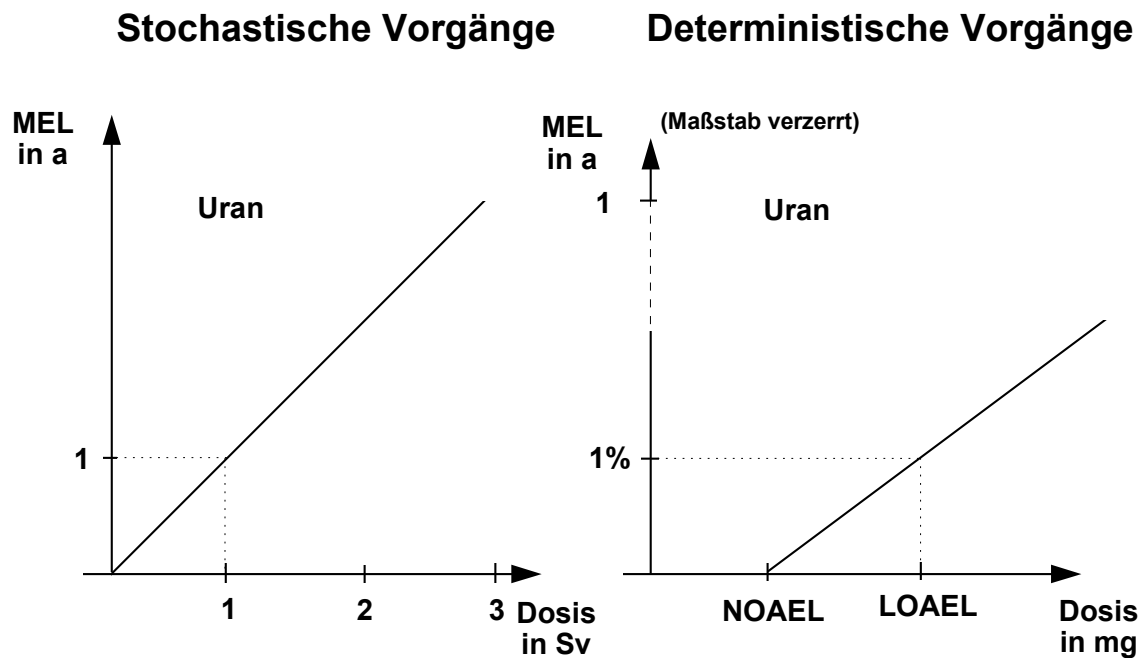


Abb. 2: Kanzerogene und toxische Wirkungen

Für chemisch-kanzerogene Wirkungen wurden die einfachen linearen Zusammenhänge zwischen Dosis und Wirkung gewählt, wie sie in der radiologischen Betrachtungsweise (linkes Diagramm von **Abb. 2**) weltweit über die ICRP als Konvention festgelegt sind. Hinsichtlich toxischer Wirkungen wurde ein linearer Zusammenhang oberhalb einer Schwellendosis (rechtes Diagramm) unter Verwendung des NOAEL und LOAEL gewählt. Dem LOAEL wurde ferner als Annahme eine mittlere effektive Lebenszeitverkürzung von 1% zugeordnet. Das bedeutet, dass z. B. einer Haupterkrankung oder anderen leichten Krankheitserscheinungen aufgrund einer beispielsweise 1-jährigen LOAEL-Exposition ein Verlust an Lebensqualität zugeordnet wird, der einem hundertstel Jahr Lebenszeitverlust korrespondiert.

Damit ist es möglich, kanzerogene und toxische Wirkungen über den Maßstab MEL gemeinsam zu bewerten.

Für die Quantifizierung von Risiken kann auf folgende Konventionen bzw. Erkenntnisse zurückgegriffen werden. Grundlage für den Bewertungsansatz ist die radiologische Risikobetrachtung, da ihr weltweit akzeptierbare Konventionen zugrunde liegen. Danach gilt entsprechend der ICRP (Empfehlung Nr. 60):

1 Sv <-> 1 Jahr MEL

Der Zusammenhang zwischen Krebsrisiko und mittlerem effektiven Lebenszeitverlust ergibt sich aus der Tatsache, dass eine tödliche Krebserkrankung - bei einer Wahrscheinlichkeit von $5 \cdot 10^{-5}$ pro 1 mSv - im statistischen Mittel zu einer Verkürzung der Lebenszeit um ca. 15 Jahre führt. Außerdem geht in das Jahr MEL zu einem gewissen Teil (25%) die Wirkung geheilter Krebserkrankungen ein.

Für die Abschätzung des tödlichen Krebsrisikos bei nicht-radiologischen Stoffen wird die Unit-Risk-Methode zugrunde gelegt. Danach gilt z. B. für Arsen

1 mg Arsen <-> Risiko von $1,5 \cdot 10^{-5}$ für tödliche Krebserkrankung

Auch wenn die Datenbasis noch viele Lücken enthält, so empfiehlt es sich, den aufgezeigten Weg zu gehen, da Methoden, wie z. B. die Unit-Risk-Methode, anerkannte Vorgehensweisen darstellen.

4 Vorgehensweise zur Abschätzung der „Mittleren effektiven Lebenszeitverkürzung“ MEL

Für eine Region oder einen Standort mit radiologischen und nicht-radiologischen Schadstoffen sind zunächst alle relevanten Schadstoffe zu ermitteln. Für das Schutzgut „Menschliche Gesundheit“ (Beschränkung zunächst darauf, da für andere Schutzgüter die Datenbasis sehr viel unsicherer ist) sind dann die relevanten Szenarien festzulegen, über die der Mensch mit den Schadstoffen belastet werden kann. Das bedeutet z. B. für das Szenario „Wasserpfad“, die Teilszenarien (Ts) wie

1. Grundwasser - Trinkwasser - Mensch
2. Oberflächenwasser/Beregnung - Pflanze - Tier - Mensch
3. Grundwasser/Beregnung - Pflanze - Tier - Mensch

u.w.m.

zu definieren. Dabei ist darauf zu achten, dass kein für die Exposition wichtiges (Teil-)Szenario vergessen wird. Für jedes Teilszenario ergibt sich ein Bewertungsansatz, bei dem der Schadstofftransport von der Freisetzung bis zum Schutzgut Mensch simuliert wird. Für die meist unsicheren Eingabedaten wird jeweils eine Wahrscheinlichkeitsverteilung angesetzt. Über eine Monte-Carlo-Simulation der Eingabedaten ergibt sich dann auch eine Verteilung für die ermittelte MEL. Insofern ergeben sich Ergebniskurven analog Abbildung 3. Der Erwartungswert für das 1. Teilszenario ist beispielsweise 0,01 MEL. Die Verteilung der mittleren effektiven Lebenszeitverkürzung aufgrund der Exposition durch alle Teilszenarien ergibt sich durch Überlagerung der Einzelverteilungen. Die in **Abb. 3** gezeigten Diagramme können beispielsweise als entsprechende Verteilungen des kollektiven MEL aufgefasst werden, wobei jeweils über die individuellen MEL-Werte der im betrachteten Gebiet lebenden Menschen summiert wurde.

In analoger Weise ist für andere Pfade, z. B. den Luftpfad zu verfahren. Weiterhin ist auf diese Weise auch die Wahrscheinlichkeitsverteilung der MEL für andere Risiken (s. vorne) zu ermitteln.

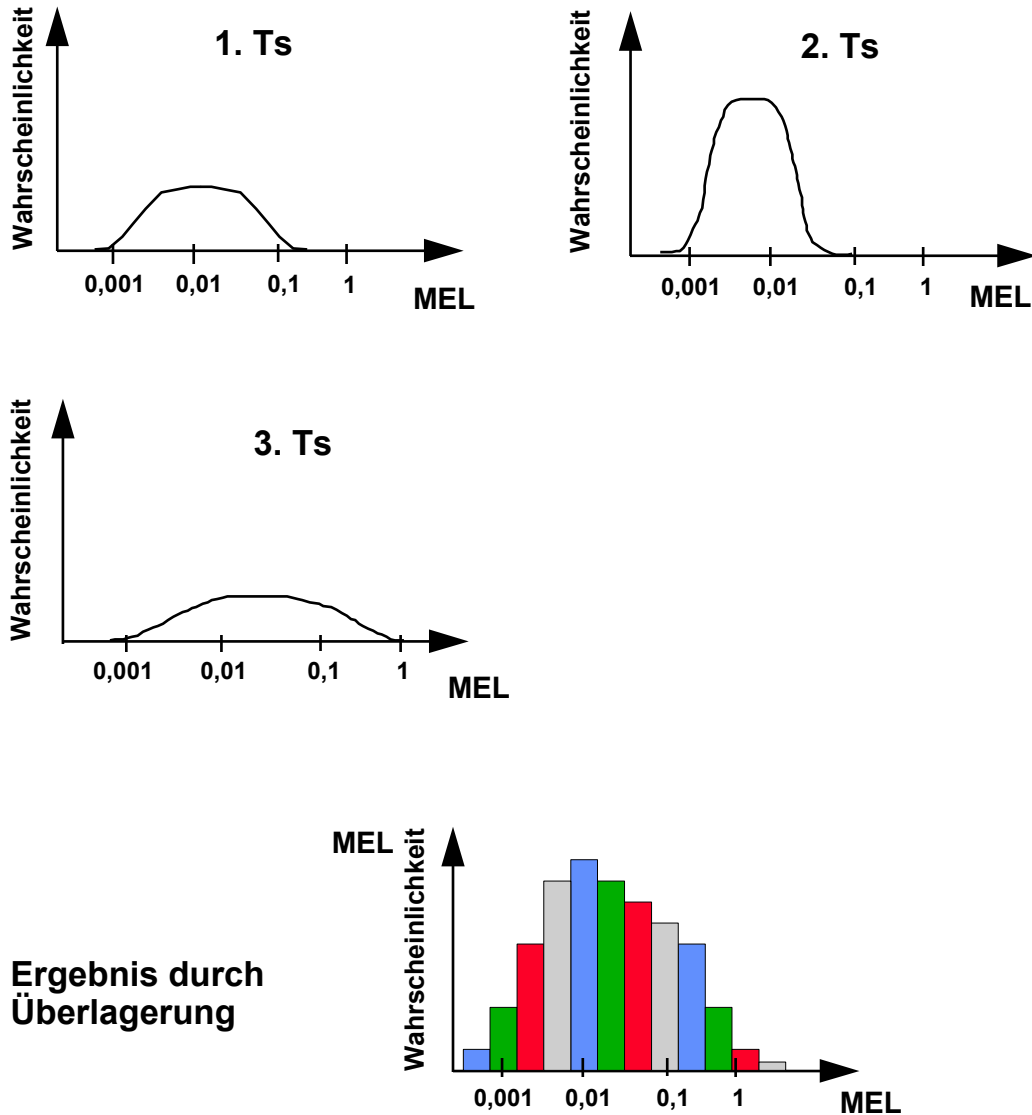


Abb. 3: Modell zur Abschätzung des MEL

Die Abbildungen in der Anlage zeigen Ergebnisse für beispielhafte MEL-Abschätzungen. Für die Schadstoffe Uran, Nickel und Arsen sind in **Abb. 4** (siehe Anlage) die Ergebnisse für toxische Schäden dargestellt. Es zeigt sich, dass der größte effektive Lebenszeitverlust für Uran zu erwarten ist. Für das betrachtete Kollektiv ergibt sich nach der Modellierung für das dargestellte Beispiel eine geringe Wahrscheinlichkeit, dass kein Verlust an Lebenszeit entsteht. Bei den betrachteten Stoffen Nickel und Arsen dagegen ergibt sich mit **hoher** Wahrscheinlichkeit kein Verlust an Lebenszeit. Dieser „Nullanteil“ ist ein Hinweis darauf, dass ein hoher Anteil der ermittelten Belastungen durch Nickel und Arsen unterhalb der angesetzten Wirkschwelle der verwendeten NOAEL-Werte liegt.

In **Abb. 5** (siehe Anlage) sind für den Schadstoff Uran die radiologisch-kanzerogenen und toxischen Schäden dargestellt. Die toxischen Wirkungen gemäß dem hier beschriebenen Ansatz sind danach kleiner als die radiologischen, aber durchaus vergleichbar. Da bei kanzerogener Wirkung keine Wirkschwelle angesetzt wird, ergibt sich kein „Nullanteil“ für das betrachtete Kollektiv. Insofern führt jede Freisetzung von kanzerogenen Stoffen auch zu einem Anstieg der vorhandenen Kollektivbelastung.

Mit dem Bewertungsansatz ist es möglich, die Auswirkung von Schäden für Teil-einzugsgebiete eines Standortes darzustellen. **Abbildung 6** (siehe Anlage) zeigt für die drei Schadstoffe Uran, Nickel und Arsen als Beispiel die Auswirkungen auf den Nahbereich (oberes Teilbild) und auf den Nah- und Fernbereich (unteres Teilbild). Da im Nahbereich nur wenige Personen von Schadstoffbelastungen betroffen sind, ergibt sich für das Kollektiv auch ein geringerer effektiver Lebenszeitverlust. Der Lebenszeitverlust wird im Nahbereich vor allem durch Uran verursacht.

Für den Fernbereich ergeben sich nach **Abbildung 6** vor allem Belastungen durch Arsen. Mit erhöhter Wahrscheinlichkeit ergibt sich ein kollektiver effektiver Lebenszeitverlust von 10 Jahren. Diese 10 Jahre sind die Summe aller Lebenszeitverluste des betrachteten Kollektivs. Die radiologischen Folgen für Uran dagegen führen zu einem kollektiven Lebenszeitverlust von einem Jahr.

Es ist zu betonen, dass die Verhältnisse zwischen den Wirkungen der verschiedenen Stoffe von den Schadstoffen und weiteren Standortfaktoren abhängen. Damit können sich für andere Standorte völlig andere Verhältnisse z.B. zwischen radiologischen und toxischen Schäden ergeben.

Die oben betrachteten Beispiele beruhen auf einem angenommenen Schadstoffaustrag ähnlich dem des Standortes Dänkritz in Sachsen. Dieser Standort ist Teil des Standortes Crossen nördlich von Zwickau und enthält neben einer Hausmüldeponie und einer mit Galvanikschlamm belasteten Fäkaliedeponie zwei industrielle Absetzbecken, in die im Rahmen der früheren Urangewinnung Aufbereitungsrückstände eingespült worden sind. Bedingt u. a. durch die Aufbereitungsverfahren und das verwendete Erz sind hier vor allem die Uran- und Arsen-Emissionen von Bedeutung. Aber auch Nickel und weitere Schadstoffe werden beobachtet. Da an anderen Standorten i. a. ganz andere Emissionssituationen vorliegen, werden die entsprechenden MEL-Werte für die Einzelstoffe und ihre Relationen untereinander anders sein.

5 Monetärer Gegenwert einer Risikoverminderung

Nach der Einführung des gemeinsamen Bewertungsmaßstabes MEL für alle relevanten Risikoarten bzw. Gefahrenquellen können im Zuge der Sanierungsplanung für Altlasten verschiedene Sanierungsvarianten in Bezug auf das verbleibende Gefahrenpotential verglichen werden. Um zu Sanierungsentscheidungen zu gelangen, ist eine Verknüpfung mit den finanziellen Aufwendungen für die verschiedenen Optionen notwendig. Auf quantitativer Basis ist dies nur möglich, indem eine Monetarisierung der Risikobeiträge erfolgt - d. h. die Festlegung eines für eine bestimmte Risikoverminderung vor dem Hintergrund beschränkter gesellschaftlicher Ressourcen akzeptablen finanziellen Aufwands.

Der entscheidende Schritt, der erst einen quantitativen Vergleich verschiedener Optionen ermöglicht, liegt in **der Umrechnung von Kollektivdosen in einen monetären Gegenwert**. Von der ICRP und in der internationalen Literatur werden Bereiche für den Umrechnungsfaktor α von Kollektivdosen (in Sv) in Kosten (in DM) angegeben. Damit wird die für die Optimierung erforderliche Verknüpfung von Nutzen und Kosten hergestellt.

Es ist zu betonen, dass dieser Umrechnungsfaktor α nicht den Wert des menschlichen Lebens quantifizieren soll; er spiegelt lediglich die gesellschaftliche Bereitschaft und Möglichkeit zu Investitionen wider, die zu einer Risikoverminderung für die betroffene Bevölkerung führen. Damit beruht dieser Umrechnungsfaktor auf einem gesellschaftlichen Konsens, der notwendig ist, da eine Verringerung *aller* Risiken auf vernachlässigbare Größenordnungen volkswirtschaftlich nicht möglich ist. Da auch auf dieser Basis eine definitive Festlegung des Umrechnungsfaktors nicht möglich ist, empfiehlt die ICRP, durch Sensitivitätsanalysen die Auswirkungen unterschiedlicher Werte innerhalb eines vernünftigen, mit sonstigen wirtschaftlichen und politischen Entscheidungen verträglichen Bereichs zu untersuchen. Ohne eine Umrechnung von Risiken in monetäre Einheiten ist eine quantitative Optimierung nicht möglich.

Ausgehend von verschiedenen Quellen [GOL-95] kann für den Umrechnungsfaktor α ein mittlerer Wert von 200.000 DM/Sv abgeleitet werden. Über eine Sensitivitätsanalyse mit Werten in einem Bereich von 100.000 - 300.000 DM/Sv kann die Entscheidungsfindung untermauert werden.

Der Umrechnungsfaktor α impliziert eine Monetarisierung mit Bezug auf den Lebenszeitverlust bei tödlichen Erkrankungen oder Unfällen. Entsprechend der mit der hier neu definierten Schadensgröße „Mittlerer Effektiver Lebenszeitverlust“ verbundenen Grundphilosophie ist derselbe Umrechnungsfaktor unmittelbar zur Monetarisierung anwendbar.

Aus einer derartigen Betrachtung ergibt sich eine Optimierung der Gesamtkosten, die sich wie folgt zusammensetzt:

$$\text{Gesamtkosten} = \text{Sanierungskosten} + \alpha \cdot \text{verbleibende Risiken}$$

Natürlich löst die Monetarisierung von Risiken, insbesondere wenn dabei ein Lebenszeitverlust bewertet wird, erhebliche Diskussionen aus. Aber die jüngsten Äußerungen der Generaldirektion Binnenmarktfragen der Europäischen Kommission über die Reduzierung der von Chemikalien ausgehenden Risiken erfordern eine Quantifizierung, d. h. eine Monetarisierung.

„Für die wirtschaftlichen und praktischen Nachteile einer Risikominderungsmaßnahme soll ebenso ein Gegenwert in Geld errechnet werden wie für die Schäden, die der in Betrachtung stehende Stoff bei Mensch und Umwelt bewirkt bzw. für die Größe der Reparatur des Schadens durch die geplante Risikominderungsmaßnahme. Auch einem konkreten Menschenleben bzw. dessen Verlust oder natürlichen Lebensräumen und Arten bzw. deren Verschwinden sollen konkrete Geldbeträge zugeordnet werden“ [BMU-97].

Das wichtigste Argument zugunsten einer solchen Monetarisierung bleibt aber der erst dadurch mögliche rationale Vergleich der denkbaren Sanierungsvarianten, auf dessen Basis allein nachvollziehbare Entscheidungen getroffen werden können.

Gleichwohl besteht für diesen aus dem Vereinigten Königreich und den Vereinigten Staaten stammenden Ansatz einer voll-quantitativen Kosten-Nutzen-Analyse in Art und Umfang der Anwendung noch kein allgemeiner Konsens. Das Bundesministerium hält, wie in [BMU-97] ausgeführt, daher eine intensive Diskussion über dieses Konzept der Kommission mit allen betroffenen Kreisen für erforderlich.

6 Zusammenfassung und Ausblick

Ausgehend von einer Gegenüberstellung der unterschiedlichen Konzepte des Strahlenschutzes und des nicht-radiologischen Umweltschutzes bei der Behandlung von Altlasten wurde ein neuer integrierter Bewertungsansatz vorgestellt. Mit diesem Ansatz können radiologische und chemische Risiken, aber auch Risiken durch die Sanierungstätigkeit selbst und ein mögliches späteres Versagen der Sanierungsmaßnahmen oder Naturereignisse in ein einheitliches Bezugssystem gestellt werden. Der Schwerpunkt lag hier auf der Integration der Bewertung von Wirkungen auf das Schutzgut „menschliche Gesundheit“, insbesondere hinsichtlich radiologischer und chemischer Noxen. Zur vergleichenden Behandlung wurde die gemeinsame Bewertungsgröße **„mittlere effektive Lebenszeitverkürzung“ MEL** eingeführt. Durch Annahme eines linearen Dosis-Wirkung-Zusammenhangs für radiologische und chemisch-kanzerogene und eines Schwellenansatzes für chemisch-toxische Wirkungen können die wichtigsten Charakteristika einer Exposition mit solchen Noxen als MEL ausgedrückt werden. Unsicherheiten in den zur MEL-Abschätzung benötigten Eingangsdaten werden durch Monte-Carlo-Simulationen berücksichtigt. Nach einer Monetarisierung der als MEL ausgedrückten Risiken gelingt der quantitative Vergleich von Sanierungsoptionen, so dass eine rationale Basis für die Entscheidungsfindung zur Verfügung steht, die die Kosten und die verschiedenartigen Risiken einbezieht.

Der vorgestellte Ansatz ist an einem konkreten Standort der WISMUT erprobt worden. Selbstverständlich sind eine Reihe von Punkten noch unsicher, die mit Annahmen überbrückt worden sind. Gleichwohl stellt das Ergebnis einen plausiblen Ansatz zur Entscheidungsfindung dar. Das Ergebnis ist transparent und erlaubt eine pragmatische Bewertung von Alternativen, und zwar mit einer quantitativen Rechtfertigung und Begründung. Unsicherheiten können durch die probabilistische Simulation konsistent innerhalb des Entscheidungsprozesses berücksichtigt werden. Dabei zeigte sich die Stärke des Modells, dass sowohl „harte Daten“ als auch bei ihrem Fehlen Expertenwissen gleichwertig einsetzen kann. Durch iterative Ansätze bei der Bewertung können prioritäre Risiken identifiziert und vermindert werden.

Die Verwendung eines monetären Gegenwerts für die Risikoverminderung erlaubt die Einschätzung der Kosteneffektivität von Maßnahmen.

Mit dem integrativen Bewertungsansatz konnte ein Brückenschlag zwischen zwei unterschiedlich entwickelten Politikbereichen erzielt werden. Daraus ergeben sich neue und problemorientierte gegenseitige Betrachtungen und Weiterentwicklungen.

7 Literatur

- [BMU-93] Gallas
Grenzwertproblematik bei Sanierungsmaßnahmen der WISMUT
Schreiben des BMU an das TMUL vom 20.4.1993
- [BMU-93a] Sangenstedt
Genehmigungsverfahren zur Umlagerung der Gessenhalde in den Tagebau Lichtenberg;
Grenzwertproblematik
Schreiben des BMU an das TMUL vom 30.7.1993
- [BMU-97] UMWELT Nr. 4/1997 S. 161-162
- [BS-93] Brenk Systemplanung
Thesenpapier zur Diskussion der Bewertungskriterien für bergbauliche
Hinterlassenschaften
Aachen, 05.06.1996
- [BS-97] Brenk Systemplanung
Ableitung integrierter Bewertungskriterien für radiologische und nicht-radiologische
Belastungen am Beispiel des Standortes Dänkritz
F+E-Abschlußbericht 1997 (nicht veröffentlicht)
- [EW-94] Ewers, U.; Viereck-Götte, L.:
Erarbeitung von Vorschlägen für wissenschaftlich begründete nutzungs- und
schutzgutbezogene Bodenprüfwerte
Hygieneinstitut des Ruhrgebietes Gelsenkirchen, 1994
- [GOL-95] W. Goldammer,
Application of Probabilistic Risk Based Optimisation - Approaches in Environmental
Restoration,
Proceedings der Tagung ICEM 95, Radioactive Waste Management and Environmental
Protection, Berlin, September 1995, S. 1455, ISBN 0-7918-1219-7; und Referenzen darin
- [HK-93] Hassauer, M.; Kalberlah, F.; Oltmanns, J.; Schneider, K.
Basisdaten Toxikologie für umweltrelevante Stoffe zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten -
Umweltbundesamt, Berichte 4/93 (Forschungsbericht 102 03 443/01), Erich Schmidt
Verlag, Berlin 1993
- [ICR-90] International Commission on Radiological Protection (Ed.)
1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection
Annals of the ICRP, ICRP Publication 60, Vol. 21, No. 1-3,
Oxford, Frankfurt, New York, 1991

[KAS-87] Kommentar zur Verordnung über Atomsicherheit und Strahlenschutz vom 11. Oktober 1984, GBl. I Nr. 30, S. 341 mit Durchführungsbestimmung zur Verordnung über Atomsicherheit und Strahlenschutz vom 11. Oktober 1984, GBl. I Nr. 30, S. 348, Hrsg. vom SAAS, Berlin, 1987

[LAGA-91] Länderarbeitsgemeinschaft Abfall
LAGA-Informationsschrift - Altablagerungen und Altlasten -
Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1991

[LAWA-94] Länderarbeitsgemeinschaft Wasser:
Empfehlungen für die Erkundung, Bewertung und Behandlung
von Grundwasserschäden, Stuttgart 1994

[SMU-95] Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung,
Freistaat Sachsen:
Materialien zur Altlastenbehandlung, Band 2: Empfehlungen zur Handhabung von Prüf-
und Maßnahmenwerten für die Gefährdungsabschätzung von Altlasten in Sachsen,
Dresden 1995

[SMU-95a] Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung,
Freistaat Sachsen:
Handbuch zur Altlastenbehandlung, Teil 3: Gefährdungsabschätzung, Pfad und Schutzgut
Grundwasser,
Dresden 1995

[SRU-89] Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen:
Altlasten, Sondergutachten, Dezember 1989, Metzler-Poeschel
Stuttgart

[SRU-95] Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen:
Altlasten II, Sondergutachten, Februar 1995, Metzler-Poeschel
Stuttgart

[SSK-92] Strahlenschutzkommission
Modelle, Annahmen und Daten mit Erläuterungen zur Berechnung der Strahlenexposition
bei der Ableitung radioaktiver Stoffe mit Luft oder Wasser zum Nachweis der Einhaltung
der Dosisgrenzwerte nach § 45 StrlSchV
Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission, Band 9,
ISBN 3-437-11196-5, Gustav Fischer Verlag Stuttgart, 1988

[TR-95] von der Trenk, K.T.; Ruf, J.:
Begründung der Orientierungswerte für Grundwasser der Verwaltungsvorschrift in Baden-
Württemberg, Kongress Grundwassersanierung 1995 UTECH Berlin, IWS-Schriftenreihe
Band 19, Erich Schmidt Verlag, Berlin 1995

[VOAS-84] Verordnung über die Gewährleistung von Atomsicherheit und
Strahlenschutz, Gbl. der DDR, Teil I, Nr. 30, S. 341,
21.11.1984

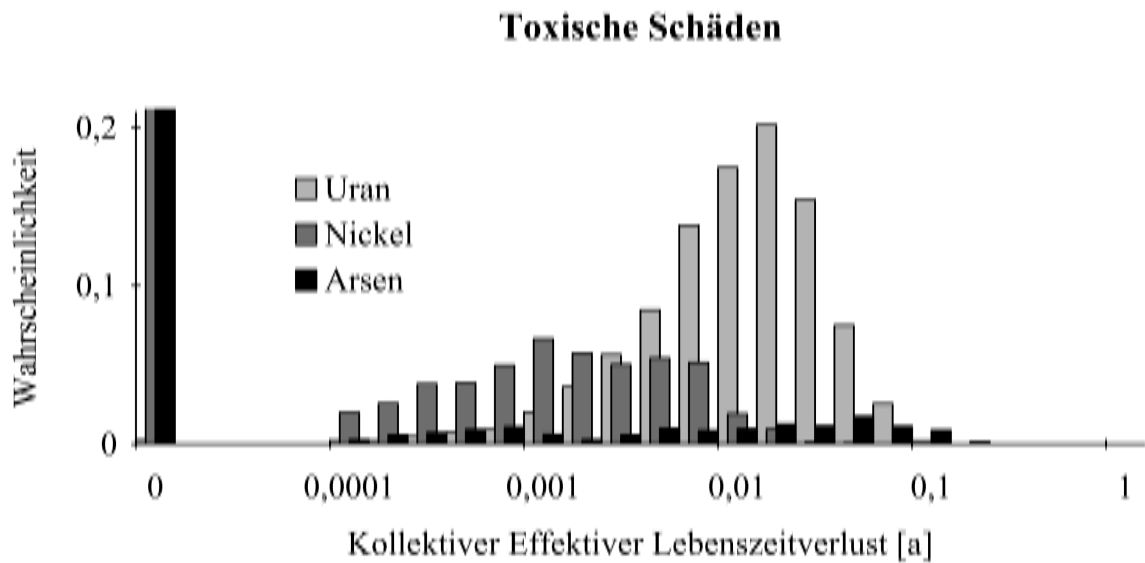


Abb. 4: Wahrscheinlichkeitsverteilung für den kollektiven effektiven Lebenszeitverlust

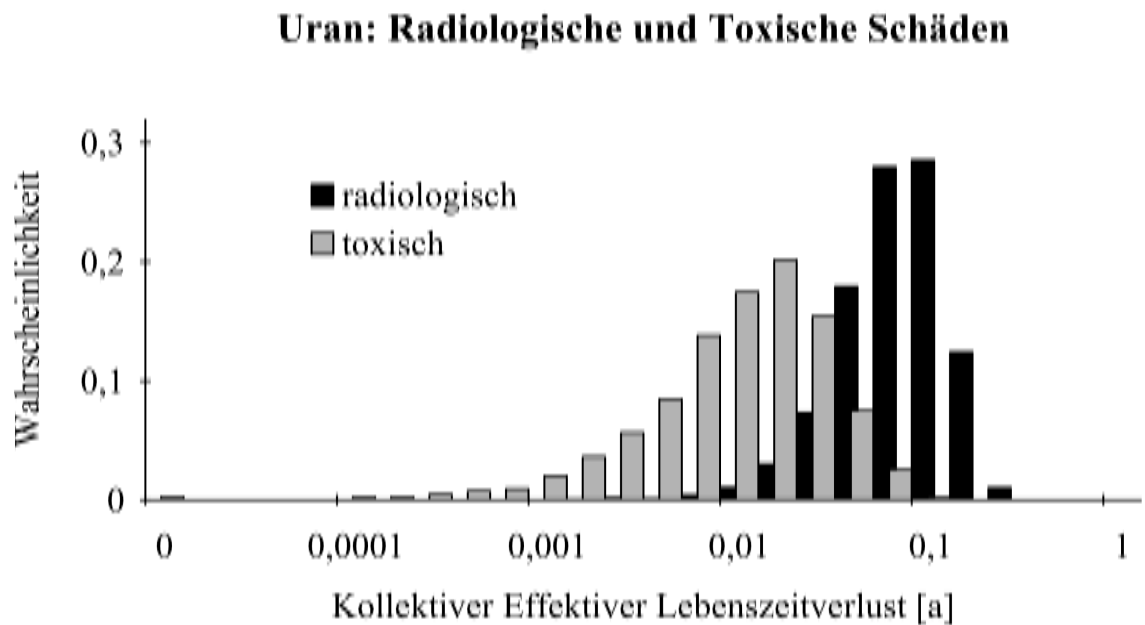


Abb. 5: Wahrscheinlichkeitsverteilung für den kollektiven effektiven Lebenszeitverlust

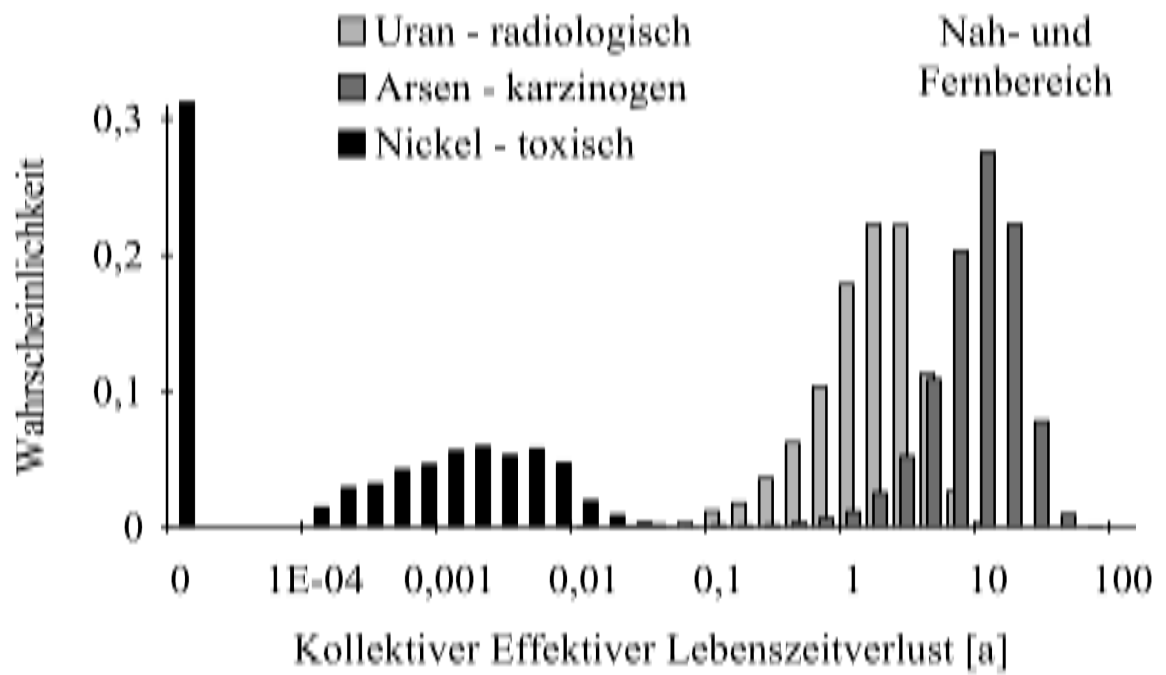


Abb. 6: Wahrscheinlichkeitsverteilung für den kollektiven effektiven Lebenszeitverlust