

Leitfaden zur radiologischen Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten

Leitfadenelement Grundwasserpfad bei Halden des Alt- und Uranbergbaus

Leitfaden zur radiologischen Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten

Leitfadenelement Grundwasserpfad
bei Halden des Alt- und Uranberg-
baus

K. Fischer-Appelt
J. Larue
J. Gerler*
Chr. Klinger**
*BfS Berlin
**DMT Essen

Mai 2003...

Auftrags-Nr.: 801400

Anmerkung:

Dieser Bericht ist von der GRS im Auftrag des BfS im Rahmen des Vorhabens 4295 erstellt worden. Der Auftraggeber behält sich alle Rechte vor. Insbesondere darf dieser Bericht nur mit seiner Zustimmung zitiert, ganz oder teilweise vervielfältigt werden bzw. Dritten zugänglich gemacht werden.

Der Bericht gibt die Auffassung und Meinung des Auftragnehmers wieder und muss nicht mit der Meinung des Auftraggebers übereinstimmen.

Kurzfassung

Zur fachgerechten Umsetzung der in den Berechnungsgrundlagen-Bergbau festgelegten Grundsätze der Expositionsermittlung hat das BfS mit Unterstützung der Gesellschaft für Anlagen und Reaktorsicherheit (GRS) mbH einen „Leitfaden zur radiologischen Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Hinterlassenschaften“ erstellt, der im Rahmen des Vorhabens StSch 4195 im Zeitraum 2001-2002 realisiert wurde. Mit dem Leitfaden sollen Rechtssicherheit, Transparenz und öffentliche Akzeptanz behördlicher Entscheidungen, z.B. die Anordnung von Nutzungseinschränkungen oder Sanierungsmaßnahmen, gefördert werden.

Gegenstand des vorliegenden Leitfadenelementes „Grundwasserpfad“ ist die Ermittlung der Radionuklidkonzentrationen im Sicker- und Grundwasserpfad bzw. die Prognose der spezifischen Aktivitäten im Grundwasserabstrom zur Berechnung der Strahlenexposition einzelner Halden des Alt- und Uranerzbergbaus. Hierzu wurde eine abgestufte Methodik entwickelt, die es erlaubt, den Untersuchungsaufwand den jeweiligen Standortanforderungen anzupassen. Ziel ist die Schaffung einer einheitlichen, fachlich fundierten Vorgehensweise bei der radiologischen Untersuchung bergbaulicher Hinterlassenschaften und die Klärung der Frage, ob Interventionsmaßnahmen erforderlich sind.

Abstract

For an appropriate implementation of the principles of exposure determination laid down in the “Berechnungsgrundlagen-Bergbau” (calculation basis – mining), a recommendation of the German Commission on Radiological Protection, the Federal Office for Radiation Protection (BfS) with assistance of GRS has developed a “Guideline for the Radiological Analysis and Assessment of Mining and Milling Residues”, as part of Project StSch 4195 (2001-2002). This guideline is to promote legal certainty, transparency and public acceptance of regulatory decisions, like orders constraining utilisation or to carry out remedial actions.

The purpose of the guideline element “Groundwater” is the investigation of radionuclide concentrations for the seepage and groundwater pathway and accordingly the prognosis of specific activities of the groundwater runoff for the determination of the

radiation exposure from particular heaps of former Uranium- and ore mining. For this purpose, a graduated methodology was developed which makes it possible to match the investigation expenditure with the site-specific requirements. The objective is the creation of a standardised and technically sound procedure for the radiological analysis of mining residues and the clarification of the need for intervention measures.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Allgemeine Grundsätze und Bewertungskriterien für den Expositionspfad „Freisetzung von Radionukliden mit dem Wasser“	2
2.1	Grundsätze der Expositionsermittlung für den Grundwasserpfad	2
2.2	Anwendungsbereich	4
2.3	Relevanzprüfung für den Grundwasserpfad	5
2.4	Ausschlusskriterium	8
3	Orientierungsuntersuchung Sickerwasserpfad	14
3.1	Vorbemerkungen	16
3.2	Methodik der Orientierungsuntersuchung	19
3.3	Untersuchungsprogramm	22
3.4	Auswertung der Ergebnisse	24
3.5	Erstellung eines Übersichts-Haldenhydraulikmodells	26
3.6	Vereinfachte Beurteilung des langfristigen Freisetzungsverhaltens	29
4	Hauptuntersuchung Sickerwasserpfad	32
4.1	Aufschluss und Beprobung der inneren Haldenstruktur durch Bohrungen	33
4.2	Differenzierung und Untersuchung der chemischen Homogenbereiche	34
4.3	Erstellung eines detaillierten Haldenhydraulikmodells	36
4.4	Beurteilung des langfristigen Freisetzungsverhaltens	37
5	Weiterführende Spezialuntersuchungen Sickerwasserpfad	43
5.1	Vorgehensweise beim Fehlen von repräsentativen Sickerwasserbeprobungsmöglichkeiten	44
5.2	Freisetzungs-Prognose	46
6	Ermittlung der aktuellen bzw. potenziellen Sickerwasserkonzentration und Vergleich mit dem Ausschlusskriterium	50

6.1	Messung der Radionuklidkonzentrationen im Sickerwasser (Istzustand)	50
6.2	Abschätzung der zukünftig maximalen Radionuklidkonzentrationen im Sickerwasser (Prognosezustand)	51
6.3	Vergleich der ermittelten Radionuklidkonzentrationen im Sickerwasser mit dem Ausschlusskriterium	52
7	Orientierende Untersuchungen Grundwasserpfad	53
7.1	Vorbemerkung	53
7.2	Erkundungsstrategie Grundwasser	54
7.3	Messung der Radionuklidkonzentration im Grundwasserabstrom (Istzustand)	61
7.4	Vereinfachte Ermittlung von aktuellen und potenziellen Radionuklid- konzentrationen zum Vergleich mit dem Ausschlusskriterium	65
8	Detailuntersuchung	71
8.1	Vorbemerkung	71
8.2	Grundlagenermittlung Grundwasser	72
8.3	Hydrogeologisches Modell	73
8.4	Auswahl des Berechnungsverfahrens	75
8.5	Programme	79
8.6	Qualifizierungsmaßnahmen	81
9	Literaturverzeichnis	86

1 Einleitung

Nach § 11 Abs. 8 des Gesetzes zum vorsorgenden Schutz der Bevölkerung gegen Strahlenbelastungen (Strahlenschutzvorsorgegesetz - StrVG) ist die Ermittlung der bergbaubedingten Umweltradioaktivität in den neuen Bundesländern Aufgabe des Bundes. Zuständig für diese Aufgabe ist das Bundesamt für Strahlenschutz (BfS). Das BfS hat in den Jahren 1991 bis 2000 das Projekt „Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten - Altlastenkataster“ durchgeführt. Hauptziel dieses Projektes war die Identifikation von radiologisch relevanten bergbaulichen Hinterlassenschaften in den betroffenen Ländern Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen. Dabei handelt es sich um Halden, industrielle Absetzanlagen, Erzverladestellen, Aufbereitungsanlagen, Betriebsflächen und andere Objekte des frühen Bergbaus auf Uran sowie des z. T. bereits im Mittelalter aufgenommenen Bergbaus auf andere Wertmetalle und Kohle. Die radiologische Bewertung von bergbaulichen Objekten, Flächen und Rückständen im Zuständigkeitsbereich der Wismut GmbH war nicht Gegenstand des Altlastenkatasters.

Die Ergebnisse des Altlastenkatasters haben gezeigt, dass bei den meisten Hinterlassenschaften des früheren Erz- und Uranbergbaus gegenwärtig und auch zukünftig bei unveränderter Nutzung keine relevanten Strahlenbelastungen der Bevölkerung zu besorgen sind. Für ca. 900 Hinterlassenschaften konnten jährliche Strahlenexpositionen von mehr als 1 mSv für Personen der Bevölkerung nicht mit hinreichender Sicherheit ausgeschlossen werden. Für diese im Altlastenkataster als Klasse-B-Objekte ausgewiesenen Hinterlassenschaften (es handelt sich dabei vorrangig um Halden sowie zahlenmäßig untergeordnet Industrielle Absetzanlagen, Erzverladestellen, Aufbereitungsanlagen und sonstige Anlagen) sind zur Klärung der Expositionssituation vertiefende standortspezifische Untersuchungen und Expositionspfadanalysen erforderlich. Maßgeblich hierfür sind die vom BMU herausgegebenen „Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen-Bergbau)“, abgekürzt BglBb.

Aufgabe des Bundes ist nach § 2 StrVG die Entwicklung- und Festlegung von Probe-, Analyse- und Messverfahren zur fachgerechten Umsetzung der in den Berechnungsgrundlagen-Bergbau festgelegten Grundsätze der Expositionsermittlung. Hierzu hat das BfS mit Unterstützung der Gesellschaft für Anlagen und Reaktorsicher-

heit (GRS) mbH einen „Leitfaden zur radiologischen Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Hinterlassenschaften“ erstellt.

Zweck des Leitfadens ist die Schaffung einer einheitlichen, fachlich fundierten Vorgehensweise bei der radiologischen Untersuchung bergbaulicher Hinterlassenschaften und Klärung der Frage, ob Interventionsmaßnahmen erforderlich sind. Mit dem Leitfaden sollen Rechtssicherheit, Transparenz und öffentliche Akzeptanz behördlicher Entscheidungen, z.B. die Anordnung von Nutzungseinschränkungen oder Sanierungsmaßnahmen, gefördert werden. Weiterhin soll die Effizienz der Untersuchungsmaßnahmen und Sachstandsbewertungen durch die Standardisierung der Verfahren erhöht werden.

2 Allgemeine Grundsätze und Bewertungskriterien für den Expositionspfad „Freisetzung von Radionukliden mit dem Wasser“

2.1 Grundsätze der Expositionsermittlung für den Grundwasserpfad

Das Leitfadenelement Grundwasser beschreibt die Anwendung der Berechnungsgrundlagen Bergbau in Bezug auf den Expositionspfad „Freisetzung von Radionukliden mit dem Wasser“ als Teil des Expositionsszenarios „Verzehr von Muttermilch und lokal erzeugter Lebensmittel (pflanzliche und tierische Produkte sowie Wasser)“ nach Teil I Ziffer 2.5 BglBb. Die Berechnungsgrundlagen-Bergbau unterscheiden dabei nicht zwischen Grund- und Oberflächenwasser. Bei bergbaulichen Halden ist i.d.R. der Grundwasserpfad in Bezug auf die Strahlenexposition dominant und wird daher in diesem Leitfadenelement vorrangig behandelt. Aus den Untersuchungsergebnissen für den Grundwasserpfad (dazu gehört z.B. die Bestimmung der Radionuklidkonzentrationen im Sickerwasser und die Ermittlung des Quellterms) können aber ggf. bereits die notwendigen Informationen zur Bewertung der Relevanz des Oberflächenwasserpfades abgeleitet werden.

Nach den BglBb soll die Strahlenexposition für Einzelpersonen der Bevölkerung (Referenzpersonen mit standardisierten Lebens- und Ernährungsgewohnheiten) an den ungünstigsten Einwirkungsstellen und unter Berücksichtigung der im konkreten Anwendungsfall relevanten Expositionsszenarien und -pfade ermittelt werden. Bei der Festlegung ungünstiger Einwirkungsstellen sind aktuelle Nutzungen und mögliche zukünftige

Nutzungen zu berücksichtigen. Weiterhin sollen den Expositionsrechnungen repräsentative Werte der spezifischen Aktivität im Wasser oder Lebensmittel zugrunde gelegt werden. Messungen an den ungünstigsten Einwirkungsstellen haben bei der Ermittlung repräsentativer Werte Vorrang vor Berechnungen. Letztere sind unter bestimmten Voraussetzungen aber zulässig und notwendig.

Bei der Freisetzung von Radionukliden über den Wasserpfad sind nach den BglBb grundsätzlich die Expositionspfade Trinkwasser, Fisch, Beregnung von Nahrungs- und Futterpflanzen sowie Viehtränke mit Übergängen von Radionukliden in die Nahrungskette des Menschen zu berücksichtigen. Da bei der Ermittlung der Strahlenexposition auch zukünftige Nutzungen und mögliche Änderungen der spezifischen Aktivitäten im Wasser in den nächsten Jahrzehnten bis Jahrhunderten zu beachten sind, kann die Berechnung der Strahlenexposition nicht allein über die Analyse von Nahrungsmitteln oder über die aktuelle Qualität des Wassers an ungünstigen Einwirkungsstellen erfolgen, sondern muss prognostiziert werden. Die Prognose zukünftiger Expositionen erfordert Kenntnisse zum langfristigen Freisetzungsverhalten der Radionuklide aus den bergbaulichen Hinterlassenschaften. Diese Informationen lassen sich aus Materialuntersuchungen in Verbindung mit der Analyse des Sickerwassers ableiten. Geeignete Verfahren werden in den Kapiteln 3 bis 6 beschrieben.

In Bezug auf den Expositionspfad „Freisetzung von Radionukliden mit dem Wasser“ gemäß Teil I Ziff. 2.6.3 BglBb wird das Vorgehen bei der radiologischen Untersuchung und Bewertung des Grundwasserpfades nach dem Leitfaden in drei Hauptphasen untergliedert. Das methodische Vorgehen ist in Abb. 3.1 (Kapitel 3) als Flussdiagramm dargestellt.

- In der ersten Phase wird auf der Basis vorhandener Daten (Altlastenkataster, hydrogeologische Kartenwerke und andere Quellen) die Relevanz des Grundwasserpfades am Standort geprüft. Das Verfahren wird in Abschnitt 2.3 beschrieben.
- Ist der Grundwasserpfad relevant, werden in der zweiten Bearbeitungsphase Untersuchungen zur Radionuklidfreisetzung aus dem Haldenmaterial und ggf. die Bestimmung des Quellterms der Halde durchgeführt. Die entsprechenden Verfahren werden in den Kapiteln 3 bis 6 beschrieben.
- Die dritte Untersuchungsphase berücksichtigt die Ausbreitung der freigesetzten Radionuklide mit dem Grundwasser in der gesättigten Bodenzone (Kapitel 7 und 8).

Damit der Untersuchungsaufwand auf das radiologisch erforderliche Maß begrenzt bleibt, wird nach der Bearbeitungsphase 2 (Quelltermittlung) anhand eines sog. „Ausschlusskriteriums“, das in Abschnitt 2.4 beschrieben wird, geprüft, ob weitergehende Untersuchungen erforderlich sind. Letzteres ist der dann Fall, wenn für Referenzpersonen an den ungünstigsten Einwirkungsstellen Strahlenexpositionen oberhalb eines bestimmten Prüfwertes nicht mit hinreichender Sicherheit ausgeschlossen werden können. Der Prüfwert (Ausschlusskriterium) wird zunächst mit dem zehnten Teil des Jahresdosisrichtwertes von 1 mSv angesetzt. In Abhängigkeit von der konkreten Standortsituation (z.B. bei mehreren Emittenten) und den Dosisbeiträgen der übrigen Expositionspfade sind ggf. für den Grundwasserpfad jährliche Dosen von mehr als 0,1 mSv tolerierbar, wenn sichergestellt ist, dass der Jahresdosisrichtwert von 1 mSv nicht überschritten wird.

In der dritten Bearbeitungsphase (Ausbreitung von Radionukliden im Grundwasser-raum) wird aufbauend auf den Ergebnissen der Quelltermittlung zunächst mit einem einfachen hydrogeologischen Verdünnungsmodell, das in Abschnitt 7.4 beschrieben wird, anhand des Ausschlusskriteriums geprüft, ob weitergehende Detailuntersuchungen des Grundwasserpfades oder komplexe Grundwasser- und Transportmodellierungen erforderlich sind. Auf entsprechende Untersuchungen kann dann verzichtet werden, wenn das in Abschnitt 2.4 erläuterte Ausschlusskriterium erfüllt wird.

2.2 Anwendungsbereich

Die Empfehlungen dieses Leitfadenelementes wurden vorrangig für die vertiefende Untersuchung des Grundwasserpfades bei Halden des Alt- und Uranbergbaus, die im BfS-Altlastenkataster als radiologisch relevant identifiziert wurden (Klassifikationskategorie „B“), entwickelt. Der Leitfaden berücksichtigt die im Altlastenkataster dokumentierten Vorkenntnisse und baut auf diesen auf.

Gegenstand des Leitfadenelementes Grundwasser ist die Ermittlung der Strahlenexposition über den Sicker- und Grundwasserpfad bzw. die Prognose der spezifischen Aktivitäten im Grundwasserabstrom einzelner Halden des Alt- und Uranbergbaus. Komplexe Überlagerungen von Strahlenexpositionen bei mehreren Emittenten (Halden) werden in diesem Leitfadenelement nicht behandelt. Bei der Bewertung der von einer Halde ausgehenden Strahlenexposition werden jedoch mögliche Einflüsse anderer Emittenten in Abzug gebracht.

2.3 Relevanzprüfung für den Grundwasserpfad

Bei der Ermittlung der Strahlenexposition sind nach den BglBb jeweils die im tatsächlichen Anwendungsfall relevanten Expositionspfade zu berücksichtigen, wobei die Frage der Relevanz vorrangig auf der Basis qualitativer Kriterien entschieden werden soll.

Der Grundwasserpfad ist grundsätzlich als relevant anzunehmen, wenn die zu bewertende Hinterlassenschaft innerhalb eines Trinkwasserschutzgebiets (Schutzzone III) oder innerhalb eines anderweitig abgegrenzten Gebietes einer Grundwassernutzung liegt. In diesem Fall kann prinzipiell nicht ausgeschlossen werden, dass Radionuklide, die über das Sickerwasser ins Grundwasser gelangen, langfristig auch Trinkwasserfassungen erreichen. Relevant ist der Grundwasserpfad auch, wenn im Abstrom der Hinterlassenschaft anderweitige Wassernutzungen, wie z.B. die Entnahme von Grund- oder Bachwasser zur Beregnung von Nutzpflanzen oder als Viehtränke, vorhanden oder zukünftig zu besorgen sind. Der Begriff „zukünftig“ wird hier im Sinne von Teil I Ziffer 2.3.2c der BglBb verwendet.

Bei allen anderen Fällen muss die Relevanz des Grundwasserpfades im Einzelfall geprüft werden. Am Anfang der Untersuchungen ist es weder sinnvoll noch möglich, die Radionuklidkonzentration an der ungünstigsten Einwirkungsstelle mit ausreichend hoher Genauigkeit zu bestimmen. Es sollte vielmehr vorab überschlägig geprüft werden, ob relevante Strahlenexpositionen an der ungünstigsten Einwirkungsstelle zu erwarten sind. Dies kann anhand der in Tab. 2.1 beschriebenen Kriterien erfolgen.

Tab. 2.1 Beurteilung der Relevanz des Grundwasserpfad anhand radiologischer und hydrogeologischer Standortdaten.

Parameter	Bewertungszahlfaktor	Bewertung der möglichen Exposition über den Grundwasserpfad		
		gering (Bewertungszahl 1)	mittel (Bewertungszahl 2)	hoch (Bewertungszahl 3)
1.) Radionuklidinventar der Halde	≥ 1,5	Uran < 0,1 t und Ra-226 < 10 ⁹ Bq	Uran 0,1 - 10 t und / oder Ra-226 = 10 ⁹ - 10 ¹¹ Bq	Uran > 10 t oder Ra-226 > 10 ¹¹ Bq
2.) Integrale Sorptionskapazität der ungesättigten Zone unter der Halde bis hin zum Grundwasser	≥ 0,5	hoch: <ul style="list-style-type: none"> • schluffig-tonige Sedimente und • Mächtigkeit > 2 m 	mittel: <ul style="list-style-type: none"> • schluffige-sandige Sedimente und • Mächtigkeit > 2 m 	gering: <ul style="list-style-type: none"> • sandig-kiesige Sedimente oder • klüftiges Festgestein • Mächtigkeit beliebig
3.) Eigenschaften der gesättigten Zone im Abstrom der Halde	≥ 1,0	<ul style="list-style-type: none"> • Grundwasser-nichtleiter mit Durchlässigkeitsbeiwert $k < 10^{-9}$ m/s 	<ul style="list-style-type: none"> • Grundwasser-geringleiter mit Durchlässigkeitsbeiwert $k 10^{-5} - 10^{-9}$ m/s 	<ul style="list-style-type: none"> • Poren- oder Kluffgrundwasserleiter mit Durchlässigkeitsbeiwert $k > 10^{-5}$ m/s

Zur Anwendung von Tab. 2.1 sind folgende Hinweise zu geben:

Zu 1) Radiologische Eigenschaften der Halde:

Nach Untersuchungen in /GRS 99/ korreliert die Radionuklidkonzentration in Haldensickerwässern positiv mit dem Radionuklidinventar der Halde. Somit sind die relevanten Expositionen über den Grundwasserpfad bei großen Halden wahrscheinlicher als bei Kleinhalden.

Zu 2) Schutzfunktion der gesamten ungesättigten Zone unterhalb der Halde:

Die nichtkontaminierte Bodenschicht zwischen Grundwasseroberfläche und Haldebasis beeinflusst den Radionuklidtransfer von der Halde ins Grundwasser über die Parameter Mächtigkeit und Durchlässigkeit. Hohe Schichtdicken und geringe Durchlässigkeiten bewirken bei nichtklüftigen Lockersedimenten längere Verweilzeiten des Sickerwassers in der ungesättigten Zone und damit eine höhere Sorption von Radionukliden an der Bodenmatrix. In Abhängigkeit von der Sorptionskapazität

azität der ungesättigten Zone kann der Radionuklideintrag ins Grundwasser stark gehemmt oder vollständig unterbunden werden.

Zu 3) Eigenschaften der gesättigten Zone im Abstrom der Halde:

Nach dem Eintrag von Radionukliden in den Grundwasserkörper wird die mögliche Exposition an einer Einwirkungsstelle von den Eigenschaften des Grundwasserleiters bestimmt. Hier können zunächst die hydraulischen Eigenschaften des Grundwasserleiters für eine orientierende Bewertung der möglichen Exposition herangezogen werden, wobei nach /LAWA 01/ eine Klasseneinteilung in Grundwasserleiter (k-Wert $\geq 10^{-5}$ m/s), Grundwassergeringleiter (k-Wert = 10^{-5} - 10^{-9} m/s) und Grundwassernichtleiter (k-Wert $\leq 10^{-9}$ m/s) angebracht ist. Diese Angaben können den verfügbaren hydrogeologischen Kartenwerken entnommen werden.

Grundwasserleiter mit Durchlässigkeitsbeiwerten $< 10^{-9}$ m/s sind zur Wassergewinnung nicht geeignet und werden i.d.R. auch im privaten Bereich nicht genutzt. Außerdem werden in solchen Grundwasserleitern Radionuklide relativ gut sorbiert und die Schadstoffausbreitung dadurch stark gehemmt oder gänzlich unterbunden. Die möglichen Expositionen sind für diese Grundwasserleiter als gering zu bewerten.

Grundwassergeringleiter mit Durchlässigkeitsbeiwerten im Bereich von 10^{-5} bis 10^{-9} m/s werden i.d.R. nur im privaten Bereich, z.B. zur Gartenbewässerung über einen Hausbrunnen, genutzt. Zur Trinkwasserversorgung eignen sich diese Grundwasserleiter nicht. Die mögliche Exposition kann daher als mittel eingestuft werden.

Grundwasserleiter mit Durchlässigkeitsbeiwerten $> 10^{-5}$ m/s sind auch zur Trinkwasserversorgung geeignet, so dass die mögliche Exposition hier als hoch bewertet werden muss. Allerdings werden die Schadstoffgehalte in diesen Grundwasserleitern durch zusitzende unkontaminierte Wässer häufig erheblich verdünnt und die möglichen Expositionen dadurch limitiert.

Für die Relevanzprüfung wird jedem der in Tab. 2.1 genannten Parameter die Bewertungszahl 1 oder 2 oder 3 zugeordnet. Die erforderlichen Daten können z.B. dem Altlastenkataster, vorhandenen hydrogeologischen und geologischen Kartenwerken oder Gutachten zum Standort entnommen werden. Bei fehlenden Angaben wird jeweils die ungünstigste Bewertungszahl (= 3) vergeben. Die Relevanz des Grundwasserpfades für mögliche Strahlenexpositionen orientiert sich an der mittleren Bewertungszahl X_B aus allen 3 Parametern, wobei unterschiedliche Wertungen der einzelnen Bewertungszahlen über Bewertungszahlfaktoren berücksichtigt werden:

$$X_B = \frac{\sum_n (f_{B,n} \cdot B_n)}{n} \quad (2.1)$$

mit B_n = Bewertungszahl
 $f_{B,n}$ = Bewertungszahlfaktor
 n = Anzahl der Parameter (hier 3).

Relevante Strahlenexpositionen über den Grundwasserpfad sind wahrscheinlich, wenn

$$X_B \geq 2$$

ist. Andernfalls können die Strahlenexpositionen über den Grundwasserpfad als nicht relevant eingestuft werden. Sofern der Grundwasserpfad als expositionsrelevant eingestuft wurde, muss im nächsten Schritt eine geochemische Orientierungsuntersuchung des Sickerwasserpfades gemäß Kapitel 3 erfolgen.

2.4 Ausschlusskriterium

Das Ausschlusskriterium ist ein Instrument zur vereinfachten Prüfung der über den Wasserpfad möglichen Expositionen. Es ist nicht auf den Grundwasserpfad beschränkt, sondern kann ebenso auf den Oberflächenwasserpfad angewendet werden. Das Ausschlusskriterium berücksichtigt, dass die nach den Berechnungsgrundlagen Bergbau maßgeblichen Strahlenexpositionen jeweils an ungünstigsten Einwirkungsstellen zu ermitteln sind. Maßgeblicher Ort der Bewertung von Strahlenexpositionen kann ein beliebiger Punkt im Abstrom zwischen der Einwirkungsstelle und der Hinterlassenschaft sein. Auf dem Weg von der Hinterlassenschaft bis zur ungünstigsten Einwirkungsstelle verringert sich die Radionuklidkonzentration im Wasser durch Verdünnung, Dispersion und Retardation, so dass die Radionuklidkonzentration an der Einwirkungsstelle nicht höher sein kann als im Abstrom der Hinterlassenschaft. Eine direkte Messung der beurteilungsrelevanten spezifischen Aktivität an ungünstigsten Einwir-

kungsstellen ist nicht belastbar interpretierbar, da die Verweilzeiten der Nuklide im Aquifer z.T. erheblich sind (insbesondere bei Porengrundwasserleitern) und expositionsrelevante Nuklide wie Ra-226 oder Pb-210 die Einwirkungsstellen häufig noch nicht erreicht haben. Bei der Expositionsabschätzung für den Grundwasserpfad ist man daher auf Prognosen angewiesen, die das Freisetzungsverhalten der Nuklide aus der Hinterlassenschaft und den Transport bis hin zur Einwirkungsstelle berücksichtigen müssen. Diese in der ungesättigten und gesättigten Bodenzone ablaufenden Prozesse sind sehr komplex und lassen sich standortspezifisch nur auf der Basis umfangreicher und kostenintensiver Untersuchungen beschreiben.

Mit dem Ausschlusskriterium soll in verschiedenen Phasen der Objektbewertung (nach Abschluss der Untersuchung des Sickerwasserpfad und nach Abschluss der orientierenden Grundwasseruntersuchung) vorab mittels einfacher Methoden geprüft werden, ob weitergehende Untersuchungen des Grundwasserpfad erforderlich sind. Dazu wird konservativ eine Nutzung des Sickerwassers unter Vernachlässigung von Verdünnungs- oder Sorptionsprozessen unterstellt. Berücksichtigt werden die Rechenvorschriften der BglBb und alle dort genannten Kontaminationswege (Trinkwasser, Wasser-Fisch, Beregnung von Nahrungs- und Futterpflanzen, Viehtränke) sowie Ingestionsdosiskoeffizienten, Verzehrswerten, Transferfaktoren und Werte zur Berechnung des Radionuklidtransportes nach Anlage III der BglBb. Auf der Basis dieser Vorschriften und Parameter können für die Altersklassen (j) der BglBb Koeffizienten zur vereinfachten Berechnung der jährlichen Strahlenexposition über den Grundwasserpfad abgeleitet werden. Diese Konversionskoeffizienten sind in Tab. 2.2 wiedergegeben. Bei Anwendung des Ausschlusskriteriums soll die Strahlenexpositionen zunächst für die kritische Gruppe der Kleinkinder ≤ 1 Jahr berechnet werden.

Tab. 2.2 Konversionskoeffizienten $g_{w,r,j}$ zur vereinfachten Berechnung der jährlichen effektiven Dosis über den Grundwasserpfad für die Altersgruppen (j). Parameter und Kontaminationsszenarien nach BglBb.

Nuklid	$g_{w,r,j}$ in $(\text{mSv} \cdot \text{a}^{-1})/(\text{Bq} \cdot \text{l}^{-1})$					
	$\leq 1 \text{ a}$	1 - 2 a	2 - 7 a	7 - 12 a	12 - 17 a	$> 17 \text{ a}$
U-238	0,075	0,024	0,021	0,022	0,026	0,024
U-234	0,082	0,026	0,023	0,024	0,029	0,026
Th-230	0,91	0,087	0,083	0,084	0,091	0,12
Ra-226	1,11	0,24	0,19	0,31	0,68	0,16
Pb-210	1,91	0,86	0,65	0,74	0,87	0,44
Po-210	6,67	3,68	2,15	1,77	1,25	1,34
U-235	0,078	0,026	0,022	0,023	0,027	0,025
Pa-231	2,93	0,28	0,32	0,35	0,36	0,44
Ac-227	7,40	0,67	0,62	0,56	0,52	0,66
Th-232	1,02	0,095	0,094	0,10	0,10	0,13
Ra-228	7,06	1,42	1,05	1,51	2,38	0,40
Th-228	0,82	0,078	0,058	0,052	0,038	0,041

Die zusätzliche jährliche Strahlenexposition H_{eff} aufgrund bergbaulicher Hinterlassenschaften ergibt sich nach Formel (2.2) zu

$$H_{eff,j} = \sum_r (c_{W,r} - c_{B,r}) \cdot g_{W,r,j} \quad (2.2)$$

mit

$c_{W,r}$ gemessene spezifische Aktivität des Radionuklids r im Wasser [Bq/l],

$c_{B,r}$ Hintergrundwert der spezifischen Aktivität des Radionuklids r im Wasser [Bq/l].

Wenn Formel (2.2) auf Sickerwasser angewandt wird, das an der Basis von Halden oder in der ungesättigten Zone unterhalb der Halde gewonnen wurde und das Ergebnis die Bedingung (Ausschlusskriterium)

$$H_{eff,j} \leq \text{Prüfwert} \quad (2.3)$$

erfüllt, so kann davon ausgegangen werden, dass die mögliche Strahlenexposition über den Grundwasserpfad an einer abstromig gelegenen ungünstigsten Einwirkungsstelle ebenfalls unter dem Prüfwert liegen wird und weitergehende Prüfungen des Grundwasserpfades hinsichtlich der Strahlenexposition nicht erforderlich sind.

Der Prüfwert wird im ersten Schritt mit $0,1 \text{ mSv}/a$ angenommen. Bei effektiven jährlichen Dosen über $0,1 \text{ mSv}$ aber unter 1 mSv kann unter Berücksichtigung der übrigen Expositionspfade (Gammastrahlung aus dem Boden H_γ , Inhalation von Staub $H_{Inh,Staub}$, Direktingestion von Boden $H_{Ing,Bod}$ und Verzehr von Lebensmitteln, die über die Pfade Boden und Luft kontaminiert wurden $H_{Ing,LkBL}$) im zweiten Schritt geprüft werden, ob für den Grundwasserpfad jährliche Dosen $> 0,1 \text{ mSv}$ zulässig sind und entsprechend modifizierte Ausschlusskriterien angewandt werden können. Der Prüfwert muss in diesem Fall die Bedingung:

$$\text{Prüfwert} \leq 1 \text{ mS}/a - (H_\gamma + H_{Inh,Staub} + H_{Ing,Bod} + H_{Ing,LkBL}) \quad (2.4)$$

erfüllen.

Die spezifischen Aktivitäten im Sickerwasser können auch mittels geeigneter Materialuntersuchungen (Batch- oder Säulenversuche zur Gewinnung von Eluaten) abgeschätzt werden, wenn das Sickerwasser einer direkten Beprobung und Analyse an der Basis der Halde oder in der ungesättigten Bodenzone unter der Halde nicht zugänglich ist und die Gleichwertigkeit der Ergebnisse gewährleistet ist.

Als Hintergrundwerte $c_{B,r}$ der spezifischen Aktivität sollten zunächst die in den BglBb genannten standortunabhängigen Werte berücksichtigt werden. Bei hinreichender Repräsentanz können auch standortspezifische Hintergrundwerte herangezogen werden.

Gemäß Teil I Ziffer 2.6.6 der BglBb sind bei der Berechnung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität nach Formel (2.2) im Regelfall die Nuklide U-238, U-234, Th-230, Ra-226, Pb-210, Po-210, U-235, Pa-231 und Ac-227 zu berücksichtigen. Die Nuklide Th-232, Ra-228 und Th-228 aus der Thorium-Reihe sollen in die Berechnung der Strahlenexposition einbezogen werden, wenn relevante Expositionen durch diese Nuklide anzunehmen oder nicht auszuschließen sind.

Analytisch aufwendig ist die Bestimmung von Ac-227 und Pa-231. Die Aktivitätskonzentrationen (spezifische Aktivitäten) dieser Nuklide liegen in natürlichen Wässern häufig unter den mit angemessenem Aufwand erreichbaren Bestimmungsgrenzen bzw. die Messunsicherheiten sind bei diesen Nukliden i.d.R. sehr hoch. Hinzu kommt, dass beide Nuklide unter den üblichen Bedingungen im Sicker- und Grundwasserraum (pH

größer ca. 3) stark der Sorption an Feststoffoberflächen unterliegen und die Aktivitätskonzentrationen im Wasser daher zumeist gering sind. Insgesamt gibt es bislang nur wenig Erfahrung hinsichtlich der spezifischen Aktivitäten von Ac-227 und Pa-231 in Grund- und Oberflächenwässern.

Zur Vermeidung ungerechtfertigter Aufwendungen aufgrund messtechnischer Schwierigkeiten kann bei der Prüfung des Ausschlusskriteriums zunächst eine vereinfachte Vorgehensweise angewandt werden. Vorhandene Untersuchungsergebnisse (Altlastenkataster) belegen, dass in bergbaulich beeinflussten Sicker- und Grundwässern des ostdeutschen Uranbergbaugesbietes vorrangig die Nuklide U-238, U-234, U-235, Th-230, Ra-226, Pb-210 und Po-210 in expositionsrelevanten Konzentrationen vorliegen, während die bergbaubedingten Expositionen durch Th-232 und Th-228 beim Grundwasserpfad i.d.R. vernachlässigbar sind. Darauf aufbauend kann eine erste Expositionsabschätzung durchgeführt werden, wenn mindestens die Uran-Konzentration und die spezifischen Aktivitäten von Ra-226 und Pb-210 bekannt sind. Bei der vereinfachten Vorgehensweise werden die spezifischen Aktivitäten von U-238 und U-235 zunächst aus der chemisch gut bestimmbar Uran-Konzentration entsprechend dem natürlichen Isotopenverhältnis berechnet (Tab. 2.3). Die spezifische Aktivität von U-234 wird mit dem Doppelten der U-238-Aktivitätskonzentration angesetzt, da das U-234/U-238-Verhältnis in kontaminierten Wässern häufig zu Werten >1 verschoben ist. Weiterhin wird angenommen, dass die spezifischen Aktivitäten von Th-230 und Pb-210 sowie von Po-210 und Pb-210 gleich sind. Für die messtechnisch schwer bestimmbar Nuklide Pa-231 und Ac-227 wird konservativ Gleichgewicht mit U-235 unterstellt.

Tab. 2.3: Annahmen zu spezifischen Aktivitäten bei der vereinfachten Vorgehensweise.

gemessener Parameter	gesuchte spezifische Aktivität [Bq/l]	Umrechnung bzw. Gleichsetzung
Uran [mg/l]	U-238	= Uran [mg/l] x 12,4
	U-234	= U-238 x 2
	U-235	= Uran [mg/l] x 0,56
	Pa-231	= U-235
	Ac-227	= U-235
Pb-210 [Bq/l]	Th-230	= Pb-210
	Po-210	= Pb-210

Wird das Ausschlusskriterium (2.3) bei Anwendung von Formel (2.2) im vereinfachten Verfahren mit Annahmen nach Tab. 2.3 (ggf. unter Berücksichtigung von Ra-228) er-

füllt, so muss zunächst geprüft werden, ob zukünftige Überschreitungen des Ausschlusskriteriums zu erwarten sind. Die erforderlichen Untersuchungsschritte werden im Kapitel 3 beschrieben. Wird das Ausschlusskriterium nicht nur gegenwärtig sondern auch zukünftig erfüllt, kann von weiteren Untersuchungen des Grundwasserpfades abgesehen werden.

Wird das Ausschlusskriterium im ersten Anwendungsschritt nicht erfüllt, sollten zunächst

- die Dosisbeiträge der übrigen Expositionspfade (Direktstrahlung H_γ , Inhalation von Staub $H_{Ing,Staub}$, Direktingestion von Boden $H_{Ing,Bod}$ und Verzehr von Lebensmitteln, die über die Pfade Boden und Luft kontaminiert wurden ($H_{Ing,LkBL}$) bestimmt werden und/oder
- der Nuklidvektor präzisiert werden, d.h. Analyse von Po-210, Th-230 und ggf. Ac-227, Pa-231 und/oder
- standortspezifische Hintergrundwerte $c_{B,r}$ der spezifischen Aktivität im Grundwasser bestimmt werden.

Wird das Ausschlusskriterium danach weiterhin nicht erfüllt, so kann im nächsten Untersuchungsschritt die Verdünnung der Radionuklidkonzentrationen im Grundwasser in die Expositionsbetrachtungen einbezogen werden. Das entsprechende Verfahren wird in Kapitel 7 beschrieben.

3 Orientierungsuntersuchung Sickerwasserpfad

Im nachfolgenden wird die Methodik zur radiologischen Bewertung des gesamten Wasserpfades gegliedert in

1. die Untersuchungen im Bereich der **ungesättigten** Zone (= Sickerwasserpfad), die den Haldenkörper und die darunter anschließende ungesättigte, natürliche Bodenzone umfassen (Kapitel 3 bis 6) und
2. die Untersuchungen im Bereich der **gesättigten** Zone (=Grundwasserpfad), die eventuell vorhandenen Haldenteile, die in der grundwassergesättigten Zone liegen, mit einschließen (Kapitel 7 und 8).

Eine schematische Übersicht zur methodischen Vorgehensweise zur Bewertung des Wasserpfades, gegliedert in ungesättigte Zone (=Sickerwasserpfad) und gesättigte Zone (=Grundwasserpfad) enthält Abb. 3.1.

Die **Orientierungsuntersuchung** zur Bewertung des **Sickerwasserpfades** einer Halde ist der erste Schritt einer mehrstufigen Gesamtmethodik zur Charakterisierung hydrogeochemischer Vorgänge in der ungesättigten Zone, die zum Ziel hat, den Untersuchungsaufwand den Standortgegebenheiten anzupassen. Die Orientierungsuntersuchung dient dazu, mit möglichst geringem Aufwand aber ausreichender Aussagekraft auf Basis milieucharakterisierender Leitgrößen das langfristige Freisetzungsverhalten zu charakterisieren und - hierauf aufbauend - die aktuelle oder zukünftig maximale Radionuklid-Konzentration im Haldensickerwasser zu ermitteln. Auf diese Weise kann in vielen Fällen bereits in einem sehr frühen Stadium der Untersuchung eine zuverlässige Charakterisierung von Bergehalden des Alt- und Uranerzbergbaus bezüglich der radiologischen Relevanz des Wasserpfades erfolgen.

Aufwändigere Untersuchungen zum Sickerwasserpfad, wie der Aufschluss der internen Haldenstruktur durch Bohrungen im Rahmen einer weiterführenden **Hauptuntersuchung**, werden dabei weitgehend auf die Standorte beschränkt, bei denen die Erfassung heterogener Materialeigenschaften im Haldeninneren erforderlich ist. Auf der Grundlage der Ergebnisse der Hauptuntersuchung sollte es in den meisten Fällen möglich sein, die Halde hinsichtlich ihres langfristigen Freisetzungsverhaltens zuverlässig zu charakterisieren (siehe Kapitel 4).

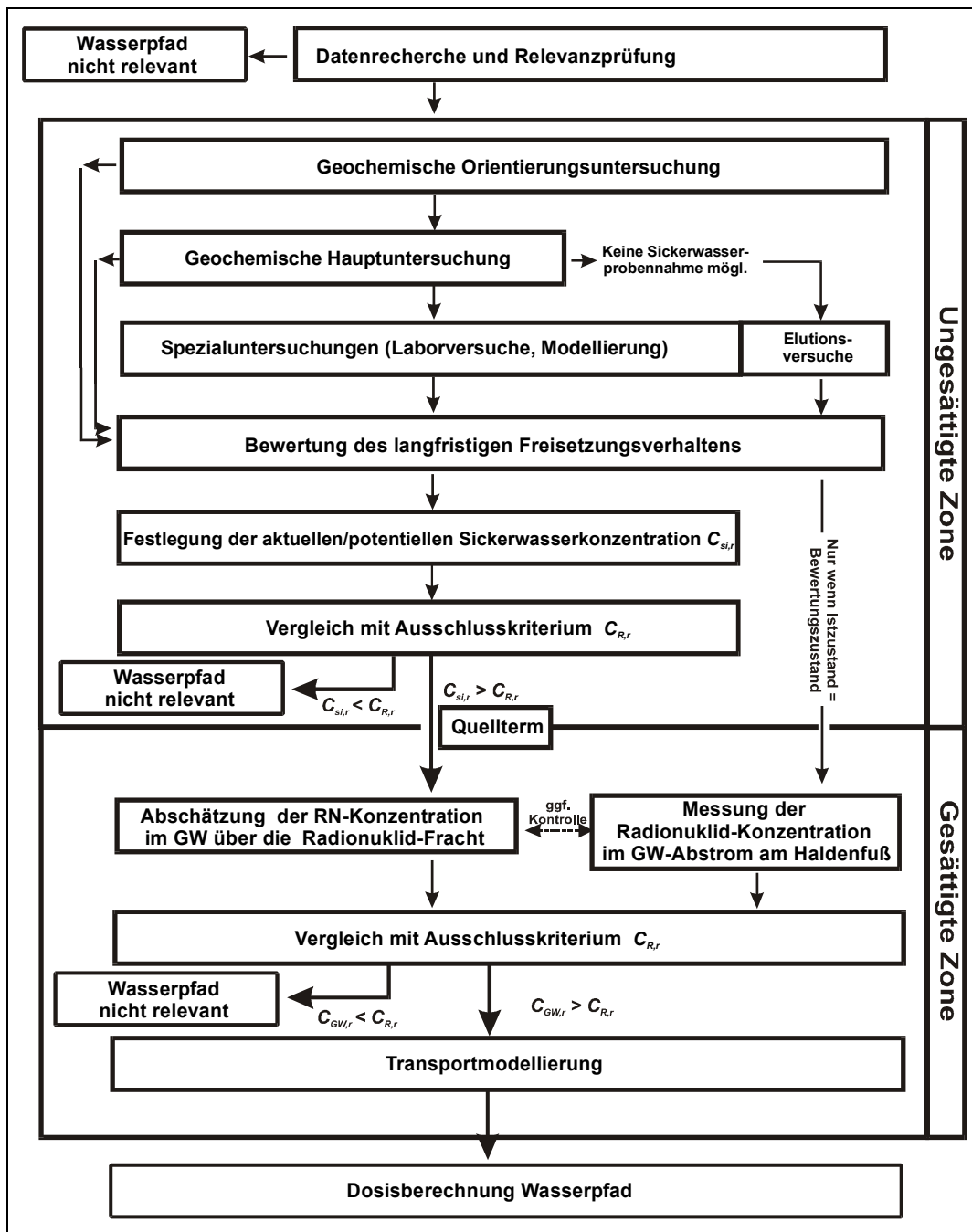


Abb. 3.1: Einbindung der Orientierungsuntersuchung in die Gesamtmethodik zur Charakterisierung der radiologischen Relevanz des gesamten Grundwasserpfades von Halden.

In den Fällen, bei denen aufgrund der geochemischen Situation innerhalb der Halde eine zukünftige Erhöhung des Radionuklidaustrages nicht ausgeschlossen werden

kann, reicht es nicht aus, die derzeitige Radionuklidkonzentration im Sickerwasser für die Bewertung der radiologischen Relevanz der Halde zugrunde zu legen. Vielmehr muss im Rahmen von weiterführenden **Spezialuntersuchungen** eine Prognose zu den aus geochemischer Sicht zukünftig maximal möglichen Radionuklidkonzentrationen erstellt werden. Die Vorgehensweise bei fehlender Möglichkeit repräsentativer Sickerwassergewinnung ist ebenfalls Gegenstand der Spezialuntersuchungen (siehe Kapitel 5).

Unterschreitet die durch Messung bzw. Prognose ermittelte Konzentration an relevanten Radionukliden im Haldensickerwasser eine bestimmte Grenzkonzentration (Ausschlusskriterium), so kann die radiologische Relevanz des Wasserpfades generell verneint werden (siehe Abschnitt 2.4 und Kapitel 6). Anderenfalls muss unter Berücksichtigung der Verdünnung im Grundwasser die Radionuklidkonzentration an einem Expositionsort, der sich aus der tatsächlichen bzw. absehbaren Nutzung ergibt, ermittelt werden (vgl. Kapitel 7 und 8).

3.1 Vorbemerkungen

Bewertung des langfristigen Freisetzungsverhaltens

Bei der Beurteilung der radiologischen Relevanz des gesamten Wasserpfades einer Halde ist es nicht allein ausreichend, die aktuelle Radionuklid-Konzentration in Haldensickerwasser bzw. Grundwasser zu ermitteln, sondern zusätzlich den Entwicklungsstatus der Halde und die Einflussfaktoren zu identifizieren, die die Radionuklid-Mobilität steuern. Beispielsweise ist zu untersuchen, ob es in Zukunft aufgrund der Erschöpfung der auf +/- neutralen pH-Bereich abpuffernden Karbonatvorkommen zu fortschreitender Versauerung des Haldensickerwassers und dadurch potenziell zu einer deutlichen Erhöhung der gelösten Konzentrationen an Radionukliden (bzw. Schwermetallen) kommen könnte. Ist dies der Fall, so macht eine radiologische Bewertung allein auf der Grundlage derzeitiger gelöster Radionuklid-Konzentrationen im Sicker- bzw. Grundwasser radiologisch wenig Sinn, sondern es sind Aussagen zur maximal möglichen Freisetzung in der Zukunft erforderlich.

Es muss daher geprüft werden, ob aufgrund veränderter geochemischer Milieubedingungen in der Halde mit einer künftigen Erhöhung des Radionuklidaustrages zu rechnen ist, oder ob die maximale Schadstoffmobilität bereits erreicht bzw. überschritten ist. Erst dann kann eine Entscheidung darüber erfolgen, ob die aktuelle oder ggf. eine zu-

künftig maximal mögliche Radionuklidkonzentration im Haldensickerwasser der Berechnung zum Dosisbeitrag des Wasserpfades zugrunde gelegt werden muss.

Heterogenität von Halden

Bevor auf die konzeptionelle Methodik der geochemischen Haldenuntersuchung eingegangen werden kann, sind einige Anmerkungen zum Problem der strukturellen Heterogenität von Halden erforderlich.

Eine Halde besteht i.d.R. aus einer Vermengung verschiedener Bergematerialien, die in unterschiedlichem Maße Bestandteile der Vererzung, die die wesentliche Schadstoffquelle in der Halde darstellen, beinhaltet. Auch die Anteile milieubestimmender reaktiver Komponenten können lokal stark schwanken.

Dies hat folgende Ursachen:

Herkunft des Haldenmaterials: Bei Halden, die über einen längeren Betriebszeitraum aufgeschüttet worden sind, können Inhomogenitäten entweder durch technische Veränderung des Erzgewinnungsverfahrens (Brechen, Sortieren etc.) oder Wechsel der abgebauten Lagerstätten herrühren. Die Wechsel (Korngröße, chemische Zusammensetzung) der abgelagerten Materialien können sowohl zu vertikalen als auch horizontalen abrupten Änderungen der hydraulischen und geochemischen Haldeneigenschaften führen.

Schüttungstechnik: Naturgemäß besitzen zentral geschüttete Halden (Spitzkegelhalden) einen anderen strukturellen Aufbau als Anschüttungen an Hänge oder Aufschüttungen von Senken. Ein Teil der Halden wurde im Zuge der späteren Rekultivierung umgelagert, was zu einer teilweisen Homogenisierung führte.

Verwitterungszustand: Alte Haldenteile können während der Aufhaltung bereits Oberflächenprozessen wie Verwitterung ausgesetzt gewesen sein und so ebenfalls lokale Veränderungen erfahren haben. Aber auch in der Nachbetriebszeit werden verschiedene geochemische Phasen durchlaufen, die vom Vorhandensein bzw. der Verfügbarkeit der jeweiligen Reaktionspartner abhängen. Dies führt dazu, dass der Entwicklungsgrad einer Halde selbst bei einheitlicher Lithologie des Bergematerials lokal unterschiedlich ausfällt und sich verschiedene Bereiche innerhalb einer Halde in verschiedenen Stadien der Verwitterung befinden können.

Haldenbasis: Auch hier sind wegen des Übergangs des geschütteten Materials zu einem natürlichen Boden abrupte Materialwechsel zu erwarten. Häufig bilden sich in der Nähe der Haldenbasis wassergesättigte Stauhorizonte aus, die zu verstärkten horizontalen Wasserbewegungen führen.

Art und Gestalt der Haldenoberfläche: Die Permeabilität der Haldenoberfläche (einschließlich ggf. aufgebrachtener Abdeckschichten), die Hangneigung und die Art des Bewuchses beeinflussen maßgeblich die Infiltration von Niederschlagswasser und atmosphärischen Gasen in den Haldenkörper. Hierdurch wird die Verfügbarkeit verwitterungsrelevanter Reaktionspartner (i.w. Sauerstoff und Wasser) und damit die Reaktionsgeschwindigkeit gesteuert.

Alle diese Faktoren wirken sich auf die Art und die Geschwindigkeit geochemischer Verwitterungsreaktionen sowie auf die Durchsickerung der Halde aus und steuern damit den Radionuklidaustrag über das Sickerwasser. Insbesondere sehr engräumige Materialheterogenitäten können niemals mit vertretbarem Aufwand vollständig erfasst werden. Es ist daher notwendig und sinnvoll, sich auf eine Erfassung der wesentlichen Haldenbereiche zu beschränken und diese Einzelsysteme hydraulisch und geochemisch zu charakterisieren.

Im Vorfeld der Untersuchungen ist aufgrund der oben genannten Gesichtspunkte eine gründliche Recherche vorhandener Informationen zum Standort unbedingt erforderlich. Hierzu gehören zum Beispiel alte Bergwerksunterlagen (welche u. a. Hinweise auf die mineralogische Zusammensetzung des Abraummateriale und die Haldenhistorie geben können), WISMUT-Unterlagen sowie das Fachinformationssystem bergbaubedingter Umweltradioaktivität (FbU, vgl. auch Leitfadensband Sickerwasserpfad, Kapitel 4, Abschnitt 4.2.1). Auch die Nutzung von Untersuchungsergebnissen zu Halden, die im Hinblick auf Alter, mineralogisches Inventar, Schüttungstechnik etc. mit dem zu untersuchenden Objekt vergleichbar sind, ist empfehlenswert. Durch gezielte Akquisition und Auswertung dieser Informationen kann der zusätzliche Untersuchungsaufwand (z.B. durch die zielgerichtete Auswahl der Bohransatzpunkte) minimiert, der Kostenaufwand z. T. erheblich verringert und die Aussagekraft der Ergebnisse erhöht werden.

Verständlicherweise kann an dieser Stelle keine für jede Halde allgemein gültige Methodik vorgestellt werden. Dazu sind die abgelagerten Materialien sowie die Haldenstrukturen zu unterschiedlich. Weder die entsprechenden standortspezifischen Unter-

suchungen zur Erfassung der relevanten Haldeneigenschaften noch die hierzu erforderliche Fachkenntnis können durch diesen Leitfaden ersetzt werden.

Gemäß der Aufgabenstellung zielt der vorliegende Leitfaden primär auf die **radiologische Relevanz** als Bewertungsgrundlage der Haldenobjekte ab. Die dargestellte Methodik ist dementsprechend nicht ohne Einschränkungen für eine kombinierte Abschätzung des Gefährdungspotentials z.B. durch Schwermetalle (Radiologie und Chemotoxikologie) geeignet. Dennoch kann aufgrund ähnlicher Problemstellungen bei der Bewertung des Wasserpfades die Methodik dieses Leitfadens weitgehend auch für eine kombinierte Beurteilung (Radiologie und Chemotoxikologie) angewendet werden. Dazu müssen jedoch 2 wichtige Gesichtspunkte beachtet werden:

1. Das verwendete Ausschlusskriterium (Abschnitt 2.4) bezieht sich ausschließlich auf die individuelle Strahlenexposition durch gelöste radioaktive Stoffe. Im Fall einer zusätzlichen Betrachtung gelöster chemotoxischer Stoffe muss daher ein analoges Kriterium definiert und angewendet werden.
2. Je nach Einzelfall muss die Anzahl der Parameter von Wasser- oder Feststoffanalysen abgewandelt oder erweitert werden. Wasser- und bodenschutzrechtliche Aspekte sind zu beachten.

3.2 Methodik der Orientierungsuntersuchung

Zentrales Ziel der Orientierungsuntersuchung zum Sickerwasserpfad ist die Bewertung des Pufferzustandes und -verhaltens des Haldenmaterials. Sofern nicht bereits aus früheren Untersuchungen bekannt, sind die Parameter zu ermitteln, die als Indikatoren (fingerprints) Hinweise auf das Pufferpotential des Haldenmaterials gegenüber einer Versauerung geben können. Durch die Ergebnisse der Orientierungsuntersuchung können Halden in bestimmten, im nachfolgenden näher erläuterten Fällen bereits bezüglich ihres langfristigen Freisetzungsverhaltens zuverlässig charakterisiert werden, ohne dass eine kostenintensive Hauptuntersuchung erforderlich ist.

Die zur Erfassung des Haldenzustandes erforderlichen Daten werden durch die Kartierung und Beprobung oberflächennah anstehender Haldensubstrate, die Messung der Ortsdosisleistung (ODL) und die Analyse der hydrochemischen Zusammensetzung des Haldensickerwassers gewonnen. Die Methodik der Orientierungsuntersuchung ist in Abb. 3.2 dargestellt.

Die Orientierungsuntersuchung setzt die Existenz geeigneter Sickerwasseraustrittsstellen voraus, die einen Rückschluss auf die geochemischen Vorgänge im Haldeninneren zulassen. Da bei der Durchführung der Orientierungsuntersuchung keine Bohrungen abgeteuft werden (diese sind erst im Rahmen der Hauptuntersuchung vorgesehen), kann nicht direkt auf Informationen zur Haldeninternstruktur zurückgegriffen werden. Die Überprüfung der Repräsentativität der Sickerwasseranalyse hat daher einen hohen Stellenwert und setzt neben entsprechenden Repräsentativitäts- und Plausibilitätsprüfungen (vgl. hierzu Leitfadefachband Sickerwasserpfad, Kapitel 6, Abschnitt 6.2) eine überschlägige Ermittlung des Wasserhaushaltes der Halde voraus. Dies erfordert in jedem Fall das Aufstellen einer Wasserhaushaltsbilanz mit Hilfe eines vereinfachten Haldenhydraulikmodells (vgl. Abschnitt 3.5). Die bei fehlenden oder nicht repräsentativen Sickerwasseraustritten möglichen Vorgehensweisen werden in Abschnitt 5.1 erläutert.

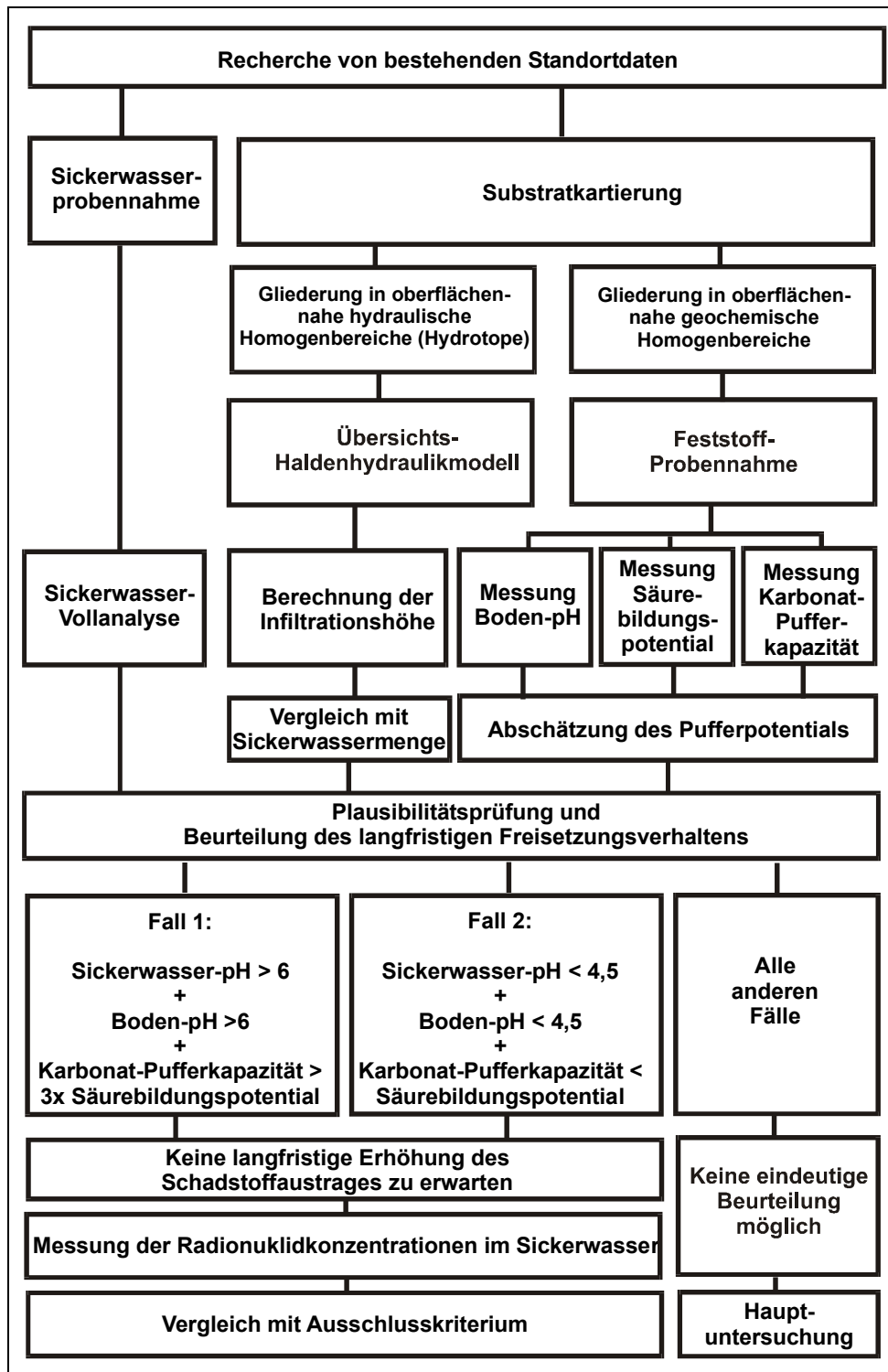


Abb. 3.2: Schema zur Methodik der Orientierungsuntersuchung zum Sickerwasserpfad.

3.3 Untersuchungsprogramm

Sickerwasseranalysen

Da das Haldensickerwasser mit verschiedenen geochemischen Homogenbereichen der Halde in Kontakt getreten sein kann, ist die Sickerwasseranalyse als integraler Indikator für den aktuellen Pufferzustand des durchströmten Haldenbereiches anzusehen. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass geochemische Vorgänge in einer Halde durch eine einzige Sickerwasserprobe nur in Ausnahmefällen repräsentativ erfasst werden. In Abhängigkeit von den o.g. Differenzierungen des Haldenkörpers unterscheiden sich auch die Sickerwasserzusammensetzungen:

- Eine bestimmte Sickerwasserzusammensetzung repräsentiert lediglich den durchsickerten Haldenabschnitt.
- Eine bestimmte Sickerwasserzusammensetzung muss nicht zwangsläufig den Haldenbereich an der Austrittsstelle repräsentieren.
- Anteile des Sickerwassers treten verdeckt durch die Halde in den Haldenuntergrund über und sind naturgemäß nicht direkt beprobbar.
- Sickerwässer können durch Oberflächenwässer, die die Halde durchströmen, verdünnt werden.

Der Plausibilitätskontrolle (Übereinstimmung, Vollständigkeit) der Sickerwasseranalyse kommt daher eine ganz wesentliche Bedeutung zu. Diesbezügliche Hinweise können dem Leitfadefachband Sickerwasserpfad, Kapitel 6, Abschnitt 6.2.1 entnommen werden.

Sämtliche vorliegenden Sickerwasseraustritte sollten beprobt und die Wasserproben einer hydrochemischen Vollanalyse unterzogen werden. Hierbei sind neben den wichtigen Vor-Ort-Milieuparametern (pH, E_H , gelöster Sauerstoff, el. Leitfähigkeit, etc.) sowohl die Hauptinhaltsstoffe (Massenionen) und Spurenstoffe (z.B. Schwermetalle) als auch sämtliche relevanten Radionuklide zu erfassen. Genauere Angaben zum Parameterumfang der hydrochemischen Vollanalyse bzw. des Radionuklidumfangs enthält Abschnitt 2.4 und der Leitfadefachband Sickerwasserpfad, Kapitel 5, Abschnitt 5.1.1.

Substratkartierung und -beprobung

Durch eine Kartierung der Oberfläche der Halde werden unterschiedliche Materialhomogenbereiche - soweit deutlich abgrenzbar - identifiziert. Kriterien für die Abgrenzung von oberflächennahen Materialhomogenbereichen (Puffer-Homogenbereiche) sind Korngrößenwechsel, Farbe, mineralogische Hauptbestandteile des Haldenmaterials, Karbonatgehalt (HCl-Test), Lagerungsdichte (nach Augenschein), Verwitterungszustand sowie die gemessene Ortsdosisleistung (ODL). Besondere Aufmerksamkeit ist dabei dem Gehalt an Pufferbestandteilen (insbesondere Karbonatgehalt) sowie Bereichen mit hohen ODL-Werten zu widmen.

Zu jedem Materialhomogenbereich sollten, je nach flächiger Ausdehnung, eine oder mehrere oberflächennahe Probenahmen (Rammkernsondierung oder Handschurf) in 0,5 bis 1 m Tiefe erfolgen. Jede Probe sollte einer Korngrößenanalyse unterzogen werden. Darüber hinaus wird das Probenmaterial im Rahmen der Orientierungsuntersuchung lediglich zur Bestimmung des Boden-pH-Wertes, des Säurebildungspotentials und der Karbonatpufferkapazität verwendet. Insofern dürfte in den meisten Fällen eine Probenmenge von 1-5 kg, abhängig von der Korngröße des Haldenmaterials, ausreichen.

Die luftgetrockneten, abgeseibten Proben (Korngrößenfraktion < 20 mm) werden im Labor folgender Analytik unterzogen:

- Messung des Gesamt-Schwefelgehaltes und des Sulfid-Disulfid-Schwefel-Anteils
- Bestimmung der Säurepufferkapazität mittels Säuretitration bis pH 4
- Bestimmung des Karbonatgehaltes als anorganisch gebundener Kohlenstoff (Total Inorganic Carbon, TIC). Die TIC-Gehalte dienen als Screening-Parameter für die Plausibilitätsprüfung der analytischen Bestimmung der Pufferkapazität, wobei jedoch beachtet werden muss, dass nur ein bestimmter Anteil des durch den TIC erfassten anorganischen Kohlenstoffs auf pufferwirksame Karbonatverbindungen entfällt.
- Bestimmung des Boden-pH-Wertes als wässrige Suspension, wobei je nach Korngröße eine vorherige Gleichgewichtseinstellung Lösung/Feststoff über mehrere Stunden bis mehrere Tage erfolgt. Alternativ kann bei ausreichender Boden-

feuchtigkeit und entsprechender Probennahme das Porenwasser der ungetrockneten Probe durch Zentrifugation oder Evakuierung gewonnen werden.

Für die spätere Berechnung der Bilanz Säurebildungspotential-Karbonatpufferkapazität werden der gemessene Sulfid-Disulfid-Schwefelgehalt mit dem Pyrit-/Markasitgehalt (und falls erforderlich der Sulfidgehalt mit sonstigen Sulfiderzen) und damit einem gesamten Säurebildungspotential gleichgesetzt. Der gemessene anorganische Kohlenstoffgehalt wird mit der experimentell bestimmten karbonatischen Pufferkapazität verglichen. Für die Quantifizierung der Säurepufferkapazität liefert die Säuretitration die höher belastbare Aussage.

Genauere Angaben zu den Analysemethoden enthält der Leitfadeneinband Sickerwasserpfad, Kapitel 5, Abschnitt 5.1.2.

3.4 Auswertung der Ergebnisse

Die Mobilität zahlreicher für Halden des Uranerzbergbaus typischer Radionuklide (bes. Uran) erhöht sich umso mehr, je mehr ein pH-Wert von ca. 6 im Sickerwasser unterschritten wird. Das bedeutet, dass dem Vorhandensein bzw. dem Verbrauch des Karbonatpuffers eine wesentliche Bedeutung für die radiologische Relevanz von Halden zukommt. Darüber hinaus ist die Karbonatlösung spontan, d.h. der Sickerwasserchemismus verändert sich entsprechend schnell und ist signifikant an der Feststoffzusammensetzung orientiert. Auch dies spricht dafür, den Karbonatpuffer als wesentlichen geochemischen Haldenzustandsindikator zu nutzen.

Sickerwasseranalyse

Im Rahmen der Orientierungsuntersuchungen sind zur Charakterisierung des geochemischen Milieus vier Eigenschaften des Sickerwassers von wesentlicher Bedeutung:

1. die milieucharakterisierenden physikochemischen Parameter (insbesondere der pH-Wert und das Redoxpotenzial), die ein wichtiges Entscheidungskriterium zum geochemischen Langzeitverhalten einer Halde und zum aktuellen Oxidationszustand darstellen,

2. Massenionen und Spurenstoffe, die als Reaktionsprodukte Aufschluss über die in der Halde derzeit ablaufenden Pufferreaktionen geben,
3. die hydrochemischen Sättigungsverhältnisse, die mittels einfacher Gleichgewichtsberechnungen z.B. mit PHREEQC (vgl. Leitfadensband Sickerwasserpfad, Kapitel 6, Abschnitt 6.2.2) ermittelt werden können, sowie
4. die aktuellen Schadstoffgehalte, d.h. die gelöste Urankonzentration bzw. Aktivitätskonzentrationen der in Abschnitt 2.4 aufgelisteten Radionuklide.

Sowohl durch den gemessenen pH-Wert des Sickerwassers als auch durch bestimmte gelöste Inhaltsstoffe (z.B. Hydrogenkarbonat, gelöste Kieselsäure oder Magnesium), die typische Reaktionsprodukte von säureverbrauchenden Prozessen darstellen, lassen sich Rückschlüsse auf die derzeit im Haldeninneren ablaufenden Pufferreaktionen ziehen. So deuten beispielsweise relativ hohe Konzentrationen an Alkali- und Erdalkali-Ionen auf Puffervorgänge im niedrigen pH-Bereich (< 6) durch Alumosilikate hin. Dabei wirkt Aluminium zunächst als starker Austauschpartner für sorbierte Alkali- und Erdalkali-Ionen. Später steigen auch die Al-Gehalte im Sickerwasser an. Hydrogenkarbonatgehalte im Sickerwasser sprechen dagegen für die Anwesenheit karbonatischer Pufferstoffe (Calcit, Dolomit). Sie können jedoch nur dann als Indikatoren für karbonatische Puffervorgänge herangezogen werden, wenn eine nennenswerte CO₂-Produktion, bedingt durch mikrobielle Degradation organischer Substanz (typisch z.B. bei uranhaltigen Kohlehalden des Freitaler Raumes), ausgeschlossen werden kann. Das karbonatische Pufferniveau im Sickerwasser liegt im pH-Bereich von 6 bis 8.

Feststoffanalytik

Die im Rahmen der Orientierungsuntersuchung durchgeführten Feststoffuntersuchungen dienen im wesentlichen dazu, Aussagen zu bereits erfolgten bzw. potenziell noch möglichen Oxidationsprozessen im Bereich der Haldenoberfläche vornehmen zu können. Aussagen zur Lage der Oxidationsfront innerhalb der Halde bleiben den verbesserten Aufschlussmöglichkeiten im Rahmen der Hauptuntersuchung vorbehalten. Das Säurebildungspotential, gemessen als Sulfid-Disulfid-Schwefel-Konzentration, ist ein Maß dafür, wie lange die Tendenz zur Säureproduktion durch Oxidationsverwitterung im Haldenmaterial anhält. Als **säureproduzierende** Minerale sind vor allem die Eisendisulfide Pyrit und Markasit (FeS₂) in Halden von Bedeutung. Für die Bilanzierung des

Säure-Produktionspotentials ist daher als ungünstigste Annahme (Säureproduktion nahe an der vollständigen Eisenoxidation) der Wert von 4 Mol Säure (H^+) pro Mol Pyrit bzw. Markasit zugrunde zu legen. Die fachlichen Grundlagen hierzu werden im Leitfadendachband Sickerwasserpfad, Kapitel 4, Abschnitt 4.2.3 erläutert. Für abweichende sulfidische Erzparagenesen ist das Säurebildungspotential analog zu berechnen.

Als Mineralphasen mit **karbonatischer Pufferwirkung** sind in den Gesteinen meist Calcit und Dolomit enthalten. Es wird - als ebenfalls ungünstige Annahme - davon ausgegangen, dass ein Mol Karbonat lediglich ein Mol Säure abpuffert (Begründung siehe Leitfadendachband Sickerwasserpfad, Kapitel 4, Abschnitt 4.2.3). Damit wird für die weitere Bilanzierung Säurebildung \Leftrightarrow Pufferkapazität davon ausgegangen, dass zur Neutralisation der Säureproduktion aus 1 Mol Pyrit 4 Mol Karbonat benötigt werden. Um zu gewährleisten, dass dieses Karbonat reaktionswirksam zur Verfügung steht, ist die experimentell ermittelte Pufferkapazität entsprechend umzurechnen (siehe Leitfadendachband Sickerwasserpfad, Kapitel 5, Abschnitt 5.1.2.3.2).

Boden-pH

Die pH-Werte der oberflächennahen Haldenmaterialhomogenbereiche dienen zur Beurteilung des aktuellen Pufferzustandes in diesen Substraten. Die Haldenoberfläche ist den säureproduzierenden Oxidationsprozessen besonders intensiv ausgesetzt und eilt daher - bei gleichem Ausgangsmaterial - im Entwicklungsgrad den tiefer gelegenen Haldenbereichen voraus. Hat die Oxidationsfront die oberflächennahen Schichten noch nicht passiert, so ist bei homogenem Haldenaufbau (vgl. Abschnitt 3.1) davon auszugehen, dass auch der übrige Haldenkörper noch nicht versauert ist. In Kombination mit den Ergebnissen der Sickerwasseranalytik und der Säurebildungs-Pufferbilanz kann anhand der Boden-pH-Werte kontrolliert werden, ob eine plausible Beurteilung des Puffermilieus in der gesamten Halde möglich ist. Genauere Angaben zur Ermittlung des Boden-pH-Wertes enthält der Leitfadendachband Sickerwasserpfad, Kapitel 5, Abschnitt 5.1.2.3.3).

3.5 Erstellung eines Übersichts-Haldenhydraulikmodells

Da die direkte Messung des Sickerwasservolumenstromes innerhalb der Halde untersuchungstechnisch kaum zu realisieren ist, muss mit Hilfe hydrologischer Parameter eine überschlägige Bilanzierung des Wasserhaushalts der Halde vorgenommen wer-

den. Die Erstellung eines Übersichts-Haldenhydraulikmodells ist bereits im Rahmen der Orientierungsuntersuchung erforderlich, um für die Plausibilitätsanalyse eine Überprüfung des Anteils des durch die bekannten Sickerwasseraustrittsstellen erfassten Gesamtsickerwasservolumens vornehmen zu können. Es ist damit Teil der Prüfung, in wie weit die Sickerwasseranalysen die geochemische Gesamtsituation in der Halde repräsentieren.

Mit Hilfe des Übersichts-Haldenhydraulikmodells wird die flächendifferenzierte Infiltrationshöhe ermittelt. Dies ist der Anteil des Niederschlags, der in der Halde versickert ohne durch Wurzelwerk aufgenommen und über die Pflanzenoberflächen verdunstet zu werden. Im Rahmen der Orientierungsuntersuchung wird keine Vertikaldifferenzierung des Materials im Haldeninneren berücksichtigt. Das Übersichts-Haldenhydraulikmodell lässt sich daher anhand der Ergebnisse der Orientierungsuntersuchungen (Substratkartierung) und der Recherche von vorhandenen Daten (z.B. meteorologische Daten, Lehrbücher etc.) aufstellen.

Eine hydrologische Vertikaldifferenzierung der Halde ist dagegen erst auf der Grundlage der Ergebnisse von Bohrungen möglich und damit Gegenstand des detaillierten Haldenhydraulikmodells, welches im Rahmen der Hauptuntersuchung aufgestellt wird (vgl. Abschnitt 4.3).

Bodenwasserhaushaltsmodelle berechnen die Anteile der Niederschlagsmenge, die auf Verdunstung, Transpiration, Interzeption und Oberflächenabfluss entfallen und ermitteln hieraus den Anteil des Niederschlagswassers, der in die Halde infiltriert wird. Es ist möglich, den Oberflächenabfluss und die Evapotranspiration mit numerisch-empirischen Verfahren (kommerzielle Computerprogramme) oder mit Hilfe hydrologischer Messungen bzw. empirischer Formeln (z.B. nach HAUDE, PENMAN, TORNTHTWAITE etc.) abzuschätzen.

Erforderliche Eingangsdaten und Auswertung

Zur Kontrolle der berechneten Wasserhaushaltsbilanz der Halde müssen auch die tatsächlichen hydraulischen Verhältnisse (z.B. Sickerwasseraustritte) am Standort soweit wie möglich aufgenommen werden. Die Lage der Austrittsstellen von Sickerwasser und deren Volumina sind zum Vergleich der Ergebnisse des Haldenhydraulikmodells mit den natürlichen Gegebenheiten wichtig.

Angaben zum Umfang an Eingangsdaten und den Möglichkeiten ihrer Gewinnung enthält der Leitfadefachband Sickerwasserpfad, Kapitel 4, Abschnitt 4.2.4. Für das Haldenhydraulikmodell ist die Haldenoberfläche gemäß ihrer pedologisch-hydraulischen, klimatisch-morphologischen und vegetativen Eigenschaften zu charakterisieren. Diese unter diesen Gesichtspunkten abgegrenzten Struktureinheiten werden als **Hydrotop** bezeichnet. Für jedes Hydrotop wird ein eigener Eingabedatensatz erstellt und eine eigene Rechnung durchgeführt. Die meteorologischen Eingangsgrößen beziehen sich dagegen auf die Gesamthalde und werden somit sämtlichen Hydrotopen unverändert zugrunde gelegt. Nähere Angaben zur Ermittlung der Wasserhaushaltsbilanz einer Halde enthält der Leitfadefachband Sickerwasserpfad, Kapitel 4, Abschnitte 4.2.4 und 4.3.3.

Mit Hilfe der Wasserhaushaltsbilanzierungs-Programme werden die Wege des Niederschlagswassers (Oberflächenabfluss und –verdunstung, Verdunstung aus der Halde, Interzeption, unterirdischer Abfluss etc.) sowie – als Ergebnisgröße – der in die Halde infiltrierte Niederschlagsanteil abgeschätzt.

Dieser in die Halde infiltrierte Niederschlagsanteil teilt sich im Haldeninneren auf in den hypodermischen Abfluss (Zwischenabfluss), der ungefähr die Sickerwasserströmung wiedergibt, die sich in höherpermeablen Zonen vollzieht und spätestens nahe der Haldenbasis aus der Halde austritt, und die Grundwasserneubildung, die mit dem über die Haldenbasis in die natürliche ungesättigte Zone eintretenden Sickerwasseranteil gleichgesetzt wird.

Aufgrund fehlender Informationen zur Beschaffenheit des Materials im Haldeninneren können diese beiden Teilströme nicht auf der Grundlage der Ergebnisse der Orientierungsuntersuchung differenziert werden. Für die Plausibilitätskontrolle durch das Übersichts-Haldenhydraulikmodell wird daher lediglich der gesamte Sickerwasservolumenstrom innerhalb der Halde mit dem gemessenen Volumenstrom aller Sickerwasseraustrittsstellen verglichen. Liegt der Anteil der Sickerwasservolumina bei nur wenigen Prozent des gesamten Haldensickerwasserhaushalts, so sind die auf der Sickerwasseranalytik basierenden Ergebnisse aufgrund evtl. mangelnder Repräsentativität zweifelhaft. In diesen Fällen ist es erforderlich, durch Bohrungen das Material im Haldeninneren genauer zu untersuchen. Diese Untersuchungen sind Gegenstand der Hauptuntersuchung (vgl. Kap. 4).

3.6 Vereinfachte Beurteilung des langfristigen Freisetzungsverhaltens

Um Halden hinsichtlich ihres langfristigen Freisetzungsverhaltens bereits auf Basis der Ergebnisse der Orientierungsuntersuchung charakterisieren zu können, müssen einige Bedingungen erfüllt sein:

1. Es dürfen aus den vorliegenden Haldendaten sowie den Informationen der Haldenbegehung keine Anhaltspunkte für deutliche Materialwechsel im Haldeninneren vorliegen.
2. Der gemessene pH-Wert des haldenbasisnahen Sickerwassers darf nicht um mehr als eine Einheit von den Boden-pH-Werten flächenmäßig dominanter oberflächennaher Haldensubstrate abweichen, da ansonsten die Repräsentativität der aus den Ergebnissen der Feststoffanalytik ermittelten Säurebildung bzw. Pufferkapazität anzuzweifeln ist.
3. Für bekannte abgrenzbare Haldenteilbereiche müssen jeweils repräsentative Sickerwässer vorhanden sein. Die Repräsentativität von Sickerwasseranalysen ist anhand einer vereinfachten Sickerwasserhaushaltsbilanz nachzuprüfen (Abschnitt 3.5).
4. Aus Gründen der Konservativität ist in Übereinstimmung mit international gebräuchlichen Vorgehensweisen nur dann von einer langfristigen Aufrechterhaltung eines Karbonatpuffers auszugehen, wenn seine stöchiometrisch äquivalente Pufferkapazität mindestens **dreimal höher** ist als das Säurebildungspotential. Dies bedeutet, dass nur dann eine langfristige karbonatische Pufferwirkung angenommen werden kann, wenn einem Mol Disulfid (Pyrit oder Markasit) 12 Mol pufferwirksames Karbonat gegenüberstehen. Damit dürfte eine Unterschätzung des Versauerungspotentials einer Halde sehr unwahrscheinlich sein.
5. Im Rahmen der Orientierungsuntersuchung ist der Plausibilitäts- und Repräsentativitätsprüfung der Sickerwasseranalyse ein hoher Stellenwert einzuräumen. Allgemein müssen die anfallenden Sickerwassermengen und die Sickerwasserzusammensetzung in Kombination mit den gemessenen Feststoffparametern oberflächennaher Substrate unter Einbeziehung bestehender Informationen (z.B. zur Haldenhistorie) ein schlüssiges Gesamtbild ergeben, nach welchem es sehr wahrscheinlich ist, dass das Haldensickerwasser mit den freisetzungsrelevanten (d.h.

reaktiven) Haldenbereichen in Kontakt getreten ist und damit das Freisetzungverhalten der Halde repräsentiert. Verschiedene Möglichkeiten der Repräsentativitätsprüfung werden im Leitfadenschband Sickerwasserpfad, Kapitel 6, Abschnitt 6.2.2 vorgestellt.

Sind diese Vorbedingungen erfüllt, so können Halden anhand der Ergebnisse der Orientierungsuntersuchungen in zwei Fällen auch ohne aufwändige Folgeuntersuchungen zuverlässig hinsichtlich ihres Freisetzungsverhaltens beurteilt werden:

Fall 1:

1. Sickerwasser-pH > 6 und
2. Boden-pH > 6 und
3. Verhältnis Karbonatpufferkapazität/Säurebildungspotential ≥ 3
 - **Messung** (siehe Abschnitt 6.1)

Folgerung:

Wegen der ausreichenden karbonatischen Pufferkapazität (typischer pH-Bereich >6) reicht die Betrachtung des aktuellen Istzustandes der Halde aus, d.h. die Beurteilung der radiologischen Relevanz des Standortes kann auf der Basis der aktuellen Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser der Halde erfolgen (Abschnitt 6.1).

Fall 2:

1. Sickerwasser-pH < 4,5 und
2. Boden-pH < 4,5 und
3. Verhältnis Karbonatpufferkapazität/Säurebildungspotential $\ll 3$
 - **Messung** (siehe Abschnitt 6.1)

Folgerung:

Aufgrund der ausreichenden silikatischen Pufferkapazität (typischer pH-Bereich < 4,5) ist eine zukünftige weitere Erniedrigung des pH-Wertes nicht zu erwarten, die maximale Mobilität von Radionukliden und Schwermetallen ist bereits erreicht. Die Beurteilung der radiologischen Relevanz des Standortes kann auf der Basis der aktuellen Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser der Halde erfolgen (Abschnitt 6.1).

In allen anderen Fällen ist eine eindeutige Beurteilung des langfristigen Freisetzungsvhaltens nicht ohne weiteres möglich. Hier sind weitere vertiefende Untersuchungen zum Haldenzustand erforderlich. Die Methodik der Hauptuntersuchung ist in Kapitel 4 dargestellt. Folgende Fälle sind möglich:

Fall 3:

Repräsentative Sickerwasseranalysen fehlen

➤ **Hauptuntersuchung**

Bei fehlenden Sickerwasseraustritten oder mangelhafter Repräsentativität der Sickerwasserproben sollte zunächst die Hauptuntersuchung durchgeführt werden, da im Rahmen des Bohrprogramms evtl. die Möglichkeit der Sickerwasserfassung besteht.

Fall 4:

Sickerwasser-pH liegt im Bereich < 6 und $> 4,5$ und/ oder

Boden-pH liegt im Bereich < 6 und $> 4,5$

➤ **Hauptuntersuchung**

Folgerung:

Der Gehalt karbonatischer Puffersubstanzen steht kurz vor der Erschöpfung oder ist sogar bereits verbraucht. Eine eindeutige Identifikation der aktuell ablaufenden bzw. künftig sich einstellenden Pufferreaktionen ist nicht möglich.

Fall 5:

Sickerwasser-pH liegt im Bereich > 6 und

Boden-pH liegt im Bereich > 6 **aber:**

Verhältnis Karbonatpufferkapazität/Säurebildungspotential < 3 ➤ **Hauptuntersuchung**

Folgerung:

Es ist nicht völlig sicher, ob die karbonatische Pufferkapazität ausreicht, um das gesamte Säurebildungspotential zu neutralisieren.

Fall 6:

Sickerwasser-pH \neq Boden-pH

➤ **Hauptuntersuchung**

Folgerung:

Das Sickerwasser repräsentiert offensichtlich nicht das Milieu des oberflächennahen Substrates.

4 Hauptuntersuchung Sickerwasserpfad

Die Hauptuntersuchung zum Sickerwasserpfad dient dazu, Halden bzw. Haldenteilbereiche, deren langfristiges Freisetzungsverhalten im Rahmen der vereinfachten Orientierungsuntersuchung nicht eindeutig als zukünftig stabil charakterisiert werden konnte (Fälle 4 bis 6), durch Untersuchung der inneren Haldenstruktur mittels Bohrkernen genauer zu untersuchen. Auch im Fall 3 kann eventuell im Rahmen der Hauptuntersuchung das langfristige Freisetzungsverhalten ermittelt werden, nämlich dann, wenn durch die Bohrungen Sickerwasservorkommen nahe der Haldenbasis aufgeschlossen werden können.

Die Hauptuntersuchung gliedert sich in folgende Schritte:

1. Aufschluss der Haldeninternstruktur durch Bohrungen und teufenorientierte Feststoffprobennahme (Abschnitt 4.1)
2. Feststoffanalytik und dreidimensionale Differenzierung der Halde in geochemische Homogenbereiche (Abschnitt 4.2)
3. Ermittlung der Haldensickerwasserbilanz für die Fälle, in denen eine Freisetzungsvorhersage vorgenommen werden muss oder bei denen aufgrund der Überschreitung des expositionsorientierten Ausschlusskriteriums die Quelltermmittlung für nachfolgende Transportrechnungen erforderlich ist (Abschnitt 4.3)
4. Erneute Beurteilung des langfristigen Freisetzungsverhaltens (Abschnitt 4.4)
5. Messung der aktuellen Radionuklid-Aktivitätskonzentration (Abschnitt 6.1)
6. Vergleich der Radionuklid-Aktivitätskonzentration mit dem Ausschlusskriterium (Abschnitt 6.3)

Durch die notwendigen Bohrungen fallen die Kosten für die Hauptuntersuchung trotz einer differenzierten und abgestuften Vorgehensweise in jedem Fall deutlich höher aus, als bei der Orientierungsuntersuchung. Es ist daher bei der Planung im Einzelfall zu prüfen, ob die Kostenrelation Hauptuntersuchung/Sanierung noch angemessen ist. Die mehrstufige Vorgehensweise ist in Abb. 4.1 dargestellt.

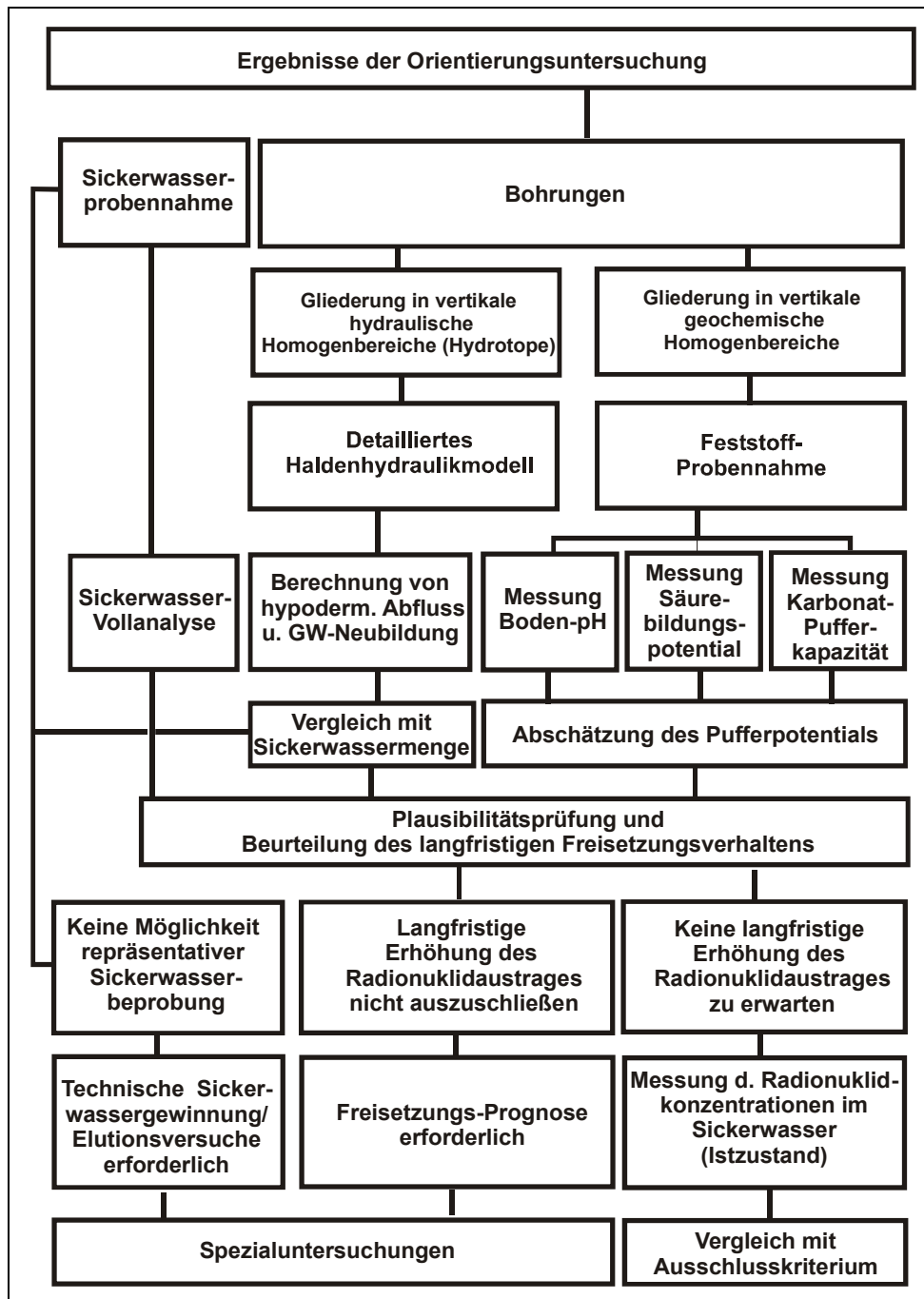


Abb. 4.1: Schema zur Methodik der Hauptuntersuchung zum Sickerwasserpfad.

4.1 **Aufschluss und Beprobung der inneren Haldenstruktur durch Bohrungen**

Zur Untersuchung des inneren Aufbaus der Halde müssen Bohrungen durch die Halde bis in die unterlagernde natürliche Bodenschicht abgeteuft werden. Liegt der untere

Teil des Haldenkörpers bereits im Bereich der grundwassergesättigten Zone, so muss diese ebenfalls durchteuft und beprobt werden. Bohrverfahren und Bohrdurchmesser sind der Korngröße des Haldenmaterials anzupassen. Die Probenmengen müssen ausreichen, um die erforderlichen Untersuchungen durchführen zu können. Anhaltspunkte hierzu werden im Leitfadefachband Sickerwasserpfad, Kapitel 5, Abschnitt 5.2.1.3.1 gegeben.

Die Festlegung von Ort und Anzahl der Bohransatzpunkte erfolgt nach Auswertung der aus den Orientierungsuntersuchungen vorliegenden Informationen unter Einbeziehung von Ergebnissen der historischen Recherche zum Aufbau der Halde. Kriterien hierfür sind:

- Verteilung von Materialien unterschiedlicher Herkunft (historische Recherche)
- Material, Bodenart (Substratkartierung)
- Puffereigenschaften (Substratbeprobung)
- Ortsdosisleistung (z.B. Identifikation von „hot spots“)

Weitere Anhaltspunkte zur Auswahl der Bohransatzpunkte und zur Probenahme werden im Leitfadefachband Sickerwasserpfad, Kapitel 4, Abschnitt 4.3.1 gegeben.

Für den Fall, dass Sickerwasser in den Bohrungen angetroffen wird, sind Maßnahmen zur Fassung dieser Sickerwässer (z.B. durch den Ausbau zu Sickerwassermessstellen) erforderlich. Das Sickerwasser ist entsprechend dem Sickerwasser-Untersuchungsprogramm der Orientierungsuntersuchung (vgl. Abschnitt 3.3) zu analysieren. Falls die Halde im unteren Bereich innerhalb der grundwassergesättigten Zone liegt (Haldenstandorttyp B, vgl. Abschnitt 7.2, Orientierungsuntersuchung Grundwasserpfad), so sollten auch hier Grundwasserproben entnommen und analysiert werden.

4.2 Differenzierung und Untersuchung der chemischen Homogenbereiche

Im Rahmen der Hauptuntersuchung erfolgt nach Untersuchung der Bohrkerne die Abgrenzung von Materialhomogenbereichen auch *innerhalb* der Halde. Sie wird vorgenommen durch die lithologische Ansprache, wobei signifikante Abweichungen in der Zusammensetzung des Haldenmaterials registriert werden. Eine große Hilfe hierbei ist der Rückgriff auf bestehende Informationen zu Haldenhistorie, Schüttungstechnik, mineralogisches Inventar etc., die häufig eine gezielte Beprobung von Inhomogenitäten,

wie Bereiche erhöhter Aktivität („hot spots“), Brandsubstrate etc., ermöglichen. Für die Erkundung des Haldenaufbaus werden die in Tab. 4.1 aufgelisteten Parameter bestimmt, die eine Charakterisierung der Materialart, des Verwitterungsgrades und des Schadstoffpotentials erlauben.

Tab. 4.1: Mindestumfang der Feststoffanalyse.

Eigenschaft	Parameter
hydraulische Durchlässigkeit	Durchlässigkeitsbeiwert (aus Siebanalysen, ggf. Säulenversuchen)
Matrix / Lithologie	<u>Chemische Zusammensetzung</u> : insbesondere Silizium, Aluminium, Eisen, Mangan, Calcium, org. Kohlenstoff <u>Mineralogische Zusammensetzung</u> : Röntgendiffraktometrische Mineralbestimmung (RDA)
Verwitterungsgrad	Gesamt-Schwefel, Sulfid-Disulfid-Schwefel, Säurepufferkapazität bis pH 4, Karbonat (TIC), pH-Wert
Radionuklidinventar	Radionuklide, siehe Abschnitt 2.4, i.d.R. Uranbestimmung ausreichend
ggf. Schadstoffpotential	Arsen, Blei, Quecksilber, Cadmium etc. (Auswahl je nach Fragestellung und Standortgegebenheiten)

Als haldeninterne geochemisch wirksame Strukturelemente sollten nur solche Einheiten abgegrenzt werden, die einen Anteil am Haldengesamtvolumen von > 10-20 Vol.-% einnehmen. Besteht die Halde nur aus kleinen Homogenbereichen, ist es dagegen nicht zielführend, jede Inhomogenität auszuhalten. In diesem Fall ist es besser, die Halde als quasihomogenes Gebilde zu betrachten. Ferner ist die unterhalb der Halde anstehende ungesättigte Bodenzone als eigener Homogenbereich einzubeziehen, unter anderem deshalb, weil zur Berechnung der Grundwasserneubildung mit Hilfe des detaillierten Haldenhydraulikmodells die hydraulischen Eigenschaften der gesamten ungesättigten Zone relevant sind (vgl. Abschnitt 4.3). Falls die Halde im unteren Bereich innerhalb der grundwassergesättigten Zone liegt (Haldentyp B, vgl. Abschnitt 7.2, Orientierungsuntersuchung Grundwasserpfad), so stellt die gesättigte Zone einen eigenen Homogenbereich dar, der beprobt werden sollte.

Von besonderer Bedeutung für den Stoffaustrag sind Haldenbereiche, die entweder

- von hohen Anteilen des Haldensickerwasservolumens durchflossen werden,

- hohe Schadstoffkonzentrationen („hot spots“ u.a. identifiziert durch ODL-Messungen) enthalten oder
- ein hohes Versauerungspotential infolge hoher Gehalte an Pyrit und Markasit (und ggf. an anderen sulfidischen Erzmineralen) aufweisen.

In Zusammenschau der Daten zur Matrixzusammensetzung und zum Verwitterungsgrad lassen sich nun Informationen zur Lage einer Oxidationsfront bzw. zum Oxidationsgrad der Halde erhalten, die die Grundlage für die Bewertung des langfristigen Freisetzungsverhaltens darstellen (s. Abschnitt 4.4).

In den Feststoffproben aus dem Haldenmaterial sollten alle mittels Gamma-Spektrometrie und damit mit vertretbarem Kostenaufwand bestimmbarer Radionuklide, zumindest jedoch Uran, gemessen werden (siehe Abschnitt 2.4). Das Ergebnis einer tiefenspezifischen Nuklidbestimmung kann zusammen mit den Ergebnissen der ODL-Messungen Hinweise zur Verteilung des radiologischen Inventars im Haldenmaterial geben und liefert Anhaltspunkte für die Migration einzelner Nuklide.

4.3 Erstellung eines detaillierten Haldenhydraulikmodells

Ziel des detaillierten Haldenhydraulikmodells ist eine Abschätzung der Volumenstromanteile, die auf

- den hypodermischen Abfluss (Sickerwassermenge, die unterirdisch innerhalb oberflächennaher geneigter Auflockerungszonen, abgeführt wird, jedoch oberhalb der Haldenbasis, z.B. in Sickerwasseraustrittsstellen am Haldenrand) austritt und
- den in die unter der Haldenbasis liegende ungesättigte Bodenzone infiltrierten Niederschlagsanteil (gleichzusetzen mit Grundwasserneubildung)

entfallen. Das detaillierte Haldenhydraulikmodell erfordert somit im Gegensatz zum Übersichts-Haldenhydraulikmodell (Abschnitt 3.5) Kenntnisse zur Haldeninternstruktur, die im Rahmen der Hauptuntersuchung durch die Auswertungen der Bohrungen gewonnen wurden. Die Umsetzung dieser Informationen in Modelleingabedaten muss unter Berücksichtigung der Kenntnisse zum Gesamtaufbau der Halde erfolgen.

Im Fall von unterschiedlichen hydraulischen Durchlässigkeiten des Materials im Haldeninneren wird das Übersichts-Haldenhydraulikmodell aus Abschnitt 3.5 erweitert. Es erfolgt eine den haldeninternen Materialwechselln entsprechende Vertikalgliederung der Halde in hydraulische Homogenbereiche. Es ist dabei zu beachten, dass auch die unterhalb der Halde anstehende ungesättigte Bodenzone in die Rechnungen einbezogen wird. Die Behandlung der grundwassergesättigten Zone selbst ist dagegen Gegenstand der Kapitel 7 und 8. Dies gilt auch für Haldenbereiche die der grundwassergesättigten Zone angehören (Haldenstandorttyp B, vgl. Abschnitt 7.2).

Die Erstellung eines detaillierten Haldenhydraulikmodells, welches die wesentlichen Sickerwasserströme im Haldenkörper bilanziert, ist in 2 Fällen notwendig:

1. zur Angleichung des Wasser/Feststoffverhältnisses der Laborversuche an die Haldensickerwasserbilanz im Rahmen der Freisetzung-Prognose (vgl. Abschnitt 6.2) bei der Abschätzung der zukünftig maximal möglichen Radionuklidfreisetzung und
2. zur Ermittlung des Quellterms als Randbedingung für die Modellierung des Radionuklidtransports im Grundwasser (vgl. Abschnitt 6.3 und Kapitel 7 bis 8).

4.4 Beurteilung des langfristigen Freisetzungsverhaltens

Nach den Übersichtsanalysen zur Haldeninternstruktur und den Ergebnissen des detaillierten Haldenhydraulikmodells liegt ein gegenüber der Orientierungsuntersuchung deutlich erweiterter Kenntnisstand vor, wodurch eine Neubeurteilung des langfristigen Freisetzungsverhaltens der in Abschnitt 3.5 abgegrenzten Fälle 3 bis 6 erfolgen kann. Dies bedeutet, dass erneut geprüft wird, ob die Halde aufgrund der erweiterten Datenbasis nun doch zuverlässig hinsichtlich ihres Freisetzungsverhaltens beurteilt werden kann und die Vorbewertung durch eine Zuordnung zu den Fällen 1 oder 2 korrigiert werden kann.

Situationen, bei denen Halden bzw. einzelne Haldenbereiche auch nach der Hauptuntersuchung nicht zuverlässig bezüglich ihres langfristigen Freisetzungsverhaltens charakterisiert werden können, können einem der folgenden Fälle zugeordnet werden:

Fall 3:

Repräsentative Sickerwasseranalysen fehlen	➤	technische Sickerwassergewinnung oder experimentelle Ermittlung
--	---	--

Falls es auch während der Hauptuntersuchung nicht gelungen ist, Sickerwasserproben zu gewinnen, muss entweder das Haldensickerwasser künstlich gewonnen oder die Sickerwasserzusammensetzung experimentell ermittelt werden. Die diesbezügliche Methodik wird in Abschnitt 5.1 behandelt.

Fall 4:

Beim Fall 4 bestanden wegen der geringeren Datenbasis der Orientierungsuntersuchung Zweifel an der langfristigen Stabilität des Milieus (vgl. Abschnitt 3.5). In Abhängigkeit von den Ergebnissen der Hauptuntersuchung sind verschiedene abschließende Bewertungen möglich. Die Beschaffenheit des Sickerwassers hat hierbei eine übergeordnete Bedeutung.

Fall 4a:

Ergebnis der Orientierungsuntersuchung:

Sickerwasser-pH liegt im Bereich < 6 und $> 4,5$

Ergebnis der Hauptuntersuchung:

Kein grundlegend anderes Sickerwassermilieu nachgewiesen

(unabhängig von den übrigen Parametern)

➤ **Freisetzungs-Prognose**

Folgerung:

Liegen aus den Bohrungen keine grundsätzlich neuen Erkenntnisse zum geochemischen Milieu der Haldensickerwässer vor, ist der Schadstoffaustrag aus der Halde im Rahmen einer Freisetzungs-Prognose (vgl. Abschnitt 5.2) zu bewerten. Es überwiegen die Anhaltspunkte, dass die Halde dem intermediären und damit potenziell instabilen Puffer-Bereich zuzuordnen ist.

Fall 4b:

Ergebnis der Orientierungsuntersuchung:

nur Boden-pH liegt im Bereich < 6 und $> 4,5$

Folgerung:

Bestehen nach der Orientierungsuntersuchung Unsicherheiten *allein gegenüber den Boden-pH-Werten*, die Erkenntnisse der Feststoffuntersuchungen des Materials im Haldeninneren jedoch das im Rahmen der Orientierungsuntersuchung ermittelte Si-

ckerwassermilieu (> 6 oder $< 4,5$) nicht in Frage stellen, sind die folgenden Bewertungen möglich:

Möglichkeit 1:

Ergebnis der Hauptuntersuchung :

Sickerwasser-pH > 6 und

Feststoff-pH innerhalb der Halde > 6 und

Verhältnis Karbonatpufferkapazität/Säurebildungspotenzial im Feststoff innerhalb der Halde ≥ 3

➤ **Fall 1** ➤ **Messung** (siehe Abschnitt 6.1)

Möglichkeit 2:

Ergebnis der Hauptuntersuchung:

Sickerwasser-pH $< 4,5$ und

Feststoff-pH innerhalb der Halde $< 4,5$ und

Verhältnis Karbonatpufferkapazität/Säurebildungspotenzial im Feststoff innerhalb der Halde < 3

➤ **Fall 2** ➤ **Messung** (siehe Abschnitt 6.1)

Folgerung:

Aufgrund des um die geochemischen Eigenschaften der Feststoffe im Haldeninneren verbesserten Kenntnisstandes kann für die beiden Möglichkeiten 1 und 2 eine langfristige (Aktivitäts-)Konzentrationserhöhung von Radionukliden (und Schwermetallen) ausgeschlossen werden. Zur weiteren Vorgehensweise siehe Abschnitt 6.1.

Möglichkeit 3:

Ergebnis der Hauptuntersuchung :

Sickerwasser-pH > 6 oder $< 4,5$

Feststoff-pH innerhalb der Halde liegt im Bereich < 6 und $> 4,5$ und/oder

Verhältnis Karbonatpufferkapazität/Säurebildungspotenzial im Feststoff innerhalb der Halde < 3

➤ **Freisetzungs-Prognose**

Folgerung:

Bei Möglichkeit 3 deutet das Sickerwassermilieu zwar auf stabile Verhältnisse hin (Pufferung im Karbonat- bzw. Silikatbereich), die Feststoffe im Vertikalprofil der Halde liefern jedoch deutliche Anhaltspunkte für einen intermediären Milieuzustand, weswegen eine zukünftige Zunahme des Schadstoffaustrages infolge niedrigerer pH-Werte nicht

auszuschließen ist. Auf Basis der Feststoffanalytik ist daher eine Freisetzungs-Prognose zum Schadstoffaustrag erforderlich.

Fall 5:

Ergebnis der Orientierungsuntersuchung:

Sickerwasser-pH liegt im Bereich > 6 und

Boden-pH liegt im Bereich > 6 **aber:**

Verhältnis Karbonatpufferkapazität/Säurebildungspotenzial im Boden < 3

Folgerung:

Weisen die zusätzlichen Daten darauf hin, dass das karbonatische Puffersystem zwar im oberflächennahen Bereich der Oxidationszone nicht in einem hohen Überschuss vorhanden ist, jedoch innerhalb der Halde auch langfristig zur Neutralisation von Sickerwässern ausreicht, ist mit Hilfe des Haldenhydraulikmodells zu prüfen, welchen Anteil der hypodermische Abfluss des Sickerwassers (in den oberflächennahen Bereichen ohne hohen Pufferüberschuss) aufweist und ob möglicherweise hohe Radionuklidpotentiale in diesen Haldenbereichen auftreten (Übersichtsanalyse).

Es ergeben sich folgende Möglichkeiten:

Möglichkeit 1:

Ergebnis der Hauptuntersuchung:

Verhältnis Karbonatpufferkapazität/Säurebildungspotenzial im Feststoff innerhalb der Halde ≥ 3 und

geringer Anteil des hypodermischen Abflusses am Gesamtabfluss

➤ **Fall 1** ➤ **Messung** (siehe Abschnitt 6.1)

Folgerung:

Kann sichergestellt werden, dass der oberflächennahe Sickerwasserabfluss nur einen geringen Anteil an der gesamten Sickerwasserströmung der Halde ausmacht (Möglichkeit 1), so kann von einer langfristig stabilen Karbonatpufferung und geringer Schadstoffmobilität ausgegangen werden (Fall 1). Zur weiteren Vorgehensweise siehe Abschnitt 6.1.

Möglichkeit 2:*Ergebnis der Hauptuntersuchung:*

Verhältnis Karbonatpufferkapazität/Säurebildungspotenzial im Feststoff innerhalb der Halde ≥ 3 **aber:**

hohes Schadstoffpotential im oberflächennahen Haldenbereich und
hoher Anteil des hypodermischen Abflusses am Gesamtabfluss

➤ **Freisetzungs-Prognose**

Folgerung:

Bestehen dagegen Zweifel an der langfristigen Pufferwirkung in den hochpermeablen Auflockerungszonen und macht der in diesen Zonen verlaufende oberflächennahe hypodermische Abfluss einen hohen Anteil am Gesamtabfluss der Halde aus (Möglichkeit 2), so ist für diesen Sickerwasserstrom eine Freisetzungs-Prognose erforderlich.

Möglichkeit 3:*Ergebnis der Hauptuntersuchung:*

Verhältnis Karbonatpufferkapazität/Säurebildungspotenzial auch im Feststoff innerhalb der Halde < 3

➤ **Freisetzungs-Prognose**

Folgerung:

Die Freisetzungs-Prognose ist ebenfalls durchzuführen, wenn die Feststoffuntersuchungen innerhalb der Halde ebenfalls einen zu geringen karbonatischen Pufferüberschuss ergeben (Möglichkeit 3).

Fall 6:*Ergebnis der Orientierungsuntersuchung:*

Sickerwasser-pH \neq Boden-pH

Für den Fall 6 wurden die Hauptuntersuchungen vor allem zur Zuordnung des beobachteten Sickerwassers zu Haldenkomponenten durchgeführt. Je nach Art der Ergebnisse bestehen folgende Möglichkeiten:

Möglichkeit 1:*Ergebnis der Hauptuntersuchung:*

Sickerwasser-pH > 6 und

Feststoff-pH innerhalb der Halde > 6 und

Verhältnis Karbonatpufferkapazität/Säurebildungspotenzial im Feststoff innerhalb der Halde ≥ 3

➤ **Fall 1** ➤ **Messung** (siehe Abschnitt 6.1)

Möglichkeit 2:*Ergebnis der Hauptuntersuchung:*

Sickerwasser-pH < 4,5 und

Feststoff-pH innerhalb der Halde < 4,5 und

Verhältnis Karbonatpufferkapazität/Säurebildungspotenzial im Feststoff innerhalb der Halde < 3

➤ **Fall 2** ➤ **Messung** (siehe Abschnitt 6.1)

Folgerung:

Können die als Übersichtsanalysen zum Haldenaufbau erhobenen Daten die Widersprüchlichkeiten der Daten der Orientierungsuntersuchungen aufheben und kann die Halde somit hinsichtlich ihres Freisetzungsverhaltens zuverlässig beurteilt werden, reicht die Betrachtung des Istzustandes der Halde (Möglichkeiten 1 oder 2) aus. Die Bewertung kann dann auf der Basis der gemessenen aktuellen Radionuklidkonzentrationen im Sickerwasser erfolgen. Zur weiteren Vorgehensweise siehe Abschnitt 6.1.

Möglichkeit 3:*Ergebnis der Hauptuntersuchung:*

Sickerwasser-pH \neq Feststoff-pH oder

Sickerwasser-pH \neq Verhältnis Karbonatpufferkapazität/Säurebildungspotenzial im Feststoff innerhalb der Halde

➤ **Freisetzungs-Prognose**

Folgerung:

Bleiben jedoch hinsichtlich der geochemischen Milieueigenschaften von Sickerwasser und Haldenfeststoff Widersprüche bestehen, ist keine sichere Zuordnung des Haldenmilieus möglich (Möglichkeit 3). Die Widersprüchlichkeiten implizieren zudem, dass zumindest eines der untersuchten Medien (Sickerwasser oder Feststoff) Anhaltspunkte

für eine mögliche Versauerung des Haldenmilieus liefert. Daher ist in solchen Fällen eine Freisetzung-Prognose erforderlich (Abschnitt 5.2).

Bei den oben aufgeführten Szenarien und Fallunterscheidungen wurde versucht, alle möglichen Varianten zu berücksichtigen. Es kann jedoch nicht ausgeschlossen werden, dass sich für einzelne Standorte abweichende Szenarien bzw. Grenzfälle ergeben. Die aufgeführten Fallunterscheidungen müssen dann den gegebenen Standortverhältnissen entsprechend abgewandelt werden.

Insgesamt ist darauf zu achten, dass die Informationen zur Haldeninternstruktur zusammen mit den Sickerwasseranalysen und der Feststoffanalytik der oberflächennahen Homogenbereiche (Orientierungsuntersuchung) ein schlüssiges Gesamtbild ergeben, in das auch Ergebnisse der Recherchen zu der Haldenhistorie (z.B. Alter der Halde) einzubeziehen sind. Bestehen nach der Hauptuntersuchung immer noch Zweifel hinsichtlich des Aufbaus der Halde und des Reaktionspotentials der dort abgelagerten Materialien, sind Informationslücken durch weitere Bohrungen mit einem engeren Bohrraster zu schließen oder die Bewertung des künftigen Freisetzungsverhaltens aus der Halde muss im Rahmen einer Freisetzung-Prognose erfolgen.

5 Weiterführende Spezialuntersuchungen Sickerwasserpfad

Über den Umfang der Hauptuntersuchung hinausgehende Untersuchungen sind in zwei Fällen notwendig:

1. die Gewinnung repräsentativer Sickerwasserproben ist auch nach dem Aufschluss der Haldeninternstruktur durch Bohrungen im Rahmen der Hauptuntersuchung nicht möglich oder
2. das langfristige Freisetzungsverhalten kann aufgrund intermediärer Milieubedingungen oder nicht-konsistenter Datenlage nach wie vor nicht zuverlässig charakterisiert werden.

5.1 Vorgehensweise beim Fehlen von repräsentativen Sickerwasserbeprobungsmöglichkeiten

Für den Fall, dass weder im Rahmen der Orientierungsuntersuchung Sickerwasseraustrittsstellen noch während der Hauptuntersuchung Sickerwässer in den Bohrungen gefasst und beprobt werden konnten bzw. keine repräsentativen Sickerwasserproben vorliegen, besteht die Möglichkeit der Sickerwassergewinnung durch technische Maßnahmen. Falls aufgrund der Standortbedingungen von vornherein abzusehen ist, dass eine technische Sickerwasserfassung nicht möglich ist oder die Sickerwassergewinnung durch technische Maßnahmen ohne Erfolg blieb, können alternativ Säulenperkulationsversuche im Labor durchgeführt werden. Die Vorgehensweise beim Fehlen von repräsentativen Sickerwasser-Beprobungsmöglichkeiten ist in Abb. 5.1 dargestellt.

Technische Sickerwassergewinnung

Zunächst sollte versucht werden, zumindest oberflächennahes Sickerwasser durch geeignete technische Maßnahmen (Installation von Saugkerzen, Drainagen in Haldenfußnähe, vgl. hierzu Leitfadenfachband Sickerwasserpfad, Kapitel 5, Abschnitt 5.1.1.1.2) zu gewinnen. Der Nachteil ist allerdings, dass Saugkerzen nicht bei grobkörnigem Haldenmaterial eingesetzt werden können, einen nur sehr begrenzten hydraulischen Einwirkungsbereich aufweisen (Problem der Repräsentativität) und dass mit ihnen nur geringe Probenmengen gewonnen werden können. Die Anlage von Drainagen am Haldenfuß ist dagegen vergleichsweise aufwändig.

Die in situ-Gewinnung von Sickerwasser hat den Vorteil, dass der immer mit Unsicherheiten behaftete Transfer von Laboreluatwerten auf reale Sickerwasserkonzentrationen vermieden wird. Falls die technische Sickerwassergewinnung eine repräsentative Sickerwasserprobennahme zulässt, ist die Probe einer hydrochemischen Vollanalyse zu unterziehen. Die weiteren Untersuchungen erfolgen in Analogie zu den entsprechenden Arbeitsschritten der Hauptuntersuchung (vgl. Abb. 4.1).

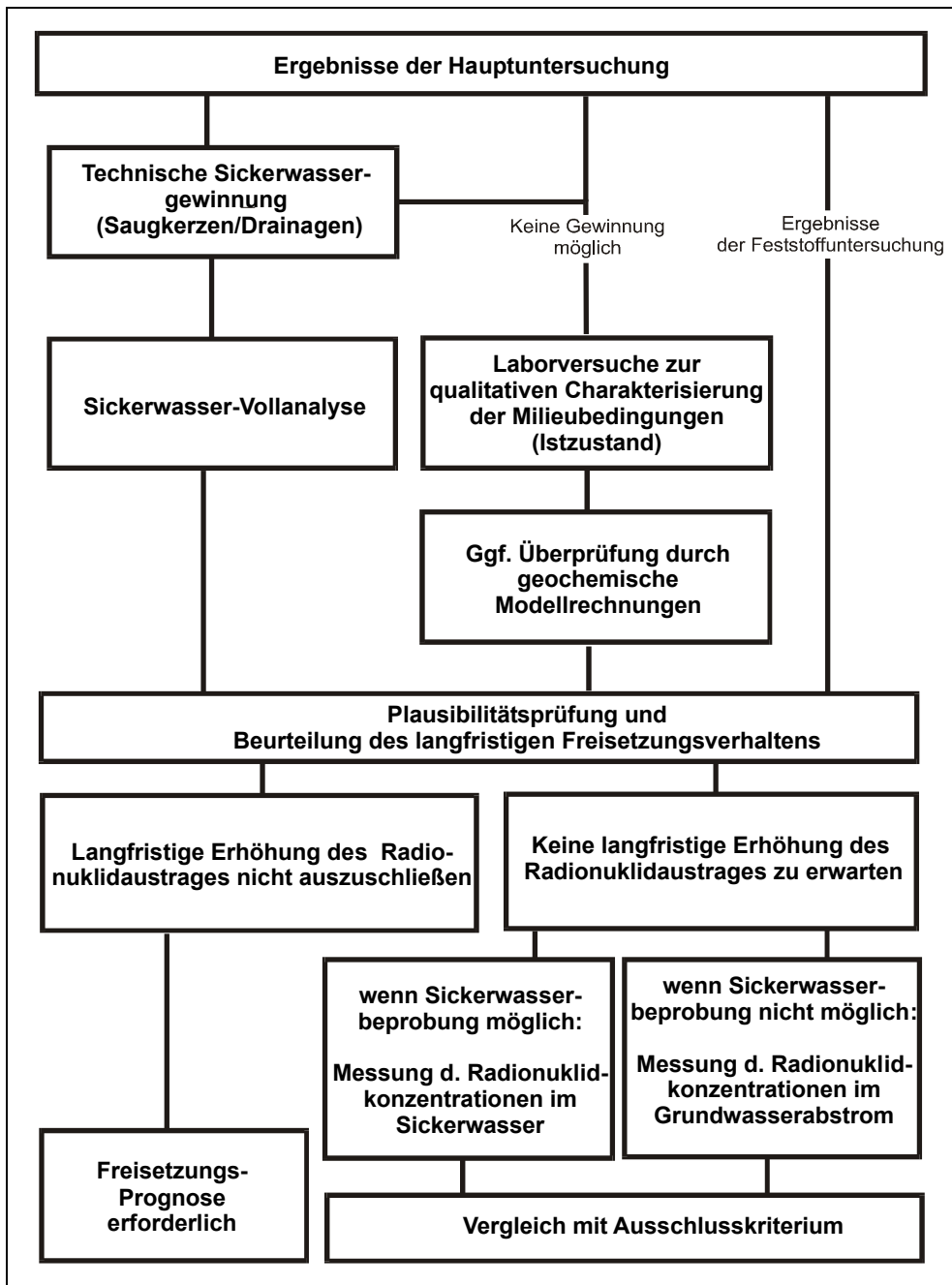


Abb. 5.1: Schema zur Vorgehensweise beim Fehlen von repräsentativen Sickerwasserbeprobungsmöglichkeiten.

Experimentelle Charakterisierung des langfristigen Freisetzungsverhaltens durch Elutionsversuche

Säulenperkolationsversuche am Haldenmaterial liefern unter Einbeziehung der Feststoffuntersuchung der Hauptuntersuchung Informationen zur qualitativen Beurteilung des langfristigen Freisetzungsverhaltens (pH-Milieu, Pufferzustand, Radionuklidspekt-

rum, vgl. Abschnitt 4.4). Eine kurze Beschreibung der grundsätzlichen Anforderungen an die Durchführung solcher Versuche findet sich in Abschnitt 5.2 (Arbeitsschritt 1). Eine weitergehende Beschreibung derartiger Versuche enthält der Leitfadenfachband Sickerwasserpfad, Kapitel 5, Abschnitt 5.3.2. Die Ergebnisse sollten durch geochemische Modellrechnungen (Gleichgewichtsberechnungen) auf Plausibilität überprüft werden (Beispiele hierzu siehe Leitfadenfachband Sickerwasserpfad, Kapitel 6). Es ist generell zu beachten, dass Laboreluate keine realen Sickerwässer darstellen, unter anderem, weil das reale Wasser/Feststoff-Verhältnis oder das Sauerstoffdargebot in der Halde durch den Versuch nicht exakt nachgebildet werden können. Eluatkonzentrationen eignen sich daher nicht ohne weiteres zur quantitativen Übertragung auf die realen Sickerwasserkonzentrationen.

Wenn das langfristige Freisetzungsverhalten durch die Ergebnisse der Elutionsversuche zuverlässig charakterisiert und den Fällen 1 bzw. 2 (Abschnitt 3.6) zugeordnet werden kann, so erfolgt die Entnahme der Wasserprobe für die hydrochemische Vollanalyse aus einer (oder mehreren) Grundwassermessstellen im Abstrom der Halde am Haldenrand. Die diesbezügliche Methodik ist in Abschnitt 7.3 dargestellt. Kann das langfristige Freisetzungsverhalten gemäß der Fallunterscheidung in Abschnitt 4.4 nicht sicher als langfristig stabil charakterisiert werden, so muss eine Freisetzungs-Prognose (Abschnitt 5.2) durchgeführt werden.

5.2 Freisetzungs-Prognose

Falls die Ergebnisse der im vorangegangenen erläuterten Untersuchungen (Haupt- bzw. Spezialuntersuchung) zeigen, dass das geochemische Milieu nicht auf Dauer stabil ist bzw. aufgrund intermediärer pH-Werte im Sickerwasser bzw. Boden, zu geringer Karbonatpuffer-Anteile oder nicht konsistenter Daten nicht sicher prognostiziert werden kann, sollte eine Freisetzungs-Prognose durchgeführt werden. Mit Hilfe der Freisetzungs-Prognose werden die maximalen Radionuklid-Konzentrationen abgeschätzt, die nach Einstellung der unter den gegebenen Standortverhältnissen (Mineralogie des Haldenmaterials) denkbar niedrigsten pH-Werte, im Haldensickerwasser auftreten könnten.

Da sich das zu betrachtende geochemische Milieu von dem gegenwärtig etablierten unterscheidet, kann die Ermittlung der resultierenden Radionuklidfreisetzung nur simulativ mit Hilfe von Laborversuchen erfolgen. Aufgrund der komplexen Haldenkompo-

nenen, kinetischen Bedingungen und Schadstoffbindungsformen sind geochemische Modellrechnungen allein nicht in der Lage, belastbare quantitative Daten zu maximal möglichen Radionuklidemissionen zu erzeugen. Sie sollten jedoch begleitend zur Kontrolle und zum Verständnis von in den Versuchen beobachteten Prozessen eingesetzt werden (vgl. hierzu Leitfadenfachband Sickerwasserpfad, Kapitel 6, Abschnitt 6.3). Die Freisetzungs-Prognose vollzieht sich in mehreren Schritten (vgl. Abb. 5.2):

Arbeitsschritt 1: Experimentelle Nachbildung des derzeitigen Freisetzungsverhaltens

Zunächst sollten Säulenelutionsversuche an dem aus den Kernbohrungen gewonnenen Haldenmaterial durchgeführt werden, die zum Ziel haben, das Elutionsverhalten unter den derzeitigen geochemischen Milieubedingungen möglichst realitätsnah nachzubilden. Dies ist wichtig, um später zumindest orientierende Anhaltspunkte bei der Rückübertragung der Elutionsergebnisse unter worst-case-pH-Bedingungen auf die zu erwartenden Radionuklidkonzentrationen im Haldensickerwasser zu erhalten. Dies stellt hohe Anforderungen an Probenauswahl, Versuchskonzept und -durchführung.

Die Säulenperkolationen sollten mit dem reaktiven Haldenmaterial (< 20 mm Korngröße) im ungesättigten Zustand (Durchströmung von oben nach unten) unter oxidierenden Bedingungen durchgeführt werden. Zur Gewährleistung ausreichender Verweilzeiten und zur Erzielung der erforderlichen geringen Wasser-Feststoff-Verhältnisse sind sehr geringe Eluatzugaben erforderlich. Eine weitergehende Beschreibung derartiger Versuche enthält der Leitfadenfachband Sickerwasserpfad, Kapitel 5, Abschnitt 5.3.2. Das Ziel ist die möglichst gute Übereinstimmung der hydrochemischen Zusammensetzung von Eluaten und – falls vorhanden - dem realen Sickerwasser. Gegebenenfalls müssen mehrere Experimente unter verschiedenen Versuchsbedingungen durchgeführt werden. Die Eluate werden regelmäßig analysiert (Leitnuklide Uran, evtl. Radium, Thorium und Blei-210 sowie – zum Monitoring geochemischer Prozessabläufe – die Vor-Ort-Parameter pH, E_H , Leitfähigkeit und O_2 -Gehalt). Die eingesetzten Säulenproben lassen sich für die nachfolgende Freisetzungs-Prognose unter „worst-case“-pH-Bedingungen weiter verwenden.

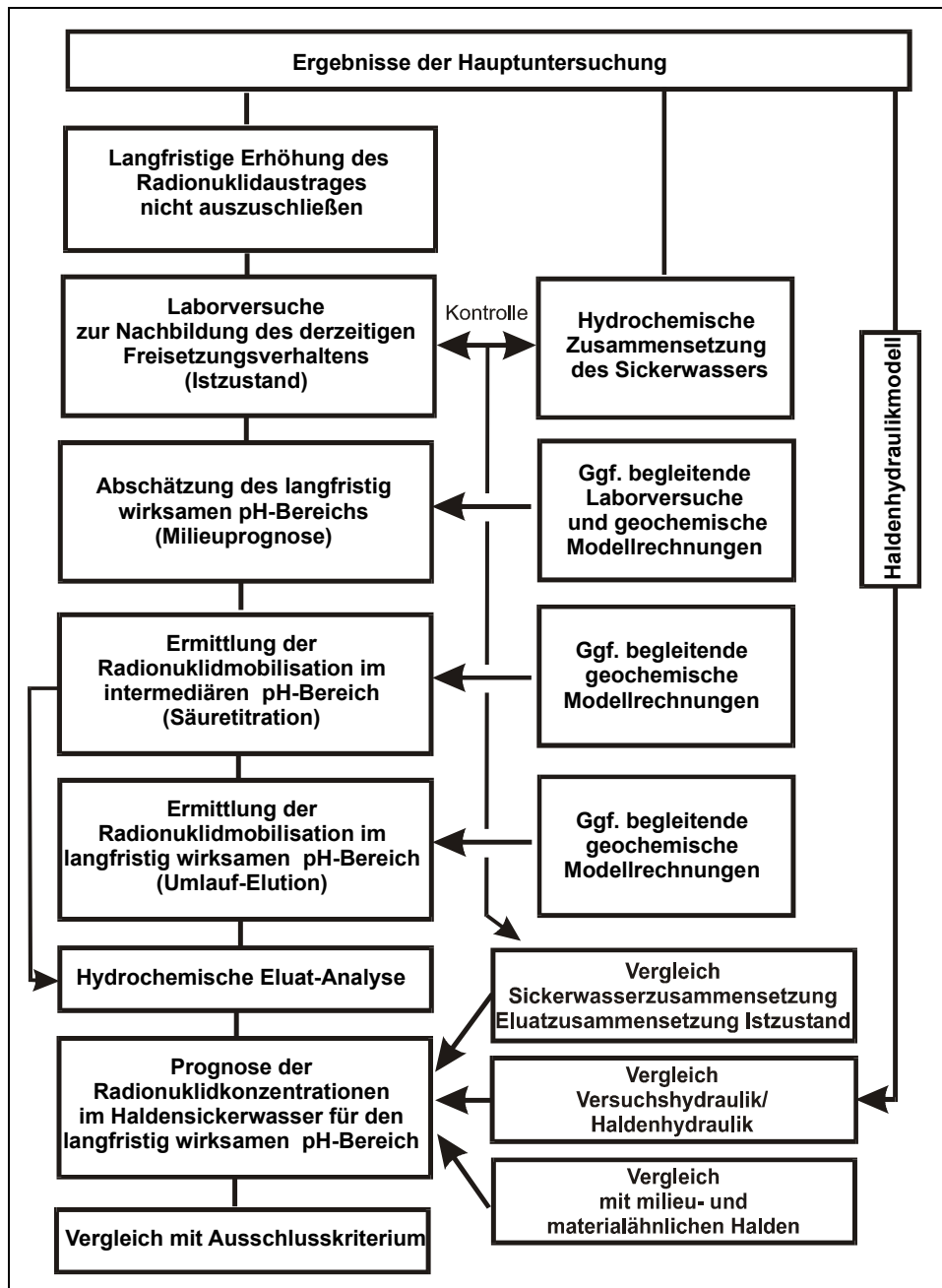


Abb. 5.2: Schema zur Vorgehensweise bei der Freisetzungs-Prognose.

Arbeitsschritt 2: Milieuprognose

Auf der Grundlage der bekannten mineralogischen Zusammensetzung des Haldenmaterials werden im nächsten Schritt diejenigen pufferwirksamen Mineralkomponenten (Silikate, Tonminerale, Oxide) identifiziert, deren Pufferkapazität das Säurebildungspotential um ein Vielfaches übersteigt. Hierdurch kann der resultierende langfristig wirksame pH-Bereich (Ziel-pH) festgelegt werden. Diese Überlegungen können durch geo-

chemische Modellrechnungen (vgl. Leitfadensachband Sickerwasserpfad, Kapitel 6, Abschnitt 6.3) und Laborversuche (Säure-Titration von gemahlene Proben mit anschließender Gleichgewichtseinstellung (vgl. Leitfadensachband Sickerwasserpfad, Kapitel 5, Abschnitt 5.3.2.2) ergänzt werden. Im Hinblick auf weiterführende Informationen zu mineralspezifischen Pufferbereichen wird auf den Leitfadensachband Sickerwasserpfad, Kapitel 2, Abschnitt 2.3 verwiesen.

Arbeitsschritt 3: Experimentelle Elution von Radionukliden unter den langfristig zu erwartenden Milieubedingungen

Die anschließenden Laborversuche zur maximalen Radionuklidfreisetzung unter den langfristig zu erwartenden Milieubedingungen erfolgen vom grundsätzlichen Aufbau in Analogie zu den Versuchen zum derzeitigen Freisetzungverhalten (siehe 1. Arbeitsschritt). Maximale Radionuklid-Mobilisationen können dabei entweder bereits während des Absinkens des pH-Wertes bei intermediären pH-Werten oder erst nach Erreichen des langfristig wirksamen pH-Niveaus erfolgen. Dementsprechend müssen die Versuche zweistufig durchgeführt werden.

Da die natürliche oxidative Säureproduktion durch Sulfidverwitterung langsam abläuft, wodurch Experimente unter annähernd realitätsnahen Versuchsbedingungen unverhältnismäßig zeitaufwändig wären, wird die Versauerung bis zum langfristig zu erwartenden Ziel-pH (ermittelt im Rahmen des 2. Arbeitsschrittes) künstlich durch Zutitrieren von Schwefelsäure simuliert. Durch pH-kontrollierten Ablauf kann dieser Vorgang bis zum Verbrauch des (bezogen auf die Versuchsdauer) kurzfristig verfügbaren Karbonatpuffers gesteuert werden, ggf. durch diskontinuierliche Säurezugabe. Die Perkolate werden in geeigneten Abständen einer hydrochemischen Analyse unterzogen, die zumindest die Leitnuklide (siehe Abschnitt 2.4) sowie – zum Monitoring geochemischer Prozessabläufe – die Vor-Ort-Parameter pH, E_H , Leitfähigkeit und O_2 -Gehalt umfasst.

In der zweiten Phase wird die Säurezugabe eingestellt und durch Rückführung des Perkolates an den Säuleneinlauf ein Kreislaufsystem installiert. In diesen Umlaufsäulen können sich nun zumindest annähernd Gleichgewichtsbedingungen einstellen, wie sie bei der Sickerwasserpassage durch einen Haldenkörper zu erwarten sind. Die Anzahl der Umläufe sollte sich an der Mächtigkeit der Haldenschüttung in dem jeweils zu untersuchenden Haldenabschnitt orientieren. Zeigen die Analysenergebnisse, dass die Anzahl der Umläufe nicht ausreicht, um annähernde Gleichgewichtsbedingungen zu erhalten, sollten die Versuche bis zur Konstanz der Eluatzusammensetzung und der

milieubestimmenden Parameter (E_H , pH und el. Leitfähigkeit) weitergeführt werden. Am Ende des Versuchs wird das Perkolat einer hydrochemischen Vollanalyse unterzogen (Parameterumfang siehe Abschnitt 2.4 und /BMU 00/ sowie Leitfadenfachband Sickerwasserpfad, Kapitel 5, Abschnitt 5.1.1).

6 Ermittlung der aktuellen bzw. potenziellen Sickerwasserkonzentration und Vergleich mit dem Ausschlusskriterium

6.1 Messung der Radionuklidkonzentrationen im Sickerwasser (Istzustand)

Kann auf der Grundlage der Ergebnisse der Orientierungsuntersuchung, der nachfolgenden Hauptuntersuchung oder der Spezialuntersuchungen für die Gesamthalde bzw. für Haldenteilbereiche sichergestellt werden, dass die Radionuklidfreisetzung aus einer Halde zu keinem Zeitpunkt höher liegt, als die aktuelle und somit die Bewertungsfälle 1 oder 2 vorliegen, so reicht für die gesamte weitere Vorgehensweise die ausschließliche Betrachtung des **Istzustandes** aus. Grundsätzlich sind die Aktivitätskonzentrationen aller langlebigen Radionuklide der U-238-, U-235- und Th-232-Zerfallsreihen zu bestimmen. In vielen Fällen kann der Radionuklidumfang bei der Wasseranalyse jedoch vermindert werden. Nähere Informationen hierzu enthält Abschnitt 2.4 und /BMU 00/.

Um Konzentrationsschwankungen zu identifizieren, die sich vor allem aus unterschiedlich starker Durchsickerung des Haldenmaterials in Abhängigkeit der Niederschlagsintensität ergeben, müssen die Messungen über einen längeren Zeitraum mehrmals wiederholt werden. Diese Unterschiede fallen im allgemeinen umso stärker aus, je durchlässiger das Haldenmaterial ist. Im Optimalfall werden die Messungen in Intervallen von mehreren Wochen über ein Jahr durchgeführt, wodurch auch der Einfluss klimatischer Schwankungen (Verdunstung, Schneeschmelze etc.) erfasst werden kann. Es sollte darauf geachtet werden, dass die Messungen sowohl direkt nach Starkregenereignissen als auch nach längeren niederschlagsfreien Zeiträumen erfolgen.

Nicht jede Sickerwasserprobe muss dabei einer hydrochemischen Vollanalyse unterzogen werden. Sie sollte jedoch zumindest die Bestimmung der Konzentrationen der Leitnuklide (siehe Abschnitt 2.4) sowie – zum Monitoring geochemischer Prozessabläufe – die Vor-Ort-Parameter pH, E_H , Leitfähigkeit und O_2 -Gehalt umfassen.

Weitergehende Informationen zur Durchführung der Sickerwasserbeprobung und zum Umfang der Analytik enthält Abschnitt 2.4 und /BMU 00/ sowie der Leitfadeneinband Sickerwasserpfad, Kapitel 5., Abschnitt 5.1.1.

6.2 Abschätzung der zukünftig maximalen Radionuklidkonzentrationen im Sickerwasser (Prognosezustand)

Auf der Basis der experimentellen Ergebnisse der Freisetzungs-Prognose werden die maximalen zu erwartenden Radionuklid-Konzentrationen im Sickerwasser abgeschätzt, die nach Einstellung der langfristig zu erwartenden, erniedrigten pH-Werten auftreten könnten. Als Basis für die Prognose der Sickerwasserzusammensetzung werden entweder die in der ersten Versuchsphase der Freisetzungsprognose (intermediärer pH-Bereich) oder die in der zweiten Versuchsphase (stationärer „worst-case“-pH) ermittelten maximalen Nuklidkonzentrationen herangezogen, abhängig davon, bei welcher Bedingung die Maximalkonzentrationen auftreten.

Wegen der starken Unterschiede zwischen Laborbedingungen und realen Standortverhältnissen, kann an diese Stelle zwar keine geschlossene methodische Empfehlung abgegeben werden, es sollten jedoch einige Aspekte aufgegriffen werden.

Generell repräsentieren Laboreluate reale Sickerwässer nur ungenügend. Die wichtigsten Gründe hierfür sind:

- Abweichungen im Wasser/Feststoff-Verhältnis
- unterschiedliche Gasverfügbarkeit (insbesondere Sauerstoff)
- unzureichende Repräsentativität des Probenmaterials (Puffersubstanzen, Radionuklidinventar)

Die Übertragung der Laborergebnisse auf die realen Verhältnisse (upscaling) erfordert daher ein hohes Maß an Erfahrung und wissenschaftlicher Fachkenntnis („Fingerspitzengefühl“). Naturgemäß besteht hier keine Alternative zum experimentellen Ansatz, da Milieuzustände zugrunde gelegt werden müssen, die sich von den derzeitigen grundlegend unterscheiden.

Die Ermittlung der zukünftig maximalen Radionuklidkonzentrationen im Sickerwasser kann durch folgende Untersuchungen unterstützt werden (Abb. 5.2):

- Vergleich der hydrochemischen Zusammensetzung von realem Sickerwasser mit der von den Eluaten, die im Rahmen des 1. Arbeitsschrittes der Freisetzungsprognose durch Säulenversuche zum Elutionsverhalten unter den derzeitigen geochemischen Milieubedingungen gewonnen wurden,
- Vergleich mit entsprechenden Sickerwasserdaten zu Halden ähnlicher Materialzusammensetzung, bei denen sich der betrachtete langfristige Pufferbereich bereits etabliert hat,
- Vergleich der Haldensickerwasserbilanz (Ergebnis des detaillierten Haldenhydraulikmodells, vgl. Abschnitt 4.3) und dem Wasser/Feststoffverhältnis der Laborversuche.

6.3 Vergleich der ermittelten Radionuklidkonzentrationen im Sickerwasser mit dem Ausschlusskriterium

Der letzte Schritt besteht in einem Vergleich der gemessenen (bzw. im Rahmen der Freisetzung-Prognose abgeschätzten maximalen) Aktivitätskonzentrationen der relevanten natürlichen Radionuklide mit der Summenformel des Ausschlusskriteriums. Der Zweck des Ausschlusskriteriums liegt in der Vermeidung ungerechtfertigten Untersuchungs- und ggf. Sanierungsaufwands bei nachgewiesen vernachlässigbarer Relevanz des Wasserpfades. Die genaue Vorgehensweise zur Anwendung des expositionsorientierten Ausschlusskriteriums ist in Abschnitt 2.4 dargestellt.

Kann eine Überschreitung des Ausschlusskriteriums sowohl gegenwärtig als auch zukünftig ausgeschlossen werden, so besteht kein weiterer Handlungsbedarf in Bezug auf den Wasserpfad.

Wird das Ausschlusskriterium dagegen überschritten, so sind weiterführende Untersuchungen, die die Ausbreitung der gelösten Radionuklide mit dem Grundwasser zum Gegenstand haben, erforderlich. Die diesbezügliche Methodik wird in den nachfolgenden Kapiteln dargestellt.

Für die Transportrechnungen zur Bewertung der Radionuklid-Ausbreitung mit dem Grundwasser (vgl. Kapitel 8) wird als Randbedingung der sog. **Quellterm**, benötigt. Dieser Aktivitätsstrom $A_{Si,r}$ errechnet sich aus dem Produkt

$$A_{Si,r}(t) = c_{Si,r} \cdot Q_{Si}(t) \quad (6.1)$$

- der gemessenen (bzw. im Rahmen der Freisetzungs-Prognose abgeschätzten maximalen) Aktivitätskonzentration der relevanten gelösten natürlichen Radionuklide $c_{Si,r}$
- und dem Sickerwasservolumenstrom Q_{Si} , der über die Haldenbasis in die darunter befindliche (natürliche) Bodenzone infiltriert wird und von dort aus dem Grundwasser zusickert. Hierfür wird die mit Hilfe des detaillierten Haldenhydraulikmodells errechnete Grundwasserneubildung (vgl. Abschnitt 4.3) angesetzt.

7 Orientierende Untersuchungen Grundwasserpfad

7.1 Vorbemerkung

Ziel der orientierenden Untersuchung im Rahmen dieses Leitfadens ist es, auf Basis der Ergebnisse der Haldenuntersuchung und der Erstbeurteilung einer möglichen Grundwasserkontamination eine radiologische Relevanz des Grundwasserpfades hinreichend auszuschließen oder zu bestätigen (Ausschlusskriterium, s. Abschnitt 2.4).

Die Anwendung des Ausschlusskriteriums auf den Grundwasserpfad am Ort der Bewertung erfolgt in der orientierenden Untersuchung mittels einer tatsächlich vorhandenen Grundwasserbeschaffenheitsmessstelle (Abschnitt 7.3) oder einer angenommenen Messstelle (Abschnitt 7.4) am Haldenfuß. Im ersten Fall werden die gemessenen Radionuklidkonzentrationen im Grundwasser im Abstrom der Halde (Istzustand) zum Vergleich mit dem Ausschlusskriterium herangezogen; im zweiten Fall die durch eine vereinfachte Abschätzung ermittelten aktuellen oder potenziellen Radionuklidkonzentrationen verwendet.

7.2 Erkundungsstrategie Grundwasser

Das Ziel einer Grundwassererkundung im Rahmen dieses Leitfadens ist es, im Abstrom einer Halde die Beeinträchtigung des Grundwassers durch einen Radionuklidaustrag aus den Bergbaurückständen zu erfassen. Dies erfordert Kenntnisse über die Grundwasserströme und den Radionuklidtransport. Hierzu wird in einem ersten Schritt ein "hydrogeologisches Arbeitsmodell¹" entworfen, das im Laufe einer weiteren Erkundung (hydrogeologisches Untersuchungsprogramm) mit wachsendem Kenntnisstand zu einem „hydrogeologischen Modell“ weiterentwickelt wird (s. auch Leitfadenfachband Grundwasserpfad).

7.2.1 Hydrogeologisches Arbeitsmodell

Folgende Aspekte sind nach /LfU 96/ bei Aufbau des hydrogeologischen Arbeitsmodells zu berücksichtigen:

- Schichtaufbau, Schichtlagerung
- Charakteristik der ungesättigten Zone
- Homogene/heterogene Grundwasserleiter/ Grundwasserhemmer
- Gliederung in Grundwasserstockwerke (Lage der Stockwerkstrennenden Schichten, schwebende Grundwasserstockwerke), hydraulische Verbindungen benachbarter Grundwasserleiter
- Flurabstand der freien Grundwasseroberfläche bzw. Grundwasserdruckfläche unter Berücksichtigung jahreszeitlicher Schwankungen
- Geometrie der Grundwassersohle und der randlichen Begrenzung des Grundwasserleiters
- Vorflutverhältnisse, Infiltration/Exfiltration, Grundwasserneubildung
- Grundwasserfließrichtung und Abstandsgeschwindigkeit mit Berücksichtigung wasserstandsabhängiger Variationen

¹ Ein Beispiel eines Hydrogeologischen Arbeitsmodells ist im AlfaWeb integriert bzw. als PC-Programm verfügbar. Es basiert auf dem Leitfaden Erkundungsstrategien Grundwasser der LfU. Das Excel-Programm ([arb_mod.xls](#)) kann bei der Planung von Erkundungsmaßnahmen und bei der Darstellung der Ergebnisse eingesetzt werden.

- Transmissivität, Durchlässigkeitsbeiwert, durchflusswirksamer Hohlraumanteil, Speicherkoeffizient, Dispersivität
- geogene Grundwasserbeschaffenheit und Radionuklidkonzentrationen des Grundwassers

7.2.2 Leitfragen zur Erkundung des Grundwassers

Bei der Strategieentwicklung zur Erkundung des Grundwassers wird sich an den folgenden aufgeführten Leitfragen orientiert:

- *Welche hydrogeologischen Verhältnisse und Daten liegen vor?*
Hydrogeologisches Arbeitsmodell (Kap. 4.2, S. 21ff. in /LfU 96/)
- *Wie viele Grundwassermessstellen sind zur Erkundung notwendig?*
Anzahl der Grundwassermessstellen (Kap. 4.3, S. 24ff. in /LfU 96/)
- *Wo sind die Grundwassermessstellen zu positionieren?*
Positionierung von Grundwassermessstellen (Kap. 4.4, S. 32ff. in /LfU 96/)
- *Wie soll der Messstellenbau (Bohrtechnik, Ausbau) erfolgen, welche bohrlochgeophysikalischen Messungen werden benötigt?*
Messstellenbau und Bohrlochgeophysik (Kap. 4.5, S. 36ff. in /LfU 96/):
- *Welche hydraulischen Kennwerte sind durch welche Methoden zu ermitteln?*
Hydraulische Kennwerte (Kap. 4.6, S. 40ff. in /LfU 96/)
- *Wie werden Grundwasserproben entnommen?*
Probennahme (Kap. 4.7, S. 45ff. in /LfU 96/)
- *Welche chemisch-physikalischen Parameter werden ausgewählt?*
Parameterumfang (Erkundungsparameter s. Kap. 4.8, S. 50ff. in /LfU 96/ und radiologische Beurteilungsparameter s. Abschnitt 2.4 des Leitfadens)

An Hand dieser strukturierten Vorgehensweise ist eine erste Beschreibung der hydrogeologischen Verhältnisse am Haldenstandort durchzuführen. Auf eine weitere detaillierte Beschreibung einer Erkundungsstrategie des Grundwassers eines Haldenstandortes wird im Rahmen dieses Leitfadens verzichtet. Hierzu liegen bereits umfangreiche Studien im Bereich der konventionellen Altlasten und mit dem "Leitfaden Erkundungsstrategie Grundwasser" der Landesanstalt Umweltschutz Baden-Württemberg /LfU 96/

(siehe Materialien zur Altlastenbehandlung, Band 19, im Internet unter alfaweb, Berichte - <http://www.uvm.baden-wuerttemberg.de/alfaweb/print/mza19.pdf>)²) eine ausführliche Dokumentation in Form eines Handbuchs (Teil I: Strategie, Teil II: 12 Fallbeispiele) vor. Weitere Informationen finden sich u.a. auch in den sächsischen Veröffentlichungen zum konventionellen Altlastenbereich /LfU 00/ (<http://www.umwelt.sachsen.de/lfug/SalfaWeb/salfaweb-nt>).

7.2.3 Haldenstandorttypen

Aus hydrogeologischer Sicht lassen sich im Rahmen dieses Leitfadens grundsätzlich zwei Standorttypen von Halden differenzieren. (Weitere Informationen zum unterschiedlichen Aufbau der Halden finden sich im Abschnitt 3.1)

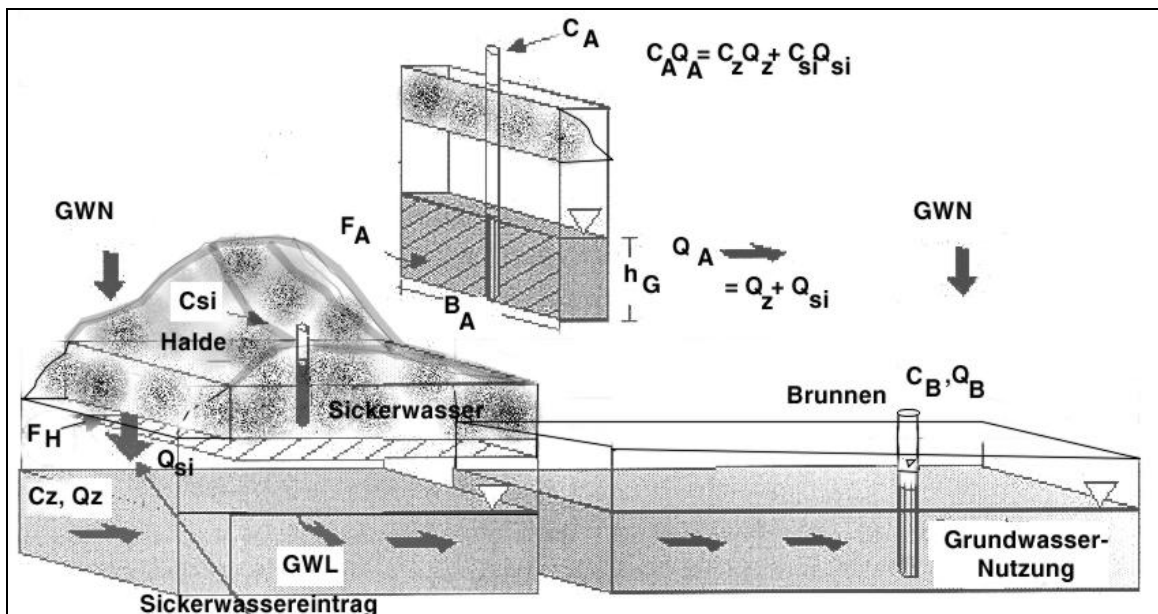


Abb. 7.1: Abflussverhältnisse von Typ A - Halden

Typ A:

Hierzu gehören Halden, die keinen direkten Kontakt zum Grundwasser haben und somit oberhalb des Grundwasserniveaus stehen. Diesem Typ von Halden (Abb. 7.1) entsprechen die Mehrzahl der zu betrachtenden Halden des Alt- und Uranbergbaus. Dazu

² Die AlfaWeb-Vollversion ist auf CD-ROM erhältlich. Weiterhin wurden von der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg die XfaWeb-Systeme in der [Vollversion](#) auf Widerruf frei ins Internet gestellt

gehören alle Haldenstandorte, an denen Bergematerial und/oder Bergbaurückstände auf natürlichen Untergrund, i.w.S. Boden, aufgehaldet wurden. Der Austrag von Radionukliden durch Sickerwasser wird über die Infiltration von Niederschlägen in die Halde bestimmt. Der Haldenabfluss ist abhängig in erster Linie von den meteorologischen Bedingungen, die den integralen Wasserhaushalt der Halde bestimmen, der Heterogenität und dem Nuklidfreisetzungsverhalten des abgelagerten Materials sowie den geochemischen Milieubedingungen in der Halde (s. Kapitel 3 bis 5).

In der Regel wird näherungsweise von einem zeitlich konstanten Sickerwassereintrag in das Grundwasser ausgegangen.

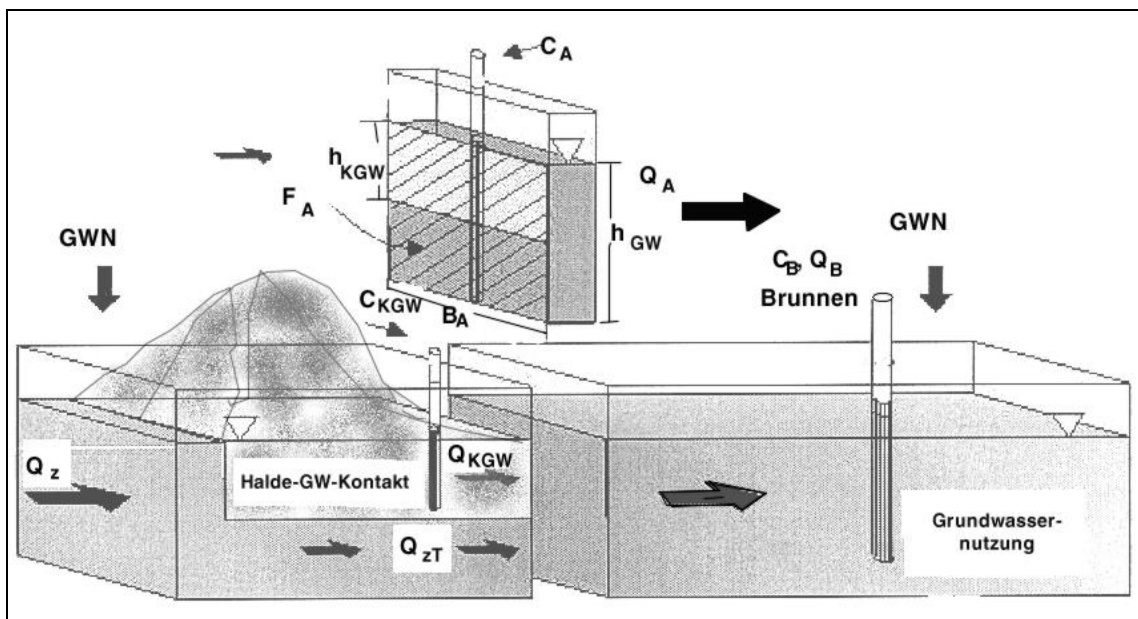


Abb. 7.2: Abflussverhältnisse von Typ B - Halden

Typ B:

Dieser Typ von Halden (Abb. 7.2), steht ständig oder zeitweise mit dem Grundwasser im Kontakt und ist eher selten. Hierzu gehören Halden, die in Talniederungen angelegt wurden oder Auffüllungen von Restlöchern im Grundwasserniveau. Halden, die aufgrund der Heterogenität der Ablagerung nur örtlich begrenzt „schwebendes Grundwasser“ ausbilden, werden dem Typ A zugeordnet. Radionuklide, die aus Halden des Typs B mit dem Grundwasser abtransportiert werden, werden neben der Grundwasser-

neubildung auf dem Objekt zusätzlich über den unterirdischen Grundwasserzu- und -abfluss durch die gesättigte Zone der Halde beeinflusst. Dabei muss der unterirdische Durchfluss durch das Objekt bezogen auf den Gesamtabfluss im Grundwasserleiter (vertikale Ausdehnung der Halde im Grundwasser h_{KGW} bezogen auf Grundwasserleitermächtigkeit h_{GW} , s. Abb. 7.2) betrachtet werden.

7.2.4 Transport der Radionuklide bei Haldenstandorten vom Typ A und B

Während bei Halden des Typs A der eigentlich zu modellierende Radionuklidtransport mit dem Grundwasser erst bei Eintritt der radionuklidhaltigen Haldensickerwässer in die gesättigte Zone beginnt, und die Durchströmung der nicht wassergesättigten Ablagerung meist als Freisetzungsteil von Schadstoffen über die Versickerung von Niederschlägen in das Grundwasser definiert und bewertet werden kann (s. Abschnitt 3.5), werden im Fall von Halden des Typs B, aufgrund des andauernden Grundwasserkontaktes mehr oder weniger kontinuierliche Freisetzungen erwartet. Diese können durch Analysen des Porenwassers in der gesättigten Zone oder durch Messungen im unmittelbaren Grundwasserabstrom der Halde bestimmt werden (s. Abschnitt 7.3). Die ermittelten Radionuklidkonzentrationen werden dann mit dem Ausschlusskriterium verglichen. Ist dies nicht möglich, z.B. wenn die Konzentrationsfront die Grundwassermessstelle noch nicht erreicht haben kann, oder wird das Kriterium überschritten, sind weitere Detailuntersuchungen bzw. für eine Prognose standortspezifischer Modellrechnungen mit Programmen, die die Freisetzung, den Transport und evtl. die Rückhaltung der Radionuklide im wassergesättigten Teil der Halde beschreiben, erforderlich. Diese werden im Kapitel 8 beschrieben.

Im Falle von Halden des Typs A ist letztlich für eine über die orientierende Untersuchung hinausgehende Bewertung der radiologischen Relevanz des Grundwasserpfades (Berechnung des Dosisbeitrages des Grundwassers) nur der Weg der freigesetzten Radionuklide vom Eintragsort Halde zu einem Ort einer möglichen Grundwassernutzung von unmittelbarem Interesse. Deshalb werden in den weiteren Analysen der Detailuntersuchung (Kapitel 8) der Transport in der ungesättigten Zone (vertikale Sickerwasserströmung und hangparallelen Zwischenabfluss) über den in den Abschnitten 3.5 und 4.3 dargestellten Rahmen nicht weiter betrachtet.

Ein Ablaufschema bei der Ermittlung der radiologischen Relevanz des Grundwasserpfades von Halden des Typs A zeigt Abb. 7.3.

7.2.5 Fallunterscheidung zur Bewertung von Halden des Typs A

Für die orientierende Untersuchung des Grundwasserpfades lassen sich in Abhängigkeit des Freisetzungsverhaltens über den Sickerwasserpfad (Kapitel 3 bis 6) einer Halde des Typs A für die Bewertung die folgenden Fälle unterscheiden:

Fall 1) Nach dem Ergebnis der Untersuchung des Sickerwasserpfades (geochemische Untersuchung, s. Kapitel 4) ist der Istzustand als Bewertungszustand gültig:

Messungen der Radionuklidkonzentration im Grundwasser sind zur Bewertung der radiologischen Relevanz verwendbar (Abschnitt 7.3) und können mit dem Ausschlusskriterium verglichen werden.

Fall 2) Nach dem Ergebnis der Untersuchung des Sickerwasserpfades (geochemische Untersuchung, s. Kapitel 4) ist der Istzustand als Bewertungszustand gültig:

Messungen der Radionuklidkonzentration im Grundwasser sind zur Bewertung der radiologischen Relevanz nicht verwendbar, da nach Überprüfung im Abschnitt 7.3 die Kontaminationsfront die Messstelle nicht erreichen kann oder noch nicht erreicht hat. In diesem Fall wird nach dem im Abschnitt 7.4 beschriebenen Verfahren eine vereinfachte Ermittlung der Radionuklidkonzentration durchgeführt und mit dem Ausschlusskriterium verglichen. Liegt eine Überschreitung vor, so sind Detailuntersuchungen (s. Kapitel 8) erforderlich.

Fall 3) Nach Kapitel 4 ist der Prognosezustand als Bewertungszustand relevant:

Eine maximale Radionuklidfreisetzungskonzentration kann auf der Basis der Haldenuntersuchungen angegeben werden.

In diesem Fall kann über eine vereinfachte Ermittlung von potenziellen Radionuklidkonzentrationen nach Abschnitt 7.4 ein Vergleich mit dem Ausschlusskriterium durchgeführt werden.

Bei Überschreitung des Ausschlusskriteriums sind dann weitere Detailuntersuchungen zur Beurteilung des Radionuklidtransportes nach Kapitel 8 notwendig.

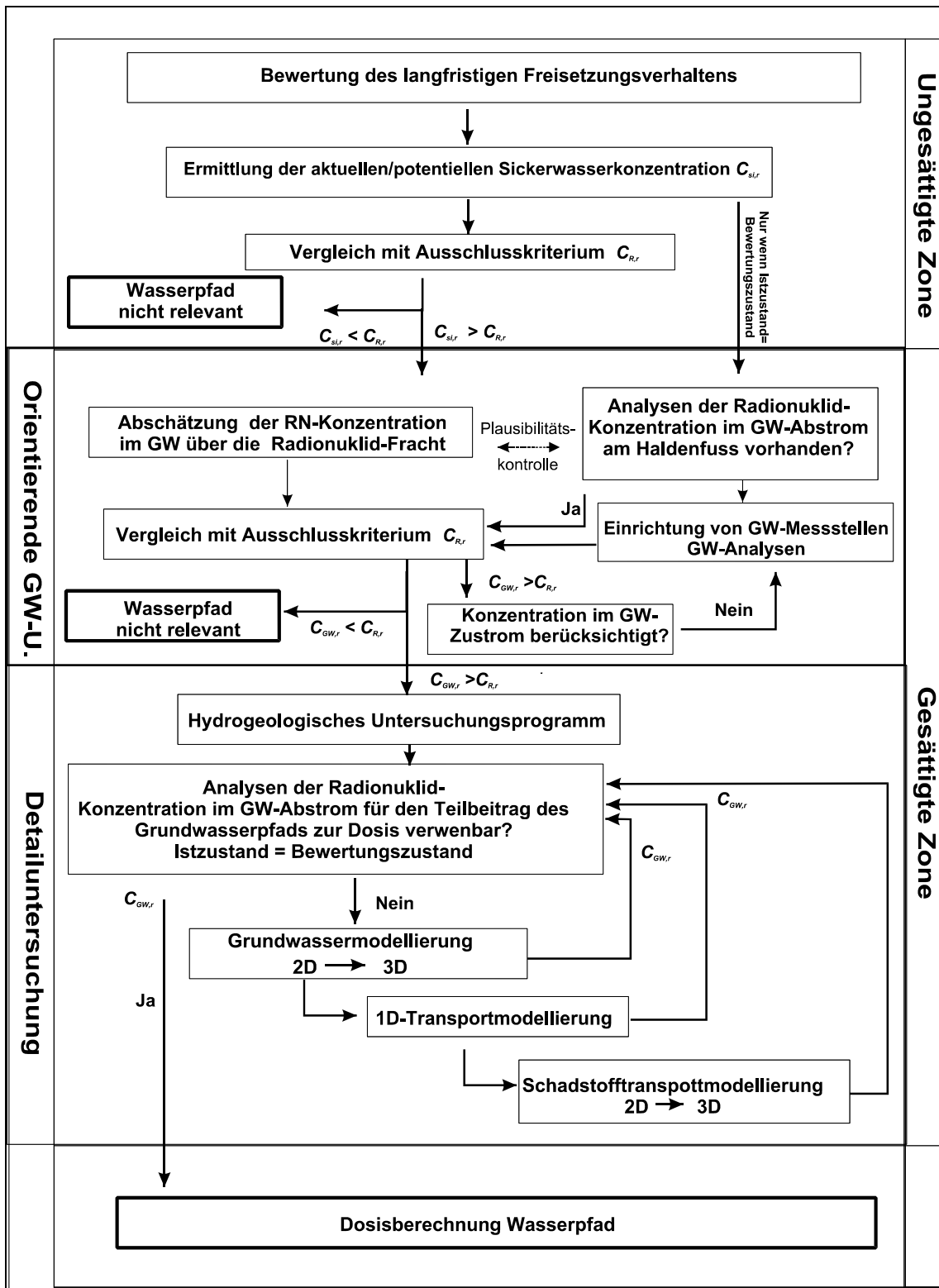


Abb. 7.3: Ablaufschema der Ermittlung der radiologischen Relevanz des Grundwasserpfades bei Halden des Typs A.

7.2.6 Fallunterscheidung zur Bewertung von Halden des Typs B

Halden des Typs B unterliegen in ihrer Bewertung keiner weiteren speziellen Fallunterscheidung. Für Halden des Typs B werden beginnend mit einer orientierenden Grundwasseruntersuchung (Grundwasseranalysen im Abstrom der Halde, Vergleich mit dem Ausschlusskriterium s. Abschnitt 7.3) Detailuntersuchungen, z.B. im Rahmen eines hydrogeologischen Untersuchungsprogramms erforderlich, da für die genauere Bestimmung des anteiligen Grundwasserdurchflusses der Halde spezifische Daten ermittelt werden müssen.

7.3 Messung der Radionuklidkonzentration im Grundwasserabstrom (Istzustand)

Der in den „Berechnungsgrundlagen-Bergbau“, BglBb, definierte Vorrang von repräsentativen Messwerten der spezifischen Aktivität gegenüber Rechenwerten kann sich nur auf den **Istzustand** einer Halde beziehen. Die Betrachtung des Istzustandes als Bewertungszustand (Fall 1 im Abschnitt 7.2) ist nur unter der Voraussetzung eines stabilen Freisetzungsverhaltens der zu bewertenden Halde möglich. Deshalb sind als Voraussetzung einer in diesem Leitfaden geforderten langfristigen Beurteilung des Grundwasserpfades die in den vorherigen Abschnitten beschriebenen Arbeiten (s. Abschnitt 3.6) zur Bewertung des langfristigen Freisetzungsverhaltens einer Halde unabdinglich. Erst nach den Analysen zum zukünftigen Freisetzungsverhalten lässt sich klären, ob der derzeitige Austrag von Radionukliden aus der Halde (Istzustand) auch für zukünftige Freisetzungen anzunehmen ist und die Istzustands-Messungen von Radionuklidkonzentrationen im Grundwasser, z.B. am Fuß der Halde, als Maß der Beurteilung herangezogen werden können. Darüber hinaus können auch bei stabilen Freisetzungsverhältnissen, z.B. zur Prognose einer Radionuklidausbreitung im weiteren Grundwasserabstrom der Halde, modellhafte Betrachtungen erforderlich sein. Dabei gilt, dass i.d.R. im Gegensatz zu den geochemischen Milieuparametern im Haldenkörper, die Grundwasserfließverhältnisse selbst über längere Zeiträume als annähernd gleich bleibend angenommen werden können, so dass bei einer vereinfachten Betrachtung des Radionuklidtransportes von stationären hydraulischen Verhältnissen im Istzustand ausgegangen werden kann. Ausnahmen hierzu werden im Kapitel 8 diskutiert.

7.3.1 Messung der Radionuklidkonzentrationen

Zur Beurteilung der radiologischen Relevanz des Grundwasserpfades über Beprobungen des Grundwassers sind i.d.R. bei der Unkenntnis der Grundwasserabstromverhältnisse drei Messstellen (eine im Anstrom der Halde und zwei im vermuteten Abstrom) zu errichten, um über ein hydrologisches Dreieck (Kap. 4.4, S. 32ff. in /LfU 96/) die Abstromverhältnisse und den tatsächlichen Radionuklideintrag zu klären. Für Halden des Alt- und Uranbergbaus liegen in der Praxis, keine oder nur vereinzelt GW-Messstellen im Abstrom bzw. Messwerte aus Grundwasserbeprobungen vor. Bei Vorliegen nur einer einzelnen GW-Messstelle ist diese vor Verwendung der Messdaten auf ihre Eignung zu überprüfen. Zur Frage, ob z.B. eine aus einer Halde vermutete freigesetzte Schadstofffront eine Messstelle bereits vollständig erreicht hat, - nur dann ist sie für eine Beurteilung der radiologischen Relevanz des Grundwasserpfades verwendbar - können die im nachfolgenden Abschnitt 7.4 beschriebenen analytischen Lösungen Hilfestellung liefern.

Des Weiteren kann eine Entscheidungssicherheit nicht auf eine einmalige Beprobung beruhen, sondern die Grundwasseranalysen sind durch Mehrfachbeprobungen abzusichern. Deshalb ist im Rahmen der orientierenden Untersuchung zumindest eine zweifache Beprobung und Analyse in einem ausreichenden Zeitfenster durchzuführen, um einen groben Analysen- oder Beprobungsfehler auszuschließen. Dabei sollten die jahreszeitlichen Schwankungen der Niederschläge berücksichtigt werden.

Zur Repräsentativität und Vertrauenswürdigkeit der gewonnenen Grundwasserproben sind darüber hinaus die in /LFU 96/ (Positionierung von Grundwassermessstellen (Kap. 4.4, S. 32ff.), und/oder /LAB 00/ („Arbeitshilfen Qualitätssicherung, Teilthema 2.1 Untersuchungsstrategie, Teilthema 2.2. Gewinnung von Grundwasserproben“) gemachten Aussagen und Hilfestellungen z.B. zur Anzahl der erforderlichen Grundwassermessstellen zu beachten. Gleichzeitig kann mit der in /LfU 96/ (Kap. 4.3 und 4.4) beschriebenen Vorgehensweise geprüft werden, ob eine vorliegende Grundwassermessstelle und die Probenahme den Anforderungen an eine integrale Messstelle für den Schadstoffeintrag genügt und ob eine Entscheidungssicherheit zur Relevanz der Grundwasserpfade gewährleistet ist.

Zu den Aspekten des Beprobungsplans und des Analysenkonzeptes der orientierenden Grundwasseruntersuchung u.a. Probenanzahl, Untersuchungsparameter, Beprobungstiefe sind die entsprechenden Ausführungen in /LAB 00/ („Arbeitshilfen

Qualitätssicherung, Teilthema 2.1 Untersuchungsstrategie, Teilthema 2.2. Gewinnung von Grundwasserproben“) und in /BMU 00/ zu beachten.

7.3.2 Beurteilung der Grundwasseranalyse

Für beide Standorttypen gilt:

Liegen die Radionuklidkonzentrationen von Sickerwasser- bzw. von Porenwasser in der gesättigten Zone der Halde des Typ B (dieses Porenwasser wird im weiteren Bericht in Anlehnung an die Begriffsdefinition in /LfU 96/ als Kontaktgrundwasser bezeichnet) oberhalb des Ausschlusskriteriums und liegt eine Grundwassermessstelle im direkten Abstrom vor, so ist die Analyse des Grundwassers zur Bewertung in jedem Fall heranzuziehen, sofern die Betrachtung des Istzustandes aus geochemischen Gesichtspunkten (Abschnitt 3.6) möglich ist. Andernfalls geben die Grundwasseranalysen und ihr Vergleich mit den derzeitigen Sickerwasserkonzentrationen nur einen Hinweis auf die möglichen Verdünnungsmechanismen im Grundwasserstrom unterhalb der Halde im Istzustand wieder.

7.3.3 Fallunterscheidung bei der Bewertung der Konzentrationen im Grundwasser am Haldenfuß

Für den Standorttyp A spiegelt eine gemessene Aktivitätskonzentration der Radionuklide C_A in einer Grundwassermessstelle am Haldenfuß im Abstrom die integrale Beeinflussung des Grundwassers durch die Sickerwässer der Halde wieder (s. Abb. 7.1). Für den Typ B wird je nach Lage der Filterstrecke der Grundwassermessstelle am Haldenfuß die Aktivitätskonzentration im Kontaktgrundwasser $C_A=C_{KGW}$ als integraler Wert der über den Sickerwassereintrag und den aus den Haldenrückständen direkt ins Grundwasser freigesetzten Radionuklide direkt gemessen. Im anderen Fall wird bei einer durchgängigen Verfilterung des Grundwasserleiters die Aktivitätskonzentration C_A bestimmt über die Anteile der Konzentrationen C_Z und C_{KGW} in den Teilflüssen Q_{ZT} und Q_{KGW} (s. Abb. 7.2). Die Aktivitätskonzentration C_B im Grundwasser eines prognostizierten Brunnens im Abstand x im Abstrom der Halde ergibt sich dann aus der Verdünnung der Konzentrationen entlang des weiteren Transportweges durch hydrodynamische Dispersion quer zur Stromrichtung als Funktion des Abstandes x und der Heterogenität des geologischen Untergrundes.

Bei Beurteilung des Istzustandes über die Grundwasseranalyse lassen sich die folgenden beiden Fälle unterscheiden:

Fall 1:

Die **Aktivitätskonzentrationen $C_{A,r}$ im Grundwasser sind kleiner oder gleich der gemessenen bzw. für den Istzustand erwarteten Sickerwasserkonzentrationen.**

Zur Bewertung des Einzelobjektes und bei Vorliegen von Sickerwasserkonzentrationen sind Plausibilitätskontrollen z.B. nach /LFU 96/ durchzuführen.

Ist die Konzentration im Grundwasser wesentlich kleiner als die gemessenen oder angenommenen Sickerwasserkonzentrationen, muss überprüft werden, ob dieser Effekt in der Variabilität bzw. Repräsentativität der Sickerwasserkonzentration begründet ist und/oder ob das Radionuklidrückhaltevermögen der ungesättigten Zone und/oder das Verdünnungspotential des Grundwasserraumes diese Diskrepanz plausibel erklärt.

Im letzteren Fall kann die im nachfolgenden Abschnitt 7.4 beschriebene Abschätzung als Hilfestellung dienen.

Liegen die gemessenen und auf Plausibilität überprüften Konzentrationen im Abstrom der Halde (Kontaktgrundwasser oder Sickerwasserbeeinflusstes Grundwasser) unterhalb des Ausschlusskriteriums, so ist der Grundwasserpfad als nicht relevant anzusehen.

Liegen die Konzentrationen oberhalb des Ausschlusskriteriums, so bilden diese die Basis der Ermittlung der Teildosis "Grundwasserpfad" in den „Berechnungsgrundlagen-Bergbau (BglBb)“. Wird unter Berücksichtigung der Teildosen der anderen Pfade der Gesamtdosisrichtwert überschritten, so dienen die ermittelten Radionuklidkonzentrationen des Grundwassers die Ausgangsdaten für vertiefende Untersuchungen und Analysen zum Transport der Radionuklide im Grundwasserleiter (Kapitel 8).

Fall 2:

Die **Konzentration C_A im Grundwasser ist größer als die Sickerwasserkonzentration C_{si} .**

Gründe hierfür können beispielsweise in weiteren Emittenten im Grundwasserzuström zur Halde zu suchen sein. In diesem Fall sind die Konzentrationen im Grundwasser im Zuström der Halde gegebenenfalls durch Einrichtung einer neuen Messstelle zu berücksichtigen. Bei der Beurteilung von Halden des Typs B (Kontaktgrundwasser) wird dies zur Bewertung des Einzelobjektes ausdrücklich gefordert.

Liegen nach Abzug der Vorbelastung aus dem Zuström die daraus resultierenden Konzentrationen unterhalb des Ausschlusskriteriums, so ist der Grundwasserpfad für die

betrachtete Halde als nicht relevant anzusehen. Eine weitere vertiefende Untersuchung der Herkunft der Emissionen ist aber empfehlenswert.

Kann eine Beeinflussung durch weitere Emittenten im Grundwasserzustrom zur Halde ausgeschlossen werden, wird eine vertiefende Beurteilung der Kontaminationssituation und weitere Untersuchungen und Analysen zum Transport der Radionuklide im Grundwasserleiter notwendig. Sind die ermittelten Sickerwasserkonzentrationen nicht abdeckend, so ist für Halden des Typs A die Hauptuntersuchung Sickerwasserpfad (Kapitel 4) zu wiederholen oder, wie z.B. im Fall von Halden des Typs B, eine Detailuntersuchung des Grundwasserpfad notwendig.

7.4 Vereinfachte Ermittlung von aktuellen und potenziellen Radionuklidkonzentrationen zum Vergleich mit dem Ausschlusskriterium

7.4.1 Abschätzung der Radionuklidkonzentration im Grundwasser über die Radionuklidfracht

In diesem Abschnitt wird eine Vorgehensweise beschrieben, die bei Überschreitung des Ausschlusskriteriums nach Abschnitt 2.4 und bei Fehlen einer Grundwassermessstelle eine Abschätzung der Radionuklidkonzentrationen C_{GW} im Grundwasserabstrom einer Halde des Typs A und damit einen Vergleich mit dem Ausschlusskriterium erlaubt.

Diese Methode kann auch dann für Halden des Typs A angewandt werden, wenn der worst case erst zukünftig eintreten wird und maximale Nuklidkonzentrationen auf Basis der Analysen in Abschnitt 6.3 konservativ prognostiziert werden können.

Grundlagen

Das in Abschnitt 2.4 beschriebene Ausschlusskriterium dient der Selektion von Standorten, bei denen auch unter ungünstigen hydrogeologischen Bedingungen (z.B. gute Wasserdurchlässigkeit) keine unzulässigen Strahlenexpositionen zu erwarten sind. Maßstab der Bewertung ist dabei die spezifische Aktivität von Radionukliden im Sickerwasser. Das nachfolgend beschriebene Verfahren berücksichtigt zusätzlich die Verdünnung der Sickerwasserkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasserraum (Verwitterungszone von Festgesteinen und oberster Grundwasserleiter) über standort-

spezifische Parameter. Dabei wird vorausgesetzt, dass prinzipiell auch höhere spezifische Aktivitäten im Sickerwasser tolerierbar sind, wenn sichergestellt ist, dass für Referenzpersonen an ungünstigsten Einwirkungsstellen keine relevanten Strahlenexpositionen entstehen. Dies kann z.B. der Fall sein, wenn die Sickerwasserfrachten im Verhältnis zum Grundwasservolumen gering sind.

Modellbeschreibung

Die Modellbeschreibung nimmt an, dass Radionuklide mit dem Sickerwasser aus einer Halde ausgetragen werden. Die Sickerwassermenge wird unter Vernachlässigung von Randzuflüssen ausschließlich vom Niederschlag auf die Halde gesteuert. Zur Vereinfachung wird angenommen, dass die Halde eine quadratische Aufstandsfläche besitzt. Die Radionuklide gelangen mit dem Sickerwasser in einen oberflächennahen Grundwasserleiter und werden dort homogen verteilt. Die Fließgeschwindigkeit des Grundwassers wird als zeitlich und räumlich konstant angesetzt. Retardationsprozesse bleiben unberücksichtigt. Die dem Modell zu Grunde liegenden Verhältnisse sind in Abb. 7.4 schematisch dargestellt.

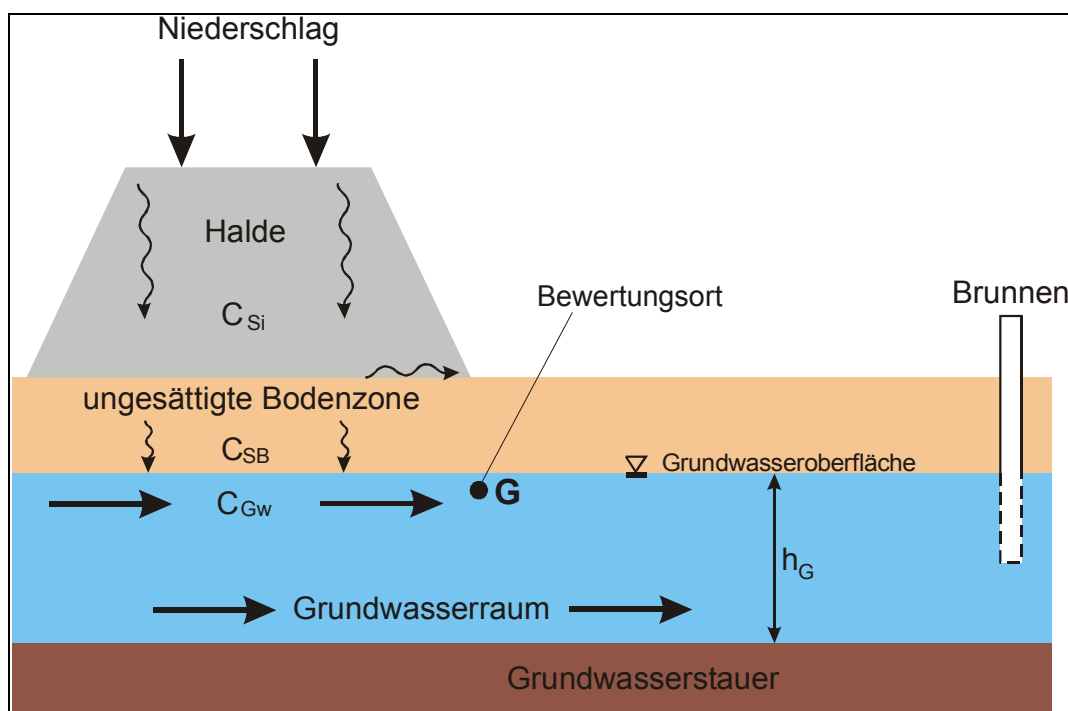


Abb. 7.4: Schematische Darstellung der Modellannahmen.

Die aus der Halde in den Grundwasserleiter eingetragene Aktivität je Radionuklid ergibt sich aus der Radionuklidkonzentration im Sickerwasser und der abfließenden Sickerwassermenge:

$$A_{Si,r}(t) = c_{Si,r} \cdot Q_{Si}(t) = c_{Si,r} \cdot N \cdot F_H \cdot t \cdot f_{Si} \quad (7.1)$$

Die im gleichen Zeitraum mit dem Grundwasser abfließende Aktivität beträgt bei quadratischer Haldengrundfläche und homogener Grundwasserfließgeschwindigkeit:

$$A_{Gw,r}(t) = c_{Gw,r} \cdot Q_{Gw}(t) = c_{Gw,r} \cdot \sqrt{F_H} \cdot h_G \cdot v_{f,Gw} \cdot t \quad (7.2)$$

Dabei sind:

$A_{Si,r} / A_{Gw,r}$	Aktivitätsabfluss mit dem Sickerwasser bzw. Grundwasser für das Radionuklid r [Bq]
$c_{Si,r} / c_{Gw,r}$	Aktivitätskonzentration des Radionuklides r im Sickerwasser bzw. Grundwasser [Bq m ⁻³]
Q_{Si}	Aus der Halde in das Grundwasser abfließende Sickerwassermenge [m ³]
Q_{Gw}	Unter der Halde abfließende Grundwassermenge [m ³]
N	Niederschlagshöhe [m a ⁻¹]
F_H	Haldengrundfläche [m ²]
t	Zeitintervall [a]
f_{Si}	Anteil des Niederschlages, der in der Halde versickert [-]
h_G	Mächtigkeit des Grundwasserleiters [m]
$v_{f,Gw}$	Filter- oder Darcy-Geschwindigkeit des Grundwassers [m a ⁻¹]

Bei Halden, die nicht im Grundwasserbereich liegen (Typ A), kann die Aktivität im Grundwasserabfluss nach Formel (7.2) mit der Aktivität im Sickerwasserzufluss nach Formel (7.1) gleichgesetzt werden. Für die spezifische Aktivität des Radionuklids r im Grundwasserabstrom gilt dann:

$$c_{Gw,r} = \frac{c_{Si,r} \cdot N \cdot \sqrt{F_H} \cdot f_{Si}}{h_G \cdot v_{f,Gw}} \quad (7.3)$$

Diese Beziehung kann in Formel (2.2) Abschnitt 2.4 eingesetzt werden. Die zusätzliche jährliche Strahlenexposition $H_{eff,j}$ über den Grundwasserpfad auf Grund der Halde ergibt sich dann zu:

$$H_{eff,j} = \sum_r \left(\frac{c_{Si,r} \cdot N \cdot \sqrt{F_H} \cdot f_{Si}}{h_G \cdot v_{f,Gw}} - c_{B,r} \right) \cdot g_{W,r,j} \quad (7.4)$$

Ist die Bedingung (Ausschlusskriterium)

$$H_{eff,j} \leq \text{Prüfwert} \quad (7.5)$$

erfüllt, kann davon ausgegangen werden, dass die mögliche Strahlenexposition über den Grundwasserpfad an einer abstromig gelegenen ungünstigen Einwirkungsstelle ebenfalls unter dem Prüfwert liegen wird und weitergehende Prüfungen des Wasserpfades hinsichtlich der Strahlenexposition nicht erforderlich sind. Der Prüfwert wird zunächst wiederum mit $0,1 \text{ mSv/a}$ angenommen (vgl. Kap. 2.4). Bei effektiven jährlichen Dosen über dem Prüfwert, aber unter 1 mSv , kann unter Berücksichtigung der übrigen Expositionspfade, Direktstrahlung, Inhalation von Staub, Direktinhalation von Boden und Verzehr von Lebensmitteln, die über die Pfade Boden und Luft kontaminiert wurden, geprüft werden, ob für den Grundwasserpfad jährliche Dosen $> 0,1 \text{ mSv}$ zulässig sind (vgl. hierzu Ausführungen in Kap. 2.4).

Anwendung des Kriteriums

Formel (7.4) ist anwendbar auf Bergbauhinterlassenschaften, die nicht im Grundwasserbereich liegen und bei denen Randzuflüsse vernachlässigbar sind. Bei Halden, die teilweise vom Grundwasser durchströmt werden, müssen zusätzliche Aktivitätsanteile aus der direkten Elution der bergbaulichen Rückstände durch Grundwasser berücksichtigt werden. Randzuflüsse können, wenn erforderlich, in die Sickerwassermenge mit einbezogen werden.

Bei der Anwendung von Formel (7.4) müssen die in Abschnitt 2.4 (Ausschlusskriterium) benannten Radionuklide und Annahmen zu den spezifischen Aktivitäten gemäß Tab. 2.3 (Abschnitt 2.4) berücksichtigt werden. Die weiteren Parameter der Formel (7.4) sollten vorrangig standortspezifisch ermittelt werden. Bei fehlenden Informationen können für eine orientierende Anwendung des Kriteriums die folgenden konservativen Werte zu Grunde gelegt werden:

$$\begin{aligned}
 N &= 1 \text{ m a}^{-1} \\
 f_{Si} &= 0,5 \\
 h_G &= 2 \text{ m} \\
 v_{f,GW} &= 75 \text{ m a}^{-1}
 \end{aligned}$$

Wird das Ausschlusskriterium im ersten Schritt nicht erfüllt, können

- die Dosisbeiträge der übrigen Expositionspfade (Direktstrahlung H_{Gamma} , Inhalation von Staub H_{Staub} , Direktinhalation von Boden H_{Direkt} und Verzehr von Lebensmitteln, die über die Pfade Boden und Luft kontaminiert wurden H_{Boden}) bestimmt werden und/oder
- der Nuklidvektor durch Analyse von Po-210, Th-230 oder ggf. Ac-227 und Pa-231 präzisiert werden und/oder
- standortspezifische Hintergrundwerte $c_{B,r}$ der spezifischen Aktivität im Grundwasser bestimmt werden.

Kann danach eine Überschreitung des Ausschlusskriteriums an der ungünstigsten Einwirkungsstelle sowohl gegenwärtig als auch zukünftig ausgeschlossen werden, besteht kein weiterer Untersuchungsbedarf in Bezug auf den Wasserpfad. Andernfalls sind Detailuntersuchungen zur Ausbreitung der Radionuklide im Grundwasserraum erforderlich, die im folgenden Abschnitt B und in Kapitel 8 beschrieben werden.

7.4.2 Vereinfachte analytische Transportrechnung

Die Anwendung einer analytischen Lösung zur Abschätzung einzelner Radionuklidkonzentrationen im Rahmen der Beurteilung der radiologischen Relevanz des Grundwassers von Halden des Alt- und Uranbergbaus sind sehr eng begrenzt. Eine Anwendung der klassischen Transportgleichung auf den Radionuklidtransport bietet sich nur für einfache Problemstellungen in homogenen Grundwasserleitern und -hemmer, in den Fällen an, wo die Freisetzungsdauer bei der Schadstoffe erheblich kleiner ist als ihre Transportzeit. Die Ergebnisse solcher analytischen Rechnungen können aber sowohl bei der Einrichtung von neuen Messstellen als auch bei einer ggf. später notwendigen

numerischen Modellierung gute Dienste bei der Plausibilitätskontrolle leisten. Weiterhin helfen sie, den notwendigen Leistungsumfang eines auszuwählenden numerischen Programms genauer zu definieren.

Grundlage dieser Verfahren sind analytische Lösungen der mathematischen Modelle von Grundwasserströmungs- und Stofftransportprozessen (Programmbeispiele, z.B. WSG, PAT, s. Leitfadenfachband Grundwasserpfad und /LAB 00/). Sie sind im Rahmen von einfachen Anwendungen wie etwa auf Brunnenanströmung, vertikal-ebene bzw. horizontal-ebene Strömung und für Prinziplösungen zum Transport einsetzbar, erfordern aber erhebliche Abstraktionen und Schematisierungen. Aufgrund der Vereinfachungen sind i.A. solche Verfahren für realistische Ausbreitungsprognosen von Radionukliden u.a. in einem heterogenen Grundwasserleiter nicht geeignet. Daher und nicht zuletzt aufgrund des relativ großen Aufwandes bei der Ermittlung der transportrelevanten Größen, wie Dispersion (abhängig vom Betrachtungsraum) und standortgesteinsspezifische bzw. elementspezifische Sorptionskoeffizienten (K_d Werte), aber insbesondere aufgrund der langzeitigen Freisetzungen aus Halden sind sie meist auch im Rahmen orientierender Untersuchungen nicht anwendbar.

Zur Überprüfung der Repräsentativität von bereits vorliegenden Grundwassermessstellen können damit aber z.B. Antworten auf folgende Fragestellungen sinnvoll abgeschätzt werden:

- *Hat eine Kontamination den Brunnen/Grundwasserpegel, der sich in einem Abstand von x Metern im Abstrom der Halde befindet, bereits erreicht?*
- *Welche Aktivitätskonzentration eines Radionuklids (Bq/l) ist im Grundwasser bei einer ermittelten Radionuklidfreisetzung (gemessene Radionuklidfrachten im Sickerwasser und/oder Kontaktgrundwasser) zu erwarten?*

Die im zweiten Spiegelstrich zu berücksichtigende Retardation z.B. auf Basis des K_d -Konzeptes, verlangt standortspezifische Parameter, da eine Übertragbarkeit von Literaturwerten ohne Berücksichtigung des geochemischen Milieus und der standortspezifischen Gesteine nicht möglich ist. Die Verwendung von gekoppelten Modellen (reaktiver Transport) benötigt eine umfangreiche Datenaquisition und ist deshalb in der Regel für eine orientierende Untersuchung nicht angemessen.

In jedem Fall hat hinsichtlich der Aussagesicherheit die Messung der tatsächlichen Radionuklidkonzentration im Grundwasser Vorrang vor den Abschätzungen mittels analytischer Lösungen.

8 Detailuntersuchung

8.1 Vorbemerkung

Eine vertiefende Beurteilung des Radionuklidtransports, d.h. eine erweiterte Ermittlung von aktuellen und potenziellen Radionuklidkonzentrationen im Grundwasser zur Bewertung der radiologischen Relevanz des Grundwasserpfades, wird dann erforderlich, wenn als Ergebnis der in Abschnitt 7.3 beschriebenen Messungen der Radionuklidkonzentrationen im Grundwasser oder der in Abschnitt 7.4 dargestellten Abschätzung eine Überschreitung des Ausschlusskriteriums eintritt und/oder wenn aufgrund der Komplexität des Haldenstandortes, z.B. mehrere Emittenten und/oder heterogener Aufbau des Grundwassersystems, eine Entscheidungssicherheit nicht gegeben ist. Im ersten Fall kann zwar durch eine Randwertbetrachtung (Min-Max-Betrachtung) die Entscheidungssicherheit erhöht werden, dies führt aber durch Überkonservativitäten i.d.R. zu einer Überschreitung des Dosiskriteriums.

Für die in der Berechnungsgrundlage-Bergbau (BglBb) integrierten Ermittlung der gegenwärtigen und zukünftigen Expositionen über den Trink- und Brauchwasserpfad auf Basis repräsentativer Werte der spezifischen Aktivität bekommt die Betrachtung des Transports der Radionuklide im Grundwasser einschließlich ihrer Wechselwirkung mit den Gesteinen des geologischen Untergrundes dann eine entscheidende Bedeutung zu.

Darüber hinaus müssen bei zunehmender Heterogenität des Untergrundes und bei möglicherweise zeitlich zunehmenden Schadstoffeinträgen (Emissionen) aus der Halde durch standortspezifische Analysen die Prozessabläufe, die den Transport der Radionuklide im Grundwasser bewirken, identifiziert werden und ihr Einfluss mit Hilfe von numerischen Rechenprogrammen prognostiziert werden. Die Aussagesicherheit und der Vertrauensgrad der Berechnungen hängt dabei wesentlich von der Güte der ermittelten Daten und vom Kenntnisstand der ablaufenden Prozesse sowie von der Qualität der Umsetzung dieser Daten und Prozesse in den mathematischen Modellen ab.

Weiterhin ist es unabdingbar, ein dem Stand von Wissenschaft und Technik entspre-

chendes Instrumentarium, d.h. anerkannte und verifizierte Programme, zu verwenden, die eine entsprechende Qualifizierung besitzen.

Die Basis einer Transportmodellierung mittels numerischer Verfahren bilden zusätzliche Informationen zu den Retardationseigenschaften der ungesättigten wie gesättigten Zone bzw. eine vertiefte Kenntnis des Standortes, die über ein hydrogeologisches Untersuchungsprogramm erhoben werden müssen und zur Entwicklung eines hydrogeologischen Modells notwendig sind.

8.2 Grundlagenermittlung Grundwasser

Eine allgemein gültige Abschätzung über Aufwand und Tiefe einer Datenakquisition zum Aufbau eines hydrogeologischen Modells lässt sich naturgemäß ohne Objekt- und Standortbezug nicht geben. Auf Basis der Datenrecherche und des im Abschnitt 7.3 beschriebenen hydrogeologischen Arbeitsmodells ist hinsichtlich der erwarteten Größe und Dimension des hydrogeologischen Modells ein Untersuchungsprogramm durchzuführen. Dieses ist standortspezifisch und mit Bezug auf die konkrete Fragestellung zu konzipieren.

Im Umfeld der Halde müssen eine ausreichende Zahl von Messstellen vorhanden oder installiert werden, um für das angestrebte Modell die notwendigen Parameter und Randbedingungen zu belegen. Die Dichte der Messstellen in unmittelbarer Nähe der Halde wird i.d.R. größer sein als im weiteren Abstrom. Bei der Einrichtung mehrerer Messstellen kann die räumliche Verteilung z.B. mittels geostatistischer Verfahren überprüft und optimiert werden. Zum Bau und Ausbau der Grundwasser-(beschaffenheits)messstellen sind die entsprechenden Anforderungen in den Normen und Anleitungen der DIN, DVWK und LAWA zu berücksichtigen. Entsprechendes gilt für die Probenahme (Durchführung, Messfrequenz), die hydraulischen Tests (z.B. Pumpversuche) und die geotechnischen bzw. chemischen Laboruntersuchungen.

Weitere ausführliche Informationen zu hydrogeologischen Untersuchungsprogrammen finden sich unter (<http://www.uvm.baden-wuerttemberg.de/alfaweb/print/mza19.pdf>) /LfU 96/ und in den sächsischen Veröffentlichungen zum konventionellen Altlastenbereich /LfU 00/ (<http://www.umwelt.sachsen.de/lfug/SalfaWeb/salfaweb-nt>).

8.3 Hydrogeologisches Modell

Ein hydrogeologisches Modell ist eine schematisierte (vereinfachende) Abbildung der natürlichen Bedingungen, die aus der geologischen, hydrogeologischen und hydraulischen Interpretation der Ergebnisse der Standortuntersuchungen (Daten) resultiert. Das hydrogeologische Modell umfasst die Abgrenzung des Modellgebietes (Berechnungsgebiet) mit seinen hydraulischen Randbedingungen, die Abfolge, die Mächtigkeit und die Verbreitung der Ablagerung bzw. der geologischen Schichten. Diese werden meist in so genannte hydraulisch wirksamen Bereiche zusammengefasst und als hydrogeologische (hydrostratigraphische) Einheiten bezeichnet. Für numerische oder analytische Modellrechnungen werden zur Beschreibung der ablaufenden Prozesse im System zusätzliche Vereinfachungen und Annahmen getroffen. Die Genauigkeitsanforderungen an die Modellparameter richten sich nach der mit dem Auftraggeber und den zuständigen Behörden abzustimmenden erforderlichen Aussagegenauigkeit.

Eine ausführliche Darstellung der konzeptionellen Vorgehensweise bei der Verwendung von hydrogeologischen Modellen finden sich in /FHD 99, 02/ und im Leitfadensfachband Grundwasserpfad.

Die Erstellung eines hydrogeologischen und eines darauf aufbauenden mathematischen Modells des Standortes erfolgt dabei in den folgenden Schritten (s. Abb. 8.1):

1. Bemessung des Modellgebietes
2. Datenermittlung
3. Datenakquisition
4. Modelldatensammlung
5. Berücksichtigung der Datenunsicherheiten
6. Datenergänzung
7. Abstraktion und Schematisierung des Systems
8. Erstellung eines mathematischen (numerischen) Modells
9. Auswahl des Berechnungsverfahrens
10. Programmanwendung
11. Prüfen und Anwenden des Standortmodells
12. Istzustandsberechnung
13. Prognoserechnungen
14. Parametervariationen
15. Grenzfallbetrachtungen
16. Prozeduren zur Qualitätssicherung bei der Modellanwendung

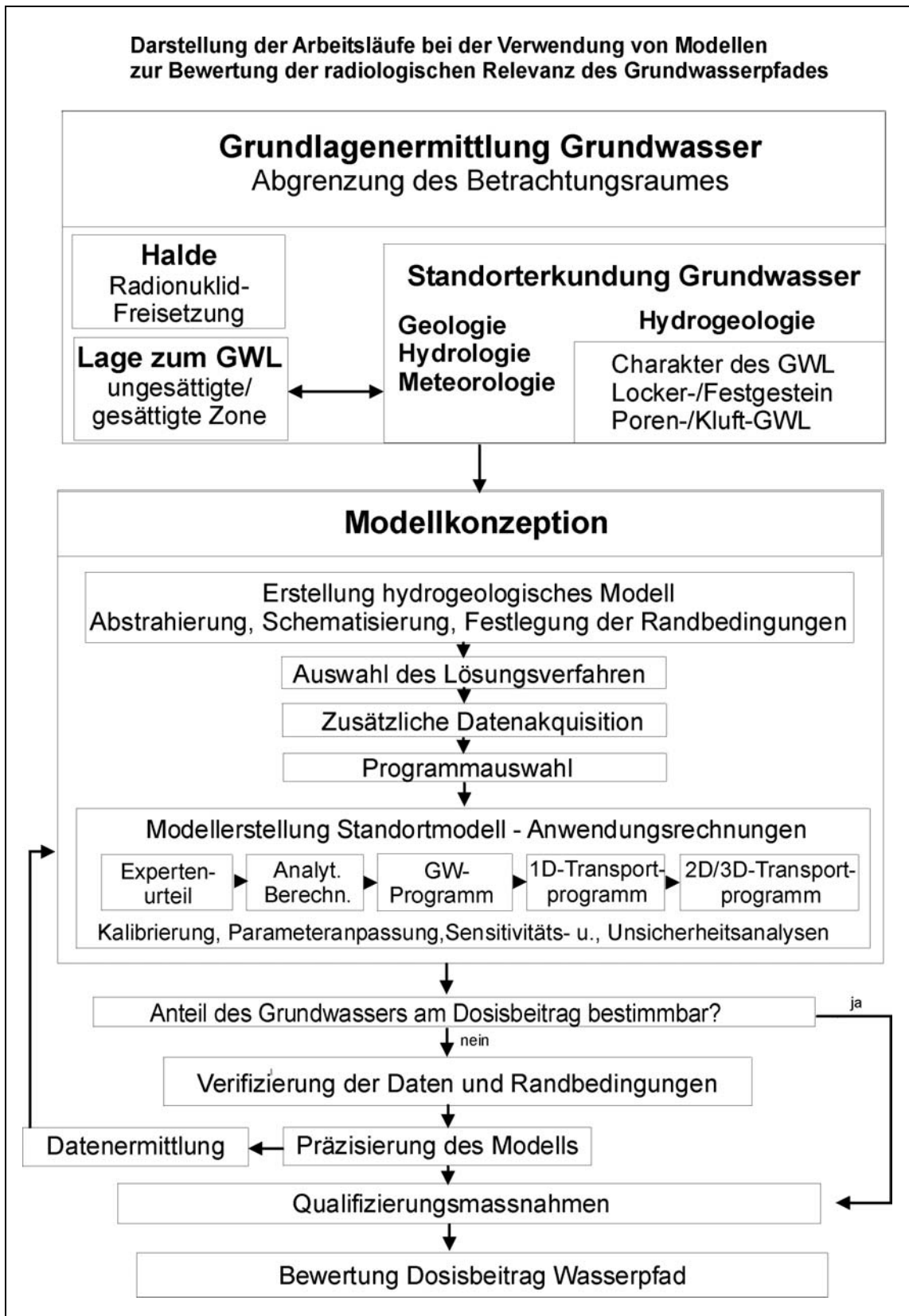


Abb. 8.1: Ablaufschema der Verwendung von Modellen zur Ermittlung der radiologischen Relevanz des Grundwasserpfades

8.4 Auswahl des Berechnungsverfahrens

Retardationsprozesse sind in der Natur wirksam und bekannt, doch ist ihre Quantifizierung wegen fehlender Daten schwer zubeziffern. Die Verwendung von Sorptionswerten aus Datenbanken sind ohne Kenntnis der geochemischen Verhältnisse (Milieubedingungen) des Untergrundes umstritten bzw. nicht akzeptabel. Vereinfachte Transportrechnungen im Grundwasser mit Berücksichtigung der Retardation liefern daher aufgrund der mangelhaften Datenbasis nur bedingt verlässliche Werte. Dagegen sind hydraulische Daten meist sowohl einfacher zu messen und das Prozessverständnis im Rahmen einer hydrogeologischen Modellbildung (Hydrogeologisches Modell) einfacher darzustellen.

Die Autoren sind sich der Aufwendigkeit von mehrdimensionalen Modellen bewusst und stellen deshalb auch in dieser abgestuften Vorgehensweise des Leitfadens die mehrdimensionalen Stofftransportmodelle ganz an den Schluss. Der Einsatz ist nur dann gerechtfertigt, wenn vereinfachte Abschätzungen und einfache Strömungs- und Transportmodelle keine hinreichende Aussagen liefern. Die Anwendung dieser Modelle verlangt eine ausreichende Kenntnis der notwendigen Parameter, die in Detailuntersuchungen erhoben werden müssen.

Bei der Überschreitung des Ausschlusskriteriums wird formal zunächst der gemessene oder berechnete Wert einer Gesamtdosisberechnung zugeführt. Danach ist zu entscheiden, welche Möglichkeiten bestehen, Überkonservativitäten abzubauen. Dies entscheidet wiederum, in Abhängigkeit von der Komplexität des Standortes (Nutzung und hydrogeologische bzw. geochemische Standortbedingungen), über die Notwendigkeit von Detailuntersuchungen und der Verwendung von numerischen Methoden. Auch hier sollte wieder eine Abstufung von einfachen hydraulischen Modellen zu komplexeren Modellen bis zu den Stofftransportmodellen stattfinden, deren Verwendung im Einzelfall zu prüfen ist. Unbestritten ist, dass eine mehrdimensionale Modellbildung eine ausreichende Kenntnis der Prozesse und der Daten nicht ersetzen kann, sondern vielmehr verlangt.

Mit zunehmender Komplexität der Hydrogeologie am Standort und steigender Relevanz des Wasserpfades (s. Abschnitt 2.4) werden die Anforderungen an die Modellierung größer und es müssen entsprechend adäquate Modelle angewendet werden. So sollte versucht werden, sich der gegebenen Problemstellung in der Reihenfolge durch Anwendung von einfachen Grundwassermodellen bis zu gekoppelten Grundwasser-

transportmodellen mit analytischen bis mehrdimensionalen numerischen Lösungen des Schadstofftransportes zu nähern. Hauptaugenmerk sollte zuerst dabei auf die Höhe der Radionuklidfreisetzung aus der Halde und auf die Anteile der Schadstoffflüsse in das Grundwasser gelegt werden. Deshalb wird empfohlen, bei der Bewertung von Bergalden, die im ungesättigten Bereich liegen, Bilanzierungsmodelle (sog. Haldenhydraulikmodelle, s. Abschnitte 3.5 bzw. 4.3) zu benutzen, um auf der Basis der Sickerwassermengen und der Grundwasserdurchflussmengen z.B. mit Hilfe von Grundwasserprogrammen eine mögliche Verdünnung der Radionuklidkonzentration im Grundwasser zu bestimmen. Ein erster Ansatz hierzu bildet die im Abschnitt 7.4, Teil A) beschriebene einfache Abschätzung. Mehrdimensionale Grundwasserprogramme (Abschnitt 8.4, Teil A) berücksichtigen darüber hinaus eine auf die Dispersion quer zur Strömungsrichtung zurückzuführende Verbreiterung der Schadstoffwolke und damit eine zusätzliche Verdünnung der Schadstoffkonzentrationen auf dem Transportweg im weiteren Grundwasserabstrom der Halde. Gleichzeitig können mit Stromlinienberechnungen die Richtungen und die Ausbreitungsgeschwindigkeiten von als ideale Tracer betrachteten Schadstoffe ermittelt werden. Mit Hilfe dieser Ergebnisse kann z.B. der Einfluss des Schadstoffeintrages auf bereits vorliegende Grundwasserentnahmen geklärt werden. Auch hier sollte zuerst - insbesondere im Falle von weitgehend homogenen Grundwasserleitern - mit einem zweidimensionalen horizontal-ebenen Modell begonnen werden.

8.4.1 Berechnung des Verdünnungspotentials des Grundwasserleiters mittels Grundwasserprogramme

Zur Beurteilung der Relevanz des Grundwasserpfades sollte zunächst eine Modellierung der Grundwasserdynamik (Grundwasserhydraulik) durchgeführt werden, da hiermit bereits die grundlegenden advektiven Transportmechanismen (Grundwasserfließrichtung, Wassermengen) erfasst werden können. Bei Überschreitung des Ausschlusskriteriums sollte daher die Verwendung von Grundwasserprogrammen unter folgenden Beweggründen erfolgen.

Liegt eine mittelbare Möglichkeit der Beeinflussung eines Trinkwasserbrunnens vor, so sind Grundwasserprogramme heranzuziehen. Darüber hinaus gilt:

- Komplexe und heterogene hydraulische Systeme am Standort sind nur über eine Modellierung erfassbar.

- Modellierungen sind dann nötig, wenn eine Prognose von sich verändernden Systemzuständen (z.B. transientes Freisetzungsverhalten oder zeitliche Variationen der Randbedingung) vorgenommen werden muss.

Zur Simulation der Strömungsverhältnisse sollten bei mehr oder weniger homogenen Verhältnissen zunächst zweidimensionale-ebene Grundwassermodelle, bei vertikalem heterogenem Aufbau des Untergrundes (Grundwasserleiter-/Grundwasserhemmer-Wechselverhältnisse) zweidimensionale-vertikale Modelle bilden. Mit beiden lässt sich in guter Näherung eine Beurteilung der Radionuklidausbreitungsfahne beschreiben. Auf der Basis dieser reinen Wasserbewegung kann dann eine konservative Abschätzung der Aktivitätskonzentrationen im Grundwasser an jedem Punkt im Modell erfolgen.

Die Konservativität einer rein hydraulischen Betrachtung der Standortverhältnisse liegt in der Vernachlässigung der an den Gesteinen des durchflossenen Untergrundes (GWL oder GWH) auftretenden konzentrationsvermindernden Retardation der Radionuklide. Weiterhin können auf Basis der Strömungsanalyse so genannte Stromlinien oder Partikellaufwege von idealen Tracern berechnet werden, um Richtung und Abstandsgeschwindigkeiten von Schadstoffen mit dem Grundwasser zu simulieren.

Reicht diese hinsichtlich des Radionuklidtransportes konservative Betrachtungsweise nicht aus um eine Entscheidung über den Dosisbeitrag des Grundwassers zur Exposition zu bestimmen, so ist eine vereinfachte Schadstofftransportmodellierung, z.B. analytisch oder eindimensional - als Stromröhre - entlang dieser Partikellaufwege anzuschließen.

Lässt sich das hydrogeologische Gesamtsystem aufgrund seines Aufbaus nicht konservativ vereinfachend beschreiben oder liefert die vereinfachte Betrachtungsweise keine hinreichend konservativen Ergebnisse, so sind weitergehende dreidimensionale Analysen des Grundwassertransportes notwendig, um die Verdünnungsmechanismen einer sich ausbreitenden Schadstofffahne zu modellieren. Auch hier können sich dann zur Berücksichtigung von möglichen Retardationseffekten an den Gesteinen des Untergrundes wiederum eindimensionale Radionuklidtransportrechnungen entlang von errechneten Stromlinien als Stromröhren anschließen.

Lassen sich auch mit dieser Herangehensweise keine eindeutigen Sicherheitsaussagen begründen, so sind zwei oder mehrdimensionale Radionuklidtransportmodellierungen anzuschließen.

8.4.2 Berechnung des Radionuklidtransportes

Die Verwendung von Programmen der gekoppelten Strömungs- und Transportmodellierung ist arbeits- und kostenintensiv. Die Anwendung solcher Programme sollte deshalb auf solche Haldenstandorte beschränkt bleiben, die eine hohe Relevanz für den Wasserpfad besitzen (s. Abschnitt 2.3). Darüber hinaus ist eine Verwendung erforderlich:

- auf Halden, bei denen eine zukünftige nicht konservativ maximal abschätzbare Erhöhung der Radionuklidfreisetzung unterstellt wird (Ergebnis der Freisetzungsprognose Abschnitt 5.2) und/oder
- auf Halden, die sich an einem Standort befinden, für den eine als signifikant zu bezeichnende Möglichkeit der Kontamination eines heterogenen und nutzbaren Grundwasserleiters prognostiziert wird und/oder
- auf Standorte, die ein transientes Grundwasserfließverhalten durch Nutzung des Grundwassers (z.B. Trinkwasserbrunnen) oder stark wechselnde Vorflutverhältnisse aufweisen.

Ihre Verwendung bietet sich zur Analyse des Systemverhaltens auf der Basis einer abgeschlossenen hydrogeologischen Modellvorstellung unter Verwendung bestimmter Szenarien an. Hierzu gehört u.a. die Frage nach der Reaktion einer Kontaminationsfahne auf eine Systemänderung (zukünftige Grundwassernutzung) oder auf eine Sanierung des Objektes. Das Transportverhalten von Radionukliden im Grundwasserabstrom der Halde muss dann in verschiedenen Szenarien und mit unterschiedlich angenommenen Systemeigenschaften simuliert werden.

Eine detaillierte Betrachtung von einzelnen Radionukliden und die Modellierung einer transienten Freisetzung ist aufwändig, da die Retardation gesteins- und milieuspezifisch zu berücksichtigen ist, wodurch für jedes relevante Radionuklid entsprechende Datensätze aufzustellen sind. Das Ergebnis der durchgeführten Radionuklidtransportmodellierung liegt dann z.B. in Form einer transienten Verteilung der Aktivitätskonzentration jedes einzelnen Radionuklids in Bq/l an einem Bezugspunkt im Modell vor.

Der Aufwand ist durch vereinfachende aber konservative Herangehensweisen in Grenzen zu halten. So kann beispielsweise der Versuch unternommen werden, unter Zugrundelegung eines stationären Strömungsfeldes und eines konstanten Schadstoff-

austrages (z.B. einer Einheitsaktivitätskonzentration, $C = 1$), eine Schadstoffverteilung unter Berücksichtigung der Retardation auf Basis des heutigen Systemzustands räumlich und zeitlich vorauszusagen. Dabei wird die Abnahme der Konzentration während des Grundwassertransportes im Verhältnis zur Ausgangskonzentration betrachtet. Bei Kenntnis über die Freisetzungsteile der Einzelnuclide werden dann die nuklidspezifischen Aktivitätskonzentrationen zur Ermittlung des Dosisbeitrages des Grundwasserpfades berechenbar. Die Berücksichtigung von Retardationsmechanismen in einfacher Form unter Annahme eines linearen Sorptionskoeffizienten (K_d -Wert) ist wissenschaftlich umstritten. Dabei wird unter Sorption eine integrale Summationsgröße von verschiedenen chemischen und physikalischen Wechselwirkungen zwischen Schadstoffen und z.B. Mineralphasen verstanden, die als Prozesse bisher noch nicht explizit simuliert werden können. In der Praxis werden sie insbesondere in Langzeitsicherheitsanalysen für Endlager radioaktiver Abfälle verwendet, in denen im Gegensatz zu der Betrachtung des Radionuklidaustrages aus Halden i.d.R. die Freisetzungzeiten aus dem Abfall klein gegenüber den Transportzeiten zur Biosphäre sind und über die Transportverzögerung und gleichzeitigem Zerfall der Radionuklide eine beträchtliche Aktivitätskonzentrationsverminderung auftreten kann. Darüber hinaus werden Effekte diskutiert, die das Sorptionsverhalten von Gesteinen herabsetzen, z.B. der kolloidgebundene Transport.

Trotz dieser Einschränkungen ist die Verwendung von standortspezifisch ermittelten K_d -Werten in Transportmodellen noch Stand der Technik und bei einer konservativen Auswahl aus standort- bzw. gesteinspezifischen und unter den vorherrschenden Milieubedingungen ermittelten Daten im Rahmen dieses Leitfadens nutzbar.

Wie bei den mehrdimensionalen Grundwassermodellen sollte auch bei der Betrachtung des Radionuklidtransportes zunächst von einer zweidimensionalen Betrachtungsweise ausgegangen werden. Mit zunehmender Dimensionalität steigt der Bedarf an Eingangsdaten und für eine dreidimensionale Modellierung ist meist eine umfangreiche Datenermittlung notwendig.

8.5 Programme

Entsprechend der iterativen Vorgehensweise bei Verwendung von Programmen zur Beurteilung der radiologischen Relevanz des Grundwasserpfades werden die Programme unterschieden nach:

- Programme zur Bilanzierung des Wasserhaushaltes in der ungesättigten Zone (s. Abschnitte 3.5 und 4.)
- Programme zur Grundwasser-Modellierung (Abschnitt 8.3, Teil A))
- Programme zur Grundwasser- und Schadstofftransport-Modellierung (Abschnitt 8.3, Teil B))


8.5.1 Programmübersicht

Eine Übersicht über entsprechende Programmsoftware und eine Kurzbeschreibung der theoretischen Grundlagen findet sich im Leitfadenfachband Grundwasserpfad. Weitere Detailinformationen finden sich im Internet unter:

(<http://www.umwelt.sachsen.de/lfug/SalfaWeb/salfaweb-nt/>).

Einen direkten Zugriff zu den einzelnen Berichten erhält man über:

- (1) Simulation von Grundwasserströmungs- und -transportprozessen im Rahmen der Altlastenbehandlung (Lockergestein, Festgestein und ungesättigte Zone), Dezember 1997, 263 Seiten. [Druckvorlage](#) 
- (2) Simulation des Schadstofftransportes in der ungesättigten Zone im Rahmen der Altlastenbehandlung, August 1997, [Druckvorlage](#) 
- (3) Simulation von Grundwasserströmungs- und Schadstofftransportprozessen in Lockergesteinsgrundwasserleitern im Rahmen der Altlastenbehandlung, Juli 1997, [Druckvorlage](#) 
- (4) Simulation von Grundwasserströmungs- und Transportprozessen im Festgesteinsgrundwasserleiter im Rahmen der Altlastenbehandlung, Teil 1, Modellierungsgrundlagen von Strömungs- und Transportprozessen im Festgestein im Rahmen der Altlastenbehandlung, August 1997, [Druckvorlage](#) 
- (5) Simulation von Grundwasserströmungs- und Schadstofftransportprozessen im Festgesteinsgrundwasserleiter im Rahmen der Altlastenbehandlung, Teil 2, Recherche und Bewertung der Eignung von Simulationsverfahren für die Altlastenbehandlung in Sachsen, September 1999, [Druckvorlage](#) 

(6) Ausgewählte public-domain Software zur Simulation von Strömungs- und Transportprozessen, September 1997, 60 Seiten, [Druckvorlage](#) 

8.5.2 Hilfestellung zur standortspezifischen Programmauswahl

Eine Kurzbeschreibung einer Hilfestellung erfolgt im Leitfadenfachband Grundwasserpfad. In ausführlicher Form finden sich weitere Informationen in den im vorherigen Abschnitt bereits zitierten Dokumenten (1)–(6) im Internet unter:

<http://www.umwelt.sachsen.de/lfug/SalfaWeb/salfaweb-nt/>.

SalfaWeb ist ein Projekt des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft (SMUL) und des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (LfUG), unterstützt vom Forschungszentrum Karlsruhe und der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg

Eine automatische und praktische Hilfestellung bietet das Programm DASIMA im Internet unter (<http://www.umwelt.sachsen.de/lfug/Dasima/>).

Der Recherchekatalog **DASIMA** bietet eine systematische Auswahl von Simulationsprogrammen ,die für die Altlastenbehandlung geeignet sind. Für eine komfortable Suche nach den für die jeweilige Problemstellung adäquaten Programmen steht eine Suchmaske mit vorgegebenen Auswahlkriterien zur Verfügung

8.6 Qualifizierungsmaßnahmen

Die Aussagesicherheit und der Vertrauensgrad einer Analyse der radiologischen Relevanz hängt nicht nur von der Person bzw. dem Unternehmen, welches diese Analyse durchführt, sondern auch von Umfang und Genauigkeit der Standortdaten ab. Darüber hinaus spielt die Qualität der Verarbeitung der Daten durch analytische und numerische Methoden und die damit verbundenen Unsicherheiten eine entscheidende Rolle. Der Grad der Qualifizierung der jeweiligen Rechencodes hat einen Einfluss auf die Aussagesicherheit der Rechenergebnisse und damit auch auf ihre Akzeptanz durch Entscheidungsträger. Dies bedeutet, dass anerkannte und abgesicherte Methoden angewendet, qualifizierte Rechencodes zum Einsatz kommen und die Anwendungsgrenzen der Programme berücksichtigt werden. Die nachfolgenden Vorschläge zu Qualifizierungsmaßnahmen geben nur einen kurzen Überblick über die notwendigen Prozeduren und Techniken zur Erlangung eines adäquaten Ergebnisses der radiologischen Relevanz des Objektes. Zusätzliche weiterführende Informationen sind im Leitfadenfachband Grundwasserpfad enthalten.

8.6.1 Qualifizierung von Programmen und Modellen

Zum Zwecke des Nachweises einer ausreichenden Aussagesicherheit der Ergebnisse der Modellrechnungen muss die Qualifizierung der verwendeten Programme, Modelle und Modellrechnungen dargestellt werden. Allgemein als Stand von Wissenschaft und Technik anerkannte Verfahren gelten im Rahmen der spezifizierten Gültigkeitsgrenzen ihrer Modelle als verifiziert. Liegt der vorgesehene Anwendungsbereich eines Modells außerhalb seines allgemein anerkannten Gültigkeitsbereiches, so muss die Einsatzfähigkeit entsprechend untermauert werden.

Als Voraussetzung einer Qualifizierung der Ergebnisse sind folgende Qualifizierungsschritte zu den verwendeten Programmen und Modellen inhaltlich zu dokumentieren:

1. **Verifikation**

Als **Verifikation** bezeichnet man die Überprüfung, ob die in den Programmen implementierten Gleichungen mathematisch korrekt sind und ob die betrachteten physikalischen Prozesse korrekt wiedergegeben werden. Für alle Softwareentwicklungen sollten bereits Verifizierungen durchgeführt und dokumentiert sein.

2. **Kalibrierung**

Durch eine **Kalibrierung** des Modells wird die Schnittstelle zwischen dem mathematischen Modell und den Feldmessungen geschaffen. Die Eichung oder Kalibrierung eines hydrogeologischen Modells bildet eine wesentliche Grundlage für eine sichere prognostische Modellaussage. Zu beachten ist dabei, dass eine Eichung oft nicht eindeutig durchführbar ist, da die Kombination verschiedener Parameter zum gleichen Ergebnis führen kann. Welcher dieser Parameter letztlich variiert werden kann, muss über eine Plausibilitätskontrolle erfasst werden.

3. **Validierung** bzw. **Plausibilitätsbetrachtungen** im Rahmen von Prognoserechnungen

Als **Validierung** bezeichnet man die Überprüfung, ob ein numerisches Modell einschließlich der zugrunde liegenden Modellkonzeption die in der Natur gemachten Beobachtungen (Messwerte) wiedergeben kann. Sie erfolgt mittels eines bereits kalibrierten Modells an Daten, die nicht zur Kalibrierung verwendet wurden. Im Gegensatz zur Verifikation, die sich auf die physikalische Korrektheit der Gleichungssysteme im Programm bezieht, wird eine Validierung an einem bestehenden Problemfall durchgeführt. Eine Validierung im strengen Sinne ist in der Praxis nicht möglich. An ihrer Stelle tritt heute der Ansatz der Erhöhung des Vertrauens in die

Adäquatheit des verwendeten Modells. Damit wird Validierung als Plausibilitätskontrolle, d.h. als Überprüfung mit Hilfe von Labor- und Feldexperimenten, im Hinblick auf den vorgesehenen Anwendungsbereich verstanden.

4. Bewertung von **Modell- und Parameterunsicherheiten**

Trotz einer Kalibrierung des Modells ist davon auszugehen, dass der Untergrund nicht eindeutig in seinen Eigenschaften und Randbedingungen identifiziert werden kann. Dies gilt sowohl für die kleinräumigen Inhomogenitäten der Halde als auch für die Einbettung der Halde in die großräumigen hydraulischen Randbedingungen des Standortes. Weiterhin muss die Unsicherheit der verwendeten Modellparameter in Betracht gezogen werden. Das Aufzeigen dieser Unsicherheiten und ihre Bewertung hinsichtlich des Modellergebnisses ist Bestandteil der Modellaussage und ist somit in die Gesamtbeurteilung zu integrieren.

5. Methoden der **Berücksichtigung von Unsicherheiten**

Die Auswahl der verwendeten Technik hängt von der gegebenen Problemstellung, der Problembehandlung im Modell und der geforderten Aussagegenauigkeit (Akzeptanzkriterien) ab. Für einfache bzw. vereinfachte Modellbetrachtungen reichen meist "worst-case" Betrachtungen oder mindestens eine qualitative Beschreibung und Einschätzung der Unsicherheiten zur Ergebnisabsicherung aus.

8.6.2 **Anforderungen an die Programmdokumentation**

Bei Auswahl von Software ist eine ordnungsgemäße Dokumentation für eine fachgerechte Anwendung von Grundwasserströmungs- und Transportprogrammen ein wichtiges Qualitätsmerkmal. Über die eigentliche Programmbeschreibung (Handbücher) hinaus sollte ein transparent gestalteter Quelltext Bestandteil einer adäquaten Programmdokumentation sein.

8.6.3 **Empfehlungen für Prozeduren zur Qualitätssicherung bei der Modellanwendung, Berichtswesen und Bewertung der Modellierungs- und Simulationsergebnisse**

Im Sinne einer Reproduzierbarkeit und Transparenz der späteren Aussagen obliegt dem Anwender eine sorgfältige Dokumentation der durchgeführten Modellierungen.

Die Ergebnisse der mit den Programmen durchgeführten Rechenläufe müssen nachvollziehbar, reproduzierbar und vertrauenswürdig sein. Dazu hat der Anwender eine **Dokumentation des Bearbeitungszyklus** durchzuführen. Dieser wird in Phasen unterteilt, deren Arbeitsvorgänge in den folgenden Schritten zu dokumentieren ist:

1. Anforderungsphase

Ausgehend von einer Analyse der zu behandelnden Problemstellung, der Ermittlung von Radionuklidkonzentrationen, werden in dieser Phase Anforderungen an das Modell und die einzusetzenden Programme formuliert und die benötigten Eingabegrößen bzw. die zu erzeugenden Ergebnisgrößen zusammengestellt.

2. Entwurfsphase

Ausgehend vom erarbeiteten konzeptionellen hydrogeologischen Modell wird das mathematische Modell erstellt und ein adäquates Lösungsverfahren ausgewählt oder entwickelt. Aus den numerisch-technischen Anforderungen an die Umsetzung des konzeptionellen Modells in ein mathematisches Modell mit den im vorherigen Abschnitt genannten Anforderungen und die Benutzerfreundlichkeit resultiert die Wahl einer DV-Umgebung einschließlich der zu verwendenden Programm-Software. Im Einklang mit dem Gesamtkonzept der Modellierung werden Hinweise bzw. Nachweise der Verifizierung der Programme und der Modellvalidierungen gegeben bzw. erstellt.

3. Erstellungsphase

Der Aufbau und die Erstellung des Gesamtmodells wird entsprechend der in der Entwurfsphase festgelegten Gliederungstiefe erfolgen.

4. Anwendungsphase

Die Modellanwendungen umfassen neben der eigentlichen Modellrechnung des Grundwasserpfades, sowohl Plausibilitätsbetrachtungen (evtl. Validierungen) als auch Betrachtungen (z.T. Rechnungen) zu Modell- und Parameterunsicherheiten im Rahmen der Ergebnisbewertung.

5. Reviews

Zur Beurteilung der Ergebnisse der durchgeführten Modellierung sollten formale interne Kontrollen (Reviews) durchgeführt werden. Der Zweck von Reviews ist die Bewertung der Eignung der Modellergebnisse und der getroffenen Aussagen. Sie erfolgen am Ende der Modellrechnungen, die damit abgeschlossen werden.

8.6.4 Weitere Informationen zur Qualitätssicherung

Weitergehende Informationen zu Empfehlungen der Anwendungsdokumentation finden sich im Leitfadenschband Grundwasserpfad. Darüber hinaus finden sich in den LfUG - Materialien (Gesetze und Arbeitshilfen) der AG Qualitätssicherung (QS) /LFU 00/ weitergehende Informationen im Internet unter

(<http://www.umwelt.sachsen.de/lfug/SalfaWeb/salfaweb-nt/>) zur:

- Untersuchungsstrategie, November 2000 [Druckvorlage](#) 
- Gewinnung von Boden-, Bodenluft- und Grundwasserproben, November 2000 [Druckvorlage](#) 
- Probenbehandlung, November 2000 [Druckvorlage](#) 
- Vor-Ort-Analytik (QS), November 2000 [Druckvorlage](#) 
- Chemische analytische Untersuchungen von Altlastenproben – Laborverfahren, November 2000, [Druckvorlage](#) 
- Interpretation und Beurteilung der Untersuchungsergebnisse, November 2000 [Druckvorlage](#) 
- Simulation der Grundwasserströmungs- und Transportprozesse (einschließlich der ungesättigten Bodenzone), November 2000 [Druckvorlage](#) 

9 Literaturverzeichnis

- /BMU 00/ BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT.
Messanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt und zur Erfassung radioaktiver Emissionen aus kerntechnischen Anlagen .- G. Fischer-Verlag, Stuttgart, Jena, New York, 2000.
- /FHD 99/ Fachsektion Hydrogeologie in der Deutschen Geologischen Gesellschaft (FH-DGG); Hydrogeologische Modelle – Ein Leitfaden für Auftraggeber, Ingenieurbüros und Fachbehörden, Schriftenreihe der Deutschen Geologischen Gesellschaft, Heft 10, Hannover 1999
- /FHD 02/ Fachsektion Hydrogeologie in der Deutschen Geologischen Gesellschaft (FH-DGG); Hydrogeologische Modelle – Ein Leitfaden mit Fallbeispielen, Schriftenreihe der Deutschen Geologischen Gesellschaft, Heft 24, Hannover 2002
- /GRS 99/ Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten (Altlastenkataster): Abschlußbericht zum Vorhaben „Ableitung von Kriterien zur Abgrenzung bergbaulich beeinflusster Flächen durch Freisetzung und Ausbreitung von Radionukliden im Grundwasser“, Gesellschaft für Anlagen und Reaktorsicherheit mbH, GRS-A-2663*, März 1999.
- /LAB 00/ Bund-/ Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) – Altlastenausschuss, ad-hoc AG Arbeitshilfen Qualitätssicherung:
Teilthema 2.1 Untersuchungsstrategie, Teilthema 2.2. Gewinnung von Grundwasserproben
<http://www.umwelt.sachsen.de/lfug/SalfaWeb/salfaweb-nt>

* Die gekennzeichneten Literaturstellen sind im Auftrag des BfS erstellte GRS-A-Berichte bzw. Statusberichte. Der Auftraggeber behält sich alle Rechte vor. Insbesondere dürfen solche Berichte nur mit seiner Zustimmung zitiert, ganz oder teilweise vervielfältigt werden bzw. Dritten zugänglich gemacht werden.

/LAWA 01/ Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Stand 20.02.2001.

/LfU 00/ Landesanstalt für Umwelt und Geologie (LfUG) Sachsen
LfUG-Materialien der AG Qualitätssicherung (QS)
<http://www.umwelt.sachsen.de/lfug/SalfaWeb/salfaweb-nt>

/LFU 96/ Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg:
Leitfaden Erkundungsstrategie Grundwasser, Handbuch Altlasten und Grundwasserschadensfälle, Zentraler Fachdienst Wasser-Boden-Abfall-Altlasten der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Heft 19, Karlsruhe 1996,
<http://www.uvm.baden-wuerttemberg.de/alfaweb/print/mza19.pdf>