

RADIOLOGISCHE BEWERTUNG DER GRUBENWÄSSER-EINLEITUNGEN DES STEINKOHLEBERGBAUS IM BEREICH FOSSA EUGENIANA

RADIOLOGICAL ASSESSMENT OF MINE WATER DISCHARGES FROM HARD COAL MINING IN THE FOSSA EUGENIANA AREA, GERMANY

C. Wanke, S. Ritzel, R. Sachse, R. Michel

Zentrum für Strahlenschutz und Radioökologie, Universität Hannover, Deutschland

Zusammenfassung

Im Bereich der Fossa Eugeniana und des Rheinberger Altrheins führten Einleitungen radiumhaltiger Grubenwässer zu erhöhter Radioaktivität in Gewässersedimenten und hochwasserbeeinflussten Böden. Zur Bewertung der potentiellen Strahlenexposition sind umfangreiche Messungen der Ortsdosisleistung und Untersuchungen von Sedimenten, Böden und Biomaterialien durchgeführt worden. Auf der Grundlage der Berechnungsgrundlagen Bergbau wurde anhand der experimentellen Ergebnisse die mögliche Exposition von Personen der Bevölkerung modelliert. Hierbei wurden sowohl die derzeitige Situation als auch die mögliche zukünftige Entwicklung betrachtet.

Summary

Discharges of radium-carrying mine waters from hard coal mining in the area of the Fossa Eugeniana and the Rheinberger Altrhein in Germany have caused elevated radioactivity in sediments and soils. For the evaluation of the potential radiation exposure comprehensive measurements of the ambient dose rates and investigations of the activity concentrations of river sediments, soils, and biological materials were performed. The potential exposure of members of the public was modeled on the basis of the Berechnungsgrundlagen Bergbau. In the assessment the present situation as well as its possible future development was considered.

Schlüsselwörter Steinkohlebergbau, natürliche Radionuklide, Strahlenexposition

Keywords hard coal mining, natural radionuclides, radiation exposure

1. Einleitung

Beim untertägigen Abbau von Steinkohle können sulfathaltige und chloridhaltige Grundwässer zusammentreffen. Dabei kommt es zur Ausfällung von Bariumsulfat, wobei das in den Wässern gelöste Radium mitgefällt wird. Das Radiumsulfat kann zur Belastung von Gewässern führen, wenn es aus den Gruben abgeleitet wird. Im Bereich der Fossa Eugeniana und des Rheinberger Altrheins in Nordrhein Westfalen wurden solche Belastungen festgestellt, die zu erhöhter Radioaktivität in Gewässersedimenten und hochwasserbeeinflussten Böden geführt haben. Zur Untersuchung und Bewertung dieser Belastungen wurde durch die Universitäten Hannover, Würzburg und Duisburg-Essen unter Federführung der HGN Hydrogeologie GmbH Magdeburg ein Gutachten erstellt [1], in dessen Rahmen die hier vorgestellten Untersuchungen durchgeführt wurden. Dazu wurde in den Jahren 2004 und 2005 nach umfangreicher Kartierung der Ortsdosisleistung und Untersuchungen von Oberflächenwässern, Sedimenten, Böden und Biomaterialien eine Modellierung der potentiellen Strahlenexposition der Bevölkerung nach den Berechnungsgrundlagen Bergbau [2] vorgenommen.

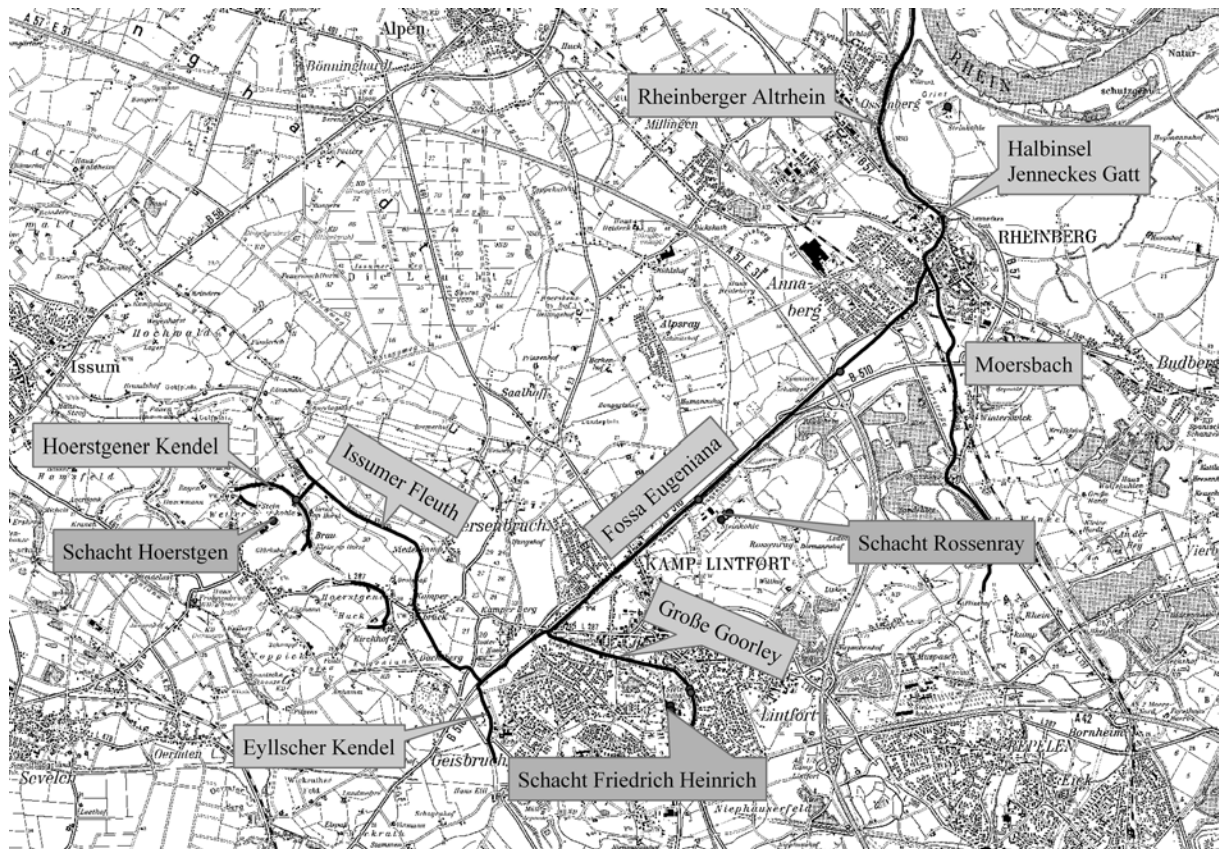


Abbildung 1: Darstellung des Untersuchungsgebietes

2. Experimentelles

Zur Kartierung der Ortsdosisleistung (ODL) wurden insgesamt 6271 Messungen der Umgebungs-Äquivalentdosisleistung $\dot{H}^*(10)$ in 1 m Höhe durch die Universitäten Hannover und Duisburg-Essen durchgeführt. Zum Einsatz kamen Messgeräte der Firma Thermo/ESM vom Typ FH 40 G-L10 und FHZ 672 E-10, die zur Kalibrierung regelmäßig mit Hilfe einer ^{137}Cs -Quelle sowie auf den Referenzmessflächen der Wismut GmbH in Ronneburg überprüft werden. Die Messungen wurden linear entlang der Uferlinien sowie im Raster auf belasteten Flächen durchgeführt.

Schwebstoffbürtige Sedimente wurden als Mischproben im gesamten Gewässerabschnitt entnommen, Bodenproben als Mischproben auf 100 m² großen Teilflächen vergleichbarer ODL in den Gebieten am Rheinberger Altrhein, auf einer Halbinsel am Zufluss von Jenneckes Gatt in den Altrhein und auf einer Weidefläche am Rheinberger Altrhein. Weitere Probenahmen erfolgten am Hoerstgener Kandel, unter einer Straßenbrücke an der Fossa Eugenia sowie in Rheinberg am Altrhein unterhalb eines Spielplatzes. Die Bodenbeprobung erfolgte generell aus dem Tiefenbereich 0-20 cm, am Altrhein für ausgewählte Proben zusätzlich aus der Tiefe 0-10 cm. Die Sedimente wurden bei 105 °C, die Bodenproben bei 50 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet, zerkleinert und homogenisiert.

An Biomaterialien wurden Weidegras, Fische aus belasteten und unbelasteten Gewässern sowie Kleintiere aus einem kontaminierten Bereich untersucht. Die Entnahme von Weidegras erfolgte mit Hilfe eines Balkenmähers in Streifen von ca. 5 m × 1 m. Es wurden über die gesamte Weidefläche etwa 30 Stichproben genommen und zu einer Mischprobe vereinigt. Die Probe wurde gemäß den Messanleitungen [3] getrocknet und verascht. Bei den Proben von

Fisch und Wildtieren wurde das essbare Muskelfleisch zunächst separiert und anschließend verascht.

Die gammaspektrometrischen Untersuchungen der Proben wurden mittels HPGe-Detektoren mit relativen Ansprechvermögen von 30-40 % in 500-ml-Ringschalen oder 80-ml-Petrischalen durchgeführt. Die Gefäße wurden nach Einfüllen der Proben gasdicht versiegelt und zur Einstellung des radioaktiven Gleichgewichtes zwischen ^{222}Rn und seinen Zerfallsprodukten vor der Messung drei Wochen gelagert. Die Kalibrierung der Detektoren erfolgte dichtabhängig mit Präparaten, die mit kalibrierten Multinuklid- bzw. ^{210}Pb -Lösungen markiert wurden. In den Proben wurden die Gehalte an ^{238}U über ^{234}Th und $^{234\text{m}}\text{Pa}$, ^{226}Ra über ^{214}Pb und ^{214}Bi , ^{210}Pb , ^{235}U , ^{228}Ra über ^{228}Ac , ^{228}Th über ^{212}Pb und ^{208}Tl sowie ^{137}Cs und ^{40}K bestimmt. Alle Aktivitätsangaben sind auf Trockenmasse bezogen. Details finden sich in [1].

3. Ergebnisse

Die numerischen Ergebnisse der ODL-Messungen (einschließlich des Beitrages der kosmischen Strahlung) finden sich in [1], eine Aufstellung der statistischen Kennzahlen in Tabelle 1. Für die Bereiche Eyllscher Kendel, Issumer Fleuth, oberer Moersbach sowie Jennekes Gatt ist kein bergbaulicher Einfluss feststellbar. Der arithmetische Mittelwert der ODL von $(81\pm 10)\text{ nSv h}^{-1}$ stimmt gut mit dem natürlichen Hintergrundwert für Nordrhein-Westfalen von 89 nSv h^{-1} , der sich aus dem vom BfS angegebenen Mittelwert der Bodenstrahlung von 59 nSv h^{-1} und dem Beitrag der kosmischen Strahlung von 30 nSv h^{-1} ergibt [4], überein.

Beim Hoerstgener Kendel konnten deutlich der Abschnitt von der Kläranlage bis zum Einleiter mit einem maximalen ODL-Wert von 84 nSv h^{-1} und der Abschnitt nach dem Einleiter Schacht Hoerstgen mit Erhöhung der ODL auf 192 nSv h^{-1} unterschieden werden. Der höchste Wert direkt am Ufer wurde nach der Einleitung mit 370 nSv h^{-1} bestimmt. Auf einer Fläche rechts der Einleitstelle am Hoerstgener Kendel wurde eine deutlich erhöhte ODL mit einem Maximalwert von 764 nSv h^{-1} festgestellt, die durch Aushubmassen verursacht wurde, die im Rahmen der Gewässerunterhaltung anfielen und inzwischen beseitigt wurden.

Im Oberlauf der Fossa Eugenia bis zur Schachanlage Rossenray war die ODL mit einem Maximalwert von 160 nSv h^{-1} relativ niedrig. In der Einleitstelle Rossenray, die nicht zugänglich ist, wurde eine ODL von ca. 1000 nSv h^{-1} ermittelt. Der höchste Messwert an der Fossa Eugenia betrug 816 nSv h^{-1} in der Nähe dieser Einleitstelle. An einer Straßenbrücke stromabwärts wurden Ortsdosisleistungen von ca. 400 nSv h^{-1} gemessen. Auch diese Kontaminationen wurden durch Sofortmaßnahmen beseitigt. Insgesamt war die Situation an der Fossa Eugenia charakterisiert durch weitgehend unbelastete Uferabschnitte mit einzelnen kleinräumigen Kontaminationen. Dieser Befund ist plausibel, da durch das Kanalprofil des Gewässers wenig ausgeprägte Sedimentationsflächen im Uferbereich existieren.

Am Unteren Moersbach lagen alle Messwerte unter 100 nSv h^{-1} . Hinter einer Kanalschleuse in Richtung Jennekes Gatt wurden an einzelnen Sedimentationsstellen ODL bis zu 277 nSv h^{-1} , auf der Landzunge am Zufluss von Jennekes Gatt maximal 430 nSv h^{-1} gemessen.

Das Gebiet des Rheinberger Altrheins wurde mit 1076 Punkten auf Flächen links und 3606 Punkten rechts des Gewässers erfasst. In Abbildung 2 sind die Messwerte als Häufigkeitsverteilung dargestellt. Der Modus bei 150 nSv h^{-1} charakterisiert Messpunkte, die nicht oder nur wenig von den Einleitungen des Steinkohlenbergbaus beeinflusst sind. Der Modus zwischen

200 und 420 nSv h⁻¹ kennzeichnet die mittlere, durch die Einleitungen des Steinkohlenbergbaus erhöhte ODL. Die Anzahl der Messwerte ist allerdings kein Maß für die Flächengrößen, da das Messraster im Bereich erhöhter ODL-Werte (>300 nSv h⁻¹) verdichtet wurde. Für dieses Gebiet sind die Bereiche in einem mit Betretungsverbot belegten Naturschutzgebiet am rechten Ufer des Altrheins von den Flächen am linken Ufer zu unterscheiden. Im Naturschutzgebiet wurde eine flächenhafte Kontamination vorgefunden, auf der Ortsdosisleistungen über 300 nSv h⁻¹ gemessen wurden. Die Flächengröße beträgt etwa 8000 m². Die räumliche Verteilung der ODL war dabei inhomogen, es wurden einige „Hotspots“ gefunden, an denen die ODL mit bis zu 430 nSv h⁻¹ deutlich höher war als in der Umgebung. Das Gebiet am linken Ufer zeigt generell niedrigere ODL-Werte, für die eine logarithmische Normalverteilung mit einem Erwartungswert von 231 nSv h⁻¹ nicht abgelehnt werden kann.

Bei einer Weide am Altrhein war lediglich die Uferlinie, nicht aber die eigentliche Weidefläche von den Einleitungen des Bergbaus beeinflusst. Zusätzlich wurden vier Spielplätze in Rheinberg vermessen. Sie zeigten keinerlei Auffälligkeiten gegenüber den natürlichen Hintergrundwerten.

Tabelle 1: Statistische Kennzahlen der ODL-Messungen am untersuchten Gewässersystem.

	Anzahl der Messungen	Geom. Mittelwert	Geom. Standardabweichung	Minimum	75. Perzentil	Maximum
		nSv h ⁻¹		nSv h ⁻¹	nSv h ⁻¹	nSv h ⁻¹
Hoerstgener Kendel	277	143	1,68	68	184	764
Große Goorley	85	100	1,38	73	103	275
Fossa Eugeniana	479	132	1,54	46	181	816
Unterer Moersbach	43	117	1,51	76	171	277
Halbinsel Jenneckes Gatt	147	274	1,29	101	317	485
Altrhein	4682	257	1,40	99	327	431
Weide	58	118	1,07	100	123	137
Uferbereich Weide	29	276	1,25	182	335	393
Unbeeinflusste Gebiete	189	79	1,14	60	87	107

Die jeweiligen Messergebnisse der Boden- wie auch der Biomaterialproben finden sich in [1]. Die im Gesamtgebiet am Rheinberger Altrhein genommenen Proben (0-20 cm) wiesen ²²⁶Ra-Aktivitäten von 35-1495 Bq kg⁻¹ auf, es wurden also unbelastete wie auch belastete Teilflächen beprobt. Bei der Weide am Altrhein wies der Uferbereich für ²²⁶Ra eine spezifische Aktivität von 945 Bq kg⁻¹ (0-20 cm) auf und zeigte somit eine ähnliche Beeinflussung wie das Naturschutzgebiet am Altrhein. Die Weidefläche selbst war hingegen unauffällig. Die auf ausgewählten Teilflächen aus dem Tiefenbereich 0-10 cm entnommenen Proben enthielten ²²⁶Ra-Aktivitäten von 183-1576 Bq kg⁻¹. Dabei zeigte sich die Korrelation $A(^{226}\text{Ra}, 0-10 \text{ cm}) = 1,23 A(^{226}\text{Ra}, 0-20 \text{ cm}) - 4,7$ ($R^2 = 0,92$). Analoge Korrelationen wurden für die weiteren dosisrelevanten Nuklide ²¹⁰Pb, ²²⁸Ra und ²²⁸Th beobachtet.

Sowohl ²²⁸Ra als auch ²¹⁰Pb sind deutlich mit ²²⁶Ra korreliert. ²¹⁰Pb und ²²⁶Ra befinden sich im radioaktiven Ungleichgewicht mit einem $A(^{210}\text{Pb})/A(^{226}\text{Ra})$ -Verhältnis von etwa 0,4-0,5. ²¹⁰Pb ist also nach der Sedimentation von ²²⁶Ra noch nicht nachgewachsen. Die daraus berechneten Alter der Bodenschichten liegen zwischen 10 und 45 Jahren [1]. Der Zusammenhang ²¹⁰Pb-²²⁶Ra ist in Abbildung 3 dargestellt. Mit den Proben aus dem Altrheingebiet ver-

gleichbar sind die Proben, die auf der Halbinsel am Zufluss von Jennekes Gatt genommen wurden.

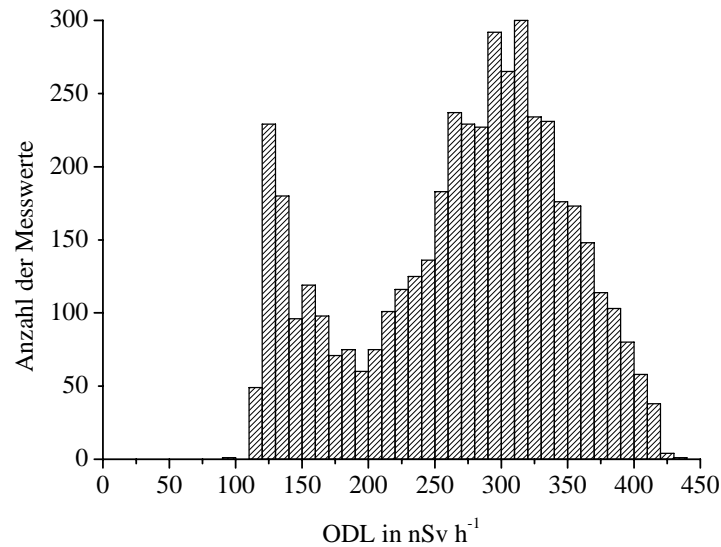


Abbildung 2: Verteilung der ODL-Messwerte am Rheinberger Altrhein

Die unter der Straßenbrücke genommenen Proben unterscheiden sich deutlich von allen anderen. Die Gehalte an ^{226}Ra sind mit etwa 2500 Bq kg^{-1} wesentlich höher, die Verhältnisse $A(^{210}\text{Pb})/A(^{226}\text{Ra})$ sowie $\text{ODL}/A(^{226}\text{Ra})$ deutlich niedriger als in den Proben vom Altrhein und aus den übrigen Gebieten. Es handelte sich hier um wesentlich jüngere Sedimentationen, die aber nur eine relativ dünne Schicht von wenigen Zentimetern auf einem Betonuntergrund bildeten. Daher zeigen sie nicht eine zu den hohen ^{226}Ra -Gehalten korrespondierende ODL, wie sie in den übrigen Gebieten (Abbildung 3) beobachtet wird. Die $A(^{210}\text{Pb})/A(^{226}\text{Ra})$ Verhältnisse der Bodenproben vom Hoerstgener Kendel waren gegenüber den anderen Gebieten deutlich erhöht und lassen auf ein höheres Alter der Ablagerungen schließen.

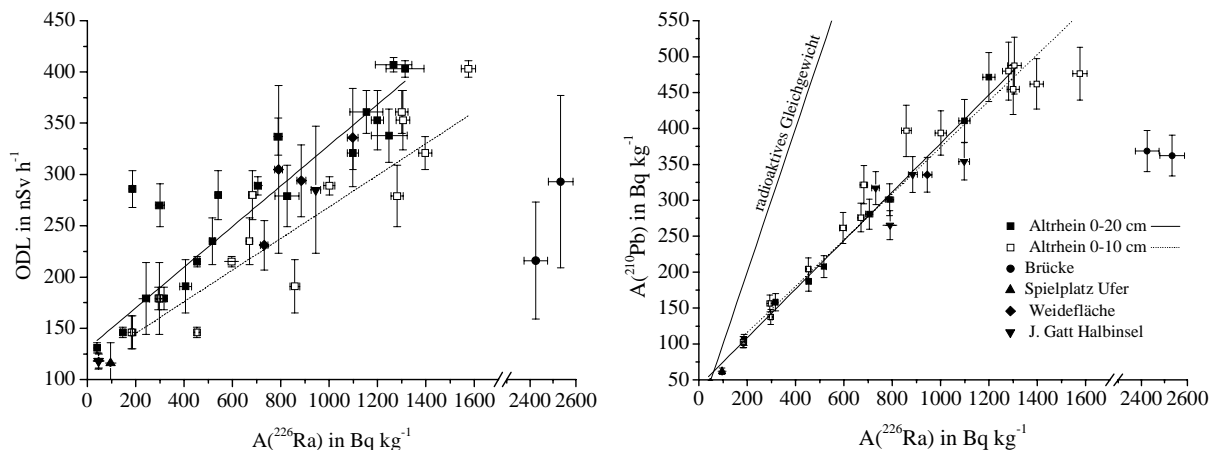


Abbildung 3: Zusammenhang zwischen ODL (links) bzw. ^{210}Pb (rechts) und ^{226}Ra

Für die Bestimmung der Ingestionsdosen wurden außerdem Proben von Weidegras, Fisch und Nutrias untersucht. Das Weidegras zeigte Aktivitäten, die im Bereich des für Niedersachsen ermittelten Hintergrundes [5] liegen. Die Fischproben aus der Fossa Eugeniana, dem Altrhein sowie bergbaulich unbeeinflussten Referenzgewässern unterschieden sich im Rahmen der Messgenauigkeit nicht. Vielfach lagen die Ergebnisse unterhalb der Erkennungsgrenzen. Für

die Modellierung wurden konservativ die erreichten Nachweisgrenzen angesetzt. Im Nutria-fleisch wurden deutlich erhöhte Werte für ^{226}Ra und ^{228}Th gefunden, die allerdings vermutlich auf Reste von Knochenmaterial im Muskelfleisch zurückzuführen sind.

4. Modellierung

Für die Modellierung der Strahlenexpositionen wurde nach den Berechnungsgrundlagen Bergbau [2] vorgegangen. Obwohl diese für die Hinterlassenschaften des Uranbergbaus in Sachsen und Thüringen konzipiert sind, konnten sie auch sinnvoll auf die Folgen des Steinkohlebergbaus in Nordrhein-Westfalen angewendet werden.

Die Berechnungsgrundlagen sehen vor, die Strahlenexposition für Referenzpersonen an den ungünstigsten Einwirkungsstellen zu ermitteln, wobei nur die tatsächlich relevanten Expositionsszenarien und -pfade zu berücksichtigen sind. Abweichend von den BerGBergbau wurde jedoch der Aufenthalt in einem Naturschutzgebiet, das mit einem Betretungsverbot belegt ist, berücksichtigt, da dieses von Personen der Bevölkerung gelegentlich ignoriert wird. Es werden daher für die Referenzpersonen die Szenarien „Aufenthalt im erlaubten Gebiet“ und „Aufenthalt im Gesamtgebiet“ unterschieden. Als abdeckende Referenzpersonen wurde der „angelnde Kleingärtner mit Familie“ gewählt, für den ein Aufenthalt von 1000 h pro Jahr am Rheinberger Altrhein mit Exposition durch Direktstrahlung, Direktinhalation von Boden und Staubinhalation, Milch- und Fleischverzehr von auf einer Weidefläche am Rheinberger Altrhein gehaltenen Kühen, Verzehr von Fisch aus dem Rheinberger Altrhein und Verzehr von aus Kleingärten gewonnenen Nahrungsmitteln berücksichtigt wurden. Dabei wurde unterstellt, dass das Vieh zu 100 % mit Altrheinwasser getränkt und die Weidefläche sowie der Kleingarten zu 100 % mit Altrheinwasser beregnet werden. Der Anteil der lokal erzeugten Lebensmittel an der Gesamtnahrung wurde mit 25 % angenommen.

Die verwendeten Eingabedaten für den „Aufenthalt am Rheinberger Altrhein“ wurden für das erlaubte und das gesamte Gebiet auf unterschiedliche Weise ermittelt: Im Gesamtgebiet wurden für eine konservativere Modellierung die gemessenen Höchstwerte für die einzelnen Nuklide verwendet. Der verwendete ODL-Wert ergab sich als Mittelung über den höchsten „Hotspot“ und seine unmittelbar angrenzenden Werte. Im erlaubten Gebiet wurde für eine realistischere Modellierung der Erwartungswert der ODL verwendet, aus dem über die ermittelten Korrelationen zwischen ODL und der spezifischen ^{226}Ra -Aktivität die Gehalte an den anderen Nukliden im Boden berechnet wurden. Die Hintergrundwerte wurden, soweit keine standortspezifischen Daten im Rahmen des Gutachtens ermittelt wurden, den BerGBergbau [2] entnommen. Die Hintergrundwerte wurden auch für die Modellierung des Verzehrs von Nahrungsmitteln aus dem Kleingarten verwendet, da diese sich nicht in bergbaulich beeinflussten Gebieten befinden. Lagen experimentelle Werte unter den Hintergrundwerten der BerGBergbau, so wurden sie bei der Modellierung auf diese Hintergrundwerte angehoben.

Die Modellierung wurde für die derzeitige Situation und als Prognose für die Zukunft durchgeführt, wobei konservativ die Einstellung eines radioaktiven Gleichgewichtes zwischen ^{226}Ra und seinen Zerfallsprodukten sowie der Zerfall von ^{228}Ra und ^{228}Th angenommen wurden. In [1] wird zusätzlich die weitere Sedimentation mit einer Erhöhung der Aktivitäten von Radium und seinen Zerfallsprodukten um 40 % diskutiert. Die Modellierungen wurden sowohl ohne Abzug des natürlichen Hintergrundes als auch mit Untergrundabzug vorgenommen. Die verwendeten Eingabedaten für die derzeitige Situation zeigt Tabelle 2.

Tabelle 2: Eingabedaten für die Modellierung. Kursive Werte nach BerGBergbau

Szenario	Kompartiment	ODL	^{238}U , ^{234}U	^{230}Th	^{226}Ra	^{210}Pb , ^{210}Po	^{235}U , ^{231}Pa , ^{227}Ac	^{232}Th	^{228}Ra	^{228}Th
			nSv/h	Bq kg ⁻¹						
Erlaubtes Gebiet	Boden ¹	230	50	50	700	340	2	45	65	75
	Boden ²		50	50	200	109	2	45	57	59
Gesamtes Gebiet	Boden ¹	410	55	55	1.580	710	2,2	45	180	210
	Boden ²		50	50	200	109	2	45	57	59
alle	Boden ³		50	50	50	50	2	45	45	45
	Wasser		0,1	0,1	0,03	0,01	0,04	0,1	0,009	0,1
	Gras		0,133	0,133	0,239	1,324	0,004	0,245	0,245	0,104
	Fisch		0,179	0,179	0,022	0,22	0,047	0,076	0,076	0,013
Hintergrund	Boden	81	50	50	50	50	2	40	40	40
	Wasser		0,013	0,002	0,003	0,007	0,001	0,001	0,007	0,003

¹ Boden für Inhalation/Ingestion, ² Boden für Weidefläche, ³ Kleingarten

Bei Modellierung ohne Hintergrundabzug wird der Richtwert von 1 mSv a⁻¹ bereits heute im erlaubten Gebiet überschritten. Nach Abzug der Hintergrundwerte wird der Richtwert derzeit nicht mehr erreicht (Abbildung 4). Die höchste Exposition ergibt sich für den Aufenthalt im Gesamtgebiet für die Altersgruppe >1-≤2 a mit 0,91 mSv a⁻¹. Diese ist zu 90 % auf den Aufenthalt am Rheinberger Altrhein und insbesondere die anzunehmende Direktinhalation von Boden zurückzuführen, die für diese Altersgruppe generell den höchsten Beitrag zur Exposition darstellt und in diesem Szenario mit 0,59 mSv a⁻¹ bereits 65 % der Dosis ausmacht. Für alle anderen Altersgruppen sind die effektiven Dosen deutlich geringer. Berücksichtigt man – entgegen den BerGBergbau – Unsicherheiten der in die Berechnung eingehenden Parameter, so ergibt sich für die Altersgruppe >1-≤2 a für die derzeitige Situation im gesamten Gebiet ein Wertebereich der Strahlenexposition von 0,74-0,99 mSv a⁻¹ [1].

Für alle Altersgruppen bleibt bei ausschließlichem Aufenthalt im erlaubten Gebiet die bergbaubedingte Strahlenexposition auch in Zukunft unterhalb des Richtwertes von 1 mSv a⁻¹. Bei Aufenthalt im Naturschutzgebiet wird der Richtwert in der Zukunft möglicherweise überschritten. Je nach Modellannahme beträgt die potentielle Exposition 1,2 - 1,3 mSv a⁻¹. Dabei liegt in beiden Fällen die Exposition durch den Aufenthalt am Altrhein bereits oberhalb von 1 mSv a⁻¹. Die Situation ist daher in Zukunft weiter zu beobachten und gegebenenfalls Maßnahmen zu ergreifen.

5. Literaturverzeichnis

- [1] R. Gellermann, R. Michel, W.-U. Müller, J. Wiegand, T. Gindrig, P. Janssen, S. Kautz, D. Kehrer, U. Kraus, K. Leopold, T. Litschke, A. Müller, K. Nickstadt, S. Ritzel, J. Rosenbaum-Mertens, R. Sachse, C. Wanke, S. Werr, „Radiologische Bewertung der Grubenwässer-Einleitungen des Steinkohlebergbaus im Bereich Fossa Eugenia“ - Abschlussbericht sowie Kurzfassung des Abschlussberichtes. LINEG, Kamp Lintfort, 2006

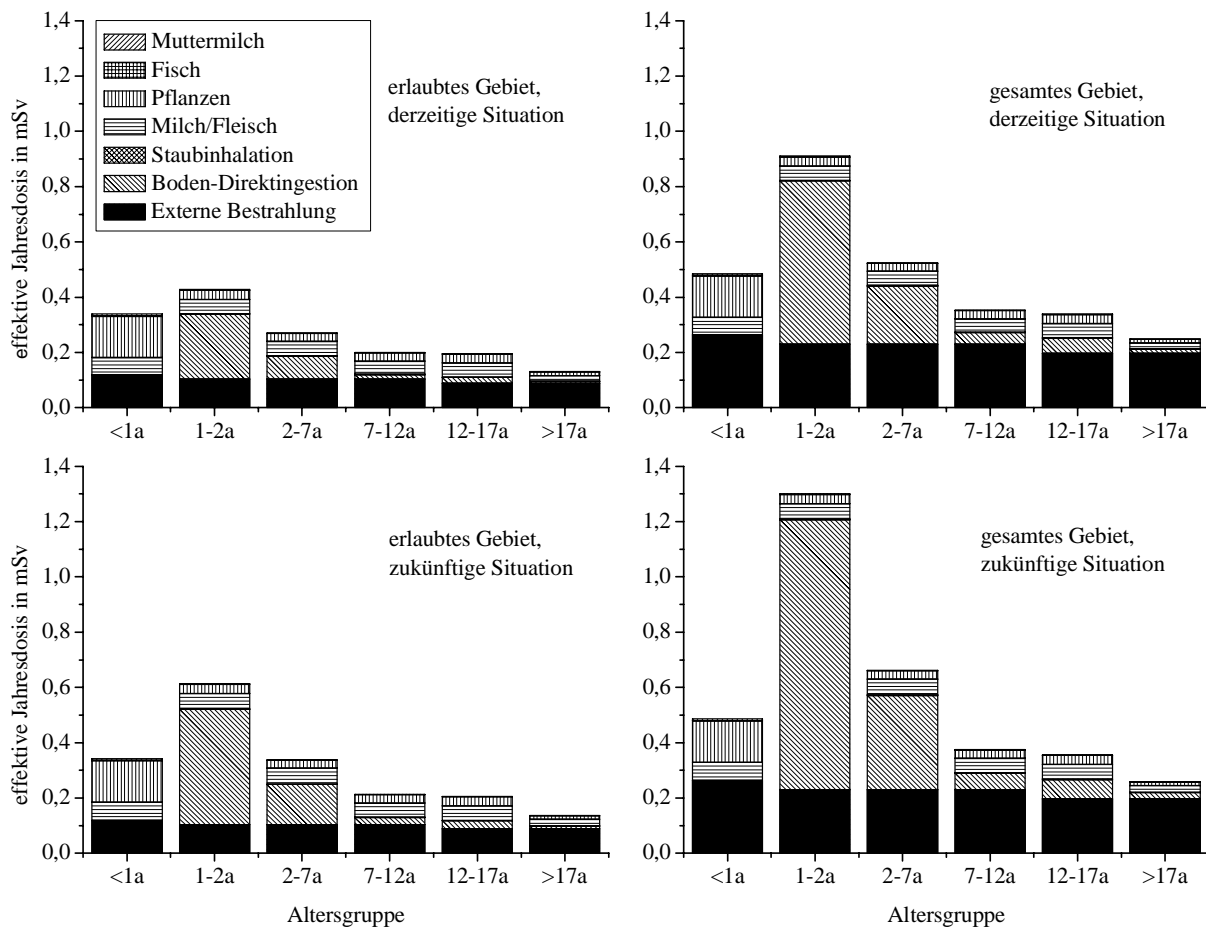


Abbildung 4: Potentielle Strahlenexpositionen der Referenzpersonen bei den verschiedenen Szenarien

- [2] BMU, Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen-Bergbau), Empfehlung der Strahlenschutzkommission, verabschiedet in der 155. Sitzung der Strahlenschutzkommission am 02./03.07.1998, durch BMU und BfS überarbeitete Fassung, Stand 30.07.1999
- [3] BMU (Hrsg.), Messanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt und zur Erfassung radioaktiver Emissionen aus kerntechnischen Anlagen - Loseblattsammlung. Elsevier, München, 2006
- [4] J.-W. Vahlbruch, R. Sachse, S. Harb, D. Jakob, R. Michel, W.-U. Müller, J. Schabronath, D. Düputell, „Untersuchungen zur Strahlenexposition durch natürliche Radionuklide aus dem Steinkohlebergbau in der Vorflut“ in: R. Michel, M. Täschner, A. Bayer (Hrsg.), Praxis des Strahlenschutzes: -Messen, Modellieren, Dokumentieren-, Tagungsband der 34. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz e.V., Kloster Seon, 21.-25. April 2002, 227-234, TÜV-Verlag, Köln, 2002
- [5] J.-W. Vahlbruch, „Über den Transfer von natürlichen Radionukliden in terrestrischen Ökosystemen und die realistische Modellierung der natürlichen Strahlenexposition in Norddeutschland“. Dissertation, Universität Hannover, 2004