

Report SZS-156

W. Körner, J. Murglat, M. Hannemann

Kriterien für die Beurteilung der hydrogeologischen Bedingungen der Standorte von Kernanlagen aus der Sicht des Strahlenschutzes

Zusammenfassung

Bei der Bewertung von Standorten für Kernanlagen im Rahmen des strahlenschutztechnischen Genehmigungsverfahrens ist eine Einschätzung der Gefährdung des Grundwassers infolge von Behälterleakagen erforderlich. Diese Einschätzung kann in der Regel aus den Ergebnissen der konventionellen geologiebezogenen Begutachtungen ohne zusätzlichen Erkundungsaufwand zusammengestellt werden. Inhaltliche Schwerpunkte für ein diesbezügliches Gutachten werden genannt. Die Grundlagen für die Wanderung von Radionukliden in der Saturations- und Aerationzone werden in vereinfachter Form dargestellt und an einem Beispiel angewendet.

Abstract

RADIATION PROTECTION CRITERIA FOR THE EVALUATION OF GEOHYDROLOGIC CONDITIONS OF NUCLEAR PLANTS SITES. - Radiation protection, evaluation of nuclear plant sites necessitates the assessment of the risk of ground water contamination resulting from possible tank leakages. In general, this assessment can be performed on the basis of the results of the conventional geological survey without additional exploration. The essential aspects of a corresponding expertise are formulated. The principles of radionuclide migration in the saturation zone and the aeration zone are presented in a simplified form and applied by way of example.

Резюме

КРИТЕРИИ ДЛЯ ОБСУЖДЕНИЯ ГИДРОГЕОЛОГИЧЕСКИХ УСЛОВИЙ МЕСТ РАЗМЕЩЕНИЯ ЯДЕРНЫХ УСТАНОВОК СО СТОРОНЫ ЗАЩИТЫ ОТ ИЗЛУЧЕНИЯ.- При оценке мест размещения ядерных установок в рамках акта выдачи разрешения по отношению к защите от излучения оценка опасности для грунтовых вод вследствие утечек емкостей необходима. Возможно получить эту оценку обычно из результатов обычных геологических экспертиз без дополнительных разведочных работ. Указываются существенные аспекты такой экспертизы. Основы для миграции радионуклидов в зонах насыщения и аэрации представляются в более простой форме и применяются в примере.

Die Arbeiten zum vorliegenden Bericht wurden im Auftrage der Staatlichen Zentrale für Strahlenschutz im VEB Hydrogeologie, Nordhausen, (J. Murglat und M. Hannemann) durchgeführt.

1. Einleitung

Die Anwendung der Kernenergie zur Erzeugung von Elektroenergie und die Nutzung von Radionukliden in Forschung und Technik setzen den zuverlässigen Schutz des Menschen einschließlich seiner Umwelt vor einer schädigenden Strahlenbelastung voraus. In den Unterlagen über den Strahlenschutz und der nuklearen Sicherheit, die vor Erteilung der Strahlenschutzgenehmigung der Staatlichen Zentrale für Strahlenschutz vorzulegen sind /1, 2/, ist die Einhaltung der Strahlenschutzgrenzwerte während des Normalbetriebes der Kernanlage nachzuweisen. Die Auswirkungen möglicher außergewöhnlicher Ereignisse sind abzuschätzen. Bei Kernkraftwerken konzentrieren sich derartige Untersuchungen auf die radioaktiven Auswürfe mit Abluft und Abwässern, da durch den Austritt radioaktiver Stoffe in die Atmosphäre und Oberflächengewässer und ihre schnelle Ausbreitung der Hauptanteil der anlagebedingten Strahlenbelastung der Bevölkerung in der Umgebung verursacht wird (vgl. /3/ bis /6/).

In Sicherheitsbetrachtungen über längere Zeiträume ist auch die Gefährdung des Untergrundes (Böden, Gesteine, Grundwasser) als Teil der vom Menschen genutzten Umgebungsmedien durch langlebige Radionuklide einzubeziehen, da das Grundwasser in zunehmendem Maße für die Trinkwasserversorgung eingesetzt wird und Böden und Gesteine volkswirtschaftlich wertvolle Ressourcen darstellen. Eine Kontamination des Untergrundes kann verursacht werden durch

- Austritt radioaktiver Stoffe aus dem Behältersystem von Kernanlagen, insbesondere bei Leckagen an Rohrleitungen und Behältern für flüssige radioaktive Medien
- Endlagerung radioaktiver Abfälle an der Erdoberfläche, in oberflächennahen oder tiefen Gesteinsschichten
- Nutzung der Bodenfiltration zur Abgabe schwachkontaminierter Wässer.

Diese Gefährdungsmöglichkeiten sind bei der Standortwahl, der technischen Auslegung von Kernanlagen und der Festlegung des Beseitigungsverfahrens für radioaktive Abfälle zu berücksichtigen. In der vorliegenden Arbeit wird am Beispiel des Kernkraftwerkes als gegenwärtig wichtigstem Typ der Kernanlagen die Einordnung dieser Betrachtungen in das Kernanlagen-Genehmigungsverfahren vorgenommen.

2. Sicherheitstechnische Problemstellung

Die Standortwahl von Kernkraftwerken ist ein wichtiges Problem, wofür noch keine allgemeingültige quantifizierbare Lösung vorliegt. Die geologisch-hydrogeologische Situation ist dabei ein Kriterium, das neben Energiebedarf, Bau- und Betriebskosten, Vorkommen von Kühlwasser, Arbeitskräftesituation, Besiedlungs- und Nutzungsverhältnissen der Umgebung zu berücksichtigen ist.

In der UdSSR werden zu den natürlichen Standortbedingungen umfangreiche Untersuchungen durchgeführt. Nach BELIZKI und TURKIN /7/ zeichnen sich günstige hydrogeologische Standorte wie folgt aus:

- Im Untergrund sollen mächtige lockere Sand-Ton-Schichten vorhanden sein, die die Migration radioaktiver Stoffe, die bei Leckagen aus Behältern und Rohrleitungen austreten können, verzögern. Solche Schichten bieten häufig auch Möglichkeiten zum Versenken flüssiger Abfälle in der Nähe des Kernkraftwerkes. Dies kann für die Behebung von Havarie-situationen von Interesse sein.
- Im betrachteten Gebiet soll ein niedriger Grundwasserspiegel vorhanden sein, damit alle Gebäude, Anlagen und Behälter über dem Grundwasserspiegel angeordnet werden können. Sumpf- und Überschwemmungsgebiete scheiden aus.
- Im Standortbereich soll eine schwache Grundwasserströmung mit definierter Richtung vorliegen. Stark geneigtes und klüftiges Gelände ist ungünstig zu bewerten.

Ähnliche Kriterien werden von der CSSR angewandt, wonach Gebiete mit Erdbeben, höherer seismischer Aktivität und Karstgebiete sowie bestehende oder geplante Bergbau- und Wasserschutz-

gebiete ausscheiden. Ferner ist die landwirtschaftliche Nutzung zu berücksichtigen. Erholungs- und Naturschutzgebiete sollen möglichst nicht beeinträchtigt werden /8/.

Die Standortwahl für Kernkraftwerke in der DDR wurde mit der Festlegung der Beseitigung der radioaktiven Abfälle in einem ehemaligen Salzbergwerk vereinfacht, da die Eignung des Standortes nicht mehr von der Möglichkeit der Abfallbeseitigung abhängig gemacht werden muß. In die Sicherheitsbetrachtungen brauchen daher nur Havarien im Zusammenhang mit radioaktiven Prozeßmedien und im Kernkraftwerk zwischengelagerten Abfällen einbezogen zu werden. Das zentrale Endlager erfordert eine gesonderte sicherheitstechnische Untersuchung /9/.

Bei der Einschätzung der Gefährdung des Untergrundes in der Umgebung des Kernkraftwerkes sind folgende Schritte zu betrachten:

a) Möglichkeit des Austritts radioaktiver Stoffe aus dem Behälter- und Rohrleitungssystem des Kernkraftwerkes.

Havarien, die zum Eintritt kontaminierter Medien in den Untergrund führen, können durch Schäden an den technischen Anlagen des Kernkraftwerkes (z.B. korrosive Zerstörung von Behältern und Rohrleitungen) verursacht werden. Sie können jedoch auch Ergebnis ungünstiger Standortbedingungen sein, worunter z.B. die Zerstörung von Behältern durch einen instabilen Baugrund, Betonaggressivität von Wässern und Überschwemmungskatastrophen zu rechnen sind.

Die entstehende Schadstoffquelle wird charakterisiert durch

- Zusammensetzung der kontaminierten Lösung (Aktivitätskonzentration, pH-Wert, Salz-, Detergens- und Komplexbildnergehalt)
- Form (Punktquelle, Flächenquelle)
- Ablauf (plötzliches Entweichen eines großen Volumens, Austritt kleinerer Volumina über eine längere Zeit).

Mit dem Ziel, den Austritt radioaktiver Stoffe in den Boden zu verhindern, sind die bautechnischen Anforderungen festzulegen (Materialeinsatz, Doppelwandigkeit, Warnsystem für Leckagen). Für Kernkraftwerke mit Druckwasserreaktoren sind entsprechende Festlegungen in der ASAO 980 enthalten /10/.

b) Ausbreitung von Radionukliden im Untergrund.

Gelangen kontaminierte Lösungen in den Untergrund, so wandern sie mit der Versickerung der Niederschläge und der Ausbreitung des Grundwassers. Vereinfachte theoretische Grundlagen am homogen-isotropen Modell sind im Abschnitt 3 dargestellt. Von Interesse ist insbesondere die Aussage, nach welcher Zeit und mit welcher Aktivitätskonzentration kontaminierte Lösungen benachbarte Grundwasserfassungen oder offene Gewässer erreichen.

c) Begrenzung der Folgen des Eindringens kontaminierter Lösungen in den Untergrund.

In den Untergrund eingedrungene Radionuklide können durch Abtragen der kontaminierten Bodenschicht, Einpumpen von Sorptionsmitteln, Absenkung des Grundwassers oder Bau von Abdichtungen an der Ausbreitung gehindert werden /11/. Aufwand und Erfolg dieser Maßnahmen hängen vom möglichst frühen Zeitpunkt ihrer Ergreifung und von den Kenntnissen über die Standorteigenschaften ab.

In die Betrachtungen zur Havarieeindämmung sollten Möglichkeiten der Beseitigung flüssiger Abfälle in der Nähe des Kernkraftwerkes, wie das Vorhandensein ausgebeuteter oder nicht fündiger Erdöl- und Erdgaslagerstätten und weiterer unterirdischer Hohlräume /12/, einbezogen und Vorkommen natürlicher Sorbentien /13/ eingeschätzt werden, mit deren Hilfe eine Abfallbearbeitung im Havariefall möglich wäre.

3. Ausbreitung von Radionukliden im Untergrund

3.1. Einschätzung der Literatur

Spezielle Untersuchungen über die Wanderung von Radionukliden im Untergrund wurden im Rahmen von Standortuntersuchungen für Kernforschungszentren einschließlich Wiederaufbereitungsanlagen durchgeführt, während für Kernkraftwerke in der Literatur meist nur über konventionelle geologisch-hydrogeologische Erkundungen berichtet wird. Einen weiteren Schwerpunkt stellen methodische Arbeiten über das Sorptionsverhalten von Radionukliden an Bodenproben bei der Lagerung radioaktiver Abfälle und bezüglich des Fallouts dar. In diese Betrachtungen sind auch Untersuchungen über die Ausbreitung inaktiver Schadstoffe im Untergrund einzubeziehen.

Für die belgische Kernforschungsanlage Mol /14/ wurde die Ausbreitung von Radionukliden unter Annahme einer Leckage der Lagerbehälter für hochaktive Abfälle untersucht. Im Ergebnis umfangreicher Erkundungsarbeiten wurden die Schichtenfolge zwischen Grundwasserleitern und Grundwasserstauern, Fließrichtung und Geschwindigkeit des Grundwassers ermittelt. Mit Labor- und Feldversuchen wurde für langlebige Radionuklide das Sorptionsverhalten untersucht. Die erhaltenen relativen Ausbreitungsgeschwindigkeiten der Radionuklide lassen erkennen, daß eine Leckage zu einer Grundwasserkontamination führen kann, wenn die betroffene Bodenschicht nicht kurzzeitig abgetragen wird. Für besonders gefährdete Bereiche des Standortes Mol wurde die Verbesserung der natürlichen Sorptionseigenschaften der Sande durch Einpressen von Flußsäure und Kaliumantimonat(V)-Lösung vorgeschlagen, wodurch jedoch auch eine erhebliche Beeinträchtigung des Grundwassers erfolgen würde.

Die Anlage Hanford/USA /15/ befindet sich in einem wüstenähnlichen Gebiet mit niedrigem Grundwasserspiegel und hoher Verdunstungsrate. Im Untergrund sind Mineralien mit guten Sorptionseigenschaften (Montmorillonit) vorhanden. Auf Grund dieser Standortbedingungen konnte als Beseitigungsverfahren für flüssige Abfälle das Versickern im Untergrund gewählt werden. Durch Kontrollbohrungen wird die Ausbreitung der "Radionuklidwolke" verfolgt. Ihre zeitliche Wanderung läßt erkennen, daß eine Kontamination von genutztem Grundwasser oder ein Eintritt in Oberflächengewässer nicht zu erwarten ist.

Weitere Arbeiten wurden z.B. über die indische Kernforschungsanlage in Trombay /16/ und über Tokai/Japan /17/ veröffentlicht.

Umfangreiche methodische Arbeiten über das Verhalten von radioaktiven Lösungen im Untergrund wurden in der UdSSR zur Entwicklung von Beseitigungsverfahren für flüssige radioaktive Abfälle durchgeführt, worunter das Versickern in oberflächennahen Schichten, die Verwendung von Böden als natürliche Sorbentien und das Einpressen in tiefere Schichten des Untergrundes fallen. SPIZIN u.a. /18/ untersuchten die Ionenaustauschereigenschaften von Bodenproben und bestimmten die Austauschkapazität und Verteilungskoeffizienten für Cs, Sr und Ru in Abhängigkeit vom pH-Wert und Salzgehalt der Lösung. Die Anwendung der Versickerung in oberflächennahen Schichten setzt entweder sehr günstige hydrogeologische Bedingungen voraus, oder sie erfordert die Festlegung eines großflächigen Schutzgebietes. Die Nutzung von Speicherschichten im tieferen Untergrund erfordert nur ein kleines übertägiges Schutzgebiet, die Kontamination von nutzbarem Grundwasser wird vermieden. Dieses Verfahren kann auch für die Beseitigung großer Volumina inaktiver flüssiger Abfälle genutzt werden. Bestandteil der Erkundungsarbeiten sind Untersuchungen zur Wechselwirkung zwischen Abfalllösung, Grundwasser und Gestein der Speicherschicht, um eine längere Nutzungsdauer der Bohrung zu gewährleisten und eine unerwünschte Ausbreitung in andere Schichten zu verhindern. Für die Bemessung des sanitären und Bergbauschutzgebietes wird die Ausbreitung der kontaminierten Lösung in der Speicherschicht ohne Berücksichtigung von Sorptionsvorgängen zugrunde gelegt /19, 20/.

DLOUGHY u.a. /21, 22/ untersuchten die Sorption von Radionukliden an Bodenproben unter Labor- und Feldbedingungen zur Einschätzung der Folgen des Eindringens radioaktiver Stoffe in den Boden für geplante Standorte von Kernkraftwerken. Grundwasserfließgeschwindigkeit und -richtung wurden unter Anwendung von Radionukliden, die im Boden praktisch nicht sorbiert werden

(z.B. ^{131}J , ^{51}Cr als EDTA-Komplex), ermittelt. An Bohrproben wurden Verteilungskoeffizienten für Cs und Sr im Labor bestimmt, woraus relative Ausbreitungsgeschwindigkeiten, bezogen auf die Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers, errechnet wurden. Die Untersuchungen ergaben, daß Leckagen nicht zu sofortigen Schäden für die Umgebung führen, so daß Gegenmaßnahmen eingeleitet werden können. Lager für radioaktive Abfälle sollen sich über dem Grundwasserspiegel befinden. Im Untergrund sollen zur Abdichtung Lehmschichten ausreichender Mächtigkeit vorhanden sein.

Die Einflußfaktoren auf das Sorptionsverhalten der oberen Bodenschichten werden in /23/ betrachtet, darunter auch die Auswirkung der Bodennutzung und biologischer Faktoren.

Während sich die vorstehenden Aussagen meist auf Locker- und Sedimentgestein (Sand, Ton, Lehm) beziehen, untersuchte RANCON /24/ das Sorptionsverhalten auf der Oberfläche von Festgestein. Die für die Sorption genutzte Schichtdicke ist hierbei stark zeitabhängig. Die Austauschkapazität ist geringer als im gekörnten Material.

Kinetische Effekte bei der Gleichgewichtseinstellung an Bodenproben und die Anwendung der Theorien für Chromatographiesäulen untersuchten FRISSEL und POELSTRA /25/ für ^{90}Sr und ^{45}Ca .

In den vorstehenden Arbeiten werden meist nur Einzelprobleme behandelt, wie z.B. die Bedingungen an konkreten Standorten. Methodische Arbeiten haben häufig ihren Schwerpunkt in radiochemischen Sorptionsuntersuchungen und gehen von idealisierten Verhältnissen aus.

Die Arbeit von BELIZKI und ORLOVA über die Gefährdung von Grundwasser durch radioaktive Kontamination /26/ ist in ihren Aussagen allgemeingültiger, weil sie von den Gesetzen der Grundwasserhydraulik ausgeht und das Verhalten radioaktiver Lösungen im Untergrund daraus ableitet. Als Ursachen für das Eindringen von Radioaktivität werden Havarien in Kernanlagen, Beseitigung radioaktiver Abfälle im Untergrund, Fallout und die Anwendung nuklearer Sprengsätze im Untergrund genannt. Die Betrachtungen gehen vom homogen-isotropen Modell eines Grundwasserleiters aus. Für die wichtigsten geometrischen Formen der Schadstoffquellen werden die theoretischen Ansätze dargestellt. Auf den Einfluß der natürlichen Inhomogenität, insbesondere bei Kluftgestein wird hingewiesen. Als Hauptparameter für die Ausbreitung von radioaktiven Lösungen wird die Abstandsgeschwindigkeit benutzt, die Sorption wird in Form eines Korrekturfaktors berücksichtigt. Durch Labor- und Feldversuche wurden die theoretischen Aussagen bestätigt.

Von THIESS /27/ wurde aus wasserwirtschaftlicher Sicht eine Literaturzusammenfassung erarbeitet.

Schwerpunkt in den Untersuchungen zur Ausbreitung konventioneller Wasserschadstoffe stellen Arbeiten über Mineralöl dar, wobei bautechnische Maßnahmen zur Verhinderung von Behälterleckagen und Abdichtprobleme im Vordergrund stehen. Das Verhalten von Mineralölprodukten im Boden und Grundwasser wird z.B. in /28/ dargestellt. Aus der Existenz einer organischen Phase und den chemischen Eigenschaften gelöster organischer Stoffe in Wasser ergeben sich Besonderheiten gegenüber dem Verhalten von Ionen in wäßrigen Lösungen, so daß Aussagen über die Ölausbreitung nicht ohne weiteres übertragbar sind.

Von MILDE und MOLLWEIDE /29, 30/ wurden die Einflußfaktoren auf die Ausbreitung von Wasserschadstoffen qualitativ betrachtet und als Gegenstand weiterer Forschungsaufgaben charakterisiert.

Von BEYER u.a. /31/ wurden die Bedingungen zur Ablagerung von Wasserschadstoffen untersucht und am Beispiel eines Steinbruches angewandt. Aus der ermittelten Abstandsgeschwindigkeit konnte eine Gefährdung benachbarter Grundwasserfassungen abgeleitet werden.

Aus den Gesetzen der Grundwasserhydraulik können die Mengenbilanz bei der Entnahme von Grundwasser oder der Einleitung von Abwässern und die Veränderung der Grundwasser Oberfläche errechnet werden, während das tatsächliche Fließverhalten von Wasserteilchen und die Verdünnung von

Inhaltsstoffen während der Ausbreitung des Grundwassers durch den Einsatz von Indikatoren untersucht werden können, wozu seit einigen Jahren neben Farbstoffen und Salzlösungen auch Radionuklide verwendet werden, die keiner Sorption unterliegen. Nach /32/ wird die tatsächliche Ausbreitung von Wasserteilchen in Hauptfließrichtung durch die Abstandsgeschwindigkeit charakterisiert, welche durch Pumpversuche in situ bestimmt wird. Aus Intensitätskurven des Indikators über die Zeit werden die maximale und mittlere Abstandsgeschwindigkeit bestimmt. Da die Entfernungen zwischen den Versuchsbrunnen bei Pumpversuchen nur einige Meter betragen, lassen sich die Intensitätskurven nicht direkt auf die Gegebenheiten bei der Ausbreitung von Radionukliden über größere Entfernungen übertragen. Eine Richtlinie über die Einschätzung der Folgen des Eindringens von Wasserschadstoffen in den Untergrund existiert in der DDR noch nicht.

3.2. Grundlagen für die Ausbreitung von Radionukliden

Von einer Schadstoffquelle auf der Erdoberfläche dringt die Lösung zunächst in vertikaler Richtung in den Untergrund ein. In der Aerationzone (3 Phasen: Luft, Wasser, Erdstoff) erfolgt eine Verdünnung durch den Teil des Niederschlages, der zum Grundwasser gelangt (Grundwasserneubildung). Nach dem Erreichen des Grundwasserspiegels vermischt sich die kontaminierte Lösung mit dem Grundwasser und breitet sich in praktisch horizontaler Richtung entsprechend dem Grundwassergefälle in der Sättigungszone (2 Phasen: Wasser, Erdstoff) aus. Die folgenden Betrachtungen beziehen sich im wesentlichen auf BELIZKI und ORLOVA /26/.

3.2.1. Ausbreitung des Grundwassers in der Sättigungszone

Die Ausbreitung des Grundwassers wird für einen großen Bereich von Geschwindigkeiten durch das DARCY-Gesetz beschrieben:

$$v_f = \frac{Q}{F} = \frac{k \cdot (H_1 - H_2)}{I} = k \cdot I \quad (1)$$

v_f - Filtergeschwindigkeit in m/d

Q - Flüssigkeitsvolumen, das pro Zeiteinheit den Durchflußquerschnitt F durchströmt

k - Durchlässigkeitsbeiwert

I - Grundwassergefälle (Quotient aus der Differenz der Höhen des Grundwasserspiegels $H_1 - H_2$ für 2 Punkte in der Hauptfließrichtung und ihrer Entfernung l).

Seine einfachste Anwendung auf einen gespannten Grundwasserleiter konstanter Mächtigkeit ist in Abb. 1 dargestellt. Abweichungen vom DARCY-Gesetz ergeben sich für bindige Böden, da durch kohäsive und elektrostatische Kräfte eine Abnahme von v_f verursacht wird, sowie für grobkörnige und zerklüftete Böden, in denen die Trägheitskraft der Wassermassen nicht vernachlässigbar ist, woraus ebenfalls geringere Filtergeschwindigkeiten als nach (1) resultieren.

Die Filtergeschwindigkeit ist eine Rechengröße, die kleiner als die mittlere tatsächliche Geschwindigkeit der Wasserteilchen in Hauptfließrichtung ist. Diese wird durch die Abstandsgeschwindigkeit v_a beschrieben, die auf den für die Bewegung zur Verfügung stehenden Porenquerschnitt (entwässerbarer Porenanteil n_e) bezogen ist:

$$v_a = \frac{k \cdot I}{n_e} \quad (2)$$

v_a ist etwas größer als die Porengeschwindigkeit v_p , die auf den gesamten Porenanteil n bezogen wird

$$v_p = \frac{k \cdot I}{n} \quad (3)$$

Nach Gleichung (2) kann das Fortschreiten einer Front in einem ebenen Grundwasserstrom berechnet werden. Unter Anwendung der Beziehungen für rotationssymmetrische Grundwasserströmungen können die Ausbreitung einer Lösung aus einem Schluckbrunnen und die Überlagerung beider Strömungen betrachtet werden (Abb. 2 und 3).

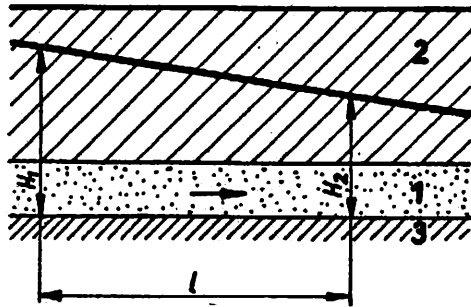


Abb. 1
Schnitt durch einen gespannten Grundwasserleiter

- 1 - Grundwasserleiter
- 2;3 - Grundwasserstauer
- H - Höhe des Grundwasserdruckspiegels
- l - Entfernung zwischen 2 Punkten
in der Grundwasserfließrichtung

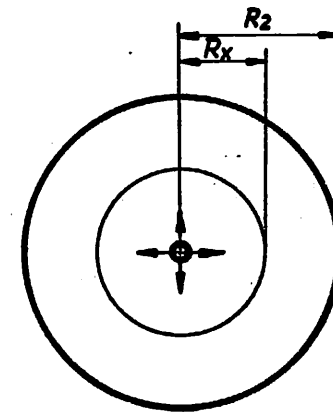
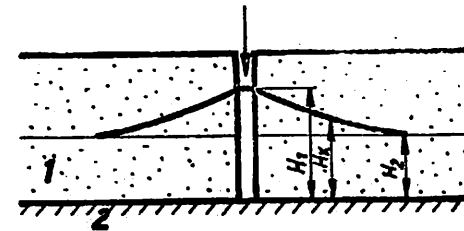


Abb. 2
Grundwasserströmung im Schluckbrunnen

- 1 - Grundwasserleiter
- 2 - Grundwasserstauer
- H₁ - Grundwasserspiegel am Schluckbrunnen
- H₂ - Ungestörter Grundwasserspiegel
- H_x - Grundwasserspiegel in der Entfernung R_x
vom Schluckbrunnen

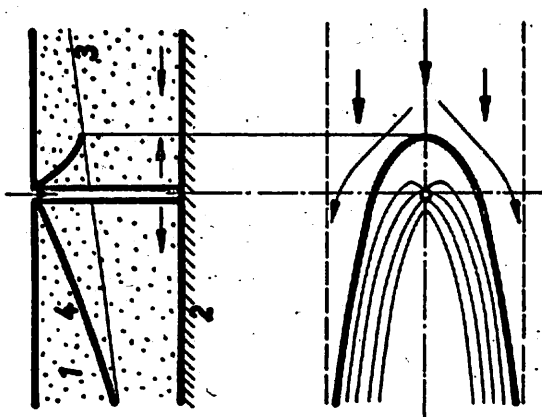


Abb. 3
Überlagerung eines Schluckbrunnens
mit einem ungespannten Grundwasserleiter

- 1 - Grundwasserleiter
- 2 - Grundwasserstauer
- 3 - ungestörter Grundwasserspiegel
- 4 - überlagerter Grundwasserspiegel

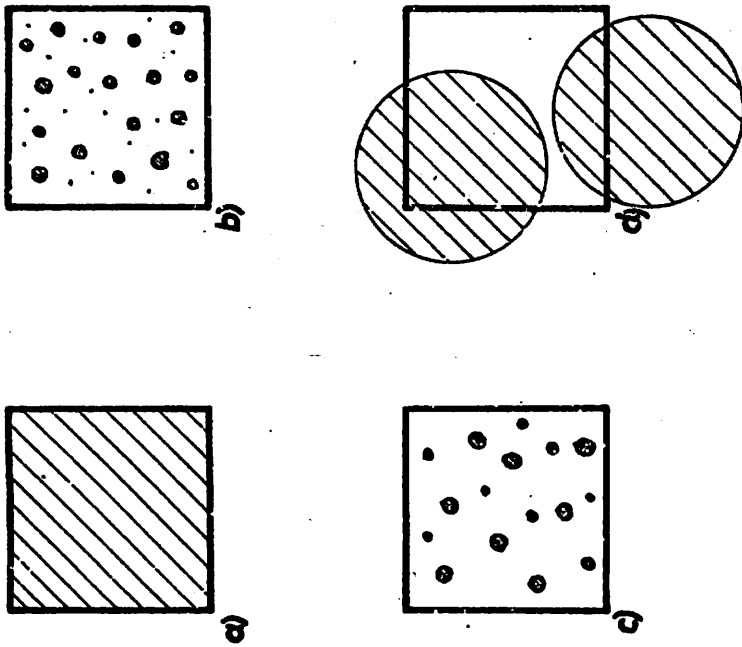


Abb. 4
Vergleich der zu betrachtenden Flächen
bei den Grundwasserfließgeschwindigkeiten

- a) Filtergeschwindigkeit v_f
- b) Porengeschwindigkeit v_p
- c) Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers v_a
- d) Abstandsgeschwindigkeit der Radionuklide v'_a

Infolge der natürlichen Inhomogenitäten stellen die Ergebnisse Grobausagen mit der Genauigkeit einer Größenordnung dar. Die Anwendung der Gleichung (2) auf Kluftgesteine ist nur bei homogener Verteilung der Klüfte und relativ einheitlichem Kluftquerschnitt möglich. In anderen Fällen kommt es in Klüften mit großem Querschnitt zu einer sehr schnellen Ausbreitung, die viel höher als der Durchschnittswert ist.

3.2.2. Versickern in der Aerationzone

Für den Versickerungsvorgang können keine einfachen Beziehungen angegeben werden, da die Sickergeschwindigkeit eine Funktion des Wassersättigungsgrades des Gesteins ist, der von der Entfernung vom Grundwasserspiegel abhängt. Bei einem Wassersättigungsgrad von 50 % beträgt z.B. für Mittelsand der Durchlässigkeitswert 13 % des Wertes für wassergesättigten Sand. Die Veränderungen des Erdstoffes bei Änderung des Wassergehaltes (Rißbildung beim Trocknen, Quellen bei Wasseraufnahme) sind zu beachten. Bei einsetzender Versickerung hängt der Wassersättigungsgrad auch von der Intensität der Versickerung ab. Die in der Literatur beschriebenen Gleichungen /27/ tragen empirischen Charakter.

Für Sicherheitsbetrachtungen kann die maximale Geschwindigkeit der Sickerbewegung durch die gesättigte senkrechte Filterströmung nach Gleichung (2) beschrieben werden

$$v_{a_1} = \frac{k_1 \cdot I}{n_e} \approx \frac{k_1}{n_e} \quad (3)$$

v_{a_1} - Abstandsgeschwindigkeit für die senkrechte gesättigte Filterströmung

k_1 - senkrechter Durchlässigkeitsbeiwert, meist von k (horizontal) verschieden.

Befindet sich der Wasserspiegel der Sickerstelle an der Erdoberfläche, so gilt $I = 1$. Bei einem Wasserspiegel über der Erdoberfläche (z.B. Wasserstand in Behältern) wird $I > 1$.

Die minimale Sickergeschwindigkeit v_{a_2} ergibt sich aus der Grundwasserneubildung Q_N

$$v_{a_2} = \frac{Q_N}{n_e}, \quad (4)$$

wobei jedoch die zeitliche Schwankung zu berücksichtigen ist. Noch stärker als in der Sättigungszone ist auf die Unsicherheit der Aussagen infolge der natürlichen Inhomogenität bzw. Bodennutzung hinzuweisen.

3.2.3. Ausbreitung von Radionukliden

Radionuklide breiten sich mit dem unterirdischen Wasser aus. Ihre Geschwindigkeit v'_a ist infolge von Filtrations-, Fällungs- und Sorptionsvorgängen meist geringer als die Geschwindigkeit des Grundwassers:

$$v'_a \leq v_{aH_2O}.$$

Nur bei extrem kleinen Grundwasserfließgeschwindigkeiten ist die Selbstdiffusion der Radionuklide größer als v_{aH_2O} , jedoch sind diese Geschwindigkeiten ebenso wie die Ausbreitung der durch Filtration oder Fällung gebundenen Radionuklide für eine Sicherheitsabschätzung unbedeutend. Für die Tracerdiffusion von Radionukliden in Wasser liegt der Diffusionskoeffizient in der Größenordnung von $1 \text{ cm}^2/\text{d}$ (vgl. /34/).

Die Verzögerung der Radionuklide durch Sorptionsvorgänge, deren konkreter Mechanismus hierbei ohne Belang ist, kann in Gleichung (3) durch Einführen des effektiven entwässerbaren Porenanteils n'_e als Korrekturfaktor anstelle des entwässerbaren Porenanteils n_e berücksichtigt werden:

$$v'_a = \frac{k_1 \cdot I}{n'_e} \quad (5)$$

Den Zusammenhang zwischen Filter-, Poren-, Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers und der Abstandsgeschwindigkeit von Radionukliden, die der Sorption unterliegen, wird in Abb. 4 dargestellt.

Der effektive entwässerbare Porenanteil n'_e kann nach Gleichung (5) aus Säulenversuchen direkt bestimmt oder nach

$$n'_e = n_e \left(1 + \frac{S_t}{n} K_D\right) \quad (6)$$

berechnet werden.

S_t - Trockenrohdichte des Bodens, ergibt sich aus der Reindichte S_r nach

$$S_t = (1-n) S_r \quad (7)$$

K_D - Verteilungskoeffizient, der z.B. nach dem statischen Verfahren gemäß Gleichung (8) bestimmt wird.

$$K_D = \frac{(C_o - C) V}{C \cdot m} \quad (8)$$

C_o - Aktivitätskonzentration in der Ausgangslösung

$C_o - C$; C - Aktivitätskonzentration in der festen bzw. flüssigen Phase im Gleichgewicht

m - Trockenmasse der festen Phase

V - Volumen der flüssigen Phase.

In Tabelle 1 sind orientierende Werte für k , n , n_e und S_t zusammengestellt. Der Betrag von K_D hängt stark von den chemischen Eigenschaften des Radionuklids, des Bodens sowie der Inhaltsstoffe des Grundwassers und der kontaminierten Lösung ab. Da der Betrag von K_D für jeden konkreten Fall experimentell bestimmt werden müßte, ist es für Sicherheitsbetrachtungen ratsam, K_D in Zehnerpotenzen zu variieren (z.B. $K_D = 0, 1, 10, 100$).

In konzentrierten Lösungen wird die Wanderung der Radionuklide durch die Austauschkapazität des Bodens bestimmt, weshalb Gleichung (6) in

$$n'_e = n_e \left(1 + \frac{S_t Q'}{n C_o}\right) \quad (9)$$

übergeht.

Q' - spezifische Austauschkapazität in mval/g Trockensubstanz

C_o - Aktivitätskonzentration der kontaminierten Lösung.

Infolge hydrodynamischer und kinetischer Effekte bildet sich zwischen kontaminierter Lösung und Grundwasser eine Übergangszone zwischen den Aktivitätskonzentrationen $C = C_o$ und $C = 0$ aus. Die Geschwindigkeit v'_a entspricht dem Fortschreiten der Front mit der relativen Konzentration $C = C_o = 0,5$. Ein Beispiel für die Wanderung von ^{90}Sr in der Sättigungszone für lockere Sand-Tongesteine ist in Abb. 5 und Tabelle 2 dargestellt.

Der Einfluß der Sorptionsgeschwindigkeit auf die Breite der Übergangszone kann nach vereinfachten Beziehungen

$$l_x - l_{0,5} = 2 w \cdot k \cdot I \sqrt{\frac{t}{n_e \cdot n'_e \cdot B}} \quad (10)$$

bestimmt werden.

l_x - Strecke, die einer beliebigen relativen Konzentration $\frac{C}{C_o} < 0,5$ entspricht.

$l_{0,5}$ - Strecke, die der relativen Konzentration $\frac{C}{C_o} = 0,5$ entspricht.

B - Sorptionsgeschwindigkeitskonstante (in d^{-1})

w - Parameter, der von der relativen Konzentration abhängt und aus dem Wahrscheinlichkeitsintegral hervorgeht

$$\varphi(w \sqrt{2}) \approx 1 - 2 \frac{C}{C_o} \quad (11)$$

Tabelle 1 Orientierende Werte für Erdstoffparameter [33]

Erdstoffart	Durchlässigkeits- beiwert k [m/d]	Gesamt- Porenanteil n	entwässerbarer Porenanteil n_e	Trockenrohdich- te ρ_t [g/cm ³]
sandiger Kies	50 ... 300	0,25 ... 0,35	0,20 ... 0,25	1,7 ... 2,0
kiesiger Sand	20 ... 100	0,28 ... 0,35	0,15 ... 0,20	1,7 ... 1,95
mittlerer Sand	10 ... 40	0,30 ... 0,38	0,10 ... 0,15	1,6 ... 1,90
schluffiger Sand	1 ... 20	0,33 ... 0,40	0,08 ... 0,12	1,55 ... 1,85
sandiger Schluff	0,1 ... 5	0,35 ... 0,45	0,05 ... 0,10	1,45 ... 1,78
toniger Schluff	10^{-3} ... 0,5	0,40 ... 0,55	0,03 ... 0,08	1,30 ... 1,70
schluffiger Ton	$< 10^{-3}$	0,45 ... 0,65	0,02 ... 0,05	1,05 ... 1,55

Tabelle 2 Parameter für die Ausbreitung von ⁹⁰Sr im Grundwasser
(zu Abb. 5) [26]

Erdstoffart	Durchlässigkeits- beiwert k [m/d]	Verteilungskoeffizient K_D [cm ³ /g]	effektiver entwässerbarer Porenanteil n_e	Grundwassergefälle I
Kies-Schotter	500	1	1,8	0,001 ... 0,01
Grobsand	100	3	3,3	0,001 ... 0,01
Mittelsand	10	6	4,6	0,001 ... 0,05
Feinsand	1	12	6,4	0,001 ... 0,1
Schluff	0,1	25	8,1	0,001 ... 0,5

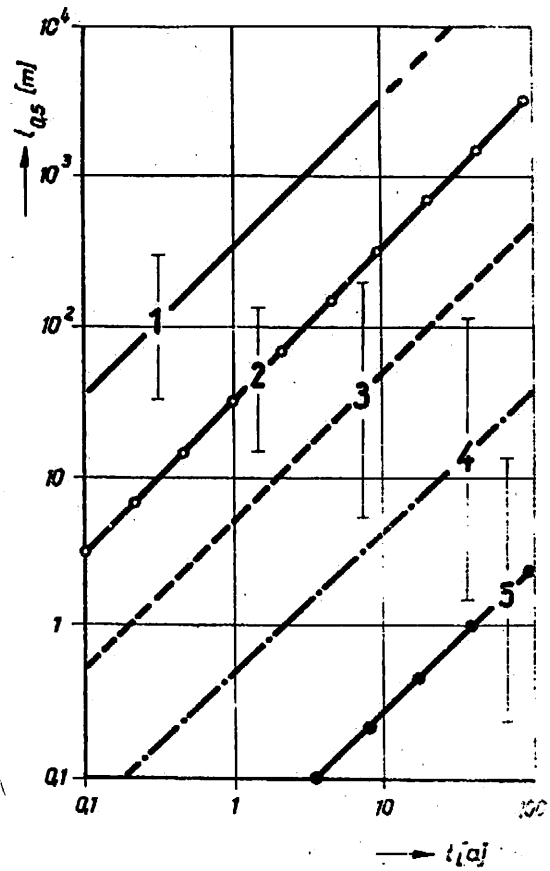


Abb. 5

Ausbreitung von ^{90}Sr im Grundwasser

- 1 - Kies - Schotter
 - 2 - Grobsand
 - 3 - Mittelsand
 - 4 - Feinsand
 - 5 - Schluff
- | - Schwankungsbreite

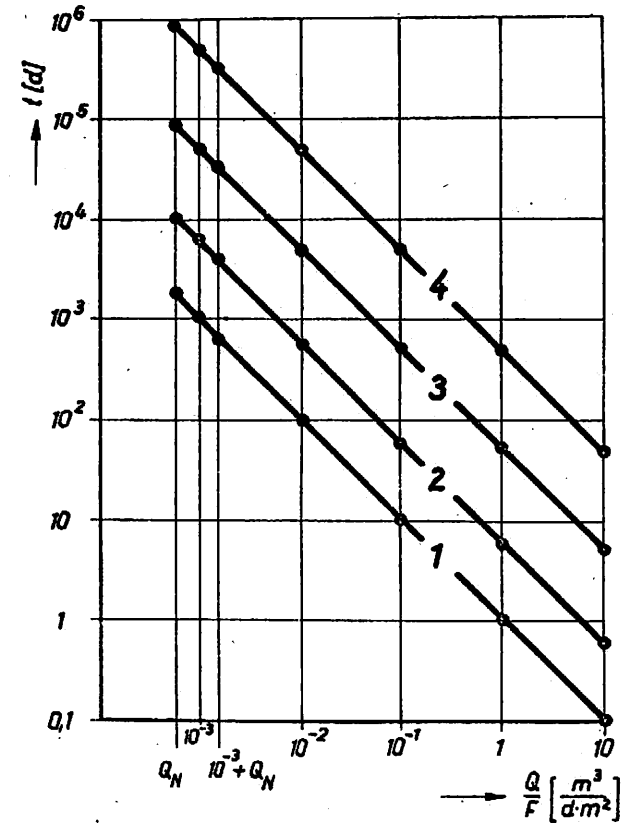


Abb. 6

Zeit bis zum Erreichen des Grundwassers

- 1 - $K_D = 0$; $n'_e = 0,1$
- 2 - $K_D = 1$; $n'_e = 0,6$
- 3 - $K_D = 10$; $n'_e = 5,1$
- 4 - $K_D = 100$; $n'_e = 50$

Das Wahrscheinlichkeitsintegral

$$\phi(w\sqrt{2}) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^w e^{-z^2} dz \quad (12)$$

ist tabelliert (z.B. in /35/). Gleichung (10) ist gegenüber der in /26/ S. 58 angegebenen Beziehung weiter vereinfacht, indem $n_e' \gg n_e$ vorausgesetzt wurde. Als Gültigkeitsbedingung wird in der Literatur genannt:

$$t \gg \frac{n_e \cdot w^2}{n_e' B} \quad (13)$$

Aus Gleichung (10) geht hervor, daß die Breite der Übergangszone $\sim \sqrt{t}$ zunimmt. Die relative Breite der Übergangszone nimmt nach

$$\frac{l_x - l_{0,5}}{l_{0,5}} \sim \frac{1}{\sqrt{t}} \quad (14)$$

ab. Bezogen auf ein konstantes $l_{0,5}$ hat der Verteilungskoeffizient keinen Einfluß auf $l_x - l_{0,5}$, da der Quotient $\frac{t}{n_e}$ nach Gleichung (5) konstant bleibt.

Die Sorptionsgeschwindigkeitskonstante B kann experimentell aus der Verteilung der Konzentration über die Säulenlänge ermittelt werden. Bei rascher Gleichgewichtseinstellung, wie z.B. bei ^{90}Sr in Sand beträgt B 100 ... 1000 d^{-1} , für langsame Reaktionen, wie z.B. bei ^{90}Sr in Ton gilt $B \approx 1 \text{ d}^{-1}$.

Abschätzungen ergaben, daß bei rascher Gleichgewichtseinstellung die Breite der Übergangszone $l_{0,01} - l_{0,5}$ im Fehlerbereich von $l_{0,5}$ liegt. Für eine langsame Gleichgewichtseinstellung kann die Übergangszone das Mehrfache von $l_{0,5}$ betragen, jedoch ist dies im Falle von Tonböden angesichts des geringen Betrages von $l_{0,5}$ unerheblich.

Die Breite der Übergangszone ist ein Maß für die Verdünnung der kontaminierten Lösung im Grundwasser. Eine Verdünnung erfolgt auch durch die Grundwasserneubildung. Für die räumliche Verdünnung von Radionukliden aus einer Punktquelle in Grundwasser wurden von BAETSLE /14/ Diffusionskoeffizienten für die drei Raumrichtungen ermittelt. Die Aktivitätskonzentration nimmt weiterhin durch den radioaktiven Zerfall ab. Zusammenfassend wird eingeschätzt, daß v_a der wichtigste Parameter für Sicherheitsbetrachtungen zur Ausbreitung kontaminierter Lösungen im Untergrund ist. Die Breite der Übergangszone und Verdünnungsvorgänge sind von ergänzendem Interesse. Ebenso wie bei den hydrogeologischen Parametern ist auch für die Sorptionsparameter die natürliche Inhomogenität zu berücksichtigen.

3.2.4. Anwendungsbeispiel

Als Beispiel für eine Sicherheitsbetrachtung zur Ausbreitung radioaktiver Lösungen im Untergrund wird die Leckage eines Behälters untersucht. Der Untergrund soll aus Mittelsand bestehen. In der Umgebung soll sich in Grundwasserfließrichtung ein Brunnen befinden.

Zu ermitteln ist die Zeit

- a) bis zum Erreichen des Grundwasserspiegels
- b) bis zum Erreichen des Brunnens.

Die angenommenen Randbedingungen sind in Tabelle 3 zusammengestellt.

Die Zeit bis zum Erreichen des Grundwasserspiegels wurde nach Gleichung (5) berechnet, wobei für

$$k \cdot I = v_f \quad (1)$$

die jeweilige Quellstärke Q eingesetzt wurde. Das Ergebnis ist in Abb. 6 dargestellt.

Tabelle 3

Randbedingungen des Beispiels

Mächtigkeit der Aerationzone	$l_1 = 10 \text{ m}$
Entfernung zum Brunnen	$l_2 = 500 \text{ m}$
Durchlässigkeitsbeiwert	$k = 10 \text{ m/d}$
Porenanteil	$n = 0,40$
entwässerbarer Porenanteil	$n_e = 0,10$
Grundwassergefälle	$I = 0,01$
Grundwasserneubildung	$Q_N = 7 \text{ l/s km}^2$ $= 6 \cdot 10^{-4} \text{ m}^3/\text{d} \cdot \text{m}^2$
Quellstärke pro Fläche	$Q/F = 0,001; 0,01; 0,1; 1;$ $10 \text{ m}^3/\text{d} \cdot \text{m}^2$
Aktivitätskonzentration der Ausgangslösung	$C_0 = 2 \cdot 10^{-2}; 10^{-5} \text{ Ci/l}$
MZK Trinkwasser für viele β , β -Strahler	$C_x = 10^{-9} \text{ Ci/l}$
Verteilungskoeffizient	$K_D = 0; 1; 10; 100 \text{ cm}^3/\text{g}$
effektiver entwässerbarer Porenanteil	$n'_e = 0,1; 0,6; 5,1; 50$
Sorptionsgeschwindigkeitskonstante	$\beta = 1; 100 \text{ d}^{-1}$
Parameter aus dem Wahrscheinlichkeitsintegral	$w = 3,78 \text{ für } \frac{C}{C_0} = 5 \cdot 10^{-8}$ $= 2,63 \text{ für } \frac{C}{C_0} = 10^{-4}$

Tabelle 4 Breite der Übergangszone

relative Konzentration $\frac{C}{C_0}$	Sorptionsgeschwindigkeitskonstante $\beta \text{ [d}^{-1}\text{]}$	Breite der Übergangszone $l_x^{-1} \cdot 0,5 \text{ [m]}$	relative Breite $\frac{l_x^{-1} \cdot 0,5}{10,5} \text{ [%]}$
10^{-4}	100	11,8	2,4
	1	118	24
$5 \cdot 10^{-8}$	100	16,9	3,4
	1	169	34

Für die Wanderung in der Sättigungszone wird das natürliche Grundwassergefälle zugrunde gelegt. Die Zeiten bis zum Erreichen des Brunnens durch kontaminiertes Grundwasser mit der Konzentration $\frac{C}{C_0} = 0,5$ zeigt Abb. 7.

Die Breite der Übergangszone, die nach Gleichung (10) berechnet wurde, ist in Tabelle 4 angegeben.

Das Anwendungsbeispiel zeigt, daß die kontaminierte Lösung bei größeren Quellstärken und ohne Berücksichtigung der Sorption nach sehr kurzer Zeit das Grundwasser erreicht. Die Wanderung in der Sättigungszone ist langsamer, jedoch muß nach etwa einem Jahr mit einer Gefährdung benachbarter Grundwasserfassungen gerechnet werden. Für Gegenmaßnahmen bleibt aber ausreichend Zeit. Unter den getroffenen Annahmen liegt die Breite der Übergangszone innerhalb der Fehlergrenze der Abschätzung.

4. Schwerpunkte für die Beurteilung der Standortbedingungen

4.1. Konventionelle geologiebezogene Begutachtung

Die Einschätzung der geologisch-hydrogeologischen Standortbedingungen für Kernkraftwerke geht von den Aussagen der konventionellen geologiebezogenen Begutachtung aus. Nach der Investitionsgesetzgebung der DDR sind folgende Gutachten und Stellungnahmen erforderlich (eine Zusammenstellung zum Stand von Ende 1970 ist in /36/ enthalten):

1. Stellungnahme und Genehmigung durch die Abteilung Lagerstättenwirtschaft beim Staatssekretariat für Geologie. Basierend auf dem Berggesetz /37/ koordiniert die Abteilung Lagerstättenwirtschaft bergbauliche Nutzungen, fällt Entscheidungen über Schutzzonen und stellt fest, ob die Errichtung von Industrieanlagen lagerstättenwirtschaftlichen Interessen widerspricht.
2. Stellungnahme der Bezirksstelle für Geologie
Aufgabe dieser Stellungnahme ist die Berücksichtigung der regionalen Belange des Bezirks, darunter auch die Einhaltung der Bestimmungen des Landeskulturgesetzes /38/.
3. Hydrologisches Gutachten
Das bei der zuständigen Wasserwirtschaftsdirection anzufordernde Gutachten enthält hydrologische Basisdaten (Niederschläge, Oberflächengewässer, Überschwemmungsgefahren) für die weiteren Gutachten.
4. Wasserwirtschaftlicher Vorbescheid/Genehmigung
Veränderungen des Grundwasserspiegels, Wasserentnahme aus Grund- und Oberflächenwässern und das Einleiten von Abwässern bedürfen nach dem Wassergesetz /39/ der Genehmigung durch die zuständige Wasserwirtschaftsdirection.
5. Hydrologische Begutachtung
Die vom VEB Hydrogeologie nach TGL 25011 /4/ durchzuführende Begutachtung vermittelt Kenntnisse über nutzbare Wasservorkommen, ihre hydrogeologischen und hydrochemischen Eigenschaften und die natürliche oder künstliche Regenerationsfähigkeit. Sie gibt Auskunft über die Auswirkungen des Eindringens von Schadstoffen.
6. Ingenieurgeologische Begutachtung
Aufbauend auf geologische, geomorphologische und hydrogeologische Analysen des Standortes werden die Eigenschaften des Baugrundes bewertet. Auftragnehmer ist z.B. VEB Geologische Forschung und Erkundung, Halle.

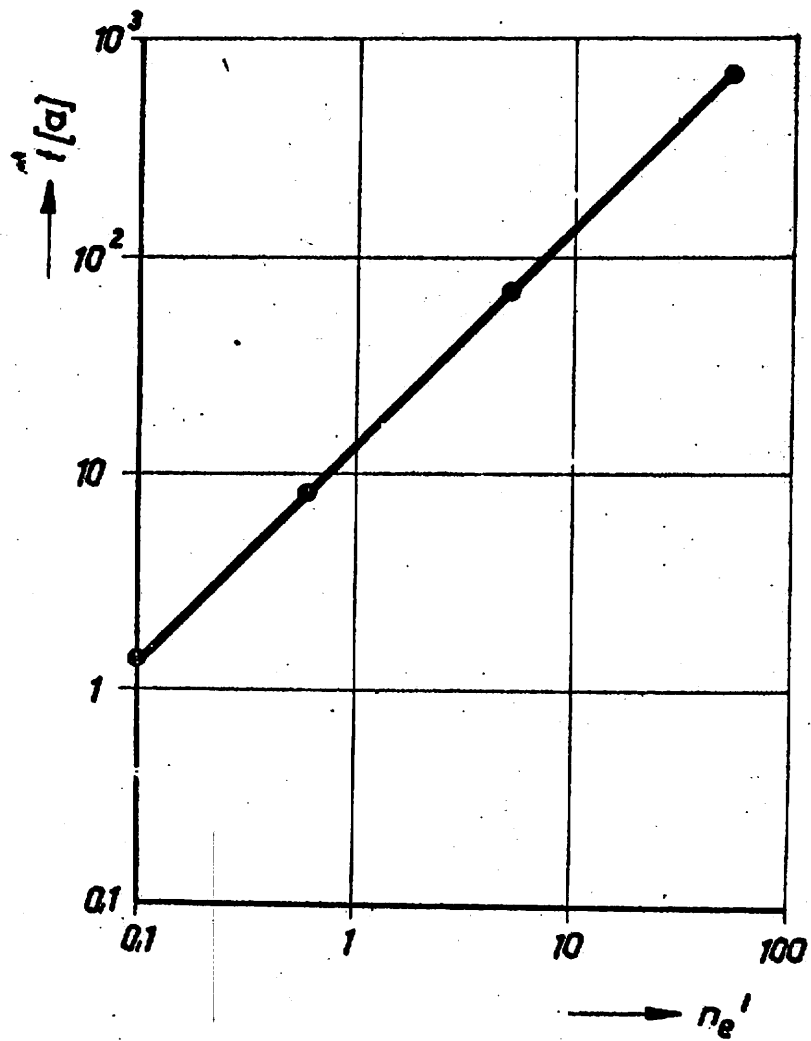


Abb. 7
 Zeit bis zum Erreichen der benachbarten Grundwasserfassung

7. Baugrundgutachten

Dieses Gutachten enthält Aussagen über die Belastbarkeit des Untergrundes und schlägt die Gründungsarbeiten vor. Auftragnehmer ist z.B. VEB Baugrund, Berlin.

Umfang, Ablauf und Aussagen der Einzelgutachten sind teilweise standardisiert. Zur rationellen Nutzung der Erkundungsergebnisse hat der Auftraggeber die Arbeit der einzelnen Auftragnehmer zu koordinieren und dadurch die zeitliche Folge und Abgrenzung der Untersuchungen zu gewährleisten.

4.2. Gutachten über die Gefährdung des Untergrundes

Für die Durchführung des Kernanlagen-Genehmigungsverfahrens wird die Erarbeitung eines gesonderten Gutachtens über die Gefährdung des Grundwassers und der Gesteine für zweckmäßig erachtet, dessen Ausgangsdaten aus den einzelnen geologiebezogenen Gutachten in der Regel ohne zusätzlichen Erkundungsaufwand entnommen werden können. Die gegenseitige Verknüpfung ist in Tabelle 5 dargestellt.

Mit der Erarbeitung eines Gutachtens über die Gefährdung des Untergrundes kann z.B. VEB Hydrogeologie, Nordhausen, beauftragt werden. Für dieses Gutachten das in der Etappe der Standortzustimmung vorzulegen und ggf. in der Phase der Errichtungsgenehmigung zu ergänzen ist, werden folgende Schwerpunkte genannt:

1. Kurzbeschreibung des Standortes

- 1.1. Topographische Karte des Gebietes im Umkreis von 10 km vom geplanten Betriebsgelände, Grundwassernutzung in der Umgebung, Wasserschutzgebiete
- 1.2. Generalisierte geologische Schnitte mit Darstellung der Grundwasserleiter und -stauer
- 1.3. Generalisierter Ischypsenplan, Grundwasserfließrichtung, geplante Grundwasserabsenkungen oder -aufhöhungen.

2. Angaben zur Hydrogeologie und Hydrochemie

- 2.1. Mittlere und maximale tägliche und jährliche Niederschlagshöhen, Grundwasserneubildung
- 2.2. Mittlere, minimale und maximale Abflusshöhen der Oberflächengewässer, Überschwemmungsgefahr
- 2.3. Chemische Zusammensetzung des Grundwassers, Einschätzung der Betonaggressivität

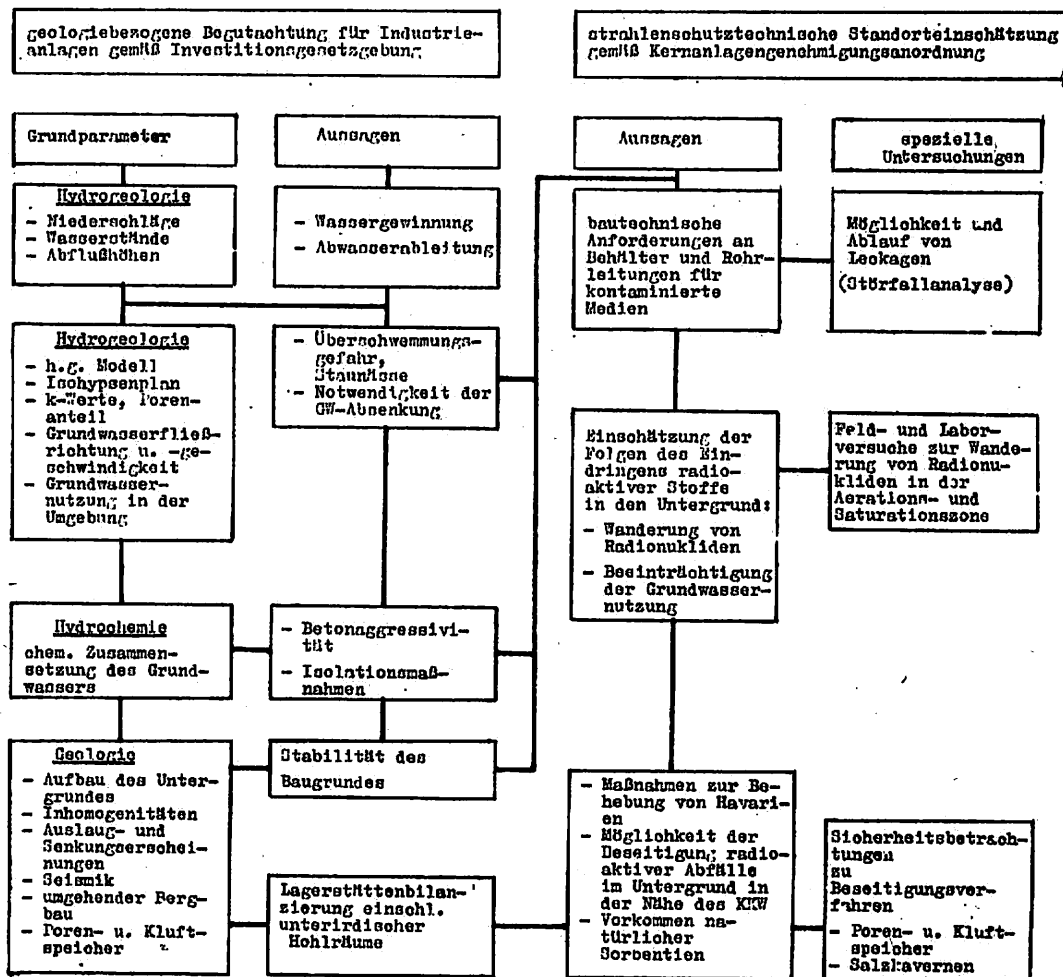
3. Angaben zur Stabilität des Untergrundes

- 3.1. Senkungserscheinungen und Auslaugungen im Untergrund
- 3.2. Umgehender oder eingestellter Bergbau
- 3.3. Einschätzung der Belastbarkeit des Untergrundes und Stabilisierungsmöglichkeiten
- 3.4. Seismizität des Gebietes

4. Ausbreitung kontaminierter Lösungen im Untergrund

- 4.1. Angabe von hydrogeologischen Grundparametern (Durchlässigkeitsbeiwert, entwässerbarer und Gesamtporenanteil, Trockenrohdichte)
- 4.2. Abschätzung der Zeit, in der eine kontaminierte Lösung das Grundwasser erreicht

Tabelle 5 Einordnung der strahlenschutztechnischen Standorteinschätzung von Kernkraftwerken in die konventionelle geologiebezogene Begutachtung;



- 4.3. Abschätzung der Zeit, in der kontaminiertes Grundwasser benachbarte Grundwasserfassungen oder Oberflächengewässer erreicht.

Anmerkung:

- a) Vom Auftraggeber dieser Unterlage sind - ggf. in Form von Grenzwerten - vorzugeben:
- Art der zu betrachtenden kontaminierten Lösungen (Volumen, Radionuklide, Aktivitätskonzentration, chemische Zusammensetzung)
 - Art der Schadstoffquelle (kurzzeitiges Auftreten eines großen Volumens bzw. Leckagen über einen längeren Zeitraum, Geometrie der Schadstoffquelle)
- b) Für 4.2. und 4.3. wird die Abstandsgeschwindigkeit des Wassers angegeben, Sorptionsvorgänge werden nicht berücksichtigt.

5. Maßnahmen zur Behebung von Havarien und Möglichkeiten zur Beseitigung kontaminierter Wässer in der Nähe des Kernkraftwerkes in Havariesituationen

- 5.1. Zusammenstellung von Maßnahmen, die im Falle von Behälterleckagen zur Verhinderung der weiteren Ausbreitung kontaminierter Lösungen im Untergrund und zur Beseitigung von kontaminierten Gesteinsschichten und des Grundwassers ergriffen werden sollen
- 5.2. Vorkommen und Nutzbarkeit natürlicher Sorbentien, wie Tone, Lehm, Braunkohle, Torf
- 5.3. Möglichkeit zum Versenken flüssiger Abfälle in den Untergrund in Poren- und Kluftspeicher (z.B. Nachnutzung von Altbohrungen der Erdöl- und Erdgasindustrie)

Nach Vorlage dieses Gutachtens können bei ungünstigen Aussagen Festlegungen über die Durchführung weiterer Untersuchungen, wie z.B. spezielle Labor- und Feldversuche zur Bestimmung des Sorptionsverhaltens, getroffen werden.

Literatur

- /1/ Strahlenschutzverordnung,
1. DB zur Strahlenschutzverordnung, GBl. II, Nr. 99 (1969)
- /2/ Kernanlagen-Genehmigungsanordnung, GBl. II Nr. 102 (1969)
- /3/ ALBRECHT L. u.a.
Die Beurteilung der nuklearen und strahlenschutztechnischen Sicherheit von Kernanlagen
SZS-9 (1969)
- /4/ EICHHORN, H.
Kriterien für die Beurteilung von Sicherheitseinschlüssen in Kernkraftwerken
SZS-10 (1971)
- /5/ STRAUSS, H. u.a.
Anforderungen des Strahlenschutzes an einen Katastrophenschutzplan für Kernanlagen
SZS-17 (1971)
- /6/ RÖHNSCH, W., ETTENHUBER, E.
Kernenergie 16 (1973) 20-23
- /7/ BELIZKI, A.S. u.a.
Einschätzung der praktischen Anwendung der ICRP-Normen über die Kontrolle der radioaktiven Auswürfe aus Kernkraftwerken
in: Environmental Aspects of Nuclear Power Stations
Vienna: IAEA 1971. S. 175-182

- /8/ BERANEK, I. u.a.
Kernkraftwerksstandorte in der CSSR
A/CONF 49/P 543
- /9/ RICHTER, D., KÖRNER, W.
Strahlenschutzmäßig-hydrogeologische Anforderungen an die Lagerung radioaktiver
Abfälle in der DDR
SZS-Report (in Vorbereitung)
- /10/ Arbeitsschutzanordnung 880
- Errichtung von Kernkraftwerken mit Druckwasserreaktoren -, GB1. Sonderdruck Nr. 682
- /11/ SACHSE, G., JOHANNSEN, K.-H.
Möglichkeiten zur Havarievorkennung und Havarieeindämmung bei der Behälterlagerung
flüssiger radioaktiver Medien
SZS-140 (1972)
- /12/ ADAM, C., KÖRNER, W., RICHTER, D.
Möglichkeiten des Versenkens flüssiger radioaktiver Abfälle in Gesteinsschichten des
tieferen Untergrundes auf dem Territorium der DDR
SZS-140 (1972)
- /13/ SZS/VKB Hydrogeologie
Studie über Vorkommen von Gesteinen bzw. Böden mit Sorptionseigenschaften auf dem Terri-
torium der DDR (1971) (unveröffentlicht)
- /14/ BAETSLE, L.H., Souffriau, I.
Einrichtung von chemischen Barrieren in Aquifers und ihre Bedeutung im Kontaminationsfall
in: Disposal of Radioactive Wastes into the Ground
Vienna: IAEA 1967. S. 229-240
- /15/ BEARD, S.I., GODFREY, W.L.
Abfallbeseitigung im Untergrund in Hanford
in: Disposal of Radioactive Wastes into the Ground
Vienna: IAEA 1967. S. 123-134
- /16/ GODSE, V.B. u.a.
Charakterisierung der Böden in Trombay für die Beseitigung radioaktiver Abfälle
in: Disposal of Radioactive Wastes into the Ground
Vienna: IAEA 1967. S. 301-315
- /17/ INOUE, Y.
Aussagen über die Migration von Radionukliden im Grundwasser des Japanischen Atomenergie-
Forschungsinstituts
in: Disposal of Radioactive Wastes into the Ground
Vienna: IAEA 1967. S. 169-178
- /18/ SPIZYN, V.I., BALUKOVA, V.D.
Untersuchung der Sorption und Migration von Radioisotopen in Böden und Gesteinen
verschiedener Zusammensetzung
in: Disposal of Radioactive Wastes into the Ground
Vienna: IAEA 1967. S. 169-178
- /19/ Methodik der geologischen, hydrogeologischen und physikochemischen Untersuchungen bei der
Suche, Erkundung und Eignungsbeurteilung geologischer Strukturen für die gefahrlose
Endlagerung flüssiger radioaktiver Abfälle.
Arbeitsmaterial der UdSSR-Delegation auf der RGW-Spezialistenberatung zu Fragen der
Beseitigung radioaktiver Abfälle im Untergrund, Moskau, April 1972
- /20/ SPIZYN, V.I., BALUKOVA, V.D.
Untersuchung der Wechselwirkung von Abfällen mit den Bestandteilen der Speicherschicht
und Ausarbeitung von Methoden zur Vorbereitung von Abfällen und Speichern
PIMENOV, M.K.
Untersuchungen und Praxis der unterirdischen Endlagerung flüssiger radioaktiver Abfälle

- KOSTIN, P.P.
Auswahl unterirdischer Speicher für flüssige radioaktive Abfälle
Vorträge auf der 3. Wissenschaftlich-technischen Konferenz des RGW zu Fragen der Bearbeitung und Beseitigung radioaktiver Abfälle, Kolobrzeg/Polen, Oktober 1972
- /21/ DLOUHY, Z.
Bewegung von Radionukliden in der Aerationzone
in: Disposal of radioactive Wastes into the Ground
Vienna: IAEA 1967. S. 241-250
- /22/ DLOUHY, Z.
Mitteilung auf der RGW-Spezialistenberatung zu Fragen der Beseitigung radioaktiver Abfälle im Untergrund, Moskau, April 1972
- /23/ SAAS, A., GRAUBY, A.
Bulletin d'Informations Scientifiques et Techniques du CEA, 151 (1970) 55-65
- /24/ RANCON, D.
Mechanismus der radioaktiven Kontamination in festen undurchlässigen Gesteinen oder Gesteinen sehr geringer Durchlässigkeit
in: Disposal of Radioactive Wastes into the Ground
Vienna: IAEA 1967. S. 179-197
- /25/ FRISSEL, I., POELSTRA, P.
Plant and Soil, 26 (1967) 285-302
Plant and Soil, 27 (1967) 20-32
- /26/ BELIZKI, A.S., ORLOVA, E.I.
Gefährdung des Grundwassers durch radioaktive Kontamination
Moskau: Verlag Medizin 1968
- /27/ THIESS, N.
Untersuchung über die Auswirkungen des Eindringens von radioaktiven Abwasser in den Untergrund
Landesstelle für Gewässerkunde, Karlsruhe 1969
- /28/ BEYER, W., SCHWEIGER, K.-H.
Verhalten von Mineralölen im Boden
in: Schriftenreihen der Bauforschung, Reihe Ingenieur- und Tiefbau Nr. 22
- /29/ MILDE, G., MOLLWEIDE, H.-U.
WWT 20 (1970) 234-237
- /30/ MOLLWEIDE, H.-U.
WWT 22 (1971) 16-19
- /31/ BEYER, W., BRAUNS, F.
Z. angew. Geol. 12 (1966) 599-606
- /32/ BEYER, W.
Z. angew. Geol. 10 (1964) 295-301
- /33/ Geohydrologie, 2. Lehrbrief
TU Dresden, Sektion Wasserwesen
Berlin: Verlag Technik 1971
- /34/ PETSCHEL, M., RICHTER, D.
Diffusionsausbreitung von Radionukliden in Wässern
SZS-Report (in Vorbereitung)
- /35/ BRONSTEIN, I.N., SEMENDJAJEV, K.A.
Taschenbuch der Mathematik
Leipzig: B.G. Teubner 1958. S. 65-66
- /36/ SZS/VEB Hydrogeologie
Studie über Grundlagen hydrogeologischer Begutachtungen (1971) (unveröffentlicht)

- /37/ Berggesetz, GB1. I, Nr. 5 (1969)
1. DB zum Berggesetz, GB1. II, Nr. 40 (1969)
- /38/ Landeskulturgesetz, GB1. I, Nr. 12 (1970)
- /39/ Wassergesetz, GB1. I, Nr. 5 (1963)
1. DB zum Wassergesetz, GB1. II, Nr. 43 (1963)
- /40/ Fachbereichsstandard Hydrogeologie
Projektierung und Dokumentation
TGL 25011, Blatt 1 - 3

Anhang

Zusammenstellung der benutzten Symbole

Symbol	Maßeinheit	Bezeichnung
C_0	ci/l	Aktivitätskonzentration in der Ausgangslösung
C	ci/l	Aktivitätskonzentration in der flüssigen Phase nach Gleichgewichtseinstellung
F	m ²	Durchflußquerschnitt
H	m	Höhe des Grundwasserspiegels
I	-	Grundwassergefälle
k	m/d	Durchlässigkeitbeiwert
K_D	cm ³ /g	Verteilungskoeffizient
l	m	Entfernung
m	g	Trockenmasse
n	-	Porenanteil
n_e	-	entwässerbarer Porenanteil
n'_e	-	effektiver entwässerbarer Porenanteil
Q	m ³ /d	Durchfluß
Q_N	l/s km ² ; m/d	Grundwasserneubildung
Q'	mVal/g	spezifische Sorptionskapazität
t	d	Zeit
V	cm ³	Volumen der flüssigen Phase
v_a	m/d	Abstandsgeschwindigkeit
v'_a	m/d	Abstandsgeschwindigkeit der Radionuklide
v_f	m/d	Filtergeschwindigkeit
v_p	m/d	Porengeschwindigkeit
w	-	Parameter aus dem Wahrscheinlichkeitsintegral
B	d ⁻¹	Sorptionsgeschwindigkeitskonstante
s_r	g/cm ³	Reindichte
s_t	g/cm ³	Trockenrohddichte
ϕ	-	Wahrscheinlichkeitsintegral