Natürliche Radionuklide in der Umwelt – Vorkommen, anthropogene Einflüsse und radiologische Relevanz in ausgewählten Bergbaugebieten Deutschlands

Von der Naturwissenschaftlichen Fakultät der
Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover
zur Erlangung des Grades
Doktor der Naturwissenschaften
(Dr. rer. nat.)
genehmigte Dissertation
von

DIPL.-CHEM. STEFAN RITZEL

geboren am 6. November 1975 in Lich

2008

Referentin: Frau Prof. Dr. Carla Vogt
Korreferent: Herr Prof. Dr. Rolf Michel
Tag der Promotion: 03.12.2008

Kurzzusammenfassung

Ziel der vorliegenden Arbeit war es, repräsentative Daten zum Vorkommen und zur Verteilung natürlicher Radionuklide in ausgewählten bergbaulich beeinflussten Regionen des Steinkohlenbergbaus sowie des ehemaligen Uranbergbaus in Deutschland zusammenzustellen und auszuwerten, um damit einen Beitrag zu einem besseren Verständnis des Verhaltens dieser Nuklide in terrestrischen Ökosystemen zu leisten.

Die aufbereiteten Daten sollten anschließend zu einer realistischen Ermittlung der Strahlenexposition der Bevölkerung in den Untersuchungsgebieten durch natürliche Radionuklide unter Verwendung probabilistischer Methoden und der Modelle der Berechnungsgrundlagen Bergbau herangezogen werden.

Zur Erreichung dieser Zielstellung wurden die bei der Mitwirkung an den Forschungsprojekten „Schadstoffuntersuchungen nach dem Hochwasser vom August 2002 – Verlagerung natürlicher Radionuklide“ sowie die im Rahmen des Gutachtens „Radiologische Bewertung der Grubenwässer – Einleitungen des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus im Bereich Fossa Eugeniana“ erzielten Ergebnisse ausgewertet und die zur Schätzung von Strahlenexpositionen relevanten Daten zum Vorkommen und zur Verteilung von natürlichen Radionukliden entsprechend aufbereitet.

Für die Gebiete der Hinterlassenschaften des ehemaligen Uranbergbaus in Sachsen wurden zudem die zur Verfügung gestellten Abschlussberichte zum Projekt „Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung von bergbaulichen Altlasten“ (Altlastenkataster), insbesondere für die 13 im Rahmen des Flutfolgenprojektes ausgewählten Verdachtsflächen sowie für das Seitenprojekt „Radionuklidbelastung von Sedimenten und Auenböden“ ausgewertet und ebenfalls für die o.g. Zielstellung aufbereitet.

Im Ergebnis der Auswertung können für die hier untersuchten bergbaulich beeinflussten Gebiete repräsentative Werte der Gehalte natürlicher Radionuklide in den Umweltkompartimenten Gewässersediment, Boden, Oberflächenwasser, Grundwasser, Trinkwasser und Biomaterial angegeben sowie deren Verteilung abgeschätzt werden.

Mithilfe von Monte-Carlo-Simulationen wurden für die Untersuchungsgebiete Erwartungswert und Schwankungsbreite der Strahlenexposition über einzelne Expositionspfade sowie insgesamt ermittelt. Dabei wurden alle relevanten Expositionspfade berücksichtigt, wobei für die modellierten Parameter nicht Punktschätzer, sondern auf Verteilungen basierende Erwartungswerte mit den dazugehörigen Varianzen angenommen wurden. Durch diesen probabilistischen Ansatz konnte die Schwankungsbreite der natürlichen Strahlenexposition für ausgewählte Gebiete des ehemaligen Uranbergbaus in Sachsen sowie für die durch Ableitungen des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus beeinflussten Gebiete ermittelt und mit nationalen und internationalen Mittelwerten verglichen werden.

Diese Arbeit leistet damit einen Beitrag zu der von der internationalen Strahlenschutzkommission (ICRP) empfohlenen und mit den Euratom-Richtlinien in den Mitgliedsstaaten inzwischen in nationales Recht umgesetzten Forderung nach einer realistischen Ermittlung der Strahlenexposition durch natürliche Radionuklide.

Schlagworte

Strahlenexposition, natürliche Radionuklide, Hinterlassenschaften, Uranbergbau, Steinkohlenbergbau

Abstract

The main goal of the investigations described in this work was to assemble and evaluate data to the occurence and distribution of natural radionuclides in selected areas of the hard coal mining, as well as in the former uranium mining areas in Germany, to improve the knowledge about the behaviour of these nuclides in terrestrial ecosystems.

Afterwards the evaluated data should be used for the realistic estimation of the radiation exposure due to natural radionuclides in the investigation areas by using probabilistic methods and the models of the German calculation basis for determination of the radiation exposure in mining areas (Berechnungsgrundlagen Bergbau).

For reaching this goal, the results of the research-project “displacement of pollutants during the river Elbe flood in August 2002” as well as the results of the expertise “radiological assessment of mine waters - discharges of the hard coal mining in the lower Rhine area to the Fossa Eugeniana” was evaluated and the data concerning the occurence and distribution of natural radionuclides, as relevant for the determination of the radiation exposure due to this nuclides, was extracted.

To account for the areas affected by the former uranium mining and milling activities in Saxony, the final reports of the project “radiological acquisition, investigation and assessment of mining legacies – legacy register” (Altlastenkataster) were evaluated. In particular 13 potentially affected areas (Verdachtsflächen) defined in this project were evaluated together with the results of the side-project “radionuclides in sediments and alluvial soils” to extract data for the determination of the radiation exposure due to natural radionuclides in this areas.

As a result of the evaluations performed in this work representative values for the concentrations of natural radionuclide in the environmental compartments sediment, soil, surface water, ground water, drinking water and biomaterials as well as their distribution were derived for the different investigation areas.

The expectation values and variabilities of the radiation exposure due to natural radionuclides for each relevant exposure path and the total exposure were investigated using Monte-Carlo-techniques. This was done by assuming for each parameter of the model a distribution of values described by an expectation value and a variance instead of using only a point estimator. With this approach, the variability of the radiation exposure due to natural radionuclides was calculated for selected areas of the former uranium mining in Saxony, as well as for the areas affected by the discharges of hard coal mining at the lower Rhine and afterwards compared with national and international mean values.

Consequently, this work makes a contribution to the realistic determination of the radiation exposure due to natural radionuclides as recommended by the International Commission for Radiation Protection (ICRP) and as demanded by the Euratom-directive 96/29 to be implemented in national laws.

Keywords

radiation exposure, natural radionuclides, legacies, uranium mining, hard coal mining

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung ... 9

1.1 Uranbergbau 11
1.1.1 Ableitungen des Uranbergbaus in die Vorfluter 11
1.1.2 Bergbaubedingte Radionuklidbelastung von Sedimenten und Auenböden 12
1.1.3 Verlagerung natürlicher Radionuklide durch Hochwasser 13

1.2 Altlasten 15
1.2.1 Radiologische Erfassung und Bewertung der Altlasten des Uranbergbaus 15
1.2.2 Die Verdachtsfläche Lengenfeld 18

1.3 Arbeiten 20
1.3.1 Steinkohlenbergbau am Niederrhein 20

2. Die Strahlenexposition des Menschen ... 23

2.1 Strahlenexposition durch natürliche Strahlungsfelder 24
2.1.1 Strahlenexposition durch die Pedosphäre 25
2.1.2 Strahlenexposition durch die Hydrosphäre 30
2.1.3 Strahlenexposition durch die Atmosphäre 31

2.2 Rechtliche Grundlagen bei der Bewertung von Strahlenexpositionen 38
2.2.1 Internationale Richtlinien und Empfehlungen 38
2.2.2 Deutsches Strahlenschutzrecht 44
2.2.3 Nationale Richtlinien und Empfehlungen 51

2.3 Strahlenexposition durch Tätigkeiten 52

2.4 Strahlenexposition durch Arbeiten 53

2.5 Schätzung von Strahlenexposition 54
2.5.1 Schätzung der Strahlenexposition durch radioökologische Modellierung 54
2.5.2 Methodik nach UNSCEAR 56
2.5.3 Methodik des BfS für den Parlamentsbericht 60

3. Aufgabenstellung ... 63

4. Experimenteller Teil ... 65

4.1 Vorbereitung der Geländekampagnen 66
4.1.1 Flutfolgenprojekt 66
4.1.2 Gutachten „Fossa Eugeniana“ 66

4.2 Probenahme und Probenvorbereitung 68
4.2.1 Sedimente 68
4.2.2 Böden 69
4.2.3 Oberflächen- und Grundwässer 70
4.2.4 Biomaterialien 72

4.3 Vorortmessungen 74
4.3.1 Feldanalytik 74
4.3.2 ODL-Messungen 74

4.4 Gammaspektrometrische Untersuchungen 76
4.4.1 Aufbau der Messsysteme 76
4.4.2 Detektorabschirmung und Nulleffekt 77
4.4.3 Energiekalibrierung 79
4.4.4 Halbwertsbreitenkalibrierung 79
4.4.5 Nachweiswahrscheinlichkeit 80

4.4.6 Herstellung von Kalibrierstandards 81
4.4.7 Selbstabsorptionskorrektionen 83
4.4.8 Summationskorrektionen 88
4.4.9 Bestimmte Radionuklide und Messverfahren 89
4.4.10 Berechnung der charakteristischen Grenzen 90

4.5 Weitere Laboruntersuchungen 97
4.5.1 Schwermetalle und Arsen 97
4.5.2 Toxikologie 97

4.6 Qualitätssicherung 98
4.6.1 ODL-Messungen 98
4.6.2 Kernspektrometrie 99

5. Ergebnisse und Diskussion 103

5.1 Allgemeines 104
5.1.1 Bestimmung von statistischen Parametern der Messdaten 104
5.1.2 Schätzung von Verteilungsparametern bei Normal- und Lognormalverteilungen 107
5.1.3 Entscheidungskriterien für die Beurteilung von Gewässersedimenten 112
5.1.4 Korngrößeneffekte 112
5.1.5 Bewertungskriterien für bergbauliche Altlasten 113

5.2 Freiberger, Zwickauer und Vereinigte Mulde 115
5.2.1 Geogener Hintergrund 115
5.2.2 Radionuklidkonzentrationen in Gewässersedimenten 116
5.2.3 Radionuklidkonzentrationen in Auenböden 126
5.2.4 Radionuklidkonzentrationen in urbanen Gebieten 131
5.2.5 Zusammenfassende Bewertung für das Muldesystem 132

5.3 Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus 134
5.3.1 Geogener Hintergrund 135
5.3.2 Ortsdosisleistung 145
5.3.3 Radionuklidkonzentrationen in Gewässersedimenten 148
5.3.4 Radionuklidkonzentrationen in Böden 156
5.3.5 Radionuklidkonzentrationen in Grund- und Oberflächenwässern 160
5.3.6 Radionuklidkonzentrationen in Biomaterialien 166
5.3.7 Transferfaktoren 170
5.3.8 Radonkonzentrationen im Freien 175
5.3.9 Zusammenfassende Bewertung für die Gebiete des ehemaligen Uranbergbaus 177

5.4 Sonderuntersuchung in der Verdachtsfläche Lengenfeld 180
5.4.1 Ortsdosisleistung 182
5.4.2 Radionuklidkonzentrationen in Gewässersedimenten 191
5.4.3 Radionuklidkonzentrationen in Böden 197
5.4.4 Radionuklidkonzentrationen in Grund- und Oberflächenwässern 201
5.4.5 Radionuklidkonzentrationen in Biomaterialien 204
5.4.6 Sicherheitsrelevante Konsequenzen 204
5.4.7 Zusammenfassende Bewertung für die Verdachtsfläche Lengenfeld 205

5.5 Steinkohlenbergbau am Niederrhein 207
5.5.1 Geogener Hintergrund 207
5.5.2 Ortsdosisleistung 209
5.5.3 Radionuklidkonzentrationen in Gewässersedimenten 224
5.5.4 Radionuklidkonzentrationen in Böden 230
5.5.5 Korrelation zwischen ODL und spezifischer Aktivität im Oberboden 241
5.5.6 Radionuklidkonzentrationen in Grund- und Trinkwässern 247
5.5.7 Radionuklidkonzentrationen in Oberflächenwässern 251
5.5.8 Radionuklidkonzentrationen in Biomaterialien 254
5.5.9 Radon-Exhalation 256

5.5.10 Zusammenfassende Bewertung für die Gebiete des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus 258

6. Diskussion der geo- und radiochemischen Aspekte 261

6.1 Umweltchemie der natürlichen Radionuklide 262
6.1.1 Uran 262
6.1.2 Radium 267
6.1.3 Thorium 268
6.1.4 Kalium 268

6.2 Radioaktive Gleich- und Ungleichgewichte 270
6.2.1 Die Uran-Radium-Zerfallsreihe 270
6.2.2 Die Thorium-Zerfallsreihe 271
6.2.3 Beurteilung des bergbaulichen Einflusses 271
6.2.4 Bergbaulicher Einfluss im Muldesystem 272
6.2.5 Bergbaulicher Einfluss in den Verdachtsflächen 274
6.2.6 Bergbaulicher Einfluss am Niederrhein 277

7. Modellierung von Strahlenexpositionen 279

7.1 Allgemeines 280
7.1.1 Modelle zur Berechnung von Strahlenexpositionen 280
7.1.2 Monte-Carlo-Simulation mit CRYSTAL BALL® 283

7.2 Dosis durch externe Bestrahlung 285
7.2.1 Allgemeines 285
7.2.2 Berechnung der externen Dosis 286
7.2.3 Parameter und Abschätzung von Verteilungen 286
7.2.4 Deutschland und seine Bundesländer 288
7.2.5 Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus 290
7.2.6 Gebiete des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus 293
7.2.7 Zusammenfassende Bewertung des Expositionspfades externe Bestrahlung 296

7.3 Dosis durch Direktingestion von Boden 298
7.3.1 Berechnung der Dosis durch Direktingestion 298
7.3.2 Parameter und Abschätzung von Verteilungen 299
7.3.3 Deutschland und seine Bundesländer 301
7.3.4 Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus 303
7.3.5 Gebiete des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus 306
7.3.6 Zusammenfassende Bewertung des Expositionspfades Ingestion von Boden 313

7.4 Dosis durch Ingestion von Nahrungsmitteln 315
7.4.1 Berechnung der Ingestionsdosis durch Nahrungsmittel 315
7.4.2 Parameter und Abschätzung von Verteilungen 316
7.4.3 Berechnung der spezifischen Aktivität in Lebensmitteln über Transferfaktoren 318
7.4.4 Deutschland und seine Bundesländer 322
7.4.5 Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus 327
7.4.6 Gebiete des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus 331
7.4.7 Zusammenfassende Bewertung des Expositionspfades Ingestion von Nahrung 333

7.5 Dosis durch Inhalation von Radon und seinen Folgeprodukten 336
7.5.1 Berechnung der ^{222}Rn-Inhalationsdosis 336
7.5.2 Parameter und Abschätzung von Verteilungen 337
7.5.3 Ausschlusskriterien für die Berechnung der ^{222}Rn-Inhalationsdosis 338
7.5.4 Deutschland und seine Bundesländer 341
7.5.5 Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus 344
7.5.6 Gebiete des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus 345
7.5.7 Zusammenfassende Bewertung des Expositionspfades Inhalation von Radon 347

7.6 Dosis durch Inhalation von Staub 349
7.6.1 Berechnung der Inhalationsdosis durch Staub 349
7.6.2 Parameter und Abschätzung von Verteilungen 350
7.6.3 Deutschland und seine Bundesländer 351
7.6.4 Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus 352
7.6.5 Gebiete des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus 353
7.6.6 Zusammenfassende Bewertung des Expositionspfades Inhalation von Staub 355

7.7 Gesamte effektive Jahresdosis 356
7.7.1 Allgemeine Tendenzen 356
7.7.2 Deutschland und seine Bundesländer 357
7.7.3 Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus 359
7.7.4 Gebiete des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus 364
7.7.5 Anteile der Expositionspfade an der gesamten jährlichen Strahlenexposition 367
7.7.6 Zusammenfassende Bewertung der gesamten jährlichen Strahlenexposition 370

8. Zusammenfassung und Ausblick 373

8.1 Zusammenfassung 373

8.2 Ausblick 378

9. Danksagung 379

10. Literatur 381

11. Anhang 399

11.1 Abkürzungsverzeichnis 399

11.2 Abbildungsverzeichnis 400

11.3 Tabellenverzeichnis 407

1. Einleitung

Die Radionuklide der Uran- und Thoriumzerfallsreihe sind aufgrund ihres natürlichen Vorkommens in der Erdkruste auch in unserer Umwelt allgegenwärtig und damit stets in unserer Atemluft, Trinkwasser und Lebensmitteln vorhanden. Im weltweiten Mittel ist der größte Anteil der Strahlenexposition des Menschen auf natürliche Radionuklide zurückzuführen. Der altersgewichtete Mittelwert der weltweiten effektiven Jahresdosis durch natürliche Strahlenquellen kann nach Angabe der Internationalen Strahlenschutzkommission (ICRP) mit 2,4 mSv a^{-1}angenommen werden, wobei die Spannweite in den einzelnen Ländern einen Bereich von 1–10 mSv a^{-1}abdeckt [UNS00]. Die Höhe der Strahlenexposition durch natürliche Radionuklide ist innerhalb vieler Länder auch regional sehr unterschiedlich. Eine wesentliche Ursache dafür ist die starke Variation der Gehalte der natürlichen Radionuklide Uran und Thorium im geogenen Untergrund sowie das bergmännische Zutagefördern dieser Metalle zu ihrer Gewinnung selbst oder als Begleitelement. Diese anthropogen erhöhten Strahlenexpositionen können zudem durch natürliche Einflüsse, wie z.B. durch Erosionsprozesse infolge von Hochwasserereignissen, zusätzlich erhöht werden.

An dieser Stelle setzte die gemeinsame Arbeit des Zentrums für Strahlenschutz und Radioökologie (ZSR) der Leibniz Universität Hannover zusammen mit der Universität Hamburg am BMBF-Ad-hoc-Projekt „Schadstoffuntersuchungen nach dem Hochwasser vom August 2002 – Ermittlung der Gefährdungspotentiale an Elbe und Mulde“ an [Gel04]. Im Rahmen des Teilprojektes 3.9 „Verlagerung natürlicher Radionuklide“ wurde in den Jahren 2003–2004 versucht, die durch die Flutereignisse verursachten Verlagerungen natürlicher und anthropogener Radionuklide im Gesamtsystem der Mulde und in den Gebieten des ehemaligen Uranbergbaus in Sachsen zu erfassen und aus radiologischer Sicht zu bewerten [Knö04]. Dazu wurden an ausgewählten Punkten Gewässersedimente entnommen und analysiert.

Die Ergebnisse des Verbundprojektes wurden im Jahr 2004 durch eigene Untersuchungen zu den radiologischen Verhältnissen in der im Sächsischen Vogtland gelegenen Gemeinde Lengenfeld ergänzt, welche infolge einer Havarie der dortigen industriellen Absetzanlage besonders durch die Hinterlassenschaften des ehemaligen Uranbergbaus beeinflusst ist. Im Untersuchungsgebiet wurde dazu eine umfassende Kartierung der Ortsdosisleistung auf den für die Strahlenexposition der ortsansässigen Bevölkerung relevanten Flächen sowie eine Entnahme von Sediment und Bodenproben durchgeführt.

In den Jahren 2004–2006 befasste sich das ZSR weiterhin mit den radiologischen Auswirkungen des Steinkohlenbergbaus auf die Bevölkerung am Niederrhein. Im Rahmen der Mitwirkung an einem Gutachten für die Deutsche Steinkohle AG wurde eine weitreichende Erfassung und radiologische Bewertung von Auswirkungen der Einleitungen von Grubenwässern aus dem Steinkohlenbergbau in die Fossa Eugeniana durchgeführt [HGN05] [HGN06]. Dazu wurden die durch die Grubenwässer verursachten erhöhten Ortsdosisleistungen im Gelände kartiert und dargestellt sowie Proben der für die Strahlenexposition der ortsansässigen Bevölkerung relevanten Kompartimente Oberflächenwasser, Grundwasser, Boden, Sediment und Biomaterial entnommen und analysiert.

Außerdem stellen die von den Behörden bereitgestellten Ergebnisse aus dem Projekt „Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten“ (Altlastenkataster) eine wesentliche Datengrundlage für die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführte Modellierung von Strahlenexpositionen dar [Ett01] [ALASKA]. Diese werden

ergänzt durch Ergebnisse der Projekte „Die Schwermetallsituation im Muldesystem“ [Beu99] und „Radionuklidbelastung von Sedimenten und Auenböden“ [GRS96].

Aufgrund der verschiedenartigen Ansätze und der Komplexität der für diese Arbeit zugrunde gelegten Untersuchungen, wird in diesem Kapitel eine kurze Zusammenfassung von Zielstellung und Ergebnissen der o.g. Projekte gegeben.

1.1 Uranbergbau

Nach der deutschen Wiedervereinigung im Jahre 1989/1990 existierten in den Bundesländern Sachsen und Thüringen noch sieben aktive Uranbergbau- und zwei Aufbereitungsbetriebe der ehemaligen Betreibergesellschaft SDAG Wismut. Gemäß den Festlegungen im Einigungsvertrag wurden diese Betriebe anschließend zur Wismut GmbH zusammengeführt, deren Zielstellung in der Stilllegung der noch in Betrieb befindlichen Anlagen, der Beseitigung der bergbaulichen Hinterlassenschaften und der Sanierung der Betriebsflächen insbesondere nach Strahlenschutzgesichtspunkten besteht.

Strahlenschutzprobleme waren zudem auch mit den bis zum Anfang der 60er Jahre stillgelegten Uranerzbergbau- und Aufbereitungsanlagen verbunden, die sich zum Zeitpunkt der Wiedervereinigung nicht mehr in der Zuständigkeit der Wismut GmbH befanden, aber öffentlich zugänglich waren und teilweise inzwischen anderweitig genutzt wurden.

Zusätzlich musste in den genannten Gebieten als Folge des seit dem Mittelalter im Erzgebirge betriebenen Erz- und Kohlenbergbaus von einer Erhöhung der natürlicherweise vorhandenen Umweltradioaktivität ausgegangen werden, da durch den historischen Bergbau die gleichen oder ähnliche geologische Formationen wie durch den Uranerzbergbau genutzt wurden.

Die gemeinsame Problematik bei der Berurteilung der radiologischen Situtation in den genannten Bergbaugebieten ist die Tatsache, dass die vorhandenen Kontaminationen vielfach in einer Zeit entstanden sind, in der noch keine Rechtsvorschriften des Strahlenschutzes existierten oder diese nicht beachtet wurden. Deshalb kann den gebotenen Anforderungen des Strahlenschutzes in vielen Fällen nur nachträglich durch Sanierungsmaßnahmen und Nutzungseinschränkungen entsprochen werden.

Umfangreiche Erläuterungen zu Geschichte der SAG/SGAD Wismut während der Phase des aktiven Uranbergbaus in der ehemaligen DDR sowie zur Sanierung der Hinterlassenschaften des Uranbergbaus in Sachsen und Thüringen nach der Wiedervereinigung Deutschlands durch die Wismut GmbH befinden sich in der inzwischenn öffenlich zugänglichen „Chronik der Wismut“ [Wis02].

1.1.1 Ableitungen des Uranbergbaus in die Vorfluter

Die Ergebnisse früherer Projekte zur Schwermetallsituation im Muldesystem bildeten eine wichtige Grundlage für die Interpretation der im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Untersuchungen zur Verlagerung natürlicher Radionuklide im Muldesystem durch die Flutereignisse im August 2002, auf die in Kapitel 5.2 und 5.3.3 näher eingegangen wird.

Als linksseitiger Nebenfluss der Elbe ist die Mulde das zentrale Abflusssystem des mittleren und westlichen Erzgebirges nach Norden. Sie gilt wegen der verschiedenartigen bergbaulichen Einflüsse als der größte Schwermetalleinträger in die Elbe und damit auch in die Nordsee. Das Einzugsgebiet der Mulde besteht in der südlichen Hälfte aus zwei großen Teilsystemen der Zwickauer Mulde im Westen und der Freiberger Mulde im Osten, die nach dem Zusammenfluss in der Ortschaft Sermuth südlich von Grimma wird der Fluss als Mulde, oder im amtlichen Sprachgebrauch als „Vereinigte Mulde“ bezeichnet.

Da in der Vergangenheit systematische Untersuchungen zur Beurteilung der Schwermetallsituation des Flusssystems „Mulde“ vollständig fehlten, wurde nach der Wiedervereinigung Deutschlands vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) aus diesem Anlass ein entsprechendes Forschungsprojekt initiiert. Im Rahmen des gemeinsamen Projekts

„Die Schwermetallsituation im Muldesystem“ der TU Bergakademie Freiberg und der Universität Hamburg wurde zu diesem Zweck in der Zeit vom Oktober 1991 bis Mai 1993 das System der Freiberger, Zwickauer und Vereinigten Mulde umfassend untersucht [Beu99].

Wie erwartet erwies sich das Muldesystem als Haupteinträger von Schwermetallen geogenen und anthropogenen Ursprungs in die Elbe. Die stark erhöhte Schwermetallfracht ergibt sich als Konsequenz aus der Entwässerung von intensiv betriebenen Bergbau- und Hüttenregionen und stark besiedelten Industrieregionen. Auf der Basis des im Rahmen des Projektes erhobenen Datenmaterials konnten die Verursachergruppen kommunale und kleinindustrielle Abwässer, Buntmetallbergbau und Buntmetallverhüttung (Freiberger Mulde), Uranbergbau und Nickelverhüttung (Zwickauer Mulde) sowie die versauerten Böden der Nadelwaldmonokulturen im Erzgebirge herausgearbeitet werden. Bei der Analyse einzelner Schadstoffe stellte sich heraus, dass das gesamte Muldesystem extrem mit Cadmium und stark bis sehr stark mit Arsen belastet ist. Die Zwickauer Mulde ist zudem sehr stark mit Uran belastet. Des Weiteren besteht in der Freiberger Hüttenregion eine extrem starke Belastung mit Blei. Wie das Projekt weiter zeigte, wirkt der Muldestausee als Flussklärwerk und hält bis zu 80 % der Schwermetallionen in seinem Sediment zurück. Die Untersuchungen ließen außerdem weiteren Bedarf an Sanierungsmaßnahmen, insbesondere zur Beherrschung der diffusen Einträge aus Halden, Bergwerken und Anlagen der Erzaufarbeitung (industrielle Absetzanlagen) erkennen.

In geringerem Umfang wurde im Rahmen des Projektes auch der Eintrag von natürlichen Radionukliden in das Einzugsgebiet der Zwickauer und Vereinigten Mulde untersucht, welcher durch die Uranerzlagerstätten und die Bergbauaktivitäten der ehemaligen SAG/SDAG Wismut im Westerzgebirge verursacht wurde. Dazu wurden im Untersuchungszeitraum Sedimente der Freiberger, Zwickauer und Vereinigten Mulde sowie einiger kleiner Vorfluter, über die Grubenwässer, Prozesswässer und Sickerwässer in die Mulden gelangen, gammaspektrometrisch analysiert. Auf die damals an den Hauptprobenahmestellen des Muldesystems bestimmten spezifischen Aktivitäten von Nukliden der Uran- und Thoriumzerfallsreihe wird bei der Diskussion eigener Ergebnisse in Kapitel 5.2 näher eingegangen.

1.1.2 Bergbaubedingte Radionuklidbelastung von Sedimenten und Auenböden

Die Ergebnisse früherer Projekte zur Ermittlung der Radionuklidbelastung von Sedimenten und Auenböden stellen ebenfalls eine wichtige Grundlage zur Interpretation der im Rahmen dieser Arbeit gewonnenen Messdaten dar. Insbesondere für die Beurteilung der im Muldesystem durchgeführten Untersuchungen zur Verlagerung natürlicher Radionuklide durch die Flutereignisse im August 2002 (Kapitel 5.2) sind diese von entscheidender Bedeutung. Eine Zusammenfassung der Messergebnisse für die spezifischen Aktivitäten natürlicher Radionuklide in Auenböden wird in Kapitel 5.2.3 gegeben. Zudem wird bei der Abschätzung der Strahlenexpositionen durch den Aufenthalt auf Auenböden des Muldesystems in Kapitel 7 auf diese Daten zurückgegriffen.

Im Rahmen des Projektes „Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten“ (Altlastenkataster) wurde ein externes Teilprojekt mit der Zielstellung der großräumigen Gewinnung von Daten zur Konzentration natürlicher Radionuklide in Sedimenten und Auenböden ausgeschrieben. Die Messdaten sollten in erster Linie zur Quantifizierung der Auswirkungen des ehemaligen Uranbergbaus in Sachsen und Thüringen auf die Vorfluter dienen. Zu diesem Zweck wurde die Fa. Beak Consultants GmbH in den Jahren 1994–1995 unter Führung der Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit

mbH (GRS) beauftragt, das Projekt „Radionuklidbelastung von Sedimenten und Auenböden“ durchzuführen [GRS96].

Im Abschlussbericht zum Projekt wird eine übersichtsmäßige Zusammenfassung über die Konzentrationen natürlicher Radionuklide in Sedimenten und Auenböden der Elbe und deren Vorfluter aus dem Erzgebirge (Muldesystem), dem östlichen Thüringer Wald und dem Harz gegeben. Zudem wurden gezielt Flüsse untersucht, in deren Einzugsgebiet es keinen nennenswerten oder gar keinen Uranbergbau gab, um daraus Aussagen zu den Hintergrundwerten verschiedener geologischer Einheiten ableiten zu können. Mit einer Gesamtanzahl von 972 Sediment- und 1.039 Bodenproben sind die Messdaten für die Untersuchungsgebiete hinreichend repräsentativ, um generelle Trends und Tendenzen zu erkennen. Dazu wurden die Messergebnisse zunächst in einer Datenbank aufbereitet, um die wesentlichen Gesetzmäßigkeiten der Verteilung natürlicher Radionuklide im Untersuchungsgebiet zu analysieren.

Die Ergebnisse zu den Sedimenten und Auenböden der Flüsse Zwickauer Mulde, Vereinigte Mulde und Weiße Elster zeigten, dass diese sowohl in Bezug auf die geochemischen Hintergrundwerte als auch in Bezug auf die Richtwerte der Strahlenschutzkommission (SSK) erheblich mit Nukliden der Uran-Radium-Zerfallsreihe belastet sind [SSK91–93]. Diese Kontaminationen können anhand von spezifischen Aktivitäten in Auenböden im Verlauf der unteren Elbe von der Einmündung der Mulde bis hin nach Hamburg verfolgt werden. Wie weiter gezeigt wurde, können die Nuklidkonzentrationen in den Sedimenten und Auenböden der anderen Gewässer im Rahmen der von der SSK gesetzten Richtwerte im Wesentlichen als nicht relevant bezeichnet werden.

Als Ursache der gefundenen Belastungen kommen vor allem der Uranbergbau und die chemische Aufarbeitung von Uranerzen in Betracht. Als wesentliche Quellen der Belastungen sind dabei die Bergbaugebiete Schlema-Alberoda, Seelingstädt, Ronneburg und Schneckenstein sowie die Uranerzaufbereitungsanlagen Crossen und Lengenfeld zu nennen. Die hier gefundenen Konzentrationen können nicht über geogene Quellen oder natürliche Anreicherungen erklärt werden. Inwieweit Quellen aus dem historischen Bergbau dazu beitragen, konnte aufgrund der durchgeführten Untersuchungen nicht geklärt werden.

Die im Rahmen des Projektes untersuchten, als stark kontaminiert eingestuften Auenböden der Zwickauer und Vereinigten Mulde sind von besonderer radiologischer Relevanz, da diese landwirtschaftlich sowie anderweitig genutzt werden und damit zu einer zusätzlichen Strahlenexposition der Bevölkerung beitragen können.

1.1.3 Verlagerung natürlicher Radionuklide durch Hochwasser

Die bei der Mitwirkung am Teilprojekt 3.9 des Verbundprojektes „Schadstoffuntersuchungen nach dem Hochwasser vom August 2002 – Ermittlung der Gefährdungspotentiale an Elbe und Mulde“, im Folgenden kurz „Flutfolgenprojekt“ genannt, erzielten Ergebnisse stellen einen wesentlichen Beitrag zu dieser Arbeit dar. Deshalb soll in diesem Kapitel kurz auf Motivation und Zielstellung des Flutfolgenprojektes eingegangen werden.

Bei dem Flutfolgenprojekt handelte es sich um ein vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) initiiertes und finanziertes Ad-hoc-Projekt mit einer Laufzeit von einem Jahr [Gel04]. Das Arbeitspaket 3.9 „Verlagerung natürlicher Radionuklide“ war dem Teilprojekt 3 „Ermittlung des Schadstoffpotentials in Elbe und Mulde“ zugeordnet und wurde in den Jahren 2003–2004 vom Zentrum für Strahlenschutz und Radioökologie der Leibniz Universität Hannover in Zusammenarbeit mit dem Institut für Anorganische und Angewandte

Chemie der Universität Hamburg durchgeführt. Die Ergebnisse des Arbeitspaketes wurden inzwischen im Abschlussbericht zum Gesamtprojekt [Knö04] sowie in der Zeitschrift Acta Hydrochimica et Hydrobiologica [Mic05] veröffentlicht. Ein umfassender Abschlussbericht liegt in Form einer unveröffentlichten Monographie vor [Rit06].

Motivation für das Flutfolgenprojekt waren die Folgen für den von den Starkregenfällen im August 2002 besonders stark betroffenen sächsischen Erzgebirgsraum und die ihn entwässernden Flusssysteme. Dabei kam es im Bereich der Freiberger und Zwickauer Mulde zu massiven Abspülungen schadstoffbelasteter Sedimente sowie ufernah abgelagerter Materialien wie Bergbau- und Schlackehalden, Deponien und kontaminierter Böden, die flussabwärts transportiert und auf Überflutungsflächen abgelagert wurden. Weitere Einträge von Arsen und Schwermetallen entstanden aufgrund der extremen Beaufschlagung der Grubensysteme mit Niederschlagswasser. In mindestens einem Fall kam es nach Dammbruch einer industriellen Absetzanlage zur Abspülung und Verfrachtung von Aufbereitungsrückständen des Uranbergbaus.

Ziel des Arbeitspaketes 3.9 war es, die durch die Flutereignisse verursachten Verlagerungen natürlicher und anthropogener Radionuklide im Gesamtsystem der Mulde sowie in den Gebieten des ehemaligen Uranbergbaus zu erfassen und aus radiologischer Sicht zu bewerten. Hierzu sollten die Nuklidverteilungen in den Sedimenten der großen Vorfluter des Muldesystems erfasst und anhand von radioaktiven Ungleichgewichten der eingetragenen Materialien bewertet werden. Einen besonderen Schwerpunkt bildete dabei die Erfassung und Bewertung von Tailingsabspülungen im Bereich des Lenkteiches in Lengenfeld (vgl. Kapitel 5.4). Aus den gewonnenen Ergebnissen sollte unter Heranziehung von Fremddaten zur Situation vor der Flut eine retrospektive Bewertung der Hochwasserwirkungen abgeleitet werden. Von besonderer Bedeutung waren dabei die im Rahmen der Projekte „Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten“ (vgl. Kapitel 1.2.1) und „Die Schwermetallsituation im Muldesystem“ (vgl. Kapitel 1.1.1) gewonnenen Erkenntnisse [Ett01] [Beu99].

Auf die Ergebnisse der Untersuchungen zur Verlagerung natürlicher Radionuklide im Muldesystem, gegliedert nach signifikanten Veränderungen der Konzentrationen in den Sedimenten der Freiberger, Zwickauer und Vereinigten Mulde, wird in Kapitel 5.2.2 ausführlich eingegangen.

Da bei den Untersuchungen zur Verlagerung natürlicher Radionuklide in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus keine signifikanten Veränderungen beobachtet wurden, wird für die Diskussion dieser Ergebnisse auf den Abschlussbericht zum Flutfolgenprojekt [Knö04] verwiesen. In den Verdachtsflächen Mechelgrün-Zobes und Zwickau-Oberrothenbach, die in der Vergangenheit starken Umbau- und Sanierungsmaßnahmen unterworfen waren, ist es dagegen zu deutlichen Veränderungen gekommen, die in Kapitel 5.3.3 detailliert diskutiert werden. Auf die Ergebnisse zur Verlagerung natürlicher Radionuklide in der Verdachtsfläche Lengenfeld, welche ebenfalls Gegenstand von im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Sonderuntersuchungen war, wird in Kapitel 5.4 bzw. 5.4.2 näher eingegangen.

1.2 Altlasten

1.2.1 Radiologische Erfassung und Bewertung der Altlasten des Uranbergbaus

Auf Grundlage der rechtlichen Verpflichtung des Bundes nach § 11, Absatz 8 des Gesetzes zum vorsorgenden Schutz der Bevölkerung gegen Strahlenbelastung (Strahlenschutzvorsorgegesetz – StrVG) zur Ermittlung der bergbaubedingten Umweltradioaktivität wurde ab 1991 mit einer umfassenden Untersuchung der Altlasten des ehemaligen Uranbergbaus begonnen. Das vom Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) durchgeführte Projekt „Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten“, im Folgenden kurz „Altlastenkataster“ genannt, hatte das Ziel, die bergbaulichen Objekte und Flächen in den betroffenen Bundesländern Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen zu identifizieren, bei denen aus Gründen des vorsorgenden Strahlenschutzes Sanierungsmaßnahmen oder Nutzungseinschränkungen in Erwägung zu ziehen sind. Mit den gewonnen Daten und Informationen sollte zudem eine qualifizierte Grundlage zur Beantwortung von radioökologischen Fragestellungen für die betroffenen Gebiete geschaffen werden [Ett01] [Bie96] [ALASKA].

Nach dem Ausschlussprinzip wurden dabei zunächst alle Gebiete des ehemaligen Uranbergbaus betrachtet und im Folgenden diejenigen Flächen und Objekte identifiziert, bei denen aus Strahlenschutzgründen keine Sanierungsmaßnahmen und Nutzungseinschränkungen notwendig sind. Ein Schwerpunkt lastete dabei auf der Identifikation von Objekten und Flächen, von denen vergleichsweise hohe Strahlenexpositionen für Personen der allgemeinen Bevölkerung ausgehen können. Da radioaktiv kontaminierte Altlasten aus dem Uranbergbau in vieler Hinsicht mit konventionellen Altlasten vergleichbar sind, orientierte sich das Konzept für die Untersuchungen zum Altlastenkataster an derartigen Vorkenntnissen [LAG91]. Das Projekt wurde als Stufenprogramm mit zunehmender Untersuchungstiefe durchgeführt, welche es gestattet, radiologisch weniger bedeutsame Hinterlassenschaften frühzeitig zu erkennen und damit die Untersuchungen auf jene Standorte zu konzentrieren, für die ein hinreichender Kontaminationsverdacht existiert. Im Wesentlichen gliederten sich die Untersuchungen zum Altlastenkatater in die folgenden drei Teilprojekte:

1. **Erfassung** (1991–1993)
   Definition und Erfassung der Basisdaten für Flächen, bei denen bergbaubedingt oder wegen einer erhöhten Ortsdosisleistung mit erhöhter Strahlenexposition zu rechnen ist, die sogenannten Verdachtsflächen (VF).

2. **Verifikation** (1991–1993)
   Durchführung von Vor-Ort-Inspektionen und flächendeckenden ODL-Messungen zur Identifikation von möglichen Expositionsschwerpunkten sowie Erstbewertung der Objekte auf Grundlage der vorhandenen ODL-Messdaten.

3. **Messungen** (1994–1998)
   Vertiefende Untersuchungen der als „möglicherweise radiologisch relevant“ eingestuften bergbaulichen Objekte zur Ermittlung der erforderlichen Daten für die abschließende Bewertung. Dazu wurden Proben der Kompartimente Boden, Sediment, Oberflächenwasser, Grundwasser sowie Biomaterialien entnommen und untersucht.

In **Teilprojekt 1** wurden zunächst die zum damaligen Zeitpunkt verfügbaren Daten zum Untersuchungsgebiet ausgewertet, wie z.B. Dokumentationen über geologische Erkundungsarbeiten, den Uranbergbau und die Uranerzaufbereitung sowie Aerogammamessungen aus früheren Überfliegungen. Zur Festlegung von Art, Umfang und Methoden der erforderlichen Untersuchungen für die radiologische Bewertung wurden in ausgewählten Gebieten, wie z.B. dem durch Rückstände der Uranerzaufbereitung aus den 40er und 50er Jahren charakterisierten Standort Lengenfeld (VF 09), Pilotprojekte durchgeführt. Auf Grundlage der vorhandenen Daten und Aerogammamessungen konnte gezeigt werden, dass im Untersuchungsgebiet keine flächendeckenden radioaktiven Kontaminationen vorkommen und daher große Teile von weiteren Untersuchungen auszuklammern waren. Insgesamt wurden dadurch in der ersten Phase in den Bundesländern Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen 34 Verdachtsflächen von insgesamt 1.500 km^2 definiert.

Aus der Zielstellung des Altlastenkatasters ergab sich in **Teilprojekt 2** die Notwendigkeit, die im ersten Projektteil erfassten Daten der unterschiedlichen Objekte und Flächen zu kategorisieren und in den Gruppen Aufbereitungsanlage, industrielle Absetzanlage, Halde, Schurf, Stollen, Schacht, Restloch und allgemeine Anlage zusammenzuführen. Die anschließenden Feldarbeiten auf ausgewählten Objekten wurden ebenfalls auf der Basis von standardisierten Erfassungsverfahren durchgeführt. Die Kartierung der Gammaortsdosisleistung wurde dabei vorrangig mit dem Ziel der radiologischen Erstbewertung der einzelnen bergbaulichen Objekte durchgeführt. Das Grundprinzip der, an die Empfehlungen der Strahlenschutzkommission, angelehnten Bewertung der bergbaulichen Hinterlassenschaften war es, dass Sanierungsmaßnahmen nicht gerechtfertigt sind, wenn eine radiologische Situation vorliegt, die im Bereich der natürlich vorkommenden Schwankungen liegt [SSK91–03]. Als Indikator für eine von den normalen natürlichen Verhältnissen abweichende Situtation wurde im Projekt ein Wert der Gammaortsdosisleistung von > 170 nSv h^{-1} gewählt, welcher natürlicherweise nur dort auftreten kann, wo geologische Formationen (z.B. Granit) mit überdurchschnittlichen Urankonzentrationen oberflächennah anstehen. Dieser Wert entspricht, bei durchschnittlichen Kaliumgehalten und Konzentrationen für Nuklide der Thoriumzerfallsreihe, einer spezifischen Aktivität von etwa 200 Bq kg^{-1} ^{226}Ra im Oberboden, unter Annahme eines radioaktiven Gleichgewichtes zwischen ^{226}Ra und seinen Tochternukliden. Mit diesen Kriterien konnte bei der Erstbewertung von bergbaulichen Hinterlassenschaften in Phase 2 entschieden werden, ob im klassifizierten Objekt ein Überschreiten des Dosisrichtwertes von 1 mSv a^{-1} und damit die Notwendigkeit von Sanierungsmaßnahmen oder Nutzungseinschränkungen ausgeschlossen werden kann. Im Rahmen des zweiten Teilprojektes wurde auch das Datenbanksystem A.LAS.KA. (Altlastenkataster) zur statistischen, graphischen und tabellarischen Auswertung der Kenndaten der klassifizierten Objekte entwickelt.

Ziel der Untersuchungen in **Teilprojekt 3** war es, die im Ergebnis der Erstbewertung als „möglicherweise radiologisch relevant“ eingestuften bergbaulichen Objekte durch weiterführende Untersuchungen abschließend bewerten zu können. Neben der Analyse von kontaminierten Böden und Oberflächenwässern wurden in Phase 3 auch Sedimente und Auenböden von Flüssen und Bächen untersucht, die durch den Uranbergbau beeinflusst worden sind. Ebenso wurden Analysen von Schacht- und Stollenwässern durchgeführt, da diese häufig für die Trinkwasserversorgung genutzt werden. Die Messpunkte zur Beprobung der Oberflächen-, Sicker- und Grundwässer wurden dabei nach Möglickeit im Anstrom und

im Abstrom der bergbaulichen Objekte angeordnet, wobei die Beprobung der Wässer in zwei Zyklen erfolgte, um jahreszeitlich bedingte Veränderungen beurteilen zu können. Zusätzlich wurden die Abschlussberichte durch Ergebnisse externer Untersuchungen zur bergbaubedingten Strahlenexposition der Bevölkerung durch Radon in der bodennahen Atmosphäre ergänzt. Um die bergbaubedingte Strahlenexposition über den Ingestionspfad beurteilen zu können, wurden im Einzelfall ebenfalls Biomaterialien aus der menschlichen Nahrungskette beprobt und untersucht. In einem externen Projekt [GRS96] wurden etwa 1.400 zusätzliche Sedimentproben untersucht mit dem Ziel festzustellen, ob durch die Ableitungen oder Freisetzungen von Radionukliden aus dem Bergbau auch Sedimente und Auenböden in größerer Entfernung von den klassischen Uranbergbaugebieten kontaminiert wurden (vgl. Kapitel 1.1.2). Im Rahmen des dritten Teilprojektes wurde außerdem das neue Datenbanksystem „Fachinformationssystem bergbaubedingte Umweltradioaktivität“ (FbU) entwickelt, welches die Datenbank A.LAS.KA einschließt und insgesamt eine erweiterte Auswertung, Bewertung und Darstellung der Projektergebnisse zulässt.

Die Messergebnisse des dritten Teilprojektes zeigen, dass stark erhöhte spezifische Aktivitäten natürlicher Radionuklide von einigen kBq kg^{-1} bevorzugt in den Vorflutern des Uranerzbergbaus und der Uranerzaufbereitung auftreten und damit auf die Sedimente der Zwickauer Mulde und der Weißen Elster beschränkt bleiben. Im Gegensatz dazu treten erhöhte Konzentrationen in Auenböden auch noch in größerer Entfernung von den Bergbaugebieten auf, wobei im Verlauf der unteren Elbe Einzelwerte von bis zu 1 kBq kg^{-1} gefunden wurden. Bei Annahme realistischer Aufenthaltszeiten auf Ufersedimenten ergeben sich aber in allen Fällen externe Strahlenexpositionen, die weit unterhalb des Richtwertes von 1 mSv a^{-1} liegen. Diese Aussage gilt nicht für die Auen der kleineren Vorfluter, die sich im unmittelbaren Abstrombereich von industriellen Absetzanlagen (z.B. Lengenfeld, Gottesberg-Schneckenstein) befinden, an denen in der Vergangenheit Dammbrüche auftraten und die deshalb einer gesonderten Betrachtung bedürfen.

Für die untersuchten Trinkwässer lassen sich wegen der großen Spannweite der gemessenen Radionuklidkonzentrationen keine allgemeinen Aussagen ableiten. Bei Anwendung des von der SSK empfohlenen Dosisrichtwertes von 0,5 mSv a^{-1} für bergbaulich beeinflusste Trinkwässer und unter Verwendung der in den Berechnungsgrundlagen Bergbau [BMU99] festgelegten Verzehrsmengen und Dosisfaktoren ergibt sich nur für 37 von 165 Stollenwässern eine Überschreitung und damit die Notwendigkeit für weitere standortspezifische Prüfungen [SSK91b] [SSK93].

Die Ergebnisse der Messungen von Radon in bodennaher Atmosphäre zeigen, dass nur ca. 5 % der berücksichtigten 6.300 Objekte das Potential haben, in ihrer Umgebung bergbaubedingte Radonkonzentrationen von > 5 Bq m^{-3} hervorzurufen, womit bei den übrigen Objekten das Ausschlusskriterium für eine Berücksichtigung der Radonexposition nach den Berechnungsgrundlagen Bergbau – Teil Radon angewendet werden kann [BMU99a].

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die im Rahmen des Altlastenkatasters festgestellten bergbaulichen Kontaminationen in den Verdachtsflächen, welche sich vom natürlichen Strahlungsuntergrund unterscheiden, nur räumlich begrenzt vorkommen und auch in ihrer Höhe begrenzt sind. Bergbaubedingte radioaktive Kontaminationen, die aus der Sicht des Strahlenschutzes zu beachten sind und für die Sanierungsmaßnahmen erforderlich sein könnten, wurden vor allem dort gefunden, wo Materialien aus der Erzaufbereitung abgelagert und in industriellen Absetzanlagen deponiert worden sind. Für eine gemessen an der

Gesamtzahl von 4.100 relativ kleine Gruppe von 800 bergbaulichen Objekten (20 %) weisen die Ergebnisse darauf hin, dass von ihnen Strahlenexpositionen für Personen der allgemeinen Bevölkerung von > 1 mSv a^{-1} ausgehen können. Die Entscheidung über die Notwendigkeit einer Sanierung dieser radiologisch relevanten Objekte obliegt den zuständigen Landesbehörden und setzt eine weitere standortspezifische Prüfung für jeden Einzelfall voraus. In einer Reihe von Situationen können nach den Ergebnissen des Altlastenkatasters bergbaubedingt auch deutliche Überschreitungen des Richtwertes der Strahlenexposition von 1 mSv a^{-1} auftreten, wobei vor allem Objekte mit ODL-Werten von > 1000 nSv h^{-1} oder spezifischen Bodenaktivitäten von > 2 kBq kg^{-1} in Frage kommen. Für diese Objekte wurden durch die Landesbehörden bereits Maßnahmen zur Beräumung oder Abdeckung sowie Zutrittsbeschränkungen angeordnet.

1.2.2 Die Verdachtsfläche Lengenfeld

Ein besonderer Schwerpunkt des in Kapitel 1.1.3 vorgestellten Flutfolgenprojektes und weiterer eigener Untersuchungen war die Erfassung und Bewertungen von Tailings-abspülungen im Gewässersystem der VF Lengenfeld [Knö04]. Dazu wurden umfangreiche Untersuchungen an Sedimenten und durch Tailings kontaminierte Böden sowie eine flächendeckende ODL-Kartierung von Teilgebieten durchgeführt. Auf die Ergebnisse dieser Untersuchungen wird in Kapitel 5.4 detailliert eingegangen.

Das gesamte Gebiet der Verdachtsfläche Lengenfeld (VF 07) ist geprägt von den an vielen Stellen noch sichtbaren Hinterlassenschaften, die als Folge des Bergbaus zur Gewinnung von Wolframiterzen und der Uranerzaufbereitung entstanden sind. Zusätzlich sind in dieser Verdachtsfläche große Teile des bewohnten Gebietes mit Rückständen der Uranerz-aufbereitung (Tailings) kontaminiert, hauptsächlich infolge der Havarie einer industriellen Absetzanlage.

Die radiologische Situation in Lengenfeld ist unter den Hinterlassenschaften der Wismut AG von herausragender Bedeutung und wurde bereits in einem Pilotprojekt unmittelbar nach der Wiedervereinigung Deutschlands untersucht [Pil92]. Die in den Jahren 1991–1998 im Rahmen des Projektes „Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten“ durchgeführten Messungen ergänzen diese Untersuchung [Ett01] [Dus02b].

Aus der Zeit des Altbergbaus sind in Lengenfeld nur noch geringe Anzeichen vorhanden. Eine nennenswerte wirtschaftliche Bedeutung erlangte hier lediglich der Wolframiterzbergbau. In der Wolframit-Grube Pechtelsgrün wurden im Zeitraum von 1934 bis 1968 erhebliche Erzmengen aus Teufen bis 400 m gewonnen. Die Aufbereitung der Wolframiterze erfolgte in der eigens dafür errichteten Erzaufbereitung am Standort Lengenfeld.

Die bergbauliche Tätigkeit der SAG/SDAG Wismut blieb auf den äußersten südwestlichen Teil der Verdachtsfläche beschränkt. Der Abbau von Uran wurde nach umfangreichen Erkundungsmaßnahmen in den 50er Jahren verworfen, da die Uranvererzungen des Kirchberger Granits als nicht abbauwürdig eingestuft wurden [Dus02b].

Nachhaltig verändert wurde das Gebiet mit der 1947 durch die SAG/SDAG Wismut in Betrieb genommenen Uranerzaufbereitungsanlage in Lengenfeld. Die hier seit 1934 tätige Erzaufbereitung der Wolframitgrube Pechtelsgrün war auch für die Aufbereitung von Uranerzen brauchbar und wurde deshalb nach Modifikation durch die Wismut übernommen. In dieser Anlage wurden im Betriebszeitraum von 1947 bis 1961 etwa 3 Millionen Tonnen Uranerz aus den erzgebirgisch-vogtländischen Bergbaurevieren und dem Ronneburger Erzfeld

verarbeitet. Die dabei angefallenen Aufbereitungsrückstände (Tailings) wurden teils auf Halden im Umfeld der Aufbereitungsanlage (z.B. der Nordhalde) und teils zu Beginn der 50er Jahre in einem im nördlichen Seitental des Plohnbachtales angelegten Absetzbecken abgelagert. Bei einem Hochwasserereignis brach 1954 der Damm des Absetzbeckens. Dabei wurden die Aufbereitungsrückstände in die vorgelagerte flache Talaue entlang des Plohnbaches bis zum Lenkteich verfrachtet. Die Verarbeitung der Uranerze in der Aufbereitungsanlage Lengenfeld erfolgte während der unreglementierten („wilden“) Phase des Uranerzbergbaus, in der die Urangewinnung möglichst schnell und ohne Rücksicht auf die Strahlenexposition der Beschäftigten und die Schädigung der Umwelt betrieben wurde. Nach der Einstellung der Uranerzaufbereitung im Jahr 1961 wurden zahlreiche Hinterlassenschaften in öffentliche Nutzung übergeben. Da zu dieser Zeit keine Rechtsvorschriften des Strahlenschutzes existierten, erfolgte diese Übergabe ohne Berücksichtigung von Strahlenschutzbelangen an die Nachnutzer. Zusätzliche radiologische Probleme existieren in Lengenfeld durch Verwendung von Haldenmaterial des Alt- und Uranbergbaus und Tailings zu Bauzwecken [Röh96].

Von 1968 bis 1991 wurde ein Teil des Betriebsgeländes und einige Anlagen der Uranerzaufbereitung sowie die Absetzanlage vom Fluss- und Schwerspatbetrieb Lengenfeld zur Aufbereitung von Fluss- und Schwerspat und zur Ablagerung von Aufbereitungsrückständen aus deren Gewinnung genutzt. Die Tailings aus der Uranerzaufbereitung wurden dadurch mit später eingespülten Rückständen überlagert.

1.3 Arbeiten

1.3.1 Steinkohlenbergbau am Niederrhein

Die bei der Mitwirkung am Gutachten „Radiologische Bewertung der Grubenwässer – Einleitungen des Steinkohlenbergbaus im Bereich Fossa Eugeniana“, im Folgenden kurz „Gutachten Fossa Eugeniana“ genannt, erzielten Ergebnisse stellen ebenfalls einen wesentlichen Beitrag zu dieser Arbeit dar. In diesem Kapitel soll deshalb kurz auf Motivation und Zielstellung des Gutachtens Fossa Eugeniana eingegangen werden.

Ursache für das verstärkte öffentliche Interesse an den Einleitungen des Steinkohlenbergbaus waren Arbeiten von H. Klös [Klö79] [Klö93a] [Klö93b] [Klö04] und Forschungsarbeiten der Universität Duisburg-Essen [Fei97] [Sch01], welche in den vergangenen Jahren im Zusammenhang mit den radioaktiven Kontaminationen durch Grubenwässer in Nordrhein-Westfalen durchgeführt wurden. Dabei wurden auch entsprechende Kontaminationen im Bereich der Fossa Eugeniana und am Rheinberger Altrhein festgestellt. Die Bürgerinitiative „Schutzgemeinschaft Bergbaubetroffener Rheinberg e.V.“ (SGB) hat den Sachverhalt anhand dieser Publikationen öffentlich gemacht und von den Verursachern weitere Aufklärung gefordert.

Das Gutachten zur radiologischen Bewertung von Grubenwassereinleitungen des Steinkohlenbergbaus in die Fossa Eugeniana entstand daraufhin aus einer Forderung des „Runden Tisches Rheinberg“ vom Dezember 2003, der nach dem Bekanntwerden von radioaktiven Kontaminationen am Gewässersystem Fossa Eugeniana/Rheinberger Altrhein durch die Schutzgemeinschaft Bergbaubetroffener (SGB) Rheinberg von der Stadt Rheinberg einberufen wurde [HGN04]. Als Ergebnis dieser Sitzung wurden von der Deutschen Steinkohle AG (DSK) als Verursacher und der Linksniederrheinischen Entwässerungsgenossenschaft (LINEG) als Rechtsverantwortlicher für die Gewässer ein unabhängiges Gutachten verlangt, um eine sachbezogene Klärung der Situation und eine Bewertung der von den Kontaminationen ausgehenden Gefahren zu erreichen. Von Seiten der LINEG wurde daraufhin ein Expertenteam unter Federführung der HGN Hydrogeologie GmbH Magdeburg beauftragt, welches vom Zentrum für Strahlenschutz und Radioökologie (ZSR) der Leibniz Universität Hannover, vom Fachbereich Geowissenschaften der Universität Würzburg und dem Institut für Medizinische Strahlenbiologie der Universität Duisburg-Essen gebildet wurde.

Das inzwischen in der Endfassung vorliegende Gutachten, welches vom Bearbeiterteam in den Jahren 2003-2006 erstellt wurde, ist eine radioökologische Studie mit dem Ziel der Bewertung von Boden und Gewässerkontaminationen durch natürliche Radionuklide [HGN05] [HGN06]. Hauptaufgabe der Studie war es, für das Untersuchungsgebiet abschließend zu klären, inwieweit eine Situation vorliegt, die aus Gründen des Strahlenschutzes nicht außer Acht gelassen werden kann und die folglich im Sinne der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) ein generelles Maßnahmenerfordernis nach sich zieht [Str01]. In der Terminologie der Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV) strebt das Gutachten daher das Beweisniveau einer Detailerkundung an [BBA99]. Es unterscheidet sich damit von anderen Studien, die vorrangig zur Klärung wissenschaftlich interessanter Zusammenhänge konzipiert waren [Fei97] [Sch01] oder die als Auftragsgutachten auf dem Stand orientierender Untersuchungen eine erste Prüfung der radiologischen Relevanz vornahmen [Vah02]. Des Weiteren basieren das Untersuchungskonzept und die Bewertungs-

ansätze auf den Erfahrungen und Vorgehensweisen bei der Untersuchung von Altlasten des ehemaligen Uranbergbaus in den neuen Bundesländern [SSK91a] [SSK91b] [SSK91c] [SSK92a] [SSK92b] [SSK93] [SSK94] [SSK95] [Bie96] und aktuellen strahlenschutzrechtlichen Regelungen in Deutschland, insbesondere der im Jahr 2001 novellierten Strahlenschutzverordnung [Str01] sowie den Berechnungsgrundlagen Bergbau [BMU99] [BMU99a].

Ziel der Untersuchungen war die Erstellung eines Fachgutachtens zur radioökologischen Bewertung der Einträge von natürlichen Radionukliden aus dem Bergwerk West (Kamp-Lintfort) der Deutschen Steinkohle AG (DSK) in die lokalen Gewässer Große Goorley, Fossa Eugeniana, Moersbach und Rheinberger Altrhein. Dazu sollte die durch Grubenwässer des Steinkohlenbergbaus verursachten Belastungen mit natürlichen Radionukliden im Gelände kartiert, die Höhe der Belastungen dargestellt sowie in einer Gesamtbewertung radiologisch und medizinisch-toxikologisch eingeordnet werden [HGN04]. Das Untersuchungskonzept für die Gewässer und Sedimente im o.g. Zielgebiet beinhaltete damit folgende Einzelaufgaben:

- Kartierung der Ortsdosisleistung (ODL) entlang von Gewässerläufen.
- Probenahme von Gewässersedimenten.
- Probenahme von Hochflutsedimenten/ hochwasserbeeinflussten Böden.
- Ermittlung der Radonexhalation von Böden.
- Beprobung von biologischen Materialien (Weidegras, Fisch, Wild).
- Probenahme von Oberflächen- und Grubenwässer.
- Probenahme von Grundwässern.
- Entnahme und aufgelöste Untersuchung von Sedimentprofilen.
- Untersuchung von Radonkonzentrationen in Abwetterschächten (durch die DSK).

Die für das Untersuchungsprogramm entnommenen Proben sollten bezüglich ihrer spezifischen Aktivität und Zusammensetzung analysiert werden. Aus den Ergebnissen der Untersuchungen und vorhandenen Literaturdaten sollte unter Beachtung der Berechnungsgrundlagen Bergbau [BMU99] [BMU99a] die Strahlenexposition für Personen der allgemeinen Bevölkerung ermittelt sowie über eine Strahlenrisikobetrachtung gegebenenfalls ein Maßnahmenbedarf abgeleitet werden.

Auf die im Rahmen des Gutachtens Fossa Eugeniana bei der Untersuchung o.g. Kompartimente erzielten Ergebnisse und deren Interpretation wird in Kapitel 5.5 näher eingegangen. Die auf Grundlage dieser Ergebnisse modellierte Strahlenexposition der allgemeinen Bevölkerung wird in den Kapiteln 7.2–7.6 für die einzelnen Expositionspfade sowie in Kapitel 7.7 für die gesamte jährliche Strahlenexposition dargestellt.

2. Die Strahlenexposition des Menschen

In diesem Kapitel sollen die grundlegenden Kenntnisse aus der einschlägigen Fachliteratur zur Strahlenexposition des Menschen durch natürliche Strahlungsfelder kurz zusammengefasst werden.

Dazu wird in Kapitel 2.1 zunächst auf die Strahlenexposition des Menschen durch das vorkommen natürlicher Radionuklide in der Pedosphäre, Hydrosphäre und Atmosphäre sowie durch kosmische Strahlung eingegangen.

Anschließend wird in Kapitel 2.2 auf den rechtlichen Grundlagen, d.h. internationale Richtlinien und Empfehlungen sowie nationale Gesetze, Verwaltungsvorschriften und Empfehlungen zur Bewertung und Begrenzung von Strahlenexpositionen eingegangen.

Das Kapitel 2.3 beschäftigt sich danach kurz mit Strahlenexpositionen des Menschen durch Tätigkeiten, bei denen natürliche Radionuklide oder Strahlungsfelder gezielt genutzt werden.

Ergänzend geht Kapitel 2.4 auf die Strahlenexposition des Menschen bei Arbeiten ein, bei denen natürliche Radionuklide oder Strahlungsfelder vorkommen ohne dass bei diesen die Radioaktivität gezielt genutzt wird.

In Kapitel 2.5 wird abschließend auf die Möglichkeiten zur Schätzung von Strahlenexpositionen eingegangen. Dies kann durch Messungen oder durch Berechnung mittels radioökologischer Modelle geschehen. Zusätzlich werden die verwendeten Methoden des UNSCEAR sowie des Bundesamtes für Strahlenschutz (BfS) zur Schätzung von Strahlenexpositionen bei der Erstellung der Berichte zur weltweiten Strahlenexposition, bzw. bei der jährlichen Erstellung des Parlamentsberichtes kurz vorgestellt.

2.1 Strahlenexposition durch natürliche Strahlungsfelder

Die jährliche natürliche Strahlenexposition setzt sich aus einer externen und einer internen Komponente zusammen, welche überwiegend durch natürliche Radionuklide in der Umwelt verursacht wird. Zur externen Strahlenexposition tragen im Wesentlichen die kosmische Strahlung und die terrestrische Strahlung des natürlichen Radionuklides ^{40}K sowie die Radionuklide der natürlichen Zerfallsreihen des ^{238}U und ^{232}Th bei. Die interne Komponente der Strahlenexposition wird zum größten Teil durch die Inhalation des natürlichen Edelgases ^{222}Rn und dessen Zerfallsprodukte verursacht, der verbleibende Anteil auch durch die Aufnahme natürlich radioaktiver Stoffe mit dem Trinkwasser und der Nahrung. Im Allgemeinen liegt die jährliche effektive Dosis in Deutschland durch natürliche Strahlenquellen in einem Bereich von 1–6 mSv a^{-1}. Die Variabilität resultiert aus beträchtlichen regionalen Unterschieden der natürlichen Strahlenexposition, die durch erhebliche Unterschiede in der Konzentration natürlicher Radionuklide in Boden und Luft bedingt sind. Insbesondere die Errichtung von Häusern auf Baugrund mit erhöhten Gehalten an ^{238}U und ^{232}Th und in geringem Maße die Verwendung von Baumaterialien mit erhöhten Gehalten dieser Radionuklide bewirkt eine erhöhte Strahlenexposition der Bevölkerung durch die Zerfallsprodukte der genannten Nuklide [BMU02] [BMU03] [BMU05] [BMU05a].

Die Abschätzung von Strahlenexpositionen der Bevölkerung in Gebieten mit bergbaubedingt erhöhten Konzentrationen natürlicher Radionuklide in Boden, Luft und Wasser ist auch ein wesentliches Ziel dieser Arbeit.

Der altersgewichtete Mittelwert der weltweiten effektiven Jahresdosis durch natürliche Strahlenquellen kann mit 2,4 mSv a^{-1} angenommen werden. Die Spannweite der effektiven Jahresdosis in den einzelnen Ländern reicht dabei von 1–10 mSv a^{-1}. Bezogen auf die Ländermittelwerte kann für 65 % der Weltbevölkerung eine effektive Jahresdosis von 1–3 mSv a^{-1}, für 25 % eine effektive Jahresdosis $H_{\mathrm{E},j} < 1$ mSv a^{-1} und für einen Anteil von 10 % eine effektive Jahresdosis von $H_{\mathrm{E},j} > 3$ mSv a^{-1} erwartet werden. Neben der direkten kosmischen Komponente von 0,4 mSv a^{-1} und der direkten terrestrischen Komponente von 0,5 mSv a^{-1} trägt die Ingestion natürlich radioaktiver Stoffe mit der Nahrung 0,3 mSv a^{-1} zur Strahlenexposition bei. Der Anteil an der effektiven Jahresdosis durch Inhalation von Radon und seinen Folgeprodukten kann mit 1,2 mSv a^{-1} angegeben werden [UNS00].

Unter Verwendung der in den Euratom-Grundnormen [EUR96] festgelegten Dosisfaktoren errechnet sich für Deutschland nach Gleichung (2.1) ein altersgewichteter Mittelwert der jährlichen effektiven Dosis durch natürliche Strahlenquellen von 2,1 mSv a^{-1}, wofür insbesondere die Inhalation von ^{222}Rn in Gebäuden verantwortlich ist. Neben der direkten kosmischen Komponente von 0,3 mSv a^{-1} und der direkten terrestrischen Komponente von 0,4 mSv a^{-1} trägt die Ingestion natürlich radioaktiver Stoffe mit der Nahrung 0,3 mSv a^{-1} zur Strahlenexposition bei. Auch ein Teil der Exposition durch Inhalation der radioaktiven Edelgase ^{222}Rn und ^{220}Rn von etwa 0,2 mSv a^{-1} ist unvermeidbar und deshalb nicht zivilisatorisch bedingt. Die Zerfallsprodukte von ^{222}Rn und ^{220}Rn in Wohnungen liefern aber zusätzlich einen Hauptbeitrag zur zivilisatorisch erhöhten Strahlenexposition von etwa 0,9 mSv a^{-1}, womit sich in der Summe eine effektive Jahresdosis von 1,1 mSv a^{-1} durch Inhalation von Radon und seinen Zerfallsprodukten ergibt [BMU02] [BMU03] [BMU05] [BMU05a] [BfS03] [BfS04] [BfS05].

Die Anteile der Einzelbeiträge zur effektiven Jahresdosis in Deutschland und zum globalen Mittelwert können der Zusammenstellung in Abbildung 1 entnommen werden.

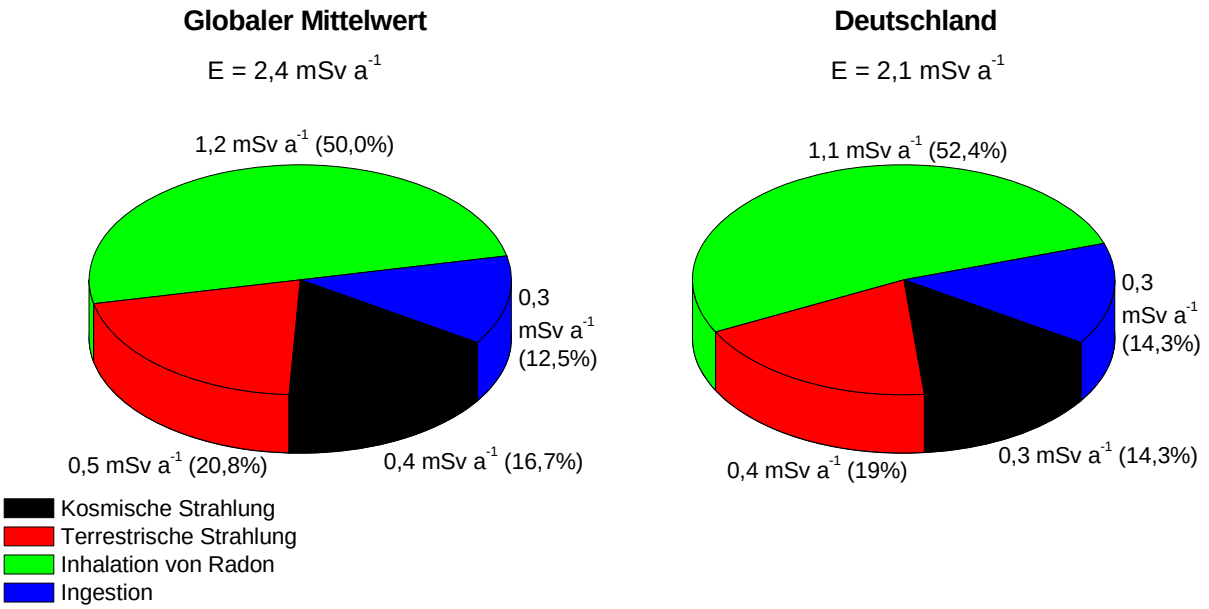

Abbildung 1. Gesamte jährliche Strahlenexposition durch natürliche Strahlenquellen in Deutschland und weltweit.

2.1.1 Strahlenexposition durch die Pedosphäre

2.1.1.1 Natürliche Radionuklide im Boden und externe Bestrahlung

Die seit Enstehung der Erde in der Pedosphäre natürlich vorkommenden Radionuklide, die sogenannten primordialen Nuklide, sind in allen Umweltmedien, wie auch im menschlichen Körper selbst, in stark unterschiedlichen Konzentrationen anzutreffen. In signifikanten Konzentrationen findet man dort ausschließlich die Radionuklide mit im Vergleich zum Alter der Erde relativ langen Halbwertszeiten sowie deren Zerfallsprodukte. Die externe Strahlenexposition des Menschen durch terrestrische Strahlung wird deshalb in erster Linie durch die Gammastrahlung der Nuklide aus den natürlichen Zerfallsreihen des ^{238}U und ^{232}Th sowie von ^{40}K bestimmt (vgl. Kapitel 6.1.1.1, Abbildung 94). Diese Radionuklide sind außerdem im menschlichen Körper vorhanden oder werden mit der Nahrung aufgenommen und führen damit zur internen Bestrahlung der Organe mit Alpha- und Betateilchen sowie mit Gammastrahlung. Andere natürlich vorkommende Radionuklide aus der Zerfallsreihe des ^{235}U sowie ^{87}Rb, ^{138}La, ^{147}Sm und ^{176}Lu kommen in so geringen Konzentrationen vor, dass deren Beiträge zur Strahlenexposition des Menschen nahezu vernachlässigbar sind [UNS00].

Die externe Strahlenexposition durch die Pedosphäre wird in erster Linie durch die in allen Böden wie auch in deren Gesteinsuntergrund vorhandenen Konzentrationen an natürlichen Radionukliden bestimmt. Hohe Konzentrationen sind generell in kristallinen Gesteinen wie z.B. Granit enthalten, niedrigere Konzentrationen findet man in sedimentären Gesteinen. Ausnahmen bilden einige Tongesteine sowie phosphatreiche Gesteine, in welchen sich insbesondere erhöhte Konzentrationen an Uran befinden (vgl. Kapitel 6.1.1.2). Für die verschiedenen Bodenarten existieren umfangreiche Untersuchungen zur geogenen Hintergrundkonzentration der natürlichen Radionuklide, welche einfach in eine Ortsdosisleistung

über Grund umgerechnet werden kann (vgl. Kapitel 5.5.5). Im Freien ist die Strahlenexposition von der spezifischen Aktivität in der obersten Bodenschicht bis zu 50 cm Tiefe abhängig. Die Ortsdosisleistung (ODL) über geogenen Böden kann auch sehr einfach gemessen werden und ist für die meisten Länder der Erde bekannt [UNS00]. Die Nuklide der natürlichen Zerfallsreihen von ^{238}U und ^{232}Th, im Gleichgewicht mit ihren Tochternukliden sowie ^{40}K leisten dabei einen nahezu gleichen Beitrag an der externen Strahlenexposition durch terrestrische Gammastrahlung in Häusern und im Freien. Wegen der unterschiedlichen chemischen Eigenschaften der natürlich vorkommenden Radionuklide kann im Allgemeinen aber nicht von einem radioaktiven Gleichgewicht innerhalb der Zerfallsreihen von ^{238}U und ^{232}Th ausgegangen werden. Die Komponenten der natürlichen Umgebungsstrahlung im Freien unterliegen desweiteren zeitlichen Schwankungen, welche insbesondere durch Witterungseinflüsse hervorgerufen werden. Bei der terrestrischen Gammaortsdosisleistung steht an erster Stelle die Auswaschung der ^{222}Rn-Folgeprodukte ^{214}Bi und ^{214}Pb an Aerosolen aus der Atmosphäre bei Regenfällen. Aus diesem Grund werden infolge starker Gewitter häufig schnell abklingende Erhöhungen der ODL von bis zu 100 nSv h^{-1} beobachtet. Regenfälle verursachen wiederum auch eine Schwächung der terrestrischen Gammastrahlung durch Oberflächenwasser von bis zu 10 %, welche anschließend innerhalb von Tagen oder Stunden auf Normalwerte zurückgeht. Ebenso ruft eine Schneebedeckung des Bodens eine Schwächung von etwa 2 % pro cm Schnee hervor [Wil97]. Die externe Strahlenexposition in Häusern ist in erster Linie von der spezifischen Aktivität der natürlichen Radionuklide in den verwendeten Baumaterialien abhängig. Wenn die bessere Bestrahlungsgeometrie sowie eine bei weitem längere Aufenthaltszeit mit einbezogen wird, so kann davon ausgegangen werden, dass der Aufenthalt in Gebäuden den größten Anteil an der externen Strahlenexposition leistet.

Als weltweiter Mittelwert (nach Bevölkerungsanteilen gewichtet) für die spezifischen Aktivitäten der natürlichen Radionuklide ^{40}K, ^{238}U und ^{232}Th in Böden können 420, 33 und 45 Bq kg^{-1} angesetzt werden. Die Abschätzung geht dabei von einer mittleren Bodendichte von 1,6 g cm^{-3} bei einem Feuchtigkeitsanteil von 30 % aus. Aus den altersgewichteten Mittelwerten ergibt sich unter Verwendung der Dosiskoeffizienten nach UNSCEAR 2000 ein weltweiter Mittelwert der terrestrischen Luftkermaleistung von 59 nGy h^{-1} im Freien, bei einer Spannweite der Ländermittelwerte von 18–93 nGy h^{-1} [UNS00]. Der altersgewichtete Mittelwert für den Aufenthalt in Häusern beträgt analog 84 nGy h^{-1}, bei einer Spannweite der Ländermittelwerte von 20–200 nGy h^{-1}. Unter Verwendung eines Konversionsfaktors von Luftkermaleistung in effektive Dosis von 0,7 Sv Gy h^{-1} ergibt sich für die weltweite effektive Jahresdosis durch externe Bestrahlung im Freien ein Mittelwert von 0,07 mSv a^{-1}, bzw. 0,41 mSv a^{-1} für die externe Bestrahlung in Häusern [UNS00].

Die Gehalte der natürlichen Radionuklide ^{238}U und ^{226}Ra in deutschen Böden sind regional sehr unterschiedlich und bewegen sich zwischen 8–15 Bq kg^{-1} in Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg sowie 21–170 Bq kg^{-1} in den Gebieten des Thüringer Uranbergbaus. Weitere Regionen mit natürlich erhöhten Gehalten befinden sich in den Gebieten des Mansfelder Kupferschiefers mit 17–64 Bq kg^{-1} und im Erzgebirgischen Becken mit 18–130 Bq kg^{-1}. Für die terrestrische Komponente der Gammaortsdosisleistung in Deutschland wurde ein altersgewichteter Mittelwert von 57 nSv h^{-1} bestimmt, wobei die höchsten Werte über den Granitmassiven von Erzgebirge, Bayerischem Wald und Schwarzwald gemessen wurden. Die Mittelwerte der einzelnen Bundesländer reichen von 31 nSv h^{-1} für Berlin bis zu 79 nSv h^{-1} für das Saarland. Daraus leitet sich eine mittlere effektive Jahresdosis von 0,1 mSv a^{-1} für die externe Exposition in Deutschland beim Aufenthalt im Freien ab. In Gebäuden wird die externe Strahlenexposition vorwiegend von der spezifischen Aktivität der verwendeten

Baustoffe und nur zu einem geringen Teil durch die Beschaffenheit des Untergrundes bestimmt. Bei einem Wertebereich von 20–700 nSv h^{-1} beträgt die mittlere Gammaortsdosisleistung in Gebäuden in Deutschland 80 nSv h^{-1}, woraus sich eine effektive Jahresdosis von 0,3 mSv a^{-1} ableitet [BMU02] [Wil93] [Wil97] [Wil97a] [Wil03].

Tabelle 1. Weltweite und deutsche Referenzwerte und Spannweiten der spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide in Böden sowie Ortsdosisleistung im Freien und in Häusern.

Gebiet	U-238, ff. in Bq kg^{-1}	Th-232, ff. in Bq kg^{-1}	K-40 in Bq kg^{-1}	ODL innen in nSv h^{-1}	ODL außen in nSv h^{-1}
Global[a]	33	45	420	59	41
[UNS00]	16–110	11–64	140–850	14–140	13–65
Deutschland	40	42	523	80	57
[Kem96] [Wil97a]	13–252	17–94	16–2.960	20–700	4–350

[a] Weltweite, altersgewichtete Mittelwerte und Spannweiten der Ländermittelwerte.

2.1.1.2 Natürliche Radionuklide in Lebensmitteln

Die Ingestion von natürlichen Radionukliden hängt in erster Linie von den jährlichen Verzehrsmengen der Lebensmittel und Trinkwasser sowie von der jährlichen Aufnahme von Boden durch Direktingestion ab. In der Literatur etablierte Zusammenstellungen zu Verzehrsgewohnheiten entstammen vielfach den Daten der Weltgesundheitsorganisation (World Health Organization, WHO) oder der Organisation für Lebensmittel und Landwirtschaft der vereinten Nationen (Food and Agriculture Organization of the United Nations, FAO). Die hier angegebenen Werte beziehen sich ausschließlich auf Erwachsene und werden vielfach durch Multiplikation mit einem Faktor von $^{2}/_{3}$ bzw. $^{1}/_{3}$ auf die Verzehrsgewohnheiten von Kindern bzw. Kleinkindern umgerechnet. Literaturangaben zum weltweiten Wasserverbrauch für die Schätzung von Strahlenexpositionen basieren meist auf den Erhebungen der Internationalen Strahlenschutzkommission (International Commission on Radiological Protection, ICRP). Insgesamt ist eine sehr starke Variabilität der Verzehrsgewohnheiten in den verschiedenen Teilen der Welt zu beobachten, wie z.B. ein weit geringerer Konsum von Milch in Asien oder ein geringerer Konsum von Blattgemüse auf dem afrikanischen Kontinent [UNS00].

Die Konzentrationen der natürlich vorkommenden Radionuklide in der Nahrung variieren ebenfalls über weite Bereiche, da geogene Konzentrationen im Boden sowie klimatische- und landwirtschaftliche Bedingungen ebenfalls starken regionalen Unterschieden unterworfen sind. Eine Zusammenstellung der mittleren spezifischen Aktivitäten in deutschen Lebensmitteln sowie weltweite Referenzwerte können Tabelle 2 entnommen werden. Zusätzlich sind in Tabelle 2 die Hintergrundwerte der Berechnungsgrundlagen Bergbau (BglBb) für Lebensmittel aufgeführt, welche bewusst konservativ gewählt wurden, um damit auch die Konzentrationen in Gebieten mit erhöhten geogenen Gehalten natürlicher Radionuklide im Boden abzudecken [BMU99]. Wie jedoch ein Vergleich der BglBb-Hintergrundwerte mit den Angaben für Deutschland zeigt, sind diese Werte für Lebensmittel mit hohen Verzehrraten (Getreide, Fleisch) insbesondere für die dosisbestimmenden Nuklide ^{210}Pb, ^{210}Po und ^{228}Ra nicht hinreichend konservativ gewählt. Generell ist die Angabe von Referenzwerten für Gehalte der Nuklide der Uran- und Thoriumzerfallsreihe in Lebensmitteln wegen der bereits natürlich auftretenden extremen Spannweiten sehr problematisch. Ein Beispiel dafür ist die spezifische Aktivität von ^{210}Po in Meeresfrüchten und Fisch, die sich bereits zwischen den Mittelwerten einzelner Länder um mehr als zwei Größenordnungen

unterscheiden kann und für Einzelpersonen der Bevölkerung noch größere Spannweiten zulässt [UNS00]. Mit Ausnahme der Fische erfolgt in der Nahrungskette üblicherweise jeweils eine Verringerung der spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide. In Abhängigkeit von der Pflanzenart und dem jeweiligen Entwicklungs- und Ernährungszustand der Pflanzen bei der Ernte sind die Mineralstoffe und damit auch die natürlichen Radionuklide in den Pflanzenteilen unterschiedlich lokalisiert. Diese Elementverteilungen führen so z.B. zu weit höheren spezifischen Aktivitäten der Radiumisotope ^{226}Ra und ^{228}Ra in Getreide im Vergleich zu Gemüse und Obst. Eine weitere Erhöhung der spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide in Nutzpflanzen ist über den Luftweg durch Deposition von Staub und ^{222}Rn-Folgeprodukten möglich. Die radioaktiven Zerfallsprodukte des Radons können sich dabei nicht nur auf Blattoberflächen ablagern, sondern auch in das Blattinnere der Pflanzen aufgenommen werden, weshalb die langlebigen Tochternuklide ^{210}Pb und ^{210}Po insbesondere im Blattgemüse in höheren Konzentrationen vorkommen [BfS06].

Kalium ist im menschlichen Körper durch die Aufnahme mit der Nahrung relativ gleichmäßig verteilt und wird durch den Stoffwechsel in den Zellen homöostatisch reguliert. Aus einem mittleren Körpergehalt von 0,18 % für Erwachsene bzw. 0,20 % für Kinder berechnet sich daraus mit einer Isotopenhäufigkeit für ^{40}K von $1{,}17 \cdot 10^{-4}$ eine spezifische Körperaktivität von ca. 60 mBq kg^{-1}. Für die jährliche Strahlenexposition durch ^{40}K ergibt sich mit einem Dosiskonversionsfaktor von 3 µSv a^{-1} pro Bq kg^{-1} ein Wert von 165 µSv a^{-1} für Erwachsene bzw. 185 µSv a^{-1} für Kinder [UNS00].

Die effektive Jahresdosis durch Ingestion von Nukliden der Uran- und Thoriumzerfallsreihe im weltweiten Mittel ergibt sich aus den in Tabelle 2 (Zeile a) aufgeführten Referenzwerten für deren spezifische Aktivitäten in Lebensmitteln sowie den altersabhängigen Verzehrsgewohnheiten (global) nach UNSCEAR [UNS00] und ist in Tabelle 3 zusammengefasst. Ein großer Anteil der effektiven Jahresdosis wird dabei durch die Ingestion von ^{210}Po verursacht, welches im Vergleich zu den anderen Nukliden einen sehr hohen Ingestionsdosisfaktor besitzt. In den Körper aufgenommenes Uran und Thorium wird mit ca. 70 % bevorzugt in den Knochen zurückgehalten, wobei von mittleren Aktivitäten von ca. 500 mBq ^{238}U im Skelett und 210 mBq ^{238}U im übrigen Körper ausgegangen werden kann; die spezifische Aktivität im Weichteilgewebe beträgt damit weniger als 3 mBq kg^{-1}. Radium wird duch seine chemische Verwandschaft zu Calcium mit ca. 83 % ebenfalls bevorzugt in den menschlichen Knochen abgelagert. Der weltweite altersgewichtete Mittelwert für die spezifische ^{226}Ra-Aktivität in Knochen und Weichteilgewebe beträgt 230 mBq kg^{-1} bzw. 3,6 mBq kg^{-1}. Die Tochternuklide ^{210}Pb und ^{210}Po zeigen ein sehr unterschiedliches Verhalten: während ^{210}Pb ebenfalls bevorzugt in den Knochen abgelagert wird, findet man ^{210}Po hauptsächlich verteilt auf das Weichteilgewebe. Das Aktivitätsverhältnis von ^{210}Pb/^{210}Po beträgt ca. 0,8 in Knochen, ca. 0,5 in Lungengewebe und im Weichteilgewebe im Allgemeinen 1,0. Wegen des stark erhöhten Gehaltes von ^{210}Pb und ^{210}Po in Tabakpflanzen kann die spezifische Aktivität im Lungengewebe von Rauchern gegenüber Nichtrauchern um einen Faktor von bis zu drei erhöht sein, wodurch sich auch entsprechend erhöhte Lungendosen für Raucher ergeben. Die spezifischen Aktivitäten der natürlichen Radionuklide in den Knochen der Bevölkerung einzelner Länder der Erde sind im Allgemeinen annäherungsweise logarithmisch normalverteilt und variieren bedingt durch die starken Unterschiede bei der Ingestion durch Lebensmittel und Wasser um mehr als eine Größenordnung [UNS00].

Tabelle 2. Referenzwerte der spezifischen Aktivitäten von Nukliden der natürlichen Zerfallsreihen in deutschen Lebensmitteln und weltweite Mittelwerte, Angaben in mBq kg^{-1} (FM).

Lebensm.		U-238	Th-230	Ra-226	Pb-210	Po-210	Th-232	Ra-228	Th-228
Milch	a	1	0,5	5	15	15	0,3	5	0,3
	b	2	1	4	11	-	1	1	-
	c	2	1	15	10	10	1	15	1
Fleisch	a	2	2	15	80	60	1	10	1
	b	1	1	8	18	100	-	-	-
	c	10	2	50	50	50	2	50	2
Getreide	a	20	10	80	50	60	3	60	3
	b	11	10	160	365	-	9	190	190
	c	50	20	100	60	60	20	100	20
Blattgemüse	a	20	20	50	80	100	15	40	15
	b	12	6	37	130	-	4	56	56
	c	50	20	100	150	150	20	100	20
Wurzelgemüse	a	3	0,5	30	30	40	0,5	20	0,5
	b	5	6	30	22	-	4	45	45
	c	50	20	100	60	60	20	100	20
Obst	a	3	0,5	30	30	40	0,5	20	0,5
	b	2	1	14	40	-	1	18	18
	c	50	20	100	60	60	20	100	20
Fisch	a	30	10	100	200	2000	10	-	100
	b	4[d]	6[d]	7[d]	32[d]	-	-	-	-
	c	20	50	100	200	1.000	25	100	25

[a] Weltweite, altersgewichtete Mittelwerte nach UNSCEAR 2000 [UNS00].
Wurzelgemüse und Obst werden in dieser Quelle zusammengefasst.
[b] Mittelwerte für Deutschland nach Angaben des BfS [BfS06].
[c] Hintergrundwerte der Berechnungsgrundlagen Bergbau für Lebensmittel [BMU99].
In dieser Quelle wird nur zwischen Pflanzen (ohne Blattgemüse) und Blattgemüse unterschieden.
[d] Messwerte bezogen auf Süßwasserfische aus Deutschland [BfS06].

Die altersgewichtete totale effektive Jahresdosis durch Ingestion von natürlichen Radionukliden ergibt sich aus der Summe aller o.g. Dosisbeiträge und beträgt im weltweiten Mittel 310 µSv a^{-1}, wovon 170 µSv a^{-1} auf ^{40}K und 140 µSv a^{-1} auf die Nuklide der Uran- und Thoriumzerfallsreihe entfallen [UNS00]. Für Deutschland wird ein ähnlicher Wert von 0,253 mSv a^{-1} für die totale effektive Jahresdosis durch Ingestion von natürlichen Radionukliden erwartet, wovon 170 µSv a^{-1} auf ^{40}K und 0,081 µSv a^{-1} auf die Nuklide der Uran- und Thoriumzerfallsreihe entfallen [BMU05a] [BfS06].

Tabelle 3. Effektive Jahresdosis durch Ingestion von Radionukliden der natürlichen Zerfallsreihen und ^{40}K in Deutschland und im weltweiten Mittel, Angaben in µSv a^{-1}.

Gebiet	Anteil	Kleinkind	Kind	Erwachsener	Gewichtet[c]
Global[a]	^{238}U ff, ^{232}Th ff	260	200	110	140
Global[a]	^{40}K	185	185	165	170
Global[a]	total	**445**	**385**	**275**	**310**
Deutschland[b]	^{238}U ff, ^{232}Th ff	186	142	44	81
Deutschland[b]	^{40}K	185	185	165	170
Deutschland[b]	total	**371**	**327**	**209**	**253**

[a] Weltweite, altersgewichtete Mittelwerte nach UNSCEAR 2000 [UNS00].
[b] Mittelwerte für Deutschland nach [BfS06].
[c] Altersverteilungsgewichteter Mittelwert nach UNSCEAR (5 % Kleinkinder, 30 % Kinder, 65 % Erwachsene)

2.1.2 Strahlenexposition durch die Hydrosphäre

Ebenso wie in der Pedosphäre sind die natürlichen Radionuklide der Uran- und Thoriumzerfallsreihe auch in der Hydrosphäre allgegenwärtig und in regional stark variierenden Konzentrationen vorhanden. Die Ingestion über den Wasserpfad ist in erster Linie von deren mittleren Gehalten in Trinkwasser wie auch vom jährlichen Wasserkonsum abhängig. Insbesondere für die Ingestion von Uran und Radium mit der Gesamtnahrung kann der über das Trinkwasser aufgenommene Anteil entscheidend sein. Außerdem kann die Aufnahme von natürlichen Radionukliden über den Wasserpfad auch sekundär, z.B. durch Verzehr von im Wasser lebenden Tieren oder von terrestrischen Nahrungsmitteln, die durch kontaminiertes Beregnungswasser beeinflusst sind, erfolgen. Des Weiteren ist durch die Verwendung von kontamierten Sedimenten und Wasserpflanzen als Düngemittel ebenfalls eine Beeinflussung von terrestrischen Lebensmitteln möglich.

Die Aktivitätskonzentrationen natürlicher Radionuklide in Trinkwasser im weltweiten Mittel sowie in Deutschland sind in Tabelle 4 zusammengestellt (vgl. Tabelle 48). Die Tabelle zeigt, dass die natürliche Variabilität in den Gehalten, z.B. für Uran, alleine zwischen dem weltweiten Mittelwert, dem deutschen Mittelwert und dem für das Bundesland Sachsen bereits jeweils rund eine Größenordnung betragen kann.

Mit den Aktivitätskonzentrationen aus Tabelle 4 und unter Verwendung der in den Euratom-Grundnormen [EUR96] festgelegten Ingestionsdosisfaktoren errechnen sich für den Verzehr von Trinkwasser in Deutschland und im weltweiten Mittel die in Tabelle 5 aufgeführten effektiven Jahresdosen.

Tabelle 4. Referenzwerte der Aktivitätskonzentration von Nukliden der natürlichen Zerfallsreihen in deutschen Trinkwässern und weltweite Mittelwerte, Angaben in mBq L^{-1}.

Gebiet	U-238	Th-230	Ra-226	Pb-210	Po-210	Th-232	Ra-228	Th-228
Global[a] [UNS00]	1,0	0,1	0,5	10,0	5,0	0,05	0,5	0,05
Deutschland[b] [BMU03]	5,0	1,6	4,8	1,5	0,5	0,1	3,0	0,2
Sachsen[b] [BfS06a]	15,8	1,6	4,8	5,7	1,6	0,5	11,8	1,0
Berechg. Bergb.[c] [BMU99]	20,0	2,0	20,0	5,0	2,0	1,0	20,0	1,0

[a] Weltweite, altersgewichtete Mittelwerte nach [UNS00].
[b] Medianwerte. Die Erwartungswerte bei einer logarithmischen Normalverteilung befinden sich in Tabelle 48.
[c] Hintergrundwerte der Berechnungsgrundlagen Bergbau für Trinkwasser [BMU99].

Tabelle 5. Effektive Jahresdosis durch die Ingestion von natürlichen Radionukliden mit dem Trinkwasser in Deutschland und im weltweiten Mittel, Angaben in µSv a^{-1}.

Gebiet	$j \leq 1a$	$1a < j \leq 2a$	$2a < j \leq 7a$	$7a < j \leq 12a$	$12a < j \leq 17a$	$j > 17a$
Global [UNS00]	13	5	12	15	13	6
Deutschland [BfS01] [BfS06a]	17	4	10	19	24	6
Sachsen [BMU03]	95	27	64	96	100	40

2.1.3 Strahlenexposition durch die Atmosphäre

Die natürliche Strahlenexposition des Menschen durch die Atmosphäre setzt sich im Wesentlichen durch die Beiträge aus der direkten und indirekten kosmischen Strahlung, der Inhalation von Stäuben und atmosphärischen Aerosolen sowie der Inhalation von Radon und Folgeprodukten zusammen. Da der größte Einzelbeitrag zur natürlichen Strahlenexposition aus der Inhalation von Radon und seinen Zerfallsprodukten entsteht, wird dieser Expositionspfad hier besondes ausführlich behandelt.

2.1.3.1 Kosmische Strahlung

Die Erdoberfläche ist seit Entstehung der Erde einer kontinuierlichen Bestrahlung durch hochenergetische Partikel aus dem Weltraum ausgesetzt. Beim Durchtritt durch die Atmosphäre kommt es zu Sekundärreaktionen, die zusätzlich zur Strahlenexposition durch die kosmische Strahlung beitragen. Die Intensität der kosmischen Strahlung nimmt dabei von der Flughöhe konventioneller Flugzeuge bis zur Erdoberfläche kontinuierlich ab. Weiterhin wird in der Atomsphäre durch Kernreaktionen eine Vielzahl von kurzlebigen Radionukliden, den so genannten kosmogenen Nukliden, deren prominenteste Vertreter die Nuklide Tritium (^{3}H) und ^{14}C sind. Die Strahlenexposition durch kosmische Strahlung setzt sich damit aus einem Anteil durch direkte Bestrahlung mit Partikeln aus dem Weltraum und einem Anteil durch die Exposition gegenüber kosmogenen Nukliden zusammen [UNS00] [BMU02] [BMU03] [BMU05].

Galaktische kosmische Strahlung, wie sie in den oberen Schichten der Atmosphäre auftritt, besteht aus einer nukleonischen Komponente von ungefähr 98 % und einem verbleibenden Anteil aus Elektronen von ca. 2 %. Die nukleonische Komponente besteht primär aus Protonen (88 %), Alphateilchen (11 %) und einem verbleibenden Anteil aus schwereren Teilchen. Das Energiespektrum primärer kosmischer Partikel reicht von 10^{8} eV bis zu über 10^{20} eV. Eine andere Komponente der kosmischen Strahlung, welche zu einer signifikant erhöhten Strahlenexposition in großen Höhen führen kann, ist der „Sonnenwind“. Diese Strahlung besteht hauptsächlich aus Protonen mit Energien unterhalb von 10^{8} eV und hat für die Strahlenexposition der Bevölkerung auf der Erdoberfläche einen vernachlässigbaren Einfluss. Einen längerfristigen Einfluss auf die Intensität der gesamten kosmischen Strahlung hat lediglich der 11-jährige Zyklus der Sonnenaktivität, welcher eine antiproportionale Modulation des Sonnenwindes und des Magnetfeldes der Sonne zur Folge hat.

Auf der Erdoberfläche besteht die Hauptkomponente des kosmischen Strahlungsfeldes aus Myonen mit Energien von 1–20 GeV, welche einen Anteil an der Strahlenexposition durch kosmische direkt ionisierende Strahlung von über 80 % haben; der verbleibende Anteil kann den durch die hochenergetischen Myonen freigesetzten Elektronen und anderen Teilchen aus der Kaskade zugeordnet werden. Die beiden Komponenten werden auch als „harte“ und „weiche“ Komponente der kosmischen Strahlung bezeichnet, da Elektronen im Gegensatz zu den Myonen sehr leicht durch eine beliebige Abschirmung absorbiert werden können. Mit steigender Höhe wächst in der Atmosphäre auch der Anteil der Elektronenkomponente an der Gammaortsdosisleistung. Ein repräsentativer Wert für die Luftkermaleistung durch kosmische Strahlung auf Meereshöhe ist 32 nGy h^{-1}, bei einer geomagnetischen Abhängigkeit vom Breitengrad von ca. 10 %. Ein Hauptteil der Weltbevölkerung lebt unterhalb des 30°N Breitengrades, für den eine Luftkermaleistung von 30 nGy h^{-1} angenommen werden kann. Der altersgewichtete Mittelwert für die Strahlenexposition durch die direkt ionisierende und die Photonenkomponente der kosmischen Strahlung auf Meereshöhe beträgt damit 31

nGy h^{-1}, mit einer Variation von ca. 10 % durch den 11-jährigen Zyklus der Sonnenaktivität. Ein verbleibender Anteil der Strahlenexposition wird durch die von der kosmischen Strahlung erzeugten freien Neutronen verursacht und kann auf Meeresniveau mit einem weltweitem Mittelwert von 5,5 nSv h^{-1} (0,048 mSv a^{-1}) abgeschätzt werden [UNS00].

Durch Wechselwirkung der kosmischen Strahlung mit Elementen in der Atmosphäre kommt es weiterhin zu Kernreaktionen, welche die Bildung von kosmogenen Radionukliden wie z.B. ^{3}H, ^{7}Be, ^{14}C und ^{22}Na zur Folge haben. Die Produktion von kosmogenen Radionukliden in der Atmosphäre ist nicht nur von Höhe und Breitengrad abhängig, sondern variiert ebenfalls mit dem 11-jährigen Zyklus der Sonnenaktivität, welcher die Eindringtiefe der geladenen Partikel der kosmischen Strahlung über das Erdmagnetfeld reguliert. Mit Ausnahme von ^{3}H, ^{14}C und ^{22}Na, die im menschlichen Körper metabolisiert werden können, haben die kosmogenen Radionuklide keine Auswirkung auf die Strahlenexposition des Menschen und sind lediglich als Tracer in der Atmosphäre und Hydrosphäre von Bedeutung. Die mittlere jährliche Strahlenexposition durch die kosmogenen Anteile der Nuklide ^{3}H, ^{7}Be, ^{14}C und ^{22}Na ist gegenüber der gesamten natürlichen Strahlenexposition ebenfalls vernachlässigbar und kann mit 0,01 µSv a^{-1}, 0,03 µSv a^{-1}, 12 µSv a^{-1} b.z.w. 0,15 µSv a^{-1} angenommen werden.

2.1.3.2 Inhalation von natürlichen Radionukliden ohne Radon

Die Strahlenexposition durch Inhalation von natürlichen Radionukliden ohne Berücksichtigung von Radon resultiert in erster Line aus der ständigen Präsenz von Staubpartikeln in der Atmosphäre, welche Nuklide der natürlichen Zerfallsreihen von ^{238}U und ^{232}Th enthalten. Mittlere Staubkonzentration von 50 µg m^{-3}, wie sie in der Atmosphäre durchschnittlich anzutreffen sind, setzen sich hauptsächlich aus resuspendierten Bodenpartikeln zusammen. Bei einer mittleren spezifischen Aktivität von ^{238}U und ^{232}Th im Boden von 25–50 Bq kg^{-1} ergibt sich daraus eine mittlere Aktivitätskonzentration von 1–2 µBq m^{-3} in der Luft, die vielfach experimentell bestätigt werden konnte. Zusätzlich zu den Bodenpartikeln enthält der atmosphärische Staub auch andere Substanzen wie z.B. organische Materialien und Flugaschen aus der Kohleverbrennung. Der organische Anteil enthält dabei geringe Gehalte an Uran, während die Gehalte natürlicher Radionuklide in Flugaschen generell angereichert sind, wodurch sich die Aktivitätskonzentrationen in der Luft in Abhängigkeit von regionalen Industrieansiedlungen um mehrere Größenordnungen unterscheiden können. Die jährliche Strahlenexposition durch Inhalation der an Staub gebundenen Nuklide der ^{238}U und ^{232}Th-Zerfallsreihe wird vor allem durch ^{210}Pb verursacht und ist gegenüber der gesamten natürlichen Strahlenexposition nahezu zu vernachlässigen. Sie kann mit 6 µSv a^{-1} abgeschätzt werden [UNS00].

2.1.3.3 Radon und seine Zerfallsprodukte

Der größte Einzelbeitrag zur Strahlenexposition des Menschen durch natürliche Radionuklide geht von der Inhalation von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten aus. Während das gesundheitliche Risiko durch Radon im Bergbau schon weit früher bekannt war, wurde der Exposition in Häusern bis in die 70er Jahre keine Beachtung geschenkt, obwohl hier sehr hohe und durchaus mit dem Bergbau vergleichbare effektive Jahresdosen erreicht werden können. Die wichtigsten Forschungsergebnisse zur Strahlenexposition durch Radon entstammen daher den letzten 10–15 Jahren und sind im Report UNSCEAR 2000 ausführlich dargestellt; sie sollen in den folgenden Kapiteln kurz zusammengefasst werden [UNS93] [UNS00] [BMU02] [BMU03] [BMU05] [BMU05a].

Die Inhalation der kurzlebigen Zerfallsprodukte des ^{222}Rn und in geringerem Maße auch von ^{220}Rn über den Bronchialtrakt sowie ihre Deposition auf dem Weg dorthin stellt den wichtigsten Pfad für die Strahlenexposition der Lunge dar. Zum größten Teil wird die Exposition durch die von den Zerfallsprodukten emittierten Alphateilchen, aber auch von Betateilchen und Gammastrahlung verursacht. Nach dem heutigen Wissensstand ist die Bestrahlung der Basalzellen auf der Oberfläche der oberen Atemwege mit Alphateilchen hauptverantwortlich für das erhöhte Lungenkrebsrisiko durch die Exposition gegenüber Radon und seinen Folgeprodukten. Zur Bestimmung der Strahlenexposition über diesen Pfad ist deshalb die Kenntnis der Aktivitätskonzentrationen aller Alphastrahler aus den ^{222}Rn- und ^{220}Rn-Zerfallsprodukten in der Atemluft am Expositionsort notwendig. Die Tatsache, dass alleine die totale Energie der emittierten Alphateilchen nach Inhalation der Radionuklide für die Dosis relevant ist, hat zur Definition der potentiellen Alphaenergiekonzentration (*potential alpha energy concentration*, PAEC) oder dem „working level“ (WL, 1 WL = $2{,}06 \cdot 10^{-5}$ J m^{-3}) als Messgröße für die Radonexpositionsrate in J m^{-3} geführt. In den meisten Fällen können die individuellen Aktivitätskonzentrationen der Radonzerfallsprodukte nicht gemessen werden, so dass die Expositionsrate indirekt über die Annahme von typischen Konzentrationsverhältnissen und Gleichgewichtsfaktoren geschehen muss, welche die Abweichung von der Konzentration im Gleichgewicht beschreiben (*equilibrium equivalent concentration*, EEC).

Radon (^{222}Rn) und Thoron (^{220}Rn) sind die gasförmigen radioaktiven Zerfallsprodukte der Radiumisotope ^{226}Ra und ^{224}Ra, welche in allen Umweltmedien auf der Erde zu finden sind. Beim Zerfall der Radiumisotope wird durch den Rückstoßeffekt ein bestimmter Anteil der entstehenden Radonisotope aus der Matrix in den Porenraum freigesetzt, man bezeichnet diesen Anteil als Emanationskoeffizienten. Der Emanationskoeffizient wird in erster Linie durch Korngröße und Form der betrachteten Partikel beeinflusst und liegt bei Böden und Gesteinen typischerweise zwischen 0,05 und 0,7. Weiterhin spielt die Bodenfeuchte eine entscheidende Rolle bei der Emanation von Radon aus der Matrix, da der Wasserfilm um die Bodenpartikel bei einer starken Wassersättigung des Bodens sehr effektiv eine Diffusion vom Porenraum in den Boden verhindert. Als Indikator für die Beurteilung der Freisetzung von Radon in den Porenraum der Böden sowie in die Atmosphäre kann dabei die Radonexhalationsrate an der Erdoberfläche genutzt werden. Der wichtigste Mechanismus für den Transport von Radon zur Oberfläche ist dabei die molekulare Diffusion, welche linear von der spezifischen Aktivität von ^{226}Ra im Oberboden, der Zerfallskonstante von ^{222}Rn, dem Emanationskoeffizienten, der Bodendichte und der Porosität des trockenen Bodens abhängig ist. Messungen von Radonexhalationsraten über natürlichen Böden zeigen generell eine sehr hohe Variabilität, welche die Variabilität der Radonkonzentration in den oberflächennahen Porenräumen abbildet. Die Konzentrationen von ^{222}Rn in der Bodenluft variieren von Ort zu Ort naturgemäß um mehrere Größenordnungen und zeigen am jeweiligen Messort ebenfalls signifikante zeitliche Variationen (vgl. Kapitel 5.5.9).

Die Ergebnisse vieler Untersuchungen zu erhöhten Radonkonzentrationen in Gebäuden zeigen, dass Advektion eine der Hauptursachen für dieses Problem ist. Unter Advektion versteht man einen natürlichen Kamineffekt, der durch temperaturbedingte Druckdifferenzen zwischen dem Fundament und den Wänden des Gebäudes entsteht und durch künstliche Ventilation wie auch durch starken Wind verstärkt wird. Die Effektivität dieses Druckunterschiedes beim Transport der radongesättigten Bodenluft in das Gebäudeinnere ist primär von der Permeabilität des Fundamentes und der angrenzenden Bodenschichten abhängig. Von besonderer Bedeutung ist die Qualität der Basisabdichtung des Gebäudefundamentes z.B. in den Regionen des ehemaligen Uranbergbaus in Sachsen und Thüringen, da dort viele

Gebäude in unmittelbarer Nähe von Tunneln, Wetterschächten und anderen bergbaulichen Anlagen liegen. Weiterhin spielen Risse und Brüche in Baumaterialien, besonders in exponierten Regionen, eine wichtige Rolle als Eintrittspfad für Radon aus dem Untergrund. Studien zeigen, dass die Permeabilität von Beton für Radon in Abhängigkeit von Dichte, Porosität und Emanationskoeffizient um bis zu zwei Größenordnungen variieren kann. Eine weitere, aber seltene Ursache für erhöhte Radonkonzentrationen in Häusern stellt die Verwendung von Trinkwasser mit stark erhöhten Gehalten an ^{222}Rn zum Duschen und Waschen dar. Eine durchschnittliche ^{222}Rn-Konzentration von 10 kBq m^{-3} im Trinkwasser bedeutet dabei eine zusätzliche Erhöhung der Radonkonzentration in der Raumluft von etwa 1 Bq m^{-3}.

Die Aktivitätskonzentrationen von Radon im Freien werden nicht nur durch die für eine Region typische Exhalationsrate der Böden, sondern auch durch eine Vielzahl von atmosphärischen Mischungsvorgängen bestimmt. So werden durch die Sonneneinstrahlung während des Tages Turbulenzen erzeugt, die zu einem vermehrten Abtransport von Radon aus der bodennahen Atmosphäre führt. Als entgegengerichteter Prozess dazu führt die atmospärische Temperaturinversion in der Nacht und in den frühen Morgenstunden zu einer Aufkonzentrierung von Radon in der bodennahen Atmosphäre. Durch diese Prozesse kann die Radonkonzentration im Tagesverlauf um mehr als eine Größenordnung variieren. Typische Aktivitätskonzentrationen von ^{222}Rn und ^{220}Rn im Freien bewegen sich zwischen 1–100 Bq m^{-3} bei einem globalen Mittelwert von etwa 10 Bq m^{-3}. Studien zeigen außerdem, dass sich die Radonkonzentration im Freien zwischen einem Abstand von einigen Zentimetern und einem Abstand von einem Meter über dem Grund um einen Faktor von bis zu 10 unterscheiden können.

Eine direkte Messung aller kurzlebigen Zerfallsprodukte von ^{222}Rn und ^{220}Rn im Freien ist in den meisten Fällen nicht möglich, so dass deren Aktivitätskonzentrationen aus den Ergebnissen von Untersuchungen zu typischen Aktivitätsverhältnissen zwischen Mutter- und Tochternukliden geschätzt werden müssen. Dazu wird in der Literatur oft ein Gleichgewichtsfaktor F verwendet, der die Berechnung der Strahlenexposition in Form der potentiellen Alphaenergiekonzentration (PAEC) zulässt, wenn die Aktivitätskonzentration von ^{222}Rn bzw. ^{220}Rn bekannt ist. Der Gleichgewichtsfaktor F ist definiert als Verhältnis zwischen der gemessenen PAEC und der PAEC die erwartet wird, wenn alle Zerfallsprodukte mit dem Radon-Mutternuklid im radioaktiven Gleichgewicht vorliegen würden. Der Gleichgewichtsfaktor im Freien liegt typischerweise in einem Bereich zwischen 0,5–0,7 und kann mit einem Erwartungswert von 0,6 angenommen werden. Die Anwendung des Gleichgewichtsfaktors zur Bestimmung der Strahlenexposition durch die Zerfallsprodukte von ^{220}Rn ist mit einigen Schwierigkeiten verbunden, da die Aktivitätskonzentrationen der Tochternuklide im Freien wie auch in Häusern oft nicht miteinander korreliert sind. Dies liegt in erster Linie an den kurzen Halbwertszeiten der Nuklide innerhalb der Zerfallskette, welche zu stark unterschiedlichen Verteilungen der Tochternuklide in der Atmosphäre führen.

Für die Aktivitätskonzentrationen von Radon in Häusern weltweit wird ein arithmetischer Mittelwert von 40 Bq m^{-3} und ein geometrischer Mittelwert von $30 \times 2{,}3^{\pm 1}$ Bq m^{-3} angegeben, woraus sich ein Erwartungswert von 42 Bq m^{-3} errechnet (Tabelle 6). Die Radonkonzentration in Häusern ist weniger von deren geographischer Lage als von den klimatischen Bedingungen im Untersuchungsgebiet sowie deren Bauweise und der damit korrelierten Ventilationsrate der Häuser abhängig. Zwischen den mittleren Radonkonzentrationen der einzelnen Länder und deren geographischer Lage, abgeschätzt über den

Breitengrad, kann keine eindeutige Tendenz festgestellt werden. Aktuelle Untersuchungen zum Gleichgewichtsfaktor in Häusern ergeben einen typischen Wert von 0,40 ± 0,12 bei einer Spannweite von 0,1–0,9.

Durch den Zerfall von ^{222}Rn oder durch den Rückstoß beim Zerfall seines Mutternuklides ^{226}Ra werden Zerfallsprodukte in Form von positiven Ionen oder neutralen Atomen mit einem ungefähren Durchmesser von 0,5 nm gebildet. In Abhängigkeit von den lokalen Bedingungen bilden sie mit Wasser oder anderen in der Umgebungsluft enthaltenen Molekülen Cluster, die sehr schnell auf eine Größe von 0,5–5,0 nm anwachsen, die so genannte unangelagerte Fraktion (engl. unattached fraction). Die meisten dieser kleinen Partikel lagern sich sehr schnell an lokal vorhandene Aerosole an und bilden damit Teilchen mit einem Durchmesser von ca. 20–500 nm, welche als angelagerte Fraktion (engl. attached fraction) bezeichnet werden. Der Anteil der Anlagerung ist sehr stark von der Konzentration an Aerosolteilchen in der Umgebung abhängig. In staubiger und rauchiger Umgebung ist der Anteil der unangelagerten Fraktion im Allgemeinen sehr niedrig, während in besonders reiner Umgebung, wie z.B. in Räumen mit gefilterter Luft, ein größerer Anteil von unangelagerten Zerfallsprodukten zu erwarten ist. Der mittlere Durchmesser von Aerosolteilchen in Häusern beträgt ca. 100 nm und kann sich durch die Verwendung von elektrischen Motoren, offenen Flammen und elektrischen Heizgeräten verändern, welche kleinere Aerosolteilchen von ca. 50 nm produzieren. Zigarettenrauch erzeugt bevorzugt Aerosolteilchen mit einem Durchmesser von ungefähr 300 nm.

Die Strahlenexposition von kritischen Zellen des Atemtraktes pro Einheit ^{222}Rn für die allgemeine Bevölkerung kann nach dosimetrischen Modellen berechnet werden, wenn die Größenverteilung der Partikel im Aerosol, die unangelagerte Fraktion der Zerfallsprodukte, die Atemrate, der Anteil der Deposition im Atemtrakt, die Clearance der Schleimhäute und die bestrahlten Zellen im Atemtrakt bekannt sind. Derartige Modellierungen sind stark abhängig vom verwendeten Berechnungsmodell und damit notwendigerweise von den Unsicherheiten der Eingangsdaten, so wie auch von den für das Modell gemachten Annahmen. Da beim klassischen Lungenkrebs von Rauchern und Uranbergarbeitern ein überwiegender Anteil (> 75 %) der Tumore in den Schleimhäuten des Bronchialbaumes gefunden wurde, berücksichtigen die verwendeten Modelle zur Berechnung der Dosis durch Inhalation von Radon und seinen Zerfallsprodukten ausschließlich die Zellen des Bronchialepithels. Die wichtigsten Parameter bei der Berechnung der Dosis für die betrachteten Zellkerne durch Alphateilchen sind die Größenverteilung der Aerosole, der Anteil der unangelagerten Fraktion, die Atemrate und die Tiefe der Zellkerne im Gewebe.

Als Alternative zum dosimetrischen Modell wurde von der ICRP zusätzlich ein epidemiologisches Modell zur Berechnung der Strahlenexposition durch Inhalation von Radon und seinen Zerfallsprodukten entwickelt. Es basiert auf epidemiologischen Studien zur Sterblichkeit von Uranarbeitern durch Radonexposition und leitet aus den international vorhandenen Daten einen auf die effektive Äquivalentdosis bezogenen Risikofaktor für Lungenkrebsentstehung ab. Für eine altersgemittelte männliche Bevölkerung mit durchschnittlichen Rauchgewohnheiten leitet sich ein Mortalitätsrisiko für Lungenkrebs in Höhe von 30 Fällen unter 100.000 Personen (P = 0,0003) bei einem typischen Jahresaufenthalt von 7.000 h in einer ^{222}Rn-Raumluftkonzentration von 250 Bq m^{-3} ab. Akkumuliert über 70 Jahre des Lebens ergibt sich somit in einer derartigen Wohnung ein Zusatzrisiko von 0,02 für Lungenkrebs. Die ICRP leitet diese Risikoschätzung von den epidemiologischen Daten ab

und schlägt als Konvention vor, den Jahresaufenthalt in einer Wohnung, deren ^{222}Rn-Raumluftkonzentration 250 Bq m^{-3} beträgt, als gleichbedeutend mit einer effektiven Dosis von 4 mSv a^{-1} anzusehen, da beide Expositionen zum gleichen Risiko führen. Der mehrfach revidierte Risikokoeffizient wurde inzwischen um einen Faktor von mehr als drei erhöht und beträgt für Personen an Arbeitsplätzen r_e = 5,6·10^{-5} mSv^{-1}, für die allgemeine Bevölkerung wird er mit r_e = 7,3·10^{-5} mSv^{-1} abgeschätzt. Für das Lungenkrebsrisiko durch die Exposition gegenüber ^{220}Rn exisitieren keine epidemiologischen Daten zur Ableitung eines analogen Risikokoeffizienten [UNS00] [Zoc96].

Tabelle 6. Aktivitätskonzentrationen von ^{222}Rn und ^{220}Rn in Häusern und im Freien sowie die daraus resultierende effektive Jahresdosis in Deutschland und im weltweiten Mittel.

Expositionsart	Expositionsort	Radon-222	Radon-220
$C_{\text{Rn-222+Rn-220}}$ in Häusern [UNS93]	Global	40 Bq m^{-3} (30×2,3$^{\pm 1}$ Bq m^{-3}) 10–100 Bq m^{-3}	10 Bq m^{-3} 2–20 Bq m^{-3}
$C_{\text{Rn-222+Rn-220}}$ im Freien [UNS93]	Global	10 Bq m^{-3} (1–100 Bq m^{-3})	10 Bq m^{-3} (1–100 Bq m^{-3})
Gleichgewichtsfaktor in Häusern [UNS00]	Global	0,4 ± 0,12 (0,1–0,9)	-
Gleichgewichtsfaktor im Freien [UNS00]	Global	0,6 (0,5–0,7)	-
$C_{\text{Rn-222+Rn-220}}$ in Häusern [Leh97]	Deutschland	35,9×1,8$^{\pm 1}$ Bq m^{-3} (EW = 24 Bq m^{-3}) (24–64 Bq m^{-3})	-
$C_{\text{Rn-222+Rn-220}}$ im Freien [BfS98]	Deutschland	10,0×1,9$^{\pm 1}$ Bq m^{-3} (EW = 12 Bq m^{-3})	-
Inhalation – in Häusern	Global	1,000 mSv a^{-1}	0,084 mSv a^{-1}
Inhalation – im Freien	Global	0,095 mSv a^{-1}	0,007 mSv a^{-1}
Intern über Blut – in Häusern	Global	0,048 mSv a^{-1}	0,008 mSv a^{-1}
Intern über Blut – im Freien	Global	0,003 mSv a^{-1}	0,002 mSv a^{-1}
Inhalation von Wasser – gesamt	Global	0,025 mSv a^{-1}	-
Ingestion über Wasser – gesamt	Global	0,002 mSv a^{-1}	-
^{222}Rn und ^{220}Rn über alle Pfade [UNS00]	Global	**1,2 mSv a^{-1}**	-
Inhalation – in Häusern	Deutschland	0,8 mSv a^{-1}	0,1 mSv a^{-1}
Inhalation – im Freien	Deutschland	0,2 mSv a^{-1}	-
^{222}Rn und ^{220}Rn über alle Pfade [BMU05a]	Deutschland	**1,1 mSv a^{-1}**	-

Die Spannweite zwischen den aus epidemiologischen Studien und der physikalischen Dosimetrie abgeleiteten Dosiskonversionskoeffizienten beträgt 6–15 mSv Bq h m^{-3}. Der zurzeit international anerkannte und durch den UNSCEAR-Report von 1993 publizierte Wert wird mit 9 nSv pro Bq h m^{-3} angegeben [UNS93]. Aus den weltweiten Mittelwerten für die ^{222}Rn–Konzentration in Häusern bzw. im Freien von 40 Bq m^{-3} bzw. 10 Bq m^{-3} und einem mittleren Gleichgewichtsfaktor von 0,4 bzw. 0,6 leiten sich damit effektive Jahresdosen von 1,000 mSv a^{-1} bzw. 0,095 mSv a^{-1} für die Inhalation von Radon und seinen Folgeprodukten ab. Mit den weltweiten Mittelwerten für die ^{220}Rn-Konzentrationen in Häusern und im Freien von 10 Bq m^{-3} ergeben sich analog effektive Jahresdosen von 0,084 mSv a^{-1} bzw. 0,007 mSv a^{-1}, und entsprechend 0,09 mSv a^{-1} für die gesamte effektive Jahresdosis durch Inhalation von Thoron und seinen Folgprodukten. Außerdem muss für die Exposition gegenüber im Blut gelösten ^{222}Rn von einer zusätzlichen effektiven Jahresdosis von 0,048

mSv a^{-1} in Häusern und von 0,003 mSv a^{-1} im Freien ausgegangen werden, analog für ^{220}Rn von einer zusätzlichen effektiven Jahresdosis von 0,008 mSv a^{-1} bzw. 0,002 mSv a^{-1}. Zusätzlich trägt das im Gewebewasser gelöste Radon durch den Konsum von Trinkwasser und die Inhalation von Radon bei der Benutzung von Trinkwasser zu einer jährlichen Strahlenexposition von 0,002 mSv a^{-1} bzw. 0,025 mSv a^{-1} bei. Die totale effektive Jahresdosis durch ^{222}Rn und ^{220}Rn über alle Expositionspfade ergibt sich damit zu 1,2 mSv a^{-1}. Eine Übersicht der Einzelbeiträge zur jährlichen Strahlenexposition durch Radon und seine Folgeprodukte kann Tabelle 6 entnommen werden.

2.2 Rechtliche Grundlagen bei der Bewertung von Strahlenexpositionen

In diesem Kapitel soll ein kurzer Überblick über die gesetzlichen Grundlagen zur Überwachung der Freisetzung, Ausbreitung und Verteilung von natürlichen Radionukliden in der Umwelt sowie über die gesetzlichen Forderungen zu Dosisgrenzwerten und der daraus abgeleiteten Notwendigkeit zur Ermittlung der resultierenden Strahlenexposition des Menschen gegeben werden. Die folgende Zusammenfassung von Gesetzestexten und Empfehlungen wurde dabei auf den für diese Arbeit relevanten „Schutz der Bevölkerung“ vor natürlichen Strahlungsquellen konzentriert. Ein besonderer Schwerpunkt wurde bei den gesetzlichen Forderungen nach einer realistischen Ermittlung von Strahlenexpositionen gesetzt.

Die Zitate der Gesetzestexte sind durch *kursive* Schrift hervorgehoben.

2.2.1 Internationale Richtlinien und Empfehlungen

2.2.1.1 Publikation Nr. 60 der internationalen Strahlenschutzkommission (ICRP)

Die Grundlagen-Empfehlungen in der Publikation Nr. 60 der internationalen Strahlenschutzkommission (International Commision on Radioecological Protection, ICRP) aus dem Jahr 1991 stellen auch heute noch den weltweit anerkannten Standard für die Regelung zum Strahlenschutzes in den nationalen Gesetzestexten dar [ICR91].

Die Publikation besteht aus sieben Kapiteln, von denen lediglich die Kapitel 4. „System des Strahlenschutzes, 5. „Strahlenschutz bei geplanten und bestehenden Tätigkeiten“ und 6. „Strahlenschutz in Interventionssituationen“ für den in dieser Arbeit behandelten Bereich des Strahlenschutzes der Bevölkerung infolge von Tätigkeiten und Arbeiten mit natürlichen Radionukliden relevant ist.

Ziel der Publikation ist es gemäß **§ 10 (Zielstellung)** Empfehlungen zu den Grundlagen des Strahlenschutzes zu geben, welche in die nationale Gesetzgebung einfließen sollen: [„*The Commission intends this report to be of help to regulatory and advisory agencies at national, regional, and international levels, mainly by providing guidance on the fundamental principles on which appropriate radiological protection can be based. Because of the differing conditions that apply in various countries, the Commission does not intend to provide a regulatory text.*“].

Dazu werden zunächst in den **§§ 22–41 (Basisgrößen der Dosimetrie)** die grundlegenden dosimetrischen Größen wie Strahlungswichtungsfaktoren (§ 23), Äquivalentdosis (§ 24), Gewebewichtungsfaktoren (§ 27) und die effektive Dosis (§ 27) definiert. Zudem wird in § 33 das Zeitintegral der Äquivalentdosisleistung von Kindern als 70-jährige Folgedosis sowie die die von Erwachsenen als 50-jährige Folgedosis festgelegt: [„…*The time integral of the equivalent-dose rate is called the committed equivalent dose, $H_T(\tau)$ where τ is the integration time (in years) following the intake. If τ is not speeified, it is implied that the value is 50 years for adults and from intake to age 70 years for ehildren. By extension, the committed effective dose, $E(\tau)$, is similarly defined. When the Commission refers to an equivalent or effective dose aecumulated in a given period of time, it is implicit that any eommitted doses from intakes oeeurring in that same period are included.*“].

Kapitel 4: Das System des Strahlenschutzes

Der **§ 112** definiert die **Grundprinzipien des Strahlenschutzes bei geplanten und bestehenden Tätigkeiten**. Diese sind:

die **Rechtfertigung** einer Tätigkeit: [„*No practice involving exposures to radiation should be adopted unless it produces sufficient benefit to the exposed individuals or to society to offset the radiation detriment it causes*.“],

die **Optimierung** des Strahlenschutzes [„*In relation to any particular source within a practice, the magnitude of individual doses, the number of people exposed, and the likelihood of incurring exposures where these are not certain to be received should all be kept as low as reasonably achievable, economic and social factors being taken into account*.“] („*as low as reasonably achievable*“, auch als ALARA-Prinzip im Strahlenschutz bekannt) sowie

die **Begrenzung der Dosis** [„*The exposure of individuals resulting from the combination of all the relevant practices should be subject to dose limits, or to some control of risk in the case of potential exposures. These are aimed at ensuring that no individual is exposed to radiation risks that are judged to be unacceptable from these practices in any normal circumstances.*“].

Der **§ 113** definiert ergänzend die **Grundprinzipien des Strahlenschutzes bei Interventionen**. Diese sind:

die **Rechtfertigung** der Interventionsmaßnahme [„*The proposed intervention should do more good than harm, i.e. the reduction in detriment resulting from the reduction in dose should be sufficient to justify the harm and the costs, including social costs, of the intervention.*“] und

die **Optimierung** des Strahlenschutzes bei der Intervention [„*The form, scale, and duration of the intervention should be optimised so that the net benefit of the reduction of dose, i.e. the benefit of the reduction in radiation detriment, less the detriment associated with the intervention, should be maximised.*“].

Abweichend von geplanten Tätigkeiten gelten gemäß **§ 113c** bei Interventionen keine Dosisgrenzwerte, diese können durch **Interventionsschwellen** ersetzt werden: [„*Dose limits do not apply in the case of intervention. Principles (a) and (b) can lead to intervention levels which give guidance to the situations in which intervention is appropriate. There will be some level of projected dose above which, because of serious deterministic effects, intervention will almost always be justified.*“].

Die §§ 115–116, §§ 117–121 und §§ 122–126 geben eine nähere Erläuterung der Grundprinzipien des Strahlenschutzes, d.h. Rechtfertigung, Optimierung und Dosisbegrenzung bei geplanten und bestehenden Tätigkeiten.

Ebenso wird in den §§ 130–131 auf diese Grundprinzipien bei Interventionen näher eingegangen. In **§ 130** wird dazu eine Definition einer **Interventionssituation** gegeben: [„*In some situations, the sources, the pathways, and the exposed individuals are already in place when the decisions about control measures are being considered.* […] *An important group of such situations is that involving exposure to natural sources of radiation.*“].

Kapitel 5: Strahlenschutz bei geplanten und bestehenden Tätigkeiten

In **§ 186 (Optimierung des Strahlenschutzes bei allgemeinen Strahlenexpositionen)** wird die kritische Gruppe in Bezug auf Strahlenschutzgrenzwerte definiert: [„*It is often convenient to class together individuals who form a homogeneous group with respect to their exposures to a single source. When such a group is typical of those most highly exposed by that source,*

it is known as a critical group. The dose constraint should be applied to the mean dose in the critical group from the source for which the protection is being optimised.“].

Der **§ 191 (Dosisgrenzwert für die Bevölkerung)** gibt eine Begründung für den von der Kommission empfohlenen Dosisgrenzwert von 1mSv a^{-1} für die allgemeine Bevölkerung: [„*The consequences of continued additional exposure giving annual effective doses in the range from 1 mSv to 5 mSv are presented in Annex C. They provide no easy basis for a judgement, but do suggest a value of the annual dose limit not much above 1 mSv. On the other hand, the data in Figure C-6 of Annex C show that, even at a continued exposure of 5 mSv* y^{-1}*, the change in the age specific mortality rate is very small. Excluding the very variable exposures to radon, the annual effective dose from natural sources is about 1 mSv, with values at high altitudes above sea level and in some geological areas of at least twice this. On the basis of all these considerations, the Commission recommends an annual limit on effective dose of 1 mSv.*“]. Ergänzend wird in **§ 192** zusammengefasst, dass dieser Grenzwert für einen 5-jährigen Mittelwert der effektiven Dosis gilt: [„*It now recommends that the limit for public exposure should be expressed as an effective dose of 1 mSv in a year. However, in special circumstances, a higher value of effective dose could be allowed in a single year, provided that the average over 5 years does not exceed 1 mSv per year…*“]. Der **§ 194** gibt eine Zusammenstellung der empfohlenen Dosisgrenzwerte für effektive Dosen und Organdosen.

Kapitel 6: Strahlenschutz bei Interventionen

Der **§ 216 (Radon in Häusern)** geht auf die besondere Notwendigkeit der Durchführung von Interventionsmaßnahmen in Gegenden hoher Strahlenexposition durch Radon in Häusern: [„*Radon in dwellings needs special attention because both the individual and the collective doses from radon are higher than those from almost any other source. In many countries, there are some individual doses substantially higher than those that would be permitted in occupational exposure. If improvements are needed, they have to be achieved by intervention involving modifications to the dwellings or to the behaviour of the occupants.*“]. Es wird dazu auf die Publikation Nr. 39 der ICRP verwiesen: [„*In Publication 39 (1984), the Commission recommended the use of action levels to help in deciding when to require or advise remedial action in existing dwellings…*“].

In **§ 219 (Radioaktive Rückstände früherer Arbeiten und Tätigkeiten)** werden erhöhte Strahlenexpositionen durch Rückstände aus früheren Arbeiten und Tätigkeiten behandelt, wie z.B. die Hinterlassenschaften des ehemaligen Uranbergbaus. Es wird zudem auf Strahlenschutzgrundsätze zur Durchführung von Interventionsmaßnahmen eingegangen: [„*The most common causes of residues are the burial of long-lived materials from early operations such as mining and luminising with radium compounds.* […] *There have been several accidents in which long-lived radioactive materials have been dispersed in residential and agricultural areas. The necessary remedial actions vary greatly in complexity and scale and may themselves give rise to problems of occupational exposure and waste disposal.* […]*The need for and extem of remedial action has to be judged by comparing the benefit of the reductions in dose with the detriment of the remedial work, including that due to the doses incurred in the remedial work. No general solutions are available, but the methods recommended for the optimisation of protection can be used to give guidance in each individual case.*“].

2.2.1.2 Richtlinie 96/29/EURATOM des Rates der Europäischen Union

Die Richtlinie 96/29/EURATOM („Euratom-Grundnorm“) des Rates der Europäischen Union vom 13. Mai 1996 dient der Festlegung der grundlegenden Sicherheitsnormen für den Schutz der Gesundheit der Arbeitskräfte und der Bevölkerung in der Europäischen Union gegen die Gefahren ionisierender Strahlungen [EUR96].

Die Grundnormen gehen auf den Vertrag zur Gründung der Europäischen Gemeinschaft zurück. In Artikel 30 des o.g. Vertrages sind die Grundnormen für den Gesundheitsschutz der Arbeitskräfte und der Bevölkerung gegen die Gefahren ionisierender Strahlungen definiert. [„*Jeder Mitgliedstaat erlässt gemäß Artikel 33 des Vertrags die geeigneten Rechts- und Verwaltungsvorschriften, um die Beachtung der festgesetzten Grundnormen sicherzustellen*…“]. Die Entwicklung der wissenschaftlichen Erkenntnisse im Bereich des Strahlenschutzes, wie sie insbesondere in der Empfehlung Nr. 60 der Internationalen Kommission für Strahlenschutz [ICR91] zum Ausdruck kommt, waren ausschlaggebend die Grundnormen zu überarbeiten und in einem neuen Rechtsakt, der o.g. Richtlinie, festzulegen.

Titel II: Anwendungsbereich

Der **Artikel 2 (Anwendungsbereich)** definiert die Zweckbestimmung der Richtlinie. Demnach gilt diese gemäß **Abs. 1** [„…*für alle Tätigkeiten, die mit einer Gefährdung durch ionisierende Strahlung aus einer künstlichen Strahlenquelle oder aus einer natürlichen Strahlenquelle verbunden sind, wenn hierbei natürliche Radionuklide aufgrund ihrer Radioaktivität, Spaltbarkeit oder Bruteigenschaft verarbeitet werden oder verarbeitet worden sind*…“] und gemäß **Abs. 2** [„…*auch für Arbeiten, die nicht unter Absatz 1 fallen, bei denen aber natürliche Strahlenquellen vorhanden sind und durch die sich die Exposition der Arbeitskräfte oder von Einzelpersonen der Bevölkerung so erheblich erhöht, dass dies aus der Sicht des Strahlenschutzes nicht außer acht gelassen werden darf*…“] sowie gemäß **Abs. 3** [„…*auch für sämtliche Interventionen im Falle radiologischer Notstandssituationen oder im Falle einer dauerhaften Exposition aufgrund der Folgen einer radiologischen Notstandssituation oder der Ausübung einer vergangenen oder früheren Tätigkeit oder Arbeit*.“]

Titel III: Anmeldung und Genehmigung der Tätigkeiten

Der **Artikel 4 (Genehmigung) Abs. 1** verpflichtet die Mitgliedsstaaten eine vorherige Genehmigung für [„…*den Betrieb und die Stilllegung jeder Anlage des nuklearen Brennstoffkreislaufs sowie den Betrieb und die Stilllegung von Uranbergwerken*…“] in das gesetzliche Regelwerk aufzunehmen.

Weiterhin ist nach **Artikel 5 (Genehmigung und Freigabe zur Beseitigung) Abs. 1** [„…*für die sich aus einer anmelde- oder genehmigungspflichtigen Tätigkeit ergebende Beseitigung, Wiederverwertung oder Wiederverwendung von radioaktiven Stoffen oder von Materialien, die radioaktive Stoffe enthalten, eine vorherige Genehmigung vorgeschrieben*.“]

Titel IV: Rechtfertigung, Optimierung und Begrenzung der Tätigkeiten

Der **Artikel 6, Abs. 1 (Rechtfertigung)** beschäftigt sich mit dem Strahlenschutzgrundsatz der Rechtfertigung von Tätigkeiten. Demnach müssen die Mitgliedsstaaten sicherstellen, [„…*dass alle neuen Tätigkeitskategorien bzw. Tätigkeitsarten, bei denen es zu Exposition durch ionisierende Strahlen kommt, vor ihrer erstmaligen Genehmigung bzw. Zulassung durch Abwägung ihres wirtschaftlichen, sozialen oder sonstigen Nutzens gegenüber der möglicherweise von ihnen ausgehenden gesundheitlichen Beeinträchtigung gerechtfertigt werden*.“]

Mit **Artikel 6, Abs. 3a (Optimierung)** wird zudem das Optimierungsgebot im Strahlenschutz berücksichtigt. Demnach sind [„…*im Rahmen der Optimierung die Expositionen stets so niedrig gehalten werden, wie dies unter Berücksichtigung der wirtschaftlichen und sozialen Faktoren möglich und vertretbar ist.*“]

Ebenso wird mit **Artikel 7 (Dosisbeschränkungen)** der Strahlenschutzgrundsatz der Begrenzung von Strahlenexpositionen durch Tätigkeiten umgesetzt. Danach sollen [„…*Dosisbeschränkungen gegebenenfalls im Rahmen der Optimierung des Strahlenschutzes herangezogen werden*.“]

Der **Artikel 13 (Dosisgrenzwerte für Einzelpersonen der Bevölkerung)** legt die Dosisgrenzwerte für Einzelpersonen der europäischen Bevölkerung fest. [„*Der Grenzwert der effektiven Dosis beträgt 1 mSv pro Jahr. Allerdings kann unter besonderen Umständen ein höherer Wert der effektiven Dosis pro Jahr zugelassen werden, sofern der Mittelwert über fünf aufeinander folgende Jahre 1 mSv pro Jahr nicht überschreitet*.“]

Ergänzend dazu wird in **Artikel 14 (Strahlenexposition der Bevölkerung insgesamt)** eine Optimierung des Strahlenschutzes für die Bevölkerung im Allgemeinen gefordert. Danach sorgen die Mitgliedsstaaten [„…*mit angemessenen Mitteln dafür, dass der Beitrag der Tätigkeiten zur Strahlenexposition der Bevölkerung insgesamt so niedrig gehalten wird, wie dies unter Berücksichtigung wirtschaftlicher und sozialer Faktoren vernünftigerweise erreichbar ist*.“] Diese Forderung entspricht dem ALARA-Prinzip nach § 112 der Publikation 60 der Internationalen Strahlenschutzkommission [ICR91].

Titel VII: Erheblich erhöhte Exposition durch natürliche Strahlenquellen

Der **Artikel 40 (Anwendung)** fordert die Mitgliedsstaaten auf, gesetzliche Regelungen [„…*für nicht unter Artikel 2 Absatz 1 fallende Arbeiten, bei denen das Vorhandensein natürlicher Strahlenquellen die Exposition der Arbeitnehmer oder von Einzelpersonen der Bevölkerung so erheblich erhöht, dass dies aus der Sicht des Strahlenschutzes nicht außer acht gelassen werden darf*…“] zu erlassen. Die Mitgliedsstaaten haben dazu sicherzustellen, [„…*dass anhand von Untersuchungen oder anderen geeigneten Mitteln die Arbeiten ermittelt werden, die möglicherweise von Belang sind. Hierbei handelt es sich insbesondere um:*

a. *Arbeiten, bei denen die Arbeitnehmer und gegebenenfalls Einzelpersonen der Bevölkerung, Thoron- oder Radonfolgeprodukten oder Gammastrahlungen oder einer sonstigen an Arbeitsplätzen auftretenden Exposition ausgesetzt sind* […]*;*
b. *Arbeiten, die die Verwendung und Lagerung von Stoffen beinhalten, die normalerweise nicht als radioaktiv gelten, jedoch natürliche Radionuklide enthalten, die die Exposition der Arbeitskräfte und gegebenenfalls von Einzelpersonen der Bevölkerung erheblich erhöhen;*
c. *Arbeiten, bei deren Durchführung Rückstände entstehen, die normalerweise nicht als radioaktiv gelten, jedoch natürliche Radionuklide enthalten, die die Exposition von Einzelpersonen der Bevölkerung und gegebenenfalls von Arbeitskräften erheblich erhöhen*…].

Ergänzend dazu verpflichtet **Artikel 41 (Schutz vor Exposition durch terrestrische natürliche Strahlenquellen)** die Mitgliedsstaaten [„…*für alle von ihnen entsprechend eingestuften Arbeiten, die Schaffung geeigneter Vorkehrungen zur Überwachung der Expositionen*…“] zu treffen.

Titel VIII: Durchführung des Schutzes der Bevölkerung unter normalen Bedingungen

Der **Artikel 43 (Wichtigster Grundsatz)** definiert das primäre Strahlenschutzziel für die Bevölkerung. Demnach haben die Mitgliedsstaaten die Voraussetzungen zu schaffen, [„…*die zur Gewährleistung des größtmöglichen Schutzes der Bevölkerung gemäß den in Artikel 6 aufgeführten Grundsätzen und zur Anwendung der Grundprinzipien für Maßnahmen zum Schutz der Bevölkerung erforderlich sind*.“]

Basierend auf diesem Grundsatz verpflichtet **Artikel 44 (Genehmigung von Tätigkeiten, die mit einer Gefährdung für die Bevölkerung verbunden sind)** die Mitgliedsstaaten, [„…*die Faktoren zu ermitteln und auszuschalten, die während einer beliebigen mit einer Strahlenexposition durch ionisierende Strahlung verbundenen Handlung für die Bevölkerung ein Expositionsrisiko zur Folge haben können, das aus der Sicht des Strahlenschutzes nicht außer acht gelassen werden darf*.“]

Zur Umsetzung o.g. Regelungen fordert **Artikel 45 (Abschätzungen der Bevölkerungsdosen)** die zuständigen Behörden auf, gemäß **Abs. a)** dafür zu sorgen, [„…*dass Abschätzungen der Dosen aus Tätigkeiten nach Artikel 44 für die Bevölkerung in ihrer Gesamtheit und für Bezugsbevölkerungsgruppen überall dort, wo gegebenenfalls solche Gruppen bestehen, so realistisch wie möglich vorgenommen werden*…“]. Diese auch als „**Realismusforderung**“ der Euratom-Richtlinie bekannte Formulierung ist die gesetzliche Grundlage für die Anwendung der Berechnungsgrundlagen Bergbau bei der realistischen Ermittlung von Strahlenexpositionen infolge bergbaulicher Tätigkeiten (vgl. auch Kapitel 2.5.1.2 bzw. 7.1.1). Außerdem wird gemäß **Abs. d)** gefordert, [„…*dass Aufzeichnungen über die Messungen der externen Strahlenexposition, Abschätzungen der Radionuklidinkorporationen und radioaktiven Kontamination sowie über die Ergebnisse der Ermittlung der von Bezugsgruppen und von der Bevölkerung erhaltenen Dosen erstellt werden*.“]

Titel IX: Interventionen

In **Artikel 48 (Anwendung)** werden die Strahlenschutzgrundsätze für die Durchführung von Interventionen definiert. Interventionssituationen liegen gemäß **Abs. 1** [„…*im Falle radiologischer Notstandssituationen oder im Falle einer dauerhaften Exposition aufgrund der Folgen einer radiologischen Notstandssituation oder einer früheren oder alten Tätigkeit oder Arbeit*…“] vor.

Nach **Abs. 2** haben die Durchführung und der Umfang sämtlicher Interventionsmaßnahmen nur unter Beachtung der folgenden Strahlenschutzgrundsätze zu erfolgen. **Rechtfertigung**: Eine Intervention erfolgt nur, [„…*wenn die Minderung der Beeinträchtigung durch Strahlung ausreicht, um den Schaden und die Kosten einschließlich der volkswirtschaftlichen Kosten der Intervention zu rechtfertigen*.“] **Optimierung**: Ebenso werden [„…*Form, Umfang und Dauer der Intervention so optimiert, dass der Nutzen der Minderung der gesundheitlichen Beeinträchtigung abzüglich des mit der Intervention verbundenen Schadens maximiert wird*.“] **Dosisbegrenzung**: Abweichend von den Dosisgrenzwerten für normale Bedingungen gilt, dass [„…*bei Interventionen die Dosisgrenzwerte gemäß den Artikeln 9 und 13 keine Anwendung finden; jedoch stellen die nach Artikel 50 Absatz 2 erstellten Interventionswerte einen Hinweis dafür dar, in welchen Situationen eine Intervention angezeigt ist*…“]. Gemäß Artikel 50 Abs. 2 sind die Interventionsschwellen von den Mitgliedsstaaten selbst festzulegen.

Der **Artikel 53** beschäftigt sich ergänzend mit der Intervention bei dauerhafter Strahlenexposition. Er verpflichtet die Mitgliedsstaaten beim Auftreten einer Situation [„…*die aufgrund der Folgen einer radiologischen Notstandssituation oder der Ausübung einer früheren Tätigkeit zu einer dauerhaften Strahlenexposition führt*…“] dafür zu sorgen, dass

[„…*unter Berücksichtigung des jeweiligen Ausmaßes des Expositionsrisikos*…“] dass: [„*a) das betroffene Gebiet abgegrenzt wird; b) ein System zur Überwachung der Strahlenexposition eingerichtet wird; c) unter Berücksichtigung der tatsächlichen Merkmale der Situation alle geeigneten Interventionen durchgeführt werden; d) der Zugang zu Gelände oder Bauten innerhalb des abgegrenzten Gebietes und deren Verwendung geregelt werden*.“] Die Forderung von Absatz b.) ist dabei u.a. Grundlage für die Anwendung der Richtlinie zur Emissions- und Immissionsüberwachung bei bergbaulichen Tätigkeiten (REI-Bergbau) bei der Sanierung der Hinterlassenschaften des ehemaligen Uranbergbaus in Sachsen und Thüringen.

Gemäß **Artikel 55 (Umsetzung in innerstaatliches Recht)** wurde von den Mitgliedsstaaten gefordert [„…*die erforderlichen Rechts- und Verwaltungsvorschriften zu erlassen, um dieser Richtlinie vor dem 13. März 2000 nachzukommen*.“] Deutschland kam dieser Forderung erst mit der Verabschiedung der novellierten Strahlenschutzverordnung [Str01] am 20. Juli 2001 nach (siehe Kapitel 2.2.2.2).

2.2.2 Deutsches Strahlenschutzrecht

Die nationale Gesetzgebung zum Strahlenschutz in Deutschland geht auf die weltweit anerkannten Normen der Internationalen Strahlenschutzkommission (ICRP) zurück, welche ihren Einzug in die europäische Gesetzgebung mit den darauf beruhenden Richtlinien des Rates der Europäischen Union bzw. der Europäischen Atomgemeinschaft (EURATOM) hatten. Mit der Novellierung der Deutschen Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) im Jahr 2001 wurden die Euratom-Richtlinien zum Strahlenschutz, erstmals unter Berücksichtigung von natürlichen Radionukliden, in nationales Recht umgesetzt.

2.2.2.1 Strahlenschutzvorsorgegesetz (StrVG)

Das Gesetz zum vorsorgenden Schutz der Bevölkerung gegen Strahlenbelastung, kurz Strahlenschutzvorsorgegesetz (StrVG), liegt zurzeit in der Fassung vom 31. Oktober 2006 vor [SVG06].

Der Anwendungsbereich des StrVG nach **§ 1 (Zweckbestimmung)** ist es [„…*zum Schutz der Bevölkerung die Radioaktivität in der Umwelt zu überwachen* sowie *die Strahlenexposition der Menschen und die radioaktive Kontamination der Umwelt im Falle von Ereignissen mit möglichen nicht unerheblichen radiologischen Auswirkungen unter Beachtung des Standes der Wissenschaft und unter Berücksichtigung aller Umstände durch angemessene Maßnahmen so gering wie möglich zu halten*.“]

Der Anwendungsbereich des Gesetzes deckt damit die Überwachung der natürlichen Radionuklide in der Umwelt ab. Nach **§ 2 (Aufgaben des Bundes), Abs. 1** wird dem Bund [„…*die großräumige Ermittlung der Radioaktivität in Luft und Niederschlägen sowie der Gamma-Ortsdosisleistung*…“] zugewiesen. Diese Zuständigkeit ist Grundlage des vom BfS betriebenen Integrierten Mess- und Informationssystems zur Überwachung der Radioaktivität (**IMIS**), welches auch wertvolle Informationen zur natürlichen Umweltradioaktivität liefert.

Nach der Forderung von **§ 4 (Informationssystem des Bundes), Abs. 1** werden [„…*die ermittelten Daten vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit in*

der Zentralstelle des Bundes für die Überwachung in einem Informationssystem "Radioaktivität in der Umwelt" zusammengefasst.“]

Die Forderung von **§ 5 (Bewertung der Daten, Unterrichtung des Deutschen Bundestages und des Bundesrates), Abs. 2** ist zudem Grundlage für die jährliche Berichterstattung des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit über die Entwicklung der Radioaktivität in der Umwelt an den Deutschen Bundestag und den Bundesrat im sogenannten **Parlamentsbericht**, welcher auch Aussagen zur Entwicklung der natürlichen Strahlenexposition enthält.

Nach **§ 6 (Bestimmung von Dosiswerten und Kontaminationswerten), Abs. 1** wird […“*das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit ermächtigt, Berechnungsverfahren und Annahmen, die der Bestimmung von Dosiswerten und Kontaminationswerten zugrunde gelegt werden, durch Rechtsverordnung festzulegen*.“] Diese Regelung ist die Grundlage für die Anwendung der **Berechnungsgrundlagen Bergbau** bei der Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität in den Bundesländern (vgl. auch Kapitel 2.5.1.2 bzw. 7.1.1).

2.2.2.2 Strahlenschutzverordnung (StrlSchV)

Die im Jahr 2001 novellierte Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen, kurz Strahlenschutzverordnung (StrlSchV), [„…*dient der Umsetzung der Richtlinie 96/29/EURATOM des Rates vom 13. Mai 1996* [EUR96] *zur Festlegung der grundlegenden Sicherheitsnormen für den Schutz der Gesundheit der Arbeitskräfte und der Bevölkerung gegen die Gefahren durch ionisierende Strahlungen*…“] sowie anderer Euratom-Richtlinien und liegt zurzeit in der Fassung vom 20. Juli 2001 vor [Str01].

Die StrlSchV ist insgesamt in fünf Teile gegliedert. Für die im Rahmen dieser Arbeit behandelten Themen sind der zweite und dritte Teil relevant, welche sich mit dem Strahlenschutz bei der zielgerichteten Nutzung von Radioaktivität bei Arbeiten, bzw. mit dem Schutz vor natürlichen Strahlungsquellen bei Arbeiten beschäftigt.

Teil I: Allgemeine Vorschriften

Zweck der StrlSchV ist es gemäß **§ 1 (Zweckbestimmung)**, [„…*zum Schutz des Menschen und der Umwelt vor der schädlichen Wirkung ionisierender Strahlung Grundsätze und Anforderungen für Vorsorge- und Schutzmaßnahmen zu regeln, die bei der Nutzung und Einwirkung radioaktiver Stoffe und ionisierender Strahlung zivilisatorischen und natürlichen Ursprungs Anwendung finden*.“] Die Anforderungen der Euratom-Grundnormen werden dazu in der StrlSchV konkretisiert und in nationales Recht umgesetzt.

Gemäß **§ 2 (Anwendungsbereich) Abs. 1, Ziffer 1a** trifft die StrlSchV auch Regelungen für [„…*natürlich vorkommende Radioaktive Stoffe, wenn dieser Umgang aufgrund ihrer Radioaktivität, ihrer Nutzung als Kernbrennstoff oder zur Erzeugung von Kernbrennstoff erfolgt*.“] Außerdem gemäß **Ziffer 2** auch für [„…*Arbeiten, durch die Personen natürlichen Strahlungsquellen so ausgesetzt werden können, dass die Strahlenexpositionen aus der Sicht des Strahlenschutzes nicht außer Acht gelassen werden dürfen*.“]

[„*Die Sanierung von Hinterlassenschaften früherer Tätigkeiten und Arbeiten* sowie *die Stilllegung und Sanierung der Betriebsanlagen und Betriebsstätten des Uranerzbergbaus, mit Ausnahme der Regelungen in § 118…“*], werden in der StrSchV gemäß **§ 2 Abs. 2** nicht geregelt.

Nach **§ 3 (Begriffsbestimmungen), Abs.1** wird [„…*für die Systematik und Anwendung dieser Verordnung wird zwischen Tätigkeiten und Arbeiten unterschieden*.“] Tätigkeiten sind dabei Handlungen, bei denen die Radioaktivität zielgerichtet genutzt wird. Unter Arbeiten versteht man dagegen [„…*Handlungen, die, ohne Tätigkeit zu sein, bei natürlich vorkommender Radioaktivität die Strahlenexposition oder Kontamination erhöhen können*.“] Zur näheren Definition der Begriffe „Tätigkeiten“ und „Arbeiten“ siehe Kapitel 2.3 bzw. 2.4.

Teil 2: Schutz von Mensch und Umwelt vor radioaktiven Stoffen oder ionisierender Strahlung aus der zielgerichteten Nutzung bei Tätigkeiten

Der **§ 4 (Rechtfertigung)** beschäftigt sich mit dem Strahlenschutzgrundsatz der Rechtfertigung von Tätigkeiten. Demnach müssen [„…*neue Arten von Tätigkeiten, die unter § 2 Abs. 1 Nr. 1 fallen würden, mit denen Strahlenexpositionen oder Kontaminationen von Mensch und Umwelt verbunden sein können, unter Abwägung ihres wirtschaftlichen, sozialen oder sonstigen Nutzens gegenüber der möglicherweise von ihnen ausgehenden gesundheitlichen Beeinträchtigung gerechtfertigt sein.*] Dies entspricht einer Umsetzung von Artikel 6, Abs. 1 der Richtlinie 96/29/EURATOM [EUR96].

Ebenso wird mit **§ 5 (Dosisbegrenzung)** der Strahlenschutzgrundsatz der Begrenzung von Strahlenexpositionen durch Tätigkeiten umgesetzt. Demnach ist, wer […*eine Tätigkeit nach § 2, Abs. 1 Nr. 1, ausübt oder ausüben lässt, verpflichtet dafür zu sorgen, dass die Dosisgrenzwerte der §§ 46, 47, 55, 56 und 58 nicht überschritten werden. Die Grenzwerte der effektiven Dosis im Kalenderjahr betragen nach § 46 Abs. 1 für den Schutz von Einzelpersonen der Bevölkerung 1 Millisievert*.] Dies entspricht einer Umsetzung von Artikel 13, Abs. 2 der Richtlinie 96/29/EURATOM [EUR96].

Mit **§ 6 (Vermeidung unnötiger Strahlenexposition und Dosisreduzierung)** wird zudem das Optimierungsgebot im Strahlenschutz berücksichtigt. Demnach ist jeder, der […*eine Tätigkeit nach § 2 Abs. 1 Nr. 1 plant oder ausübt, verpflichtet, jede unnötige Strahlenexposition oder Kontamination von Mensch und Umwelt zu vermeiden*] sowie […*jede Strahlenexposition oder Kontamination von Mensch und Umwelt unter Beachtung des Standes von Wissenschaft und Technik und unter Berücksichtigung aller Umstände des Einzelfalls auch unterhalb der Grenzwerte so gering wie möglich zu halten*.] Dies entspricht einer Umsetzung von Artikel 14, Abs. 1 i.V.m. Artikel 6, Abs. 3a der Richtlinie 96/29/EURATOM [EUR96].

In **§ 46 (Begrenzung der Strahlenexposition der Bevölkerung)** werden die allgemeinen Dosisgrenzwerte von § 5 präzisiert und es werden explizite Grenzwerte zum Schutz der Bevölkerung und der Umwelt bei Strahlenexpositionen aus Tätigkeiten angegeben. Nach **Abs. 1** beträgt […*für Einzelpersonen der Bevölkerung der Grenzwert der effektiven Dosis durch Strahlenexpositionen aus Tätigkeiten nach § 2 Abs. 1 Nr. 1 ein Millisievert im Kalenderjahr*.] Außerdem gilt nach Abs. 3 […*bei Anlagen oder Einrichtungen außerhalb des Betriebsgeländes der Grenzwert für die effektive Dosis nach Absatz 1 für die Summe der Strahlenexposition aus Direktstrahlung und der Strahlenexposition aus Ableitungen*.]

Ergänzend dazu werden in **§ 47 (Begrenzung der Ableitung radioaktiver Stoffe), Abs. 1** für die Errichtung, Betrieb und Abbau von Anlagen [„…*Grenzwerte der durch Ableitungen radioaktiver Stoffe mit Luft oder Wasser aus diesen Anlagen oder Einrichtungen jeweils bedingten Strahlenexposition von Einzelpersonen der Bevölkerung im Kalenderjahr*…“] bezogen auf Körperorgane angegeben. Nach **Abs. 2** ist [„…*bei der Planung von Anlagen oder*

Einrichtungen die Strahlenexposition nach Absatz 1 für eine Referenzperson an den ungünstigsten Einwirkungsstellen unter Berücksichtigung der in Anlage VII Teil A bis C genannten Expositionspfade, Lebensgewohnheiten der Referenzperson und übrigen Annahmen zu ermitteln…“]. [„*Die Bundesregierung erlässt mit Zustimmung des Bundesrates allgemeine Verwaltungsvorschriften über die zu treffenden weiteren Annahmen*.“] Diese Regelung ist Grundlage für die allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 47 StrlSchV [AVV03] und die darin aufgeführten Modelle zur Ermittlung von Strahlenexpositionen (siehe auch Kapitel 2.5.1.1).

Der **§ 48 (Emissions- und Immissionsüberwachung)** regelt die Überwachung von Ableitungen aus Anlagen. Nach **Abs. 1** [„*…ist dafür zu sorgen, dass Ableitungen aus Anlagen oder Einrichtungen überwacht und nach Art und Aktivität spezifiziert der zuständigen Behörde mindestens jährlich mitgeteilt werden.*“] Der **Abs. 4** fordert zudem die Verwaltungsbehörden des Bundes als Leitstellen auf, [„*…zur Sicherstellung eines bundeseinheitlichen Qualitätsstandards bei der Emissions- und Immissionsüberwachung…*“], Vergleichsmessungen und Vergleichsanalysen durchzuführen sowie [„*…die Daten der Emissions- und Immissionsüberwachung zusammenzufassen, aufzubereiten und zu dokumentieren*.“] Diese Regelung ist Grundlage für die Richtlinien zur Emission- und Immissionsüberwachung (REI) sowie für die Richtlinien zur Emissions- und Immissionsüberwachung bei bergbaulichen Tätigkeiten (REI-Bergbau), welche bei der Stilllegung und Sanierung von Anlagen und Einrichtungen des ehemaligen Uranerzbergbaus zur Anwendung kommt.

Teil 3: Schutz von Mensch und Umwelt vor natürlichen Strahlungsquellen bei Arbeiten

Der **§ 93 (Dosisbegrenzung)** beschäftigt sich, analog zu den Regelungen für Tätigkeiten, mit dem Strahlenschutzgrundsatz der Rechtfertigung von Arbeiten. Danach hat, [„*…wer in eigener Verantwortung eine Arbeit der in Kapitel 2* (terrestrische Strahlung an Arbeitsplätzen) *oder Kapitel 4* (kosmische Strahlung) *genannten Art ausübt oder ausüben lässt, hat dafür zu sorgen, dass die Dosisgrenzwerte in den Kapiteln 2 und 4 nicht überschritten werden*.“]

Ebenso wird mit **§ 94 (Dosisreduzierung)**, analog zu den Regelungen für Tätigkeiten, das Optimierungsgebot im Strahlenschutz berücksichtigt. Danach hat, [„*…wer in eigener Verantwortung eine Arbeit der in den Kapiteln 2 bis 4 genannten Art plant, ausübt oder ausüben lässt, geeignete Maßnahmen zu treffen, um unter Berücksichtigung aller Umstände des Einzelfalls die Strahlenexposition so gering wie möglich zu halten*.“]

Der **§ 97 (Überwachungsbedürftige Rückstände)** trifft, ebenfalls analog zu Teil 2 der StrlSchV, die entsprechenden Regelungen zum Schutz der Bevölkerung bei natürlich vorkommenden radioaktiven Stoffen. Entsprechend hat gemäß **Abs. 1**, [„*…wer in eigener Verantwortung Arbeiten ausübt oder ausüben lässt, bei denen überwachungsbedürftige Rückstände anfallen, durch deren Verwertung oder Beseitigung für Einzelpersonen der Bevölkerung der Richtwert der effektiven Dosis von 1 Millisievert im Kalenderjahr überschritten werden kann, Maßnahmen zum Schutz der Bevölkerung zu ergreifen*.“] Nach **Abs. 2** sind die überwachungsbedürftigen Rückstände mit der Aufstellung in Anlage XII Teil A der StrlSchV definiert.

Nach **Anlage XII A zu § 97 (Liste der zu berücksichtigenden Rückstände)** sind Materialien mit spezifischen Aktivitäten unterhalb von 0,2 Bq g^{-1} für alle Nuklide der Uran- und Thoriumzerfallsreihe keine überwachungsbedürftigen Rückstände. Die in dieser Arbeit

ausführlich behandelten Rückstände aus der bergmännischen Gewinnung und Verarbeitung von Steinkohle sind nicht in dieser Anlage aufgeführt und deshalb ebenfalls keine überwachungsbedürftigen Rückstände gemäß § 97 StrlSchV.

Mit dem **§ 98 (Entlassung von Rückständen aus der Überwachung**) werden die Regelungen zur Verfahrensweise für die Entlassung von überwachungsbedürftigen Rückständen aus der Überwachung, d.h. aus der staatlichen Kontrolle getroffen. Nach **Abs. 1** ist der Maßstab für die Entlassung, [„…*dass als Richtwert hinsichtlich der durch die Beseitigung oder Verwertung bedingten Strahlenexposition von Einzelpersonen der Bevölkerung eine effektive Dosis von 1 Millisievert im Kalenderjahr auch ohne weitere Maßnahmen nicht überschritten wird*.“] Nach **Abs. 2** ist [„…*der Nachweis nach Absatz 1 Satz 1 und 2 ist unter Anwendung der in Anlage XII Teil D genannten Grundsätze zu erbringen. Die bei der Beseitigung oder Verwertung tätig werdenden Arbeitnehmer gelten dabei als Einzelpersonen der Bevölkerung*.“]

Diese **Grundsätze für die Ermittlung von Strahlenexpositionen nach Anlage XII Teil D** bei Rückständen besagen, dass [„*1. bei der Ermittlung der Strahlenexposition von Einzelpersonen der Bevölkerung realistische Expositionspfade und Expositionsannahmen zu verwenden sind*…“] und des Weiteren [„*4. Bei Grundstücken, die durch Rückstände verunreinigt sind, in die Ermittlung der Strahlenexposition nach § 101 Abs. 1 Satz 2 alle Expositionen einzubeziehen sind, die bei realistischen Nutzungsannahmen unter Berücksichtigung der natürlichen Standortverhältnisse auftreten können*.“]

Nach **§ 101 (Entfernung von radioaktiven Verunreinigungen von Grundstücken) Abs. 1** sind [„…*Verunreinigungen durch überwachungsbedürftige Rückstände vor Nutzung des Grundstücks durch Dritte,* […] *so zu entfernen, dass die Rückstände keine Einschränkung der Nutzung begründen*.“] Für die Freigabe gilt dabei ebenfalls: [„*Maßstab für eine Grundstücksnutzung ohne Einschränkungen ist, dass im Hinblick auf die Strahlenexposition von Einzelpersonen der Bevölkerung durch die nicht entfernten Rückstände als Richtwert eine effektive Dosis von 1 Millisievert im Kalenderjahr eingehalten wird*.“] Eine Befreiung von der Sanierungspflicht kann nach **Abs. 3** gewährt werden, [„…*wenn Umstände vorliegen oder Schutzmaßnahmen getroffen werden, die eine Strahlenexposition von mehr als 1 Millisievert effektive Dosis im Kalenderjahr für Einzelpersonen der Bevölkerung auch ohne Entfernung der Verunreinigungen verhindern*.“]

Ergänzend zu § 97 gilt der **§ 102 (Überwachung sonstiger Materialien)** für Materialien die nicht explizit als überwachungsbedürftige Rückstände in der StrlSchV erfasst sind. [„*Kann durch Arbeiten mit Materialien, die nicht Rückstände im Sinne der Anlage XII Teil A sind oder durch die Ausübung von Arbeiten, bei denen solche Materialien anfallen, die Strahlenexposition von Einzelpersonen der Bevölkerung so erheblich erhöht werden, dass Strahlenschutzmaßnahmen notwendig sind, trifft die zuständige Behörde die erforderlichen Anordnungen*.“] Die Strahlenschutzbehörde kann auf dieser Grundlage Schutzmaßnahmen sowie die Verwahrung oder Beseitigung der Materialien anordnen.

Abschließend werden in **§ 118 (Abgrenzung zu anderen Vorschriften, Sanierung von Hinterlassenschaften)** die in den neuen Bundesländern fortgeltenden Rechtsvorschriften aufgeführt. Nach Abs. 1 gelten [„…*auf dem in Artikel 3 des Einigungsvertrages vom 6. September 1990 (BGBl. 1990 II S. 8851) genannten Gebiet für die Sanierung von Hinterlassenschaften früherer Tätigkeiten und Arbeiten sowie die Stilllegung und Sanierung der Betriebsanlagen und Betriebsstätten des Uranerzbergbaus nach Artikel 9 Abs. 2 in*

Verbindung mit Anlage II Kapitel XII Abschnitt III Nr. 2 und 3 des Einigungsvertrages die folgenden Regelungen fort:“]

1. [„*Verordnung über die Gewährleistung von Atomsicherheit und Strahlenschutz vom 11. Oktober 1984 nebst Durchführungsbestimmung…*“], kurz VOAS, [VOA84a] [VOA84b], siehe auch Kapitel 2.2.2.3.
2. [„*Anordnung zur Gewährleistung des Strahlenschutzes bei Halden und industriellen Absetzanlagen und bei der Verwendung darin abgelagerter Materialien vom 17. November 1980…*“], kurz Haldenanordnung (HaldAO), [HAO80], siehe auch Kapitel 2.2.2.4.

2.2.2.3 Verordnung über die Gewährleistung von Atomsicherheit und Strahlenschutz (VOAS)

Die Verordnung über die Gewährleistung von Atomsicherheit und Strahlenschutz (VOAS) vom 11. Oktober 1984 der Deutschen Demokratischen Republik gilt in den neuen Bundesländern zusammen mit den Durchführungsbestimmungen zur Verordnung (DB VOAS) gemäß § 118 Abs. 1 der StrlSchV fort [VOA84a] [VOA84b]. Sie regelt aber nur die Fälle, in denen der Eigentümer von sich aus Maßnahmen ergreifen will, d.h. die Gewährleistung des Strahlenschutzes bei Stilllegung und Sanierung der Betriebsanlagen und Betriebsstätten des ehemaligen Uranerzbergbaus in Sachsen und Thüringen durch die Wismut GmbH.

Gemäß **§ 1 (Geltungsbereich)** gilt diese Verordnung [„*…auch für bergbauliche und andere Tätigkeiten, soweit dabei radioaktive Stoffe, insbesondere Radonfolgeprodukte, anwesend sind.*“]

Nach **§ 2 (Ziele)** ist ein Hauptziel der Verordnung [„*…der Schutz des Lebens und der Gesundheit des Menschen und unter genetischen Aspekten auch der Folgegenerationen vor der schädigenden Einwirkung ionisierender Strahlung…*“].

In **§ 9 (Grundsätze)** und folgenden §§ sind die Strahlenschutzgrundsätze (Rechtfertigung, Optimierung, Dosisbegrenzung) nach Empfehlung der Internationalen Strahlenschutzkommission (ICRP) ebenso wie in der StrlSchV umgesetzt [ICR91] [Str01]. Demnach ist [„*…zum Schutz von Leben und Gesundheit des Menschen der Strahlenschutz so zu gestalten, dass Nichtstochastische Strahlenschäden ausgeschlossen und die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten von stochastischen Strahlenschäden auf ein wissenschaftlich vertretbares und für die Gesellschaft annehmbares Maß begrenzt werden.*“]

Ebenso ist gemäß **§ 12 (Optimierung)** dem Optimierungsgrundsatz im Strahlenschutz Rechnung zu tragen. [„*Strahlenschutzmaßnahmen sind so zu planen und durchzuführen, dass bei der Anwendung der Atomenergie die individuellen und kollektiven Strahlenbelastungen der Strahlenwerktätigen und der Bevölkerung sowie die Kontamination der Umwelt so niedrig gehalten werden, wie mit einem gesellschaftlich annehmbaren Aufwand erreichbar ist.*“]

Auf Grundlage von **§ 8 DB (Zustimmung zur Stilllegung)** wird gefordert, dass [„*…mit dem Antrag auf Zustimmung zur Stilllegung nachzuweisen ist, dass eine ordnungsgemäße Beseitigung oder Weitergabe radioaktiver Stoffe oder Strahleneinrichtungen erfolgt, Arbeitsstätten, Arbeitsmittel oder Anlagen ausreichend dekontaminiert werden, der Strahlenschutz bei der Stilllegung gewährleistet wird.*“] Dies gilt auch für die Stilllegung und Sanierung der Betriebsanlagen und Betriebsstätten des Uranerzbergbaus.

Gemäß **§ 25 DB (Primäre Grenzwerte) Abs. 2** zu § 11 VOAS gelten abweichend von den Grenzwerten der StrlSchV [„*…für die individuelle Strahlenbelastung von einzelnen Personen*

aus der Bevölkerung pro Jahr als Grenzwert der effektiven Äquivalentdosis ***5 mSv*** […] *Zusätzlich ist zu sichern, dass der Durchschnittswert der effektiven Äquivalentdosis pro Jahr über einen Zeitraum von 50 Jahren auf 1 mSv begrenzt wird.*“] Diese Grenzwerte gelten ebenfalls für die Stilllegung und Sanierung der Betriebsanlagen und Betriebsstätten des Uranerzbergbaus.

2.2.2.4 Haldenanordnung (HaldAO)

Die Anordnung zur Gewährleistung des Strahlenschutzes bei Halden und industriellen Absetzanlagen und bei der Verwendung darin abgelagerter Materialien vom 17. November 1980 der Deutschen Demokratischen Republik, kurz Haldenanordnung (HaldAO), gilt in den neuen Bundesländern gemäß § 118 Abs. 1 der StrlSchV fort [HAO80]. Im Einigungsvertrag (EinigVtr, Anlage II, Kapitel XII, Abschnitt III, Abs. 3) heißt es dazu: [„*Die Vorschriften gelten fort für bergbauliche und andere Tätigkeiten, soweit dabei radioaktive Stoffe, insbesondere Radonfolgeprodukte, anwesend sind. An die Stelle des in den fortgeltenden Regelungen genannten Staatlichen Amtes für Atomsicherheit und Strahlenschutz oder des Präsidenten dieses Amtes treten die zuständigen Stellen.*“].

Nach **§ 1 (Geltungsbereich) Abs. 1** gilt diese Anordnung im Sinne einer bundesdeutschen Verordnung [„…*für industrielle und bergbauliche Materialien und Abfallstoffe, sofern die mittlere Radiumkonzentration in diesen Materialien und Abfallstoffen 0,2 Bq/g (5,5 pCi/g) übersteigt (nachfolgend Haldenmaterialien und Materialien aus Absetzanlagen genannt)*…“] und des Weiteren nach **Abs. 2** [„…*für alle aus den im Abs. 1 genannten Stoffen errichteten Halden und industriellen Absetzanlagen (nachfolgend Halden und Absetzanlagen genannt).*“].

Gemäß § 2 sind die Betriebe [„…*die die Errichtung von Halden und Absetzanlagen planen, Halden und Absetzanlagen betreiben, stilllegen oder stillgelegt haben, für die erforderlichen Regelungen zur Gewährleistung des Strahlenschutzes an diesen Halden und Absetzanlagen und beim Umgang mit Haldenmaterialien und Materialien aus Absetzanlagen verantwortlich.*“].

Der **§ 3 (Grundsätze)** regelt die Grundsätze des Strahlenschutzes bei o.g. Arbeiten. Nach **Abs. 1** sind dazu [„...*zum Schutze der Bevölkerung vor ionisierender Strahlung an Halden oder Absetzanlagen Strahlenschutzmaßnahmen gemäß den Festlegungen dieser Anordnung und den in Anlage 1 vorgesehenen Maßnahmen durchzuführen. Dabei ist so zu verfahren, dass diese Maßnahmen mit Wiederurbarmachungs- und Rekultivierungsarbeiten im Sinne der geltenden Rechtsvorschriften zu verbinden sind.*“]. Zudem dürfen nach **Abs. 2** [„…*Haldenmaterialien und Materialien aus Absetzanlagen bei Berücksichtigung volkswirtschaftlicher Erfordernisse nur unter Beachtung dieser Anordnung verwendet bzw. genutzt werden, um damit den Schutz der Bevölkerung vor ionisierender Strahlung bei der Verwendung dieser Materialien zu gewährleisten.*“]. Weiterhin sind nach **Abs. 3** [„…*Strahlenschutzmaßnahmen bereits in der Projektierungsphase der Halden und Absetzanlagen zu berücksichtigen.*“].

Basierend auf den o.g. Grundsätzen bedürfen gemäß **§ 4 (Strahlenschutzgenehmigung)** alle [„*Arbeiten an Halden und Absetzanlagen, die die Strahlenschutzsituation der Umgebung beeinflussen können, und Nutzungen sowie Folgenutzungen von Halden und Absetzanlagen sowie die Gewinnung und die Weitergabe von Haldenmaterialien oder Materialien aus Absetzanlagen*…“] der Genehmigung.

Die HaldenAO regelt im Weiteren das Genehmigungsverfahren (§ 6), die Dokumentation der Aufzeichnungen zum Strahlenschutz(§ 8), die betriebliche Kontrolle (§ 9) sowie das Verhalten

im Havariefall (§ 10) und gewährleistet damit auch den Strahlenschutz der Bevölkerung in Sachsen und Thüringen bei den heute durch die Wismut GmbH durchgeführten Arbeiten zur Sanierung von Halden und industriellen Absetzanlagen.

2.2.3 Nationale Richtlinien und Empfehlungen

2.2.3.1 Empfehlungen der Deutschen Strahlenschutzkommission

Nach der Wiedervereinigung Deutschlands im Jahre 1990 wurden durch die Deutsche Strahlenschutzkommission (SSK) zahlreiche Empfehlungen herausgegeben, die sich mit den Hinterlassenschaften des ehemaligen Uranerzbergbaus in Sachsen und Thüringen beschäftigen. Die darin formulierten Strahlenschutzgrundsätze für die Verwahrung, Nutzung oder Freigabe von kontaminierten Materialien Gebäuden, Flächen oder Halden aus dem Uranerzbergbau dienen primär dem Ziel eine Anleitung zur Umsetzung der im deutschen Strahlenschutzrecht (siehe Kapitel 2.2.2) getroffenen Regelungen zu geben. Eine Zusammenstellung und weitere Erläuterung dieser Empfehlungen befindet sich in [SSK92d].

Die wichtigsten Empfehlungen des SSK zum Strahlenschutz im Zusammenhang mit den Hinterlassenschaften des ehemaligen Uranerzbergbaus sind:

- Strahlenschutzgrundsätze bei der Freigabe von Schrott aus der Stilllegung von Anlagen des Uranerzbergbaus. Empfehlung Nr. 02/1991 [SSK91d].
- Strahlenschutzgrundsätze bei der Freigabe von durch den Uranbergbau kontaminierten Flächen zur industriellen Nutzung. Empfehlung Nr. 03/1991 [SSK91a].
- Strahlenschutzgrundsätze für die Nutzung von durch den Uranbergbau kontaminierten Flächen zu forst- und landwirtschaftlichen Zwecken sowie als Grünanlage (Parkanlage) und Wohngebiet. Empfehlung Nr. 04/1991 [SSK91b].
- Strahlenschutzgrundsätze für die Verwahrung und Nutzung von Bergbauhalden. Empfehlung Nr. 05/1991 [SSK91c].
- Strahlenschutzgrundsätze für die Freigabe von gewerblich genutzten Gebäuden zur weiteren gewerblichen Nutzung sowie für die Beseitigung von Bauschutt aus dem Bereich des Uranerzbergbaus. Empfehlung Nr. 06/1991 [SSK92a].
- Strahlenschutzgrundsätze für die Freigabe von wieder verwendbaren Geräten und Einrichtungen aus dem Bereich des Uranerzbergbaus zur allgemeinen Nutzung. Empfehlung Nr. 07/1991 [SSK92b].
- Strahlenschutzkriterien für die Nutzung von möglicherweise durch den Uranbergbau beeinflussten Wässern als Trinkwasser. Empfehlung Nr. 03/1992 [SSK93].
- Strahlenschutzgrundsätze zur Begrenzung der Strahlenexposition durch Radon und seine Zerfallsprodukte in Gebäuden. Empfehlung Nr. 03/1994 [SSK94].
- Grundsätze zur Bewertung der Strahlenexposition infolge von Radon-Emissionen aus bergbaulichen Hinterlassenschaften in den Uranerzbergbaugebieten Sachsens und Thüringens. Empfehlung Nr. 06/1994 [SSK95].

2.3 Strahlenexposition durch Tätigkeiten

Tätigkeiten sind nach § 3 Abs. 1 der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) als Handlungen definiert, bei denen natürliche oder künstliche Strahlungsquellen vorhanden sind, und die aufgrund ihrer Radioaktivität genutzt werden [Str01]. Unter solchen Handlungen versteht man den Betrieb von Anlagen zur Erzeugung von ionisierenden Strahlen, den Zusatz von radioaktiven Stoffen bei der Herstellung bestimmter Produkte oder die Aktivierung dieser Produkte. Außerdem sind Handlungen, die die Strahlenexposition oder Kontamination erhöhen können, weil sie mit natürlichen oder künstlichen radioaktiven Stoffen aufgrund deren Radioaktivität erfolgen, ebenfalls als Tätigkeiten zu verstehen.

Von besonderem Interesse ist in diesem Zusammenhang die Gewinnung und Nutzung von natürlichen Radionukliden als Kernbrennstoff oder zur Erzeugung von Kernbrennstoffen in den neuen Bundesländern durch die SAG/ SDAG Wismut. Durch diese Tätigkeiten kam es zwischen den Jahren 1945 und 1990 in den Gebieten des ehemaligen Uranbergbaus in Sachsen und Thüringen zu umfangreichen Kontaminationen der Umwelt mit natürlichen Radionukliden, welche unter anderem auch eine erhöhte Strahlenexposition von Einzelpersonen der Bevölkerung zur Folge hatten.

Auf die Strahlenexposition der Bevölkerung durch den ehemaligen Uranbergbau in Deutschland im Allgemeinen und die heute noch verbleibenden Altlasten wird in Kapitel 1.1 bzw. 1.2 näher eingegangen.

2.4 Strahlenexposition durch Arbeiten

Arbeiten sind nach § 3 Abs. 1 der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) als Handlungen definiert, bei denen natürliche Strahlungsquellen vorhanden sind, ohne dass deren Radioaktivität genutzt wird, und die die Strahlenexposition oder Kontamination erhöhen können [Str01]. Solche Handlungen treten z.B. im Zusammenhang mit der Aufsuchung, Gewinnung, Erzeugung, Lagerung, Bearbeitung, Verarbeitung und sonstigen Verwendung von Materialien auf. Unter Materialien versteht man nach § 3 Abs. 2 der StrlSchV Stoffe, die ausschließlich natürlich vorkommende Radionuklide enthalten oder mit solchen Stoffen kontaminiert sind. Eine zusätzliche Strahlenexposition entsteht bei Arbeiten insbesondere durch die dabei extern einwirkenden natürlichen terrestrischen Strahlungsquellen, wie auch durch die Inhalation von Radon und seinen Zerfallsprodukten.

Als Arbeiten können in diesem Zusammenhang neben dem Bergbau allgemein auch die gesamten Prozesse bei der bergbaulichen Gewinnung von Steinkohle bezeichnet werden, bei denen es aufgrund des hohen Radiumgehaltes der Grubenwässer zu einem Anfallen von Sedimenten kommen kann, die mit natürlichen Radionukliden kontaminiert sind. Bei der Ausübung von Arbeiten, bei denen solche Materialien anfallen, die nach Anlage XII A der StrlSchV keine überwachungsbedürftigen Rückstände sind, ist nach § 102 StrlSchV zu prüfen, ob die Strahlenexposition von Einzelpersonen der Bevölkerung so erheblich erhöht werden kann, dass Strahlenschutzmaßnahmen erforderlich werden. Ist dies der Fall, so kann die zuständige Behörde Schutzmaßnahmen anordnen sowie über die Verwahrung oder Beseitigung der angefallenen Materialien bestimmen.

Auf die Strahlenexposition der Bevölkerung durch Materialien, welche durch die Ableitung von Grubenwässern des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus entstehen, wird in Kapitel 1.3.1 näher eingegangen.

2.5 Schätzung von Strahlenexposition

2.5.1 Schätzung der Strahlenexposition durch radioökologische Modellierung

Ziel der bekannten radioökologischen Modelle ist die Dosisabschätzung für die Exposition von Referenzpersonen gegenüber natürlichen und künstlichen Radionukliden, mit einem modellspezifischen Grad an Realismus oder Konservativität. Dazu werden im Allgemeinen die folgenden Expositionspfade berücksichtigt, welche merkliche Dosisbeiträge zur gesamten effektiven Jahresdosis leisten:

- die Ingestion von Radionukliden mit Lebensmitteln und Trinkwasser,
- die Direktingestion von Boden,
- die Inhalation von ^{222}Rn und seinen Folgeprodukten,
- die Inhalation von Staub,
- die externe Bestrahlung durch Radionuklide im Boden, in Baumaterialien und durch die kosmische Strahlung.

Die Dosismodellierung wird dabei in Form einer Rechenvorschrift für die sechs Altersklassen nach ICRP durchgeführt. Neben den altersabhängigen Einflussgrößen variieren noch eine Reihe weiterer Parameter, welche in der Variabilität der natürlichen Strahlenexposition und den Anforderungen des Modells bezüglich einer realistischen oder abdeckend-konservativen Abschätzung begründet sind. Die in den nachfolgenden Kapiteln kurz vorgestellten Modelle stellen zudem wichtige Informationsquellen für die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Modellierungen dar.

2.5.1.1 Allgemeine Verwaltungsvorschrift (AVV)

Die Allgemeine Verwaltungsvorschrift (AVV) zu § 47 der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) ist eine Modell, das der Feststellung im Genehmigungsverfahren für Anlagen oder Einrichtungen dient und überprüft, ob der Strahlenschutzverantwortliche die technische Auslegung und den Betrieb so geplant hat, dass die durch Ableitung radioaktiver Stoffe mit Luft oder Wasser bedingte Strahlenexposition die Dosisgrenzwerte nach § 47 Abs. 1 der StrlSchV nicht überschreitet [Str01] [AVV03]. Durch diesen primär auf kerntechnische Anlagen beschränkten Anwendungszweck ergibt sich die Notwendigkeit möglichst konservativer Annahmen, um die Strahlenexposition bei der Planung und Genehmigung dieser Anlagen oder Einrichtungen auf keinen Fall zu unterschätzen. Für die im Rahmen dieser Arbeit geforderte realistische Berechnung der Strahlenexposition ist die AVV deshalb nur eingeschränkt geeignet. Die Konservativitäten der AVV stecken z.B. in der Annahme von 95 %-Perzentilen für die Verzehrsgewohnheiten der Bevölkerung bei der Modellierung der Dosis durch Ingestion. Diese Vorgehensweise ist bewusst konservativ, da sie zum einen Korrelationen unberücksichtigt lässt und zum anderen zu einer massiven Überschätzung der tatsächlichen Verzehrsmengen führt. Eine weitere Konservativität steckt in der Annahme eine Gleichgewichtszustandes in allen zu betrachtenden Umweltkompartimenten. Zur Anpassung an den Stand von Technik und Wissen wurde die alte AVV [AVV90] im Jahr 2003 novelliert, wobei unter anderem die niedrigeren Transferfaktoren und Aufenthaltsgewohnheiten aus den Berechnungsgrundlagen Bergbau übernommen wurden [AVV03]. Dadurch ergeben sich bei der Modellierung unter Verwendung der novellierten AVV geringere Expositionen im Vergleich zur alten Fassung, die aber den stark konservativen Charakter der AVV nicht verändern. Zusammengefasst wird mit der AVV die Dosis einer Referenzperson berechnet,

deren Lebensgewohnheiten keiner existierenden Einzelperson entsprechen müssen. Die AVV ist deshalb für die Planung von kerntechnischen Anlagen und nicht zur Ermittlung realistischer Strahlenexpositionen geeignet.

2.5.1.2 Berechnungsgrundlagen Bergbau (BglBb)

Die Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität, kurz „Berechnungsgrundlagen Bergbau“ (BglBb) [BMU99] entstanden aus einem Entwurf der Strahlenschutzkommission (SSK) zur Umsetzung der in Artikel 45 der Euratom-Richtlinie 96/29 geforderten realistischen Berechnung der Strahlenexposition (Euratom Basic Safety Standards) [EUR96]. Ihr eigentlicher Anwendungsbereich ist die Ermittlung der Strahlenexposition des Menschen in Interventionssituationen aufgrund bergbaulicher Hinterlassenschaften des ehemaligen Uranbergbaus in den neuen Bundesländern. Die Berechnungsgrundlagen gehen dabei mit ihrem realistischen Ansatz, trotz einiger deutlich konservativer Annahmen, über die Modellannahmen der AVV hinaus [AVV03]. Für die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführte Dosismodellierung wurden deshalb viele Parameter und Modelle der Berechnungsgrundlagen Bergbau übernommen, obwohl sich die zu untersuchenden Szenarien nicht in allen Punkten mit dem eigentlichen Anwendungsbereich decken. Die Modelle und Parameter der Berechnungsgrundlagen Bergbau erweisen sich insbesondere dann als wertvoll, wenn allgemein die Größe einer Strahlenexposition durch natürliche Radionuklide aufgrund von bergbaulichen Arbeiten oder Tätigkeiten abgeschätzt werden soll (weiter Erläuterung zu den BglBb siehe Kapitel 7.1.1). Derartige Abschätzungen werden in Kapitel 7 für die o.g. Expositionspfade durchgeführt.

2.5.1.3 ECOSYS-87

ECOSYS-87 ist ein in Deutschland konzipiertes Modell zur Simulation der radioökologischen Situation infolge eines nuklearen Unfalls [Mül93]. Das Modell berücksichtigt neben der internen Strahlenexposition durch Ingestion von Lebensmitteln und Wasser auch die Exposition durch externe Bestrahlung sowie durch Inhalation von radioaktiven Substanzen. In ECOSYS-87 liegen Umfangreiche nuklidspezifische Daten und Angaben zur Schwankungsbreite von Parametern vor, welche sich wegen des primär auf kerntechnische Unfälle fokussierten Modells aber nur auf künstliche Radionuklide beziehen. Für die im Rahmen dieser Arbeit angestrebte Abschätzung der effektiven Dosis durch die vom Bergbau freigesetzten natürlichen Radionuklide ist dieses Modell deshalb nur eingeschränkt geeignet. Da ECOYSYS-87 aber auf für Deutschland typische Annahmen zurückgreift, stellt es eine wertvolle Quelle zum Vergleich einiger Parameter dar.

2.5.1.4 FARMLAND

Das FARMLAND-Modell (Food Acitivity from Radionuklide Movement on Land) ist eine in Großbritanien von der nationalen Strahlenschutzbehörde entwickelte Rechenvorschrift zur Berechnung des Transfers von Radionukliden in der Nahrungskette terrestrischer Ökosysteme [Bro95]. Es ist in einzelnen Modulen zusammengesetzt und beinhaltet eigenständige Submodelle zur Quantifizierung des Transfers in bestimmten Teilen der Nahrungskette. Wie die meisten radioökologischen Modelle versucht auch FARMLAND in erster Linie die Verbreitung von Radionukliden nach einem Unfallszenario durch Fallout zu beschreiben. Daher liegen in FARMLAND ausschließlich detaillierte nuklidspezifische Informationen für künstliche Radionuklide aus der Kerntechnik wie z.B. ^{137}Cs, ^{90}Sr oder ^{131}I vor. Für die im

Rahmen dieser Arbeit angestrebte Abschätzung der effektiven Dosis durch die vom Bergbau freigesetzten natürlichen Radionuklide ist dieses Modell deshalb ungeeignet.

2.5.1.5 PATHWAY

Das in den Vereinigten Staaten entworfene Modell PATHWAY verfolgt einen ähnlichen Ansatz wie FARMLAND und beschreibt in erster Linie den Transport von künstlichen Radionukliden in terrestrischen Ökosystemen nach einem Unfallszenario durch Fallout [Whi87]. PATHWAY umfasst dabei die Modellierung des Transfers von 20 künstlichen Radionukliden nach deren atmosphärischer Deposition bis hin zur Simulation der daraus resultierenden Strahlenexposition für die Bevölkerung. Im Unterschied zu FARMLAND ist dieses Modell keine reine Rechenvorschrift, sondern enthält eine Monte-Carlo-Simulation, welche die Schwankungsbreite der Strahlenexposition durch Ingestion zeitabhängig modelliert. Da dieses Modell rein auf den Ausbreitungspfad der atmosphärischen Deposition und auf künstliche Radionuklide ausgerichtet ist, war es ebenfalls für die im Rahmen dieser Arbeit angestrebte Abschätzung der effektiven Dosis infolge bergbaulicher Aktivitäten freigesetzter natürlicher Radionuklide ungeeignet.

2.5.2 Methodik nach UNSCEAR

Ziel der Berichte des UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation) ist die quantitative Erfassung und Dokumentation der Auswirkungen von ionisierender Strahlung. Im Abstand von einigen Jahren werden dazu die aktuellen, in der wissenschaftlichen Literatur verfügbaren Daten zur weltweiten Strahlenexposition des Menschen zusammengestellt und nach Bewertung durch die Kommission der Öffentlichkeit zur Verfügung gestellt (www.unscear.org). Nach Einführung und Definition von international verwendeten Dosisgrößen und Einheiten gehen die Berichte detailliert auf die verwendeten Methoden zur Dosisbestimmung bei externer Bestrahlung sowie Inhalation und Ingestion von Radionukliden ein. Die von der Kommission zur Ermittlung der weltweiten effektiven Jahresdosen benutzten Methoden sind dabei im Anhang A „Dosisbestimmungsmethoden“ der Abschlussberichte zusammengestellt. Hier finden sich neben der Vorgehensweise bei anthropogenen Radionukliden auch Angaben zur Ermittlung der Strahlenexposition durch natürliche Strahlenquellen bzw. natürlich auftretende Konzentrationen von Radionukliden [UNS88] [UNS93] [UNS94] [UNS96] [UNS00].

In den folgenden Kapiteln soll eine kurze Zusammenfassung der Methoden des UNSCEAR zur Schätzung von Strahlenexpositionen gegeben werden.

2.5.2.1 Allgemeines

Die von UNSCEAR angegebenen effektiven Jahresdosen beziehen sich grundsätzlich auf die Folgedosis der Exposition als Zeitintegral über 50 Jahre bei Erwachsenen, bzw. über 70 Jahre bei Kindern. Für die Berechnung werden ausschließlich die Dosisfaktoren nach Empfehlung der ICRP 72 verwendet [ICR96].

Des Weiteren werden in den Berichten im Allgemeinen altersgewichtete Mittelwerte angegeben, welche die Altersverteilung der durchschnittlichen Weltbevölkerung wiedergeben sollen. Dabei wird ein Anteil von 65 % Erwachsenen, 30 % Kindern und 5 % Kleinkindern an der Gesamtbevölkerung nach Gleichung (2.1) angenommen.

$$H_{\mathrm{AGM}} = 0,05 \cdot H_{1\mathrm{a}<j\leq 2\mathrm{a}} + 0,30 \cdot H_{7\mathrm{a}<j\leq 12\mathrm{a}} + 0,65 \cdot H_{j>17\mathrm{a}} \tag{2.1}$$

In den UNSCEAR-Berichten werden für die Referenzperson j die Altersgruppen „Erwachsener“, „Kind“ und „Kleinkind“ unterschieden, die den Altergruppen bzw. Dosisfaktoren der ICRP für ($j > 17\mathrm{a}$), ($7\mathrm{a} < j \leq 12\mathrm{a}$) und ($1\mathrm{a} < j \leq 2\mathrm{a}$) entsprechen. Die ICRP unterscheidet generell sechs Altersgruppen: Kinder mit einem Lebensalter von 3 Monaten ($j \leq 1\mathrm{a}$), 1 Jahr ($1\mathrm{a} < j \leq 2\mathrm{a}$), 5 Jahren ($2\mathrm{a} < j \leq 7\mathrm{a}$), 10 Jahren ($7\mathrm{a} < j \leq 12\mathrm{a}$), 15 Jahren ($7\mathrm{a} < j \leq 12\mathrm{a}$) und Erwachsene ($j > 17\mathrm{a}$).

2.5.2.2 Schätzung der Dosis durch externe Bestrahlung

Eine entscheidende Komponente der Strahlenexposition der allgemeinen Bevölkerung ist die externe Bestrahlung durch anthropogene oder natürliche Radionuklide in der Umwelt. Die externe Exposition setzt sich dabei hauptsächlich aus Gammastrahlung vom Zerfall der Radionuklide außerhalb des Körpers wie auch durch eine Bestrahlung der Haut mit Betateilchen zusammen.

Zur Schätzung der effektiven Dosis der Bevölkerung durch externe Bestrahlung müssen deshalb die folgenden Expositionspfade betrachtet werden:

- Exposition gegenüber kosmischer Strahlung.
- Externe Bestrahlung durch den Zerfall natürlicher Radionuklide im Boden.
- Externe Bestrahlung durch anthropogene Radionuklide in der Atmosphäre.
- Externe Bestrahlung durch Deposition von Radionukliden auf Oberflächen.

Die Exposition gegenüber kosmischer Strahlung ist in erster Line von Höhe und geographischer Lage des betrachteten Gebietes auf der Erde abhängig. In den UNSCEAR-Berichten sind deshalb die mathematischen Beziehungen zur Beschreibung der ortsabhängigen Dosis durch die verschiedenen Komponenten der Höhenstrahlung zusammengestellt.

Durch den Zerfall der in Boden, Gestein und Baumaterialien allgegenwärtigen natürlichen Radionuklide entsteht ein externes Strahlungsfeld, dem der Mensch im Alltag permanent ausgesetzt ist. Zur Schätzung der daraus resultierenden Strahlenexposition werden in den UNSCEAR-Berichten zwei verschiedene Ansätze gewählt: die Auswertung von Messdaten zur Verteilung der Ortsdosisleistung in den betrachteten Gebieten wie auch deren Berechnung aus den vorhandenen Daten zur Konzentration natürlicher Radionuklide im Boden. Die in der Literatur vorhandenen Daten zur Ortsdosisleistung in Häusern und im Freien sowie die verwendeten Konversionfaktoren werden diskutiert. Um aus den Daten eine effektive Jahresdosis abzuschätzen, wird durch UNSCEAR eine Wahrscheinlichkeit für den Aufenthalt in Häusern von 80 % angenommen, welche für Industrieländer in gemäßigten Klimazonen zu niedrig und für wärmere Klimazonen zu hoch erscheint, insgesamt aber den weltweiten Mittelwert ungefähr wiedergibt.

Für die externe Exposition durch Radionuklide in der Atmosphäre kann zwischen der Bestrahlung durch Radionuklide in den Wolken („*cloud shine*“) und der Bestrahlung durch Radionuklide in der den menschlichen Körper umgebenden Luft/ Aerosole („Immersion“) unterschieden werden, welche in den meisten Fällen den Hauptanteil ausmacht. Wegen der geringen Relevanz unter normalen Bedingungen werden in den UNSCEAR-Berichten aus-

schließlich derartige Expositionen durch Kernwaffentests, kerntechnische Anlagen, den Tschernobyl-Unfall und das global verteilte ^{85}Kr aus der Kerntechnik betrachtet.

Die in die Atmosphäre freigesetzten Radionuklide zerfallen in Abhängigkeit ihrer Halbwertszeiten entweder beim Transport oder werden innerhalb kurzer Zeiträume wieder durch nasse oder trockene Deposition auf der Erdoberfläche abgelagert (Fallout). Der darauf folgende Zerfall auf der Erdoberfläche kann zur externen Strahlenexposition der Bevölkerung im betrachteten Gebiet beitragen. Insbesondere wenn die Radionuklide durch Niederschlag auf der Oberfläche abgelagert wurden, können diese leicht in die ersten Zentimeter des Bodens eindringen und somit das Strahlungsfeld verringern. Andere Mechanismen wie z.B. Unebenheiten auf der Oberfläche oder Bewirtschaftung der betrachteten Fläche können ebenfalls zu einer Verringerung des Strahlungsfeldes beitragen. Zur Schätzung der externen Strahlenexposition durch Fallout kommen die gleichen Methoden wie für natürliche Radionuklide in Frage: die Auswertung von Messdaten zur Verteilung der Ortsdosisleistung in den betrachteten Gebieten wie auch deren Berechnung aus den vorhandenen Daten zur Depositionsdichte der Nuklide auf der Erdoberfläche. Wegen der geringen Relevanz unter normalen Bedingungen werden in den UNSCEAR-Berichten ausschließlich Expositionen durch Kernwaffentests, kerntechnische Anlagen und den Tschernobyl-Unfall betrachtet. Der Einfluss von Ausbreitungsgeschwindigkeit, Depositionsdichte und Halbwertszeit der betrachteten Radionuklide wird für diese Fälle ausführlich diskutiert.

2.5.2.3 Schätzung der Dosis durch Inhalation von Radionukliden

Eine weitere sehr entscheidende Komponente der Strahlenexpostion der allgemeinen Bevölkerung ist die Inhalation von kontaminierter Luft bzw. darin enthaltenen Aerosolen. Die Berechnung der effektiven Dosis durch Inhalation von Radionukliden ist trivial, wenn deren Aktivitätskonzentrationen in der Luft bekannt sind. Probleme treten aber bei der international einheitlichen Festlegung von altersabhängigen Atemraten auf. Die Berechnungen von UNSCEAR beziehen sich deshalb in allen Fällen auf die von der ICRP empfohlenen Werte von 22 $m^3\ d^{-1}$ für Erwachsene und 3,8 $m^3\ d^{-1}$ für Kinder bzw. auf einen nach Kapitel 2.5.2.1 altersgewichteten Mittelwert von 19 $m^3\ d^{-1}$, welcher aber wegen der Unsicherheiten in der Altersverteilung der Weltbevölkerung auf 20 $m^3\ d^{-1}$ gesetzt wird (vgl. Tabelle 121).

Zur Schätzung der effektiven Dosis der Bevölkerung durch Inhalation von Radionukliden müssen deshalb die folgenden Expositionspfade betrachtet werden:

- Inhalation von Radon und natürlichen Radionukliden in Form von Staub,
- Inhalation von in die Atmosphäre freigesetzten Radionukliden.

Natürliche Radionuklide werden in der Atmosphäre durch Wechselwirkung von kosmischer Strahlung mit den Bestandteilen der Luft erzeugt oder durch Emanation von Radon aus dem Boden wie auch durch Resuspension von Bodenpartikeln in die Luft eingetragen. Die wichtigsten kosmogenen Radionuklide wie ^{3}H oder ^{14}C sind dabei nahezu gleichmäßig verteilt. Die Strahlenexposition durch Inhalation natürlicher Radionuklide (ohne Radon) ist im Vergleich zu anderen Expositionspfaden nahezu vernachlässigbar. In den UNSCEAR-Berichten werden dennoch die wichtigsten Parameter diskutiert, welche die Aktivitätskonzentration der vom Boden abgeleiteten Radionuklide in der Atmosphäre beeinflussen. Für die Berechnungen wurde eine weltweite mittlere Staubkonzentration von 50 $\mu g\ m^{-3}$ angenommen und mit den regional typischen spezifischen Aktivitäten im Boden

korreliert [UNS00]. Einen entscheidenden Beitrag zur Strahlenexposition durch Inhalation von natürlichen Radionukliden leisten Radon und seine an Aerosole gebundenen Zerfallsprodukte. Da diese Exposition den Anteil aller anderen Pfade übersteigt, ist eine ausgereifte Dosimetrie für Radon notwendig. In den UNSCEAR-Berichten wird deshalb ausführlich auf die Ergebnisse von Epidemiologischen Studien zur Enstehung von Lungenkrebs durch Radon und die daraus abgeleiteten Inhalationsdosisfaktoren eingegangen (vgl. Kapitel 2.1.3.3).

Die Inhalation von in die Atmosphäre freigesetzten anthropogenen Radionukliden kann aus einer kurzzeitigen Freisetzung, z.B. infolge eines Unfalls, oder durch eine kontinuierliche Abgabe aus kerntechnischen Anlagen erfolgen. Obwohl die Inhalation bei einer Freisetzung in die Atmosphäre der primäre Expositionspfad für den Menschen darstellt, ist dieser unter normalen Bedingungen nicht relevant und wird in den UNSCEAR-Berichten ausschließlich für Expositionen durch Kernwaffentests, kerntechnische Anlagen und den Tschernobyl-Unfall betrachtet. Für die Abschätzungen wurden die aktuellen Inhalationsdosisfaktoren nach Empfehlung der ICRP verwendet [ICR95] [ICR96].

2.5.2.4 Schätzung der Dosis durch Ingestion von Radionukliden

Die interne Strahlenexposition durch Ingestion ist vor allem relevant, wenn Radionuklide aus der Umwelt in die menschliche Nahrungskette gelangen. Diese Komponente ist neben der externen Bestrahlung auch der wichtigste Beitrag zur Strahlenexposition der allgemeinen Bevölkerung, wenn künstliche Radionuklide in die Umwelt freigesetzt werden. In die Atmosphäre freigesetzte Radionuklide gelangen im Allgemeinen infolge der Deposition auf Oberflächen in die terrestrischen und aquatischen Ökosysteme und benötigen daher spezielle Modelle zur Abschätzung der Beiträge zur effektiven Jahresdosis.

Zur Schätzung der effektiven Dosis der allgemeinen Bevölkerung durch Ingestion von Radionukliden müssen deshalb die folgenden Expositionspfade betrachtet werden:

- Ingestion von natürlichen Radionukliden.
- Ingestion von in das terrestrische Ökosystem eingetragenen Radionukliden.
- Ingestion von in das aquatische Ökosystem eingetragenen Radionukliden.

Die Dosis durch Ingestion von natürlichen Radionukliden mit Nahrungsmitteln und Trinkwasser kann im Allgemeinen durch die Bestimmung von typischen Konzentrationen in Körpergewebe und Organen abgeschätzt werden. Die Konzentration von ^{40}K im menschlichen Körper ist dabei aufgrund der aktiven Regulation mit dem Stoffwechsel nahezu konstant, während sie bei den Nukliden der Uran- und Thoriumzerfallsreihe proportional zur mit der Nahrung aufgenommenen Aktivität ist. Deshalb werden in den UNSCEAR-Berichten seit 1993 repräsentative Daten zur Aufnahme von natürlichen Radionukliden mit der Gesamtnahrung zusammengestellt, um auch für Länder ohne Daten zur Konzentration im Körpergewebe der Bevölkerung eine Modellierung von effektiven Dosen zu ermöglichen [UNS93] [UNS94] [UNS96] [UNS00].

Zur Schätzung der Beiträge zur effektiven Jahresdosis durch Ingestion von in das terrestrische Ökosystem eingetragenen Radionukliden wurden durch UNSCEAR umfangreiche Datenbanken ausgewertet, insbesondere zur Depositionsdichte und zur Konzentration künstlicher Radionuklide in der Gesamtnahrung infolge von oberirdischen Kernwaffentests. Die Freisetzung von natürlichen Radionukliden durch den Menschen ist im Allgemeinen vernachlässigbar und nur auf nationaler Ebene für Einzelpersonen der Bevölkerung relevant.

In den UNSCEAR-Berichten werden die Ergebnisse von empirischen Modellrechnungen vorgestellt, die das zeitliche Verhalten und den jährlichen Transfer der freigesetzten Nuklide von der Deposition zur Gesamtnahrung und weiter in den menschlichen Körper beschreiben. Der erste Schritt beim Transfer von Radionukliden in die Nahrungskette stellt die direkte oder indirekte Kontamination von Pflanzen infolge atmosphärischer Freisetzung dar. Dabei versteht man unter direkter Kontamination die Deposition von Radionukliden auf äußeren Pflanzenteilen und unter indirekter Kontamination die Aufnahme aus kontaminiertem Boden über das Wurzelsystem. Das zweite Glied der Nahrungskette besteht aus Tieren die kontaminierte Pflanzen oder andere Tiere verzehren und damit den Transfer zum Menschen leisten. In den UNSCEAR-Berichten wird deshalb detailiert auf die relevanten Prozesse bei der Deposition von Radionukliden auf Pflanzen, deren Aufnahme über die Wurzeln und ihren Verzehr durch Tiere eingegangen. Ein wichtiger Punkt ist außerdem die starke weltweite Variation der Verzehrsgewohnheiten für Nahrungsmittel und Wasser sowie die bei der Zubereitung von Nahrungsmitteln auftretenden Verluste von Kontaminationen. Bei der Schätzung von Expositionen wird hier detailliert auf Modelle zur Beschreibung der Auswirkungen von oberirdischen Kernwaffentests und kerntechnischen Einrichtungen eingegangen.

Die Dosis durch Ingestion von in das aquatische Ökosystem eingetragenen Radionukliden kann im Wesentlichen in die drei folgenden Einzelbeiträge unterteilt werden: Konsum von Grund- und Oberflächenwässern als Trinkwasser, Verzehr von im Wasser lebenden Tieren und Verzehr von terrestrischen Nahrungsmitteln, die durch kontaminiertes Beregnungswasser beeinflusst sind. Zudem kann die Verwendung von kontamierten Sedimenten und Wasserpflanzen als Düngemittel ebenfalls zu einer Beeinflussung von terrestrischen Lebensmitteln führen. In das aquatische System eingetragene Nuklide werden im Allgemeinen durch advektive und turbulente Prozesse im Wasserkörper transportiert und verteilt. Wechselwirkungen zwischen Wasser, Schwebstoff und Sediment spielen bei der Entfernung von Radionukliden aus der löslichen Phase eine wesentliche Rolle und müssen daher bei den Berechnungen berücksichtigt werden. Zur Modellierung des Verhaltens der eingetragenen Radionuklide wird deshalb in den UNSCEAR-Berichten zwischen Seen, Flüssen, Grundwasser und Meerwasser als getrennte Wasserkörper unterschieden.

2.5.3 Methodik des BfS für den Parlamentsbericht

Grundlage für den jährlichen Bericht des Bundesamtes für Strahlenschutz (BfS) an das Parlament ist § 5 Abs. 2 des Strahlenschutzvorsorgegesetzes (StrVG), der die Bundesregierung dazu verpflichtet, dem Deutschen Bundestag und Bundesrat über die Entwicklung der Radioaktivität in der Umwelt zu berichten. Er enthält neben detaillierten Ergebnissen der Umweltradioaktivitätsüberwachung auch ausführliche Daten über die Strahlenexposition der Bevölkerung in der Bundesrepublik Deutschland durch natürliche und künstliche Quellen im vergangenen Jahr [BMU02] [BMU03] [BMU05] [BMU05a]. Im Teil A „Ionisierende Strahlung“ dieser Berichte werden Aussagen gemacht über die Strahlenexposition durch:

- natürliche Strahlenquellen und zivilisatorisch veränderte natürliche Radioaktivität,
- medizinische Anwendung,
- kerntechnische Anlagen,
- Umgang mit radioaktiven Stoffen,
- berufliche Tätigkeit,
- Kernwaffenversuche,

- Strahlenunfälle und besondere Vorkommnisse sowie
- die Folgen des Reaktorunfalls von Tschernobyl.

Im folgenden Unterkapitel sollen die zur Strahlenexposition durch natürliche Strahlenquellen gemachten Aussagen zusammengefasst werden.

In der Bundsrepublik Deutschland sind die Zuständigkeiten, Überwachungssysteme und Messprogramme für die Kontrolle der Radioaktivität in der Umwelt bzw. in der Umgebung kerntechnischer Anlagen durch das Strahlenschutzvorsorgegesetz (StrVG) bzw. die Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) geregelt [Str01].

Infolge der oberirdischen Kernwaffentests wurden bereits in den 50er Jahren landesweite Messsysteme zur Umweltüberwachung aufgebaut. Dabei wurde 1955 zuerst der Deutsche Wetterdienst (DWD) gesetzlich verpflichtet, die Atmosphäre auf radioaktive Nuklide und deren Ausbreitung zu überwachen. Im Jahr 1957 wurde die Bundesrepublik Deutschland mit Artikel 35 des Vertrages zur Gründung der Europäischen Atomgemeinschaft (EURATOM) des Weiteren dazu verpflichtet, die notwendigen Einrichtungen zur ständigen Überwachung des Radioaktivitätsgehaltes von Luft, Wasser und Boden sowie zur Einhaltung der Strahlenschutz-Grundnormen zu schaffen. Artikel 36 des Euratom-Vertrages verpflichtet zur regelmäßigen Berichterstattung über die aktuelle Umweltradioaktivität und wird heute durch die amtlichen Radioaktivitätsmessstellen des Bundes und der Länder erfüllt [BMU05a].

Als Konsequenz aus den Folgen des Reaktorunfalls von Tschernobyl wurde 1986 das StrVG verabschiedet, welches zum Ziel hat, die Radioaktivität in der Umwelt zum Schutz der Bevölkerung zu überwachen und im Falle von Ereignissen mit radiologischen Auswirkungen die radioaktive Kontamination und Strahlenexposition des Menschen durch angemessene Maßnahmen so gering wie möglich zu halten. In den §§ 2–3 des StrVG wird die Aufgabenzuständigkeit abgegrenzt, wobei nach § 2 dem Bund die großräumige Überwachung der Medien Luft und Wasser sowie die Ermittlung der Gammaortsdosisleistung zugewiesen wird, während alle anderen Aufgaben nach § 3 durch die Messstellen der Länder durchzuführen sind. Auf dieser Grundlage wurde in den folgenden Jahren das Integrierte Mess- und Informationssystem zur Überwachung der Umweltradioaktivität (IMIS) geschaffen, in dem alle ermittelten Daten bundesweit zusammengeführt werden. Zusätzlich existiert seit 1988 ein Routinemessprogramm des Bundes und der Länder zur Entnahme und Messung von Umweltproben mit Vorgaben zur routinemäßigen Umgebungsüberwachung.

Auf Grundlage der oben aufgeführten Messprogramme werden in den Parlamentsberichten auch aktuelle Daten zum Gehalt natürlicher Radionuklide in den folgenden Umweltmedien veröffentlicht:

- Boden (nach Bodenart und Region)
- Baumaterialien und Dünger (Mittelwert, Wertebereich)
- Grund- und Oberflächenwasser (Wertebereich)
- Trinkwasser (Mittelwert, 95 %-Perzentil)
- Meerwasser (Mittelwert)
- Bodennahe Luft (Wertebereich)
- Nahrungsmittel und Gesamtnahrung (Mittelwert, Wertebereich)

Die in den Parlamentsberichten zusammengestellten Daten wurden im Rahmen dieser Arbeit zur Modellierung von Strahlenexpositionen der allgemeinen Bevölkerung in Deutschland verwendet, um einen Vergleich mit nicht bergbaulich beeinflussten Gebieten herzustellen.

3. Aufgabenstellung

Zielstellung der vorliegenden Arbeit ist es, repräsentative Daten zum Vorkommen und zur Verteilung von natürlichen Radionukliden ausgewählter bergbaulich beeinflusster Regionen des ehemaligen Uranbergbaus und des Steinkohlenbergbaus in Deutschland zusammenzustellen und auszuwerten, um damit einen Beitrag zu einem besseren Verständnis des Verhaltens natürlicher Radionuklide im terrestrischen Ökosystem zu leisten.

Die aufbereiteten Daten sollen anschließend zur realistischen Ermittlung der Strahlenexposition der Bevölkerung in den Untersuchungsgebieten durch natürliche Radionuklide unter Verwendung der Modelle der Berechnungsgrundlagen Bergbau herangezogen werden.

Bei der Modellierung sollen mithilfe von Monte-Carlo-Simulationen Aussagen über die Schwankungsbreite der gesamten Strahlenexpositionen durch natürliche Strahlungsquellen sowie für einzelne Expositionspfade ausgewählter Gebiete getroffen werden.

Grundlage für eine realistische Expositionsabschätzung ist eine möglichst genaue Ermittlung des regionalen geogenen Hintergrundes natürlicher Radionuklide in den untersuchten bergbaulich beeinflussten Regionen, um damit die bergbaubedingten mit den natürlich vorhandenen Strahlenexpositionen vergleichen zu können.

Abschließend sollten die für die Untersuchungsgebiete ermittelten Erwartungswerte der Strahlenexpositionen mit nationalen und internationalen Mittelwerten aus der Literatur verglichen und anhand von internationalen und europäischen Richtlinien sowie nationalen Gesetzen und Empfehlungen der Strahlenschutzkommission bewertet werden.

Zur Umsetzung der oben formulierten Aufgaben sollen die bei der Mitwirkung an den in Kapitel 1 vorgestellten Forschungsprojekten „Schadstoffuntersuchungen nach dem Hochwasser vom August 2002 - Verlagerung natürlicher Radionuklide“ [Gel04] [Knö04] und im Rahmen des Gutachtens „Radiologische Bewertung der Grubenwässer – Einleitungen des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus im Bereich Fossa Eugeniana“ [HGN05] [HGN06] erzielten Ergebnisse ausgewertet sowie die zur Schätzung von Strahlenexpositionen relevanten Daten zum Vorkommen und zur Verteilung von natürlichen Radionukliden entsprechend aufbereitet werden.

Für die Gebiete der Hinterlassenschaften des ehemaligen Uranbergbaus in Sachsen sollen die zur Verfügung gestellten Abschlussberichte zum Projekt „Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung von bergbaulichen Altlasten“ (Altlastenkataster) [Ett01], insbesondere für die 13 im Rahmen des Flutfolgenprojektes ausgewählten Verdachtsflächen [ALASKA] sowie für das Seitenprojekt „Radionuklidbelastung von Sedimenten und Auenböden“ [GRS96] ausgewertet und ebenfalls für die o.g. Zielstellung aufbereitet werden.

Ergänzend zu den o.g Berichten sollen Datenbanken und weitere öffentlich zugängliche Literaturquellen, wie z.B. Zeitschriftenartikel hinzugezogen und ausgewertet werden.

4. Experimenteller Teil

In diesem Kapitel werden die einzelnen Glieder des analytischen Prozesses vorgestellt.

Dazu wird in Kapitel 4.1 zunächst näher auf die Vorbereitung der Geländekampagnen zum Flutfolgenprojekt und zum Gutachten Fossa Eugeniana eingegangen.

Anschließend werden in Kapitel 4.2 die Probenahmeverfahren für Gewässersedimente, Böden, Biomaterialien, Oberflächen- und Grundwässer sowie in Kapitel 4.3 die im Feld durchgeführten Messungen ausführlich dargestellt.

Ein besonderer Schwerpunkt liegt dabei auf der zerstörungsfreien gammaspektrometrischen Bestimmung natürlicher Radionuklide. In Kapitel 4.4 wird deshalb ausführlich auf Aufbau, Kalibrierung und durchgeführte Korrektionen bei der Gammaspektrometrie eingegangen.

Abschließend werden in Kapitel 4.6 die zur Qualitätssicherung der kernspektrometrischen Messungen durchgeführten Maßnahmen vorgestellt.

4.1 Vorbereitung der Geländekampagnen

4.1.1 Flutfolgenprojekt

Eine erste Besprechung zur Vorbereitung des Flutfolgenprojekts fand am 31. Januar 2003 im Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) in Berlin statt. Es wurde beschlossen, außer im Verlauf der Zwickauer, Freiberger und Vereinigten Mulde auch die Sedimente in den folgenden Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus zu untersuchen: Annaberg-Buchholz (VF 18), Bärenstein (VF 18A), Filzteich (VF 14), Freital (VF 21), Gottesberg-Schneckenstein (VF 13), Lengenfeld (VF 9), Marienberg (VF 19), Oberrothenbach (VF 12), Pobershau (VF 20), Pöhla (VF 17), Schneeberg-Aue (VF 15) und Zwickau (VF 11).

In allen Verdachtsflächen sollten repräsentative Stellen der Vorfluter im An- und Abstrom beprobt und die Umgebungs-Äquivalentdosisleistung $H^*(10)$ (kurz Ortsdosisleistung oder ODL) ermittelt werden. Auf eine möglichst große Übereinstimmung mit früheren Probenahmen, z. B. des Muldeprojektes [Beu99] und Altlastenkatasters [ALASKA] sollte geachtet werden.

Am 24. und 25. Februar 2003 fanden weitere Vorbesprechungen im Landesamt für Umwelt und Geologie Sachsen (LfUG) und in der TU Bergakademie Freiberg, AK Prof. Klemm (TP 3.7) statt.

Beim LfUG wurden als Schwerpunkt der Untersuchungen die VF Lengenfeld und zusätzlich die Verdachtsfläche Mechelgrün-Zobes benannt. Auf die Beurteilung des geogenen Hintergrundes natürlicher Radionuklide sollte ebenfalls Wert gelegt werden. Daraufhin stellte das LfUG eigene Untersuchungen der bergbaulichen Altlasten vor. Ergänzend fand am 26. Februar mit einem Mitarbeiter des LfUG eine Ortsbegehung ausgewählter bergbaulicher Altlasten in den Verdachtsflächen Lengenfeld, Mechelgrün-Zobes, Gottesberg-Schneckenstein und Freital statt.

Bei der Besprechung in der TU Bergakademie Freiberg wurde die Probenahmetechnik diskutiert. Es wurde beschlossen, nur Oberflächensediment mit einer verlängerten Schöpfkelle zu nehmen.

Für die Untersuchungen sollte die Fraktion < 2 mm in 2-L-Weithalsflaschen bereitgestellt werden.

Am 27. März 2003 fand als Training eine gemeinsame Probenahme auf Verdachtsflächen in der Nähe von Freiberg statt. Hierbei wurde auch die Tauglichkeit der Navigation mithilfe eines tragbaren GPS-Empfängers, gekoppelt mit Notebook und der digitalen topographischen Karte TOP50 getestet. Die digitalen Karten erlaubten die Markierung der Probenahmepunkte durch Eingabe der Koordinaten aus dem Altlastkataster und dem Muldeprojekt. Alle angefahrenen Punkte ließen sich mit dem PKW gut erreichen.

4.1.2 Gutachten „Fossa Eugeniana“

Das Untersuchungskonzept des Gutachtens wurde auf einer ersten Beratung des Arbeitskreises „Radioaktivität Fossa Eugeniana/ Rheinberger Altrhein“ am 15. März 2004 diskutiert und inhaltliche Details der Probenahme abgestimmt. Bei der Untersuchung von Gewässern und Sedimenten wurden dabei folgende Einzelaufgaben festgelegt:

- Kartierung der Ortsdosisleitung (ODL) entlang von Gewässerverläufen.
- Probenahme von Gewässersedimenten.
- Probenahme von hochwasserbeeinflussten Böden.
- Entnahme und Untersuchung von Bodenprofilen.
- Ermittlung der Radon-Exhalation von Böden.
- Beprobung biologischer Materialien.
- Probenahmen von Oberflächen- und Grundwässern.

Bei einer ersten Begehung im Untersuchungsgebiet mit allen beteiligten Gutachtern am 24. März 2004 wurde die praktische Umsetzung des Untersuchungskonzeptes diskutiert. Um eine gemeinsame Vorgehensweise bei Probenahme und ODL-Messungen zu erreichen, wurden die notwendigen Arbeitsschritte in Arbeitsanweisungen festgehalten.

4.2 Probenahme und Probenvorbereitung

4.2.1 Sedimente

Zielgut waren die mobilen, schwebstoffbürtigen Sedimente bis zu einer Tiefe von 8 cm, die mithilfe einer verlängerten Schöpfkelle als repräsentative Mischproben über einen Gewässerabschnitt von ca. 50 m entnommen wurden. Im Allgemeinen wurden an jedem Probenahmepunkt ca. 4 L wasserhaltiges Sediment gewonnen, an einzelnen Punkten auch größere Probenvolumina. Die genommenen Sedimentproben wurden vor Ort in einem konditionierten Eimer homogenisiert und die abgesiebte 2-mm-Fraktion in 4 konditionierte 1-L-Kautexflaschen abgefüllt. Diese wurden tiefgefroren für die Laboruntersuchungen bereitgestellt oder als Rückstellprobe behandelt. Von den genommenen Sedimenten wurde jeweils ein 50 %iger Anteil (2 L) dem in Abbildung 2 dargestellten Analyseverfahren unterzogen.

Nach Vortrocknung bei Raumtemperatur wurden die Sedimente im Trockenschrank bei 105°C konstantgetrocknet. Die dadurch verkrusteten Sedimente sowie größere Partikel wurden anschließend in einer Schwingmühle zerkleinert und durch Siebung eine Fraktion < 200 µm gewonnen. Diese wurde in 500-mL-Marinellibecher abgefüllt und eine konstante Füllhöhe durch mechanische Verdichtung der eingewogenen Probenmasse erreicht. Die verwendeten Marinellibecher wurden mit Silikon radondicht versiegelt und zur Äquilibrierung zwischen ^{226}Ra und seinen Tochternukliden 3 Wochen gelagert. Anschließend wurde das Präparat für die gammaspektrometrische Messung eingesetzt (Kapitel 4.4.9).

Die zentrale Probenahmekampagne für das Flutfolgenprojekt wurde vom 5. Mai bis 5. Juni 2003 durchgeführt. Die Entnahme von Sedimentproben im Rahmen des Gutachtens Fossa Eugeniana erfolgte gemeinsam mit der Universität Duisburg-Essen vom 22. bis 29. Juni 2004. Eine Übersicht über die entnommenen Proben gibt Tabelle 7.

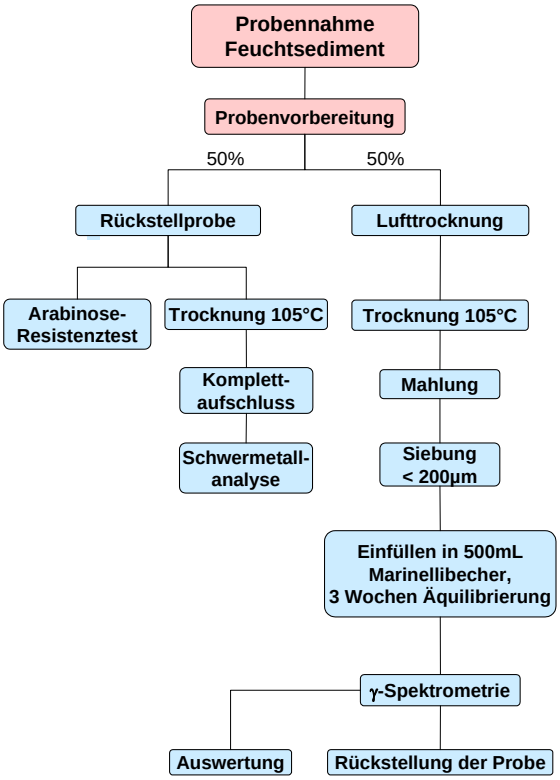

Abbildung 2. Arbeitsablauf für Radioaktivitäts- und Schwermetallanalysen in Sedimenten.

Tabelle 7. Übersicht der untersuchten Sedimentproben

Gebiet	Anzahl	Volumen in L
Annaberg-Buchholz	6	24
Bärenstein	9	28
Filzteich	7	14
Freital	29	97
Gottesberg / Schneckenstein	22	50
Lengenfeld	29	119
Marienberg	4	16
Mechelgrün-Zobes	11	36
Pobershau	3	12
Pöhla	11	32
Schneeberg-Aue	19	52
Zwickau + Oberrothenbach	17	64
Flussverlauf Zwickauer Mulde	18	66
Flussverlauf Vereinigte Mulde	13	74
Flussverlauf Freiberger Mulde	22	86
Rheinberger Altrhein/ Fossa Eugeniana	35	140
Summe	**255**	**910**

4.2.2 Böden

Ziel der Beprobung war die Entnahme von Böden auf zusammenhängenden Teilflächen mit vergleichbarer ODL. Alle hier vorgestellten Bodenproben wurden unter Beachtung der Messanleitungen des BfS [BMU92] entnommen und vorbereitet. Die Beprobung wurde mittels eines Bohrstockes (Durchmesser ca. 5 cm) als Mischbeprobung ausgeführt, die dabei beprobten Flächen hatten eine Größe von 10 m × 10 m bzw. 5 m × 20 m. Hergestellt wurden die Mischproben aus mindestens 33, maximal 36 Einzelproben und einer Feuchtmasse von mindestens 5 kg. Die Probenahme wurden im Tiefenbereich von 0 bis 0,2 m vorgenommen. An einer Probenahmestelle an der Fossa Eugeniana (Brücke) konnte diese Tiefe aufgrund einer unter dem Boden liegenden Betondecke nicht erreicht werden. Am Rheinberger Altrhein (linke Seite) ist zusätzlich eine Weidefläche beprobt worden. Aufgrund der Flächengröße (Länge ca. 850 m, Breite zwischen 40 und 112 m) wurde ein anderes Messraster festgelegt: Zwischen Altrhein und Deich wurde alle 30 m eine Stichprobe zur Herstellung einer Mischprobe entnommen. Hinter dem Deich wurde im Raster von 40 m × 20 m jeweils eine Stichprobe zur Herstellung einer Mischprobe entnommen.

Die im Rahmen der Sonderuntersuchung in Lengenfeld entnommenen Böden dienten lediglich der Untersuchung einzelner Bodenhorizonte. Zu diesem Zweck wurden die Proben mithilfe einer Handschaufel selektiv abgestochen.

Zur Vorbereitung wurden die Bodenproben grob zerkleinert und vermischt. Die Mischproben wurden danach in großen Schalen ausgebreitet und im Umlufttrockenschrank bei 50°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet, dabei der Trockenmasse- bzw. Wassergehalt bestimmt. Im nächsten Schritt wurden die in Abhängigkeit von ihrem Tongehalt mehr oder weniger stark verklumpten Böden durch Zerschlagen auf einem Edelstahlgitter vorzerkleinert und die dabei separierten Wurzeln und Steine verworfen. Die vorzerkleinerte Fraktion wurde anschließend < 2000 µm gesiebt, wobei weitere separierte Steine ebenfalls verworfen wurden. Daraufhin wurde die 2000-µm-Fraktion mittels einer Schlagkreuzmühle gemahlen und durch sukzessive

Siebung eine Fraktion < 200 µm gewonnen. Die weitere Vorgehensweise entsprach der in Kapitel 4.2.1 beschriebenen Vorbereitung von Sedimentproben.

Die zentrale Probenahmekampagne für das Flutfolgenprojekt wurde vom 05. Mai bis 05. Juni 2003 durchgeführt. Für die Sonderuntersuchung in Lengenfeld benötigte Bodenproben wurden am 16. Mai 2003 entnommen.

Die Entnahme von Bodenproben im Rahmen des Gutachtens Fossa Eugeniana erfolgte gemeinsam mit der Universität Duisburg-Essen vom 2. bis 5. August 2004. Eine Übersicht über die entnommenen Proben gibt Tabelle 8.

Tabelle 8. Übersicht der untersuchten Bodenproben.

Gebiet	**Anzahl**
Flutfolgenprojekt (Lengenfeld)	18
Rheinberger Altrhein[a]	33
Teilgebiete am Niederrhein	9
Summe	**58**

[a] Gemeinsame Untersuchung mit der Universität Duisburg-Essen im Rahmen des Gutachtens Fossa Eugeniana

4.2.3 Oberflächen- und Grundwässer

Ziel der Beprobung war die Untersuchung von Oberflächen- und Grundwässern aus Bereichen mit potentieller Beeinflussung durch die Ableitung von Grubenwässern aus dem Steinkohlenbergbau. Die Beprobung der Oberflächenwässer wurde mittels Schöpfbecher durchgeführt, während Grundwasserproben durch Abpumpen der festinstallierten Grundwasserpegel entnommen wurden. Außerdem wurden mit der gleichen Methodik Monitoringbeprobungen von ausgesuchten Oberflächenwässern durchgeführt, um die zeitliche Variabilität der Radionuklidkonzentrationen eingrenzen zu können. Als Probebehälter wurden verschließbare Polyethylen-Weithalsflaschen verwendet, die Probenahmegeräte und -behälter wurden dabei jeweils vor und nach der Probenahme sorgfältig gereinigt.

Die Radionuklidanalytik der Wasserproben wurde an der Universität Duisburg-Essen ausgeführt. Die Probenvorbereitung beinhaltete ein Einengen des Volumens durch Eindampfen. Dieser Schritt wurde in der Zeit vom 16. Juni bis 1. Juli 2004 bearbeitet. Anschließend wurden die Proben bis zur Einstellung des radioaktiven Gleichgewichtes zwischen ^{226}Ra und seinen Tochternukliden gelagert. In dieser Lagerungszeit zerfällt zudem eventuell vorhandenes überschüssiges ^{224}Ra praktisch vollständig, so dass von einem Gleichgewicht ^{228}Th – ^{224}Ra – ^{212}Pb – ^{208}Tl auszugehen ist. Der Messwert von ^{224}Ra muss daher als Gleichgewichtsaktivität von ^{228}Th interpretiert werden. Bei den Grundwässern und den Oberflächenwässern hat sich ein Ausgangsvolumen von 30 L, bei den Grubenwässern von 10 L je Probe bewährt, das jeweils auf ca. 1 L reduziert wurde. Bei der anschließenden Überführung in einen 1.000-mL-Marinellibecher wurde die auf einen pH-Wert von 7 eingestellte Wasserprobe mittels Agar-Agar verfestigt. Die Analysen begannen am 21.07.2004. Jede Messung erforderte zum Erreichen einer hinreichenden Nachweisgrenze eine Messzeit von ca. 24 Stunden.

Im Rahmen des Flutfolgenprojektes wurden keine Oberflächen- und Grundwässer untersucht.

Die Beprobung der Oberflächenwässer für das Gutachten Fossa Eugeniana erfolgte am 1. Juni und am 15. Juli 2004 durch die Universität Duisburg-Essen (Tabelle 10). Die Probenahme der

Grundwässer wurden am 13. und 14. September 2004 vom Zentrallabor der LINEG durchgeführt (Tabelle 11). Die zusätzliche Monitoringbeprobung erfolgte von Oktober 2004 bis Februar 2005 monatlich (Tabelle 9).

Tabelle 9. Probenahmeprogramm für Monitoring

Probenahmestellen	Einleiter Schacht Friedrich Heinrich 4 (Hoerstgener Kendel) Einleiter Schacht Friedrich Heinrich 1/2 (Kläranlageneinleiter) Einleiter Schacht Rossenray (Fossa Eugeniana) Eyllsche Kendel Fossa Eugeniana (Fossastraße/Rheinberg) Rheinberger Altrhein (Ossenberger Schleuse)
Probenahme-Rhythmus	Monatlich
Probenahmezeitraum	5 Monate (10/2004 – 02/2005)
Probenanzahl	1 Probe je Probenahmestelle

Tabelle 10. Probenahmestellen für Oberflächenwässer und Grubenwässer

Gewässer	Probenahmestelle	Anzahl	Nr.
Rheinberger Altrhein	Vor Ossenberger Schleuse	2	16
	Zentralbereich mit angrenzender Weidenutzung		17
Moersbach	Zulauf, Bereich Bahnhofstraße	1	14
Jenneckes Gatt	Jenneckes Gatt	1	15
Fossa Eugeniana	Unterlauf, Rheinberg Fossastraße	6	13
	Einmündung Druckleitung Pattberg		12
	Straßenbrücke B 510		11
	Einleitstelle Schacht Rossenray (1/2)		10 (a, b)
	Nach Einleitstelle Schacht Rossenray (1/2)		9
	Einmündung Große Goorley		8
Große Goorley	Einleitungen Friedrich Heinrich (1/2)	3	19 (a, b)
	Nach Einleitungen Friedrich Heinrich (1/2)		6
	Vor Mündung in Fossa Eugeniana		7
Eyllsche Kendel	Südgrenze Untersuchungsbereich	1	5
Issumer Fleuth	Mündung in Fossa Eugeniana	2	4
	Einlauf Durchstich Hoerstgener Kendel		3
Hoerstgener Kendel	Nordwest-Teil	3	1
	Südost-Teil		2
	Einleitung Friedrich Heinrich		18
	Summe	**19**	

Tabelle 11. Probenahmestellen für Grundwässer

Gewässer	Probenahmestellen	Anzahl
Rheinberger Altrhein (nördlicher Teil, oberhalb der Schleuse Ossenberg)	1102 (rechtes Ufer)	1
Rheinberger Altrhein (Zulauf Jenneckes Gatt)	1017 (rechtes Ufer)	1
Moersbach (nördlicher Teil in Rheinberg)	1929H (linkes Ufer), Gartenbrunnen (li. Ufer)	2
Fossa Eugeniana (nördlicher Teil, bei A57)	1190 (linkes Ufer)	1
Fossa Eugeniana (mittlerer Teil, unterhalb Einleiter Rossenray)	1647	1
Fossa Eugeniana (mittlerer Teil, u. der Grubenwasserbecken Rossenray)	2217 (rechtes Ufer)	1
Fossa Eugeniana (südlicher Teil, unterhalb Zulauf Eyllsche Kendel)	1642-2	1
	Summe	**8**

4.2.4 Biomaterialien

Ziel der Beprobung von Biomaterialien war die Erhebung von Messdaten für die Ermittlung der Ingestionsdosis über den Expositionspfad Futtermittel (Weidegras) und Verzehr von Fisch und Fleisch. Dazu wurden ausschließlich Tiere aus den durch bergbauliche Einleitungen belasteten Gewässern bzw. deren Einflussbereich untersucht.

Die Entnahme von Proben des Weidegrases erfolgte mithilfe eines Balkenmähers durch Mitarbeiter der LINEG. Hierbei wurde über die Weidefläche verteilt das zum Probenahmezeitpunkt ca. 20 cm hohe Gras in mehreren Streifen von ca. 5 m × 1 m geschnitten. Die ca. 30 Stichproben geschnittenen Grases wurden zur Weidegrasprobe vereinigt, wobei die gesamte Frischmasse ca. 20 kg betrug.

Die Fischproben wurden durch eine im Auftrag der LINEG durchgeführte Elektrobefischung in den Untersuchungsgewässern sowie in einem nicht bergbaulich belasteten Referenzgewässer erhalten. Weitere zum Verzehr geeignete Kleintiere wie Kaninchen und Nutrias wurden ebenfalls durch eine im Auftrag der LINEG durchgeführte Bejagung bzw. Fallenstellung zur Verfügung gestellt, welche jährlich zur Verringerung von Deichschäden durchgeführt wird.

Die Vorbereitung und Messung der Grasproben erfolgte unter Beachtung der Messanleitungen des BfS für Futtermittel [BMU92a]. Dazu wurden die Proben in großen Schalen ausgebreitet und im Umlufttrockenschrank bei 50°C konstantgetrocknet. Anschließend wurde das getrocknete Gras mittels einer Schlagkreuzmühle zerkleinert und nach dem Umfüllen in Edelstahlschalen bei 400°C unter Luftzufuhr in einem Kammerofen verascht. Die erhaltene graue Asche wurde danach durch Mahlung homogenisiert und durch sukzessive Siebung eine Fraktion < 200 µm erhalten. Die weitere Vorgehensweise entsprach der in Kapitel 4.2.1 beschriebenen Vorbereitung von Sedimentproben.

Die Vorbereitung und Messung der Fisch- und Fleischproben wurden unter Beachtung der Messanleitungen des BfS für Fisch durchgeführt [BMU92b]. Die zur Verfügung gestellten Tiere wurden zunächst gewogen und katalogisiert. Anschließend wurden alle für die weitere Untersuchung verwendeten Fische bzw. Kleintiere ausgenommen und filetiert. Zur

Entfernung der Gräten und teilweise sehr fest anhaftender Haut wurden die Fischfilets mittels einer handelsüblichen Mikrowelle gegart und der Anteil des essbaren Muskelfleisches separiert. Ebenso wurde bei der Separation des Muskelfleisches der Kleintiere von den Knochen vorgegangen. Die einzelnen Chargen der zur Untersuchung vorgesehenen Teilproben wurden nun nach Art und Fanggebiet vereinigt und der Veraschung zugeführt. Für die Veraschung wurde ein Kammerofen K1253 (36 L) der Fa. Heraeus eingesetzt, der mit jeweils zwei 2-L-Edelstahlschalen betrieben werden kann, was einer Beladung von ca. 2000 g Fisch oder Fleisch (Frischmasse) entspricht. Das Temperaturprogramm der Veraschung wurde nach Vorgabe der Messanleitung [BMU92b] angepasst und enthält einen Trocknungsschritt sowie fünf Pyrolyse- und Verbrennungsschritte von insgesamt ca. 100 h Dauer, diese sind in Abbildung 3 als Zeitschema dargestellt.

Die verbleibende graue Asche wurde im letzten Schritt mit einem Mörser homogenisiert und dann in eine 80-mL-Petrischale eingepresst. Nachdem die Proben radondicht versiegelt und äquilibriert waren, wurden diese der gammaspektrometrischen Messung zugeführt.

Bei der Betrachtung von möglichen Fehlerquellen durch den Verlust des Analysten bei der Veraschung sind lediglich die Elemente Blei, Radium, Thorium und Uran zu beachten. Da vor der gammaspektrometrischen Messung ohnehin eine Wartezeit von ca. drei Wochen zur Einstellung des radioaktiven Gleichgewichtes zwischen Radium und seinen Tochternukliden eingehalten werden muss, sind die in der Zerfallsreihe auftretenden, teilweise flüchtigen sowie kurzlebigen Radionuklide der Elemente Thallium, Bismut, Polonium, Radon und Protactinium (vgl. Abbildung 94, Seite 262) in dieser Hinsicht ohne Bedeutung. Die Elemente Blei, Radium, Thorium und Uran besitzen sehr hohe Siedepunkte und zudem keine flüchtigen Verbindungen, welche bei Temperaturen von maximal 450°C entweichen könnten. Lediglich bei dem im Rahmen dieser Arbeit nicht bestimmten Polonium (^{210}Po) kommt es aufgrund seiner Flüchtigkeit bei der Veraschung bekannterweise zu erheblichen Verlusten [BMU92b].

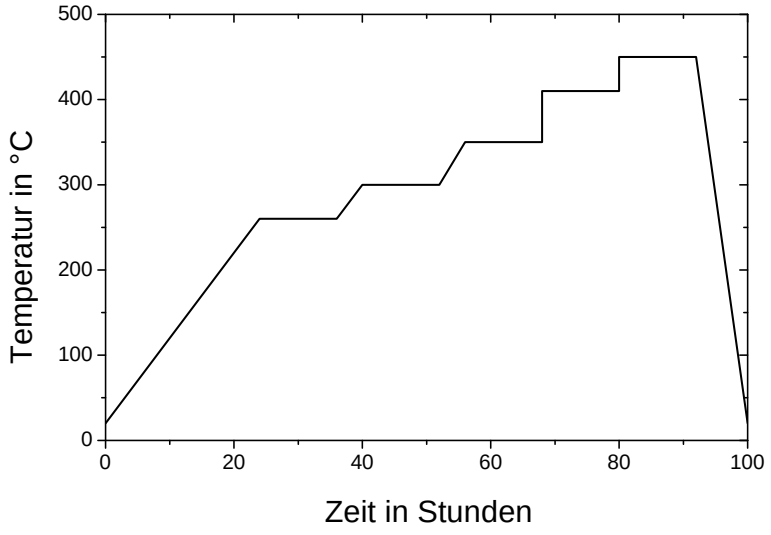

Abbildung 3. Temperaturprogramm für die Veraschung von Fisch- und Fleischproben.

4.3 Vorortmessungen

4.3.1 Feldanalytik

Parallel zur Beprobung der Sedimente im Flutfolgenprojekt wurden im Oberflächenwasser vor Ort folgende Parameter mittels Einzelsonden bestimmt:

- Redoxpotential (E_H-Wert) – potentiometrisch mit Redox-Einstabmesskette und tragbarem Messgerät (WTW Multiline P4/INGOLD-Platineinstabmesskette).
- pH-Wert – potentiometrisch mittels tragbarem pH-Meter (WTW Multiline P4/ WTW-Sentix-pH-Einstabmesskette), Einstabmesskette mit Glaselektrode und integriertem Temperaturfühler.
- Sauerstoffgehalt – potentiometrisch mit Handmessgerät und Eintauchmessfühler (WTW-Clark-Elektrode).
- Leitfähigkeit – konduktometrisch mittels Eintauchmesszelle mit integriertem Temperaturfühler und tragbarem Messgerät (WTW Multiline P4/ WTW Conductivity Sensor).
- Wassertemperatur

Im Rahmen des Gutachtens Fossa Eugeniana wurde durch die Universität Duisburg-Essen an jeder Probenahmestelle für Grund- und Oberflächenwasser auch pH-Wert, Temperatur, Leitfähigkeit und Sauerstoffgehalt gemessen.

Um die Richtigkeit der Messwerte zu gewährleisten, wurden vor jeder pH-Wert-Messung am Probenahmepunkt mit zwei pH-Pufferlösungen (pH 4,01 und pH 7) Kontrollmessungen und gegebenenfalls eine neue 2-Punkt-Kalibrierung durchgeführt. Bei den Messungen von Redoxpotential und Leitfähigkeit wurde die Richtigkeit mit einem Kontrollstandard überprüft. Der Sauerstoffsensor wurde vor jeder Messung mithilfe eines speziellen Kalibriergefäßes, das gleichzeitig als Transportschutz diente, kalibriert.

4.3.2 ODL-Messungen

Die Messung der Ortsdosisleistung (ODL) ermöglicht eine schnelle und direkte Prüfung auf oberflächig vorhandene Kontaminationen mit Radionukliden natürlichen und künstlichen Ursprungs.

Wesentliche Ziele der ODL-Kartierung im Rahmen des Flutfolgenprojektes, wie auch des Gutachtens Fossa Eugeniana, waren die Erhebung von repräsentativen Daten für die jeweiligen Untersuchungsgebiete zur späteren Modellierung des Expositionspfades „externe Betrahlung“ (Kapitel 7.2).

Im Rahmen des Flutfolgenprojektes wurde lediglich eine ODL-Messung an jedem Probenahmepunkt für Sediment durchgeführt, da die Ortsdosisleistung in den entsprechenden Gebieten durch frühere Untersuchungen [Ett01] bereits hinreichend bekannt war. In Anbetracht der Länge des für das Gutachten Fossa Eugeniana zu untersuchenden Gewässersystems und der differenzierten Verhältnisse in Bezug auf radioaktive Kontaminationen wurden verschiedene Ausführungsvarianten der ODL-Kartierung durchgeführt. Eine Übersicht der verschiedenen Varianten gibt Tabelle 12.

Tabelle 12. Ausführungsvarianten der ODL-Kartierung im Feld.

Variante	Beschreibung
Variante a (Screening-Messungen)	Messungen entlang der Uferböschung im Schritttempo mit laufendem ODL–Gerät bei Anzeige kleiner 200 nSv h^{-1}. Ungefähr alle 50 m ist ein Messpunkt zur Dokumentation aufzunehmen. Die Aufnahme der Bereiche erfolgt nach Orientierungspunkten.
Variante b (Kartierung, linear)	Messungen entlang der Uferböschung im Rasterabstand von 6 m bei ODL ab 200 nSv h^{-1}. Die Orientierung des Rasters erfolgt an eingemessenen Bezugspunkten.
Variante c (Kartierung, linear, aufgeweitet)	Messungen entlang der Uferböschung (Messlinie 1) und im Abstand von 6 m (Messlinie 2) bzw. 12 m (Messlinie 3) im Rasterabstand von 6 m. Die Orientierung des Rasters erfolgt an eingemessenen Bezugspunkten.
Variante d (Kartierung, flächenhaft)	Messungen im Rasterabstand von 2 m × 2 m bei ODL > 300 nSv h^{-1}, Raster 6 m × 6 m bei ODL < 300 nSv h^{-1}. Die Kartierung ist vom Gewässer aus soweit auszudehnen, bis das Hintergrundniveau erreicht wird.

Die Messungen erfolgten bei allen Untersuchungen in 1 m Höhe über dem Grund. Neben täglichen Vergleichsmessungen wurden zusätzlich die Witterungsbedingungen, Untergrundbeschaffenheit sowie Feuchte und Versiegelung der gemessenen Flächen dokumentiert. Tabelle 13 gibt eine Übersicht der verschiedenen im Feld eingesetzten Messgeräte.

Tabelle 13. Im Feld eingesetzte ODL-Messsonden.

Messgerät	Hersteller	SerienNr.	Messgröße
FH 40 GL[a]	Thermo Eberline	11829	H_x
FHZ 672 E10	Thermo Eberline	240	$H^*(10)$
FH 40 GL 10	Thermo Eberline	16046	$H^*(10)$
LUDLUM 316-3[b]	Ludlum Instr.	-	H_x
FHZ 502 E2[b]	Thermo Eberline	194	CPS
FH 40 GL 10	Thermo Eberline	15800	$H^*(10)$

[a] Messgerät wurde ausschließlich im Flutfolgenprojekt eingesetzt.
[b] Messgerät nicht geeicht bzw. nicht eichfähig.

Um vergleichbare Messergebnisse zu erhalten, wurden die nicht geeichten Geräte unter gleichen Messbedingungen für verschiedene ODL-Pegel kalibriert und ein Korrekturfaktor ermittelt. Der Ablesewert wurde jeweils mit diesem Korrekturfaktor multipliziert. Zusätzlich wurden im Rahmen des Gutachtens Fossa Eugeniana tägliche Kontrollmessungen mit allen eingesetzten Messgeräten durchgeführt. Weitere Maßnahmen zur Qualitätssicherung sind in Kapitel 4.6.1 aufgeführt.

4.4 Gammaspektrometrische Untersuchungen

Die Radionuklidanalytik der Sediment-, Boden-, Wasser- und Bioproben erfolgte mittels Gammaspektrometrie. Grundlage sind getrocknete, gemahlene und gesiebte (< 200 µm) Laborproben bzw. die entsprechend aufkonzentrierten und stabilisierten Wasserproben. Alle Messungen wurden unter Beachtung der die Messanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt und zur Erfassung radioaktiver Emissionen aus kerntechnischen Anlagen des BfS [BMU92] ausgeführt.

4.4.1 Aufbau der Messsysteme

Für die Aufnahme von Gammaspektren wurden Messsysteme eingesetzt, die im Allgemeinen aus einer Kette von gleichwertigen Einzelkomponenten bestanden:

- Handelsübliche Reinst-Germanium Detektoren (HPGe) mit internem Vorverstärker und 30–40 % rel. Ansprechwahrscheinlichkeit.
- Hochspannungsquelle, Fa. Ortec.
- Linearverstärker 2022 der Fa. Canberra/Eurysis.
- Analog-Digital-Wandler und Vielkanalanalysator-Karte, Ortec Spectrum-Master.
- Personalcomputer (PC).
- Auswertesoftware GammaW® 17.24.

Im Einzelnen kamen dabei die in Tabelle 14 aufgeführten Detektoren zum Einsatz.

Tabelle 14. Technische Daten der verwendeten Halbleiterdetektoren [a].

Detektor	(B)enno	(J)osef	Jenö	K1	K2	K3
Typ	n-Type, koaxial	n-Type, koaxial	n-Type, planar	p-Type, koaxial	n-Type, koaxial	n-Type, koaxial
Hersteller	Ortec	Canberra	Canberra	Ortec	Canberra	Canberra
Modell	GMX-30200-P	GX3018	GL2820R	GEM-40200-P	7229N	GR2818
SerienNr.	34-TN20508A	b99154	b97611	29-TP20009B	b85559	b95691
Bias[c]	–2.500 V	+4.500 V	–3.000 V	+4.000 V	–3.500 V	–5.000V
Efficiency[b]	30 %	30 %		40 %	30 %	30 %
l Kristall[d]	53,5 mm	53,5 mm	20 mm			59,5 mm
d Kristall[d]	59,9 mm	60 mm	60 mm			53 mm
Fenster[e]	Be 0,5mm	Be	CE 0,5 mm	Al	Be	CE 0,5 mm
Totschicht[f]	0,3 µm	0,3 µm	0,3 µm	700 µm	0,3 µm	0,3 µm
FWHM[g] **1132 keV**	792 eV	1,8 keV		1,8 keV		1,8 keV
FWHM[g] **122 keV**		875 eV	750 eV	870 eV		920 eV
P/C[g]	48	58		62		60

[a] Alle Angaben sind vom Hersteller garantierte Werte.
[b] Verhältnis zur Efficiency eines 3“× 3“ NaI(Tl)-Detektors, gemessen bei 1332,5 keV mit einem Quellen-Detektor-Abstand von 25 cm.
[c] Vom Hersteller empfohlene Betriebsspannung.
[d] Länge und Durchmesser des Germaniumkristalls.
[e] Dicke und Material der Endkappe (Be=Beryllium, Al=Aluminium, CE=Carbon-Epoxy).
[f] Dicke der Totschicht, inaktives Germanium.
[g] Halbwertsbreite der Photopeaks von ^{60}Co, ^{57}Co bei den angegebenen Energien.
[g] Verhältnis der Peakhöhe im Photopeak zu der des Compton-Kontinuums („peak-to-compton-ratio“).

4.4.2 Detektorabschirmung und Nulleffekt

Um die niedrigen Nachweisgrenzen zur Messung von Umweltproben erreichen zu können, ist es nötig, den Detektor so gut wie möglich von der Umgebungsstrahlung abzuschirmen, also den vom Detektor registrierten externen Strahlungsuntergrund (Nulleffekt, NE) zu minimieren. Zu diesem Zweck wurden die Detektorköpfe aller Detektoren allseitig mit einer Abschirmung aus Blei umgeben („Bleiburg“). Die Innenräume der Meßkammern aller Detektoren wurden zusätzlich mit Platten aus Zinn und Elektrolytkupfer ausgekleidet, um die im Blei angeregte Röntgenfluoreszenzstrahlung (72,8 und 75,0 keV für die K_α-Linien) zu absorbieren. Die in der innersten Schicht aus Kupfer erzeugte Röntgenfluoreszenzstrahlung von 8 keV stört nicht, da diese bei der Messung ausgeblendet wird. Der Innenraum wurde bei den meisten Detektoren so groß gestaltet, dass der Abstand vom Detektorkopf zur Wandung mindestens 10 cm beträgt. Dies soll die auftretenden Streustrahlungseffekte vermindern. Alle Detektoren wurden mit Stryropor-Platten oder dämpfenden Pressspanplatten unterlegt, um Mikrophonieeffekte zu verhindern. Diese treten auf, wenn mechanische Vibrationen oder Schallwellen kleine Kapazitätsschwankungen im FET-Vorverstärker bewirken. Das führt zu Störsignalen, die im Spektrum direkt sichtbar sind. Zusätzlich wurden die Detektorinnenräume abgedichtet um sicherzustellen, dass diese weitgehend frei von ^{222}Rn und ^{220}Rn sind, da deren Zerfallstöchter zum Teil eine Vielzahl von Gammalinien aufweisen (^{214}Bi, ^{214}Pb bzw. ^{212}Pb, ^{208}Tl). Für die oben aufgeführten Detektoren wurden kommerziell erhältliche Bleiburgen mit einer Abschirmung aus 10 cm aktivitätsarmen Blei und einer Innenauskleidung aus 5 mm dickem Elektrolytkupfer verwendet.

Zur Demonstration der im Nulleffekt vorhandenen Gammalinien und der sich daraus ergebenden Konsequenzen für die Messung von Umweltproben ist in Abbildung 4 und Abbildung 5 ein Nulleffektspektrum dargestellt. Dieses Spektrum wurde mit dem 30 %-HPGe-Detektor (K3) bei einer Meßzeit von sieben Tagen (604.800 s) aufgenommen. Mit diesem Messsystem wurden auch die Umweltproben analysiert. Im Spektrum fällt neben dem Absinken des durch Compton-Streuung erzeugten kontinuierlichen Untergrundes ein besonderes Hervortreten diskreter Gammalinien zu höheren Energien hin auf, welche durch Bleiabschirmung und Innenauskleidungsmaterialien kaum geschwächt werden. Diese Strahlung gelangt aus den Betonwänden und den Abschirmmaterialien, die Spuren von ^{238}U, ^{232}Th und ^{40}K enthalten, in den Detektor. Wie aus den Abbildungen zu erkennen ist, setzt sich das Nulleffektspektrum im Wesentlichen aus den Gammalinien der natürlichen Uran-Radium- und der Thorium-Familie zusammen. Diese Radionuklide sind zumeist auch Gegenstand gammaspektrometrischer Untersuchungen, wie in dieser Arbeit bei der Bestimmung von natürlichen Radionukliden in Umweltproben. Es ist daher besonders darauf zu achten, dass zur Detektorabschirmung eingesetztes Blei möglichst frei von Aktivitäten dieser Nuklide ist. Bei den Abschirmungen ist das ^{210}Pb von geringerer Bedeutung, da dessen niederenergetische Gammastrahlung durch eine Innenauskleidung weitestgehend reduziert werden kann. Insbesondere bei n-type Detektoren sind Abschirmmaßnahmen notwendig, da diese naturgemäß eine hohe Nachweiswahrscheinlichkeit für niederenergetische Gammastrahlung haben. Eine Abschwächung der Intensität der Gammalinie des ^{210}Pb im Nulleffekt wird in den kommerziellen Bleiburgen meist durch eine zusätzliche Innenauskleidung aus besonders aktivitätsarmen Blei erreicht; auch ein größerer Abstand vom Detektor zur Bleiabschirmung leistet hier einen nicht unerheblichen Beitrag. Zur Veranschaulichung wird auf die besonders wichtige Intensität des ^{210}Pb-Untergrundes in Abbildung 4 verwiesen. Im Allgemeinen lassen sich alle im Nulleffekt vorhandenen diskreten Gammalinien bei der Auswertung von Probenspektren berücksichtigen, indem man deren Nulleffektzählrate möglichst genau

bestimmt und von der auszuwertenden Bruttopeakfläche subtrahiert. Die Erfahrungen zeigen, dass der Strahlungsuntergrund in den diskreten Linien für lange Zeit nahezu konstant ist.

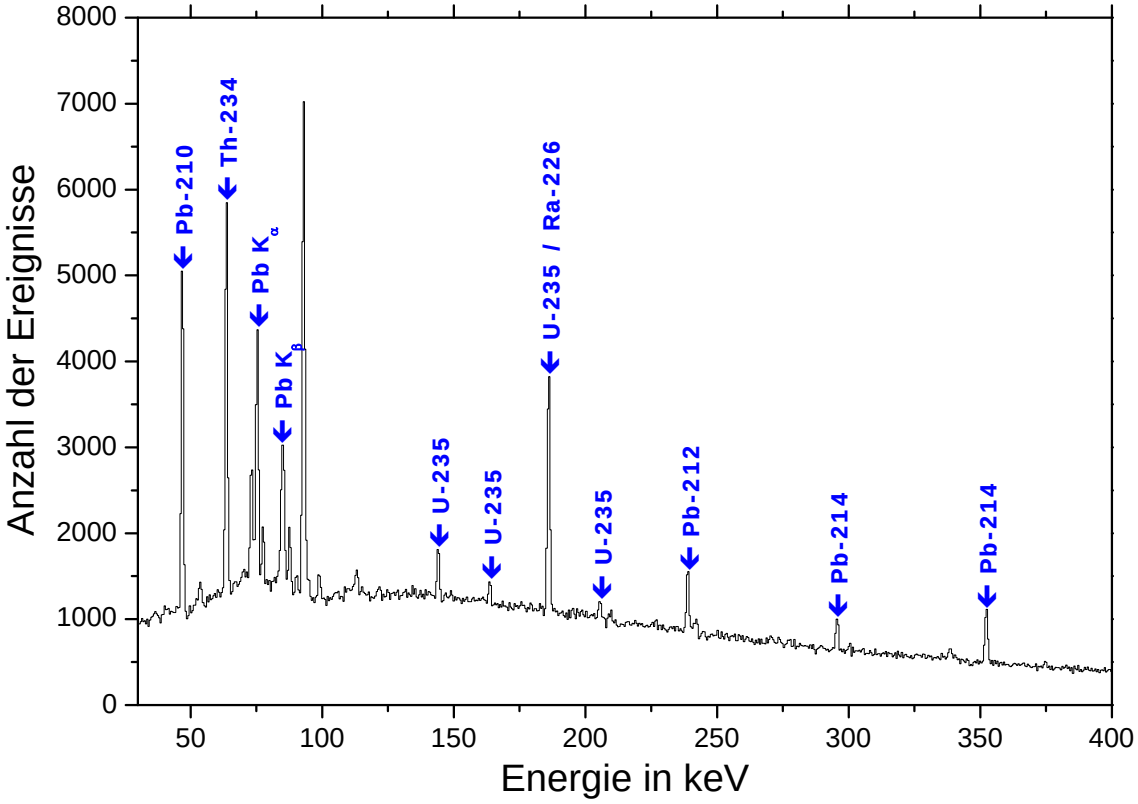

Abbildung 4. Nulleffektspektrum von Detektor K3, 30–400 keV (Messzeit: 7 d)

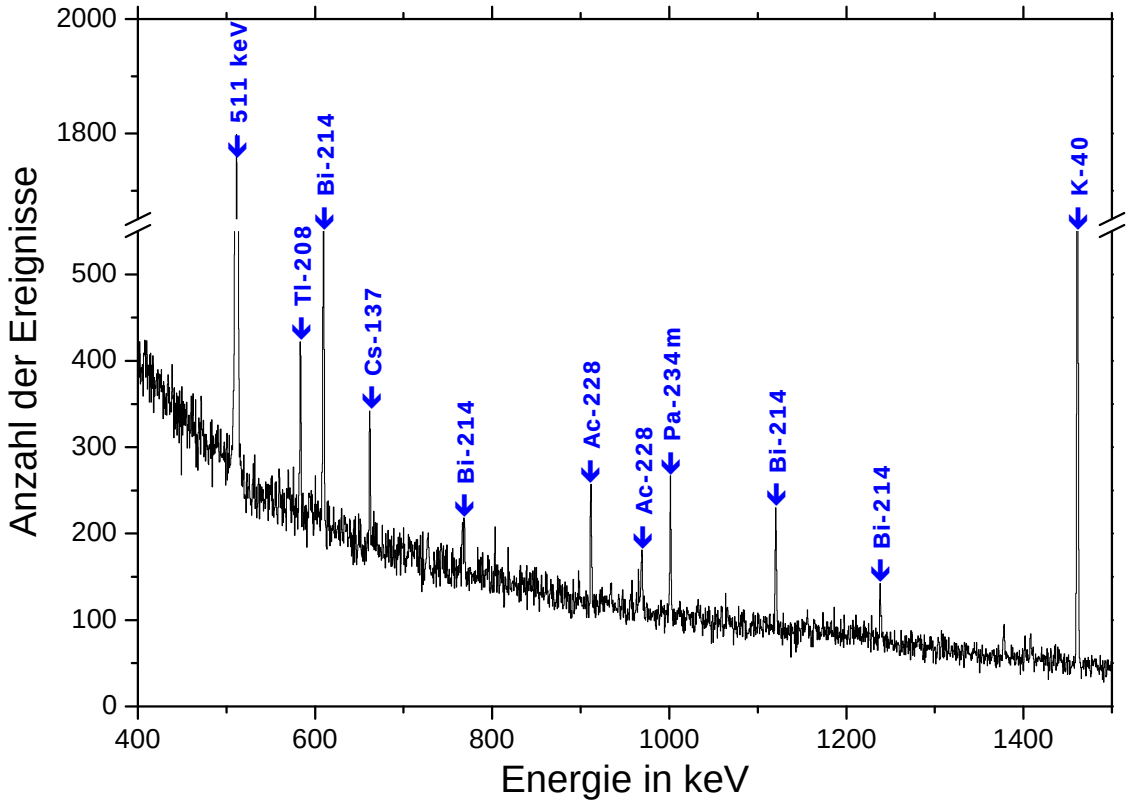

Abbildung 5. Nulleffektspektrum von Detektor K3, 400–1500 keV (Messzeit: 7 d)

4.4.3 Energiekalibrierung

Die Auswertung der gemessenen Gammaspektren erfordert verschiedene Kalibrierungen, die im Rahmen der Bereitstellung der Detektoren durchgeführt wurden.

Die Energiekalibrierung liefert den Zusammenhang zwischen dem Kanal im Spektrum und der zu diesem Kanal gehörigen Energie der Gammaquanten, ermöglicht also die Zuordnung der Linien im Spektrum zu den Energien bzw. den Nukliden. Die Software *GAMMAW*® ermöglicht die Energiekalibrierung nach Gleichung (4.1) direkt aus dem grafisch angezeigten Spektrum, indem an die gegebenen Kanal-Energie-Datenpaare ein Polynom 2. Grades angepasst wird.

$$E_\gamma = a + b \cdot K + c \cdot K^2 \tag{4.1}$$

mit E_γ = Gammaenergie in keV und
K = Kanalnummer.

Bei den zur Verfügung stehenden Quellen konnte davon ausgegangen werden, dass deren Gesamtaktivitäten zum Zeitpunkt der Messung niedrig genug waren, um bei der beschriebenen Geometrie keine Totzeiten zu erzeugen. Höhere Totzeiten führen zu spürbarem Tailing in der niederenergetischen Peakflanke („low energy-tailing“), was eine präzise Peakflächenbestimmung (Gauß-Anpassung) erschwert oder unmöglich macht. Die beschriebenen Effekte traten aber bei keiner in dieser Arbeit durchgeführten Messung auf, so dass hier nicht näher darauf eingegangen wird. Die Messzeiten wurden den Aktivitäten der Quellen angepasst; sie wurden so gewählt, dass Photopeakflächen von mindestens 20.000 Ereignissen erreicht wurden. Sofern die Ereignisse eine Gauß-Verteilung ergeben, liegt die relative statistische Unsicherheit (2 σ mit $\sigma = \sqrt{N} / N$) unter 1,5 %. Die Gammaenergien und Intensitäten der zur Energiekalibrierung verwendeten Linien sind in Tabelle 15 aufgeführt. Die Energieunsicherheiten liegen unterhalb von 0,1 keV, können also bei den in dieser Arbeit betrachteten Fragestellungen vernachlässigt werden.

4.4.4 Halbwertsbreitenkalibrierung

Die Halbwertsbeite (FWHM, *Full Width at Half Maximum*) eines gaußförmigen Gammapeaks ist definiert als die Breite auf halber Höhe des Peakmaximums. Die Tatsache, dass Gammalinien überhaupt eine gewisse Breite aufweisen, läßt sich durch drei Effekte erklären, auf die in [Kno99] sehr detailliert eingegangen wird:

- Die Zahl der im Detektorkristall von Gammaquanten gleicher Energie erzeugten Ladungsträger unterliegt statistischen Schwankungen.
- Die Effektivität der Ladungsträger-Separation im Kristall ist nicht völlig konstant.
- Linienverbreiterung durch elektronisches Rauschen in der Signalverarbeitungskette.

Diese drei Effekte sind energieabhängig und führen zu einem Anwachsen der Halbwertsbreite mit steigender Gammaenergie, so dass eine Halbwertsbreitenkalibrierung erforderlich ist.

Die Halbwertsbreitenkalibrierung wird ebenfalls durch die softwaremäßige Anpassung eines Polynoms 2. Grades nach Gleichung (4.2) erreicht.

$$FWHM = \mathrm{P}_1 + \mathrm{P}_2 \cdot K + \mathrm{P}_3 \cdot K^2 \tag{4.2}$$

mit $FWHM$ = Halbwertsbreite in Kanälen und
K = Kanalnummer.

Das zur Auswertung der Gammaspektren eingesetzte Programm GammaW® ermittelt die Peakflächen durch Anpassen einer Gauß-Funktion und deren Integration über einem dem Peak unterlegten stufenförmigen Kontinuumsuntergrund. Diese Vorgehensweise beinhaltet den Vorteil, sehr nahe beieinanderliegende Peaks ohne Basislinientrennung noch getrennt auswerten zu können, da zur Flächenermittlung eine ungestörte Flanke der Gauß-Funktion ausreicht. Für eine solche Präzisionsanalyse mit Gauß-Anpassung ist allerdings ein Startparameter erforderlich. Dieser Startparameter, die Halbwertsbreite, teilt dem Programm mit, über welchen Energiebereich sich ein entsprechend der Normalverteilung aufgebauter Peak einer bestimmten Gammaenergie erstreckt. Auf diese Weise kann das Programm ein Peakmultiplett erkennen und auflösen. Da die Integration der Peaks und die Bestimmung von Halbwertsbreite und Kalibrierfunktion vom Analysenprogramm automatisch vorgenommen werden, wird hier von einer Tabellierung der FWHM-Parameter für die verwendeten Detektoren abgesehen.

4.4.5 Nachweiswahrscheinlichkeit

Die Nachweiswahrscheinlichkeit eines Detektors ist entscheidend für die quantitative Analyse von Gammaspektren. Sie ist definiert als Quotient der vom Detektor registrierten Gammaquanten zu den von der Probe emittierten Gammaquanten. Die Nachweiswahrscheinlichkeit eines gammaspektrometrischen Messsystems hängt unter anderem von Größe und Bauweise des Detektors sowie von Form und Zusammensetzung der Probe ab. Besonders in Volumenquellen wird ein Teil der von den enthaltenen Radionukliden emittierten Strahlung im Material selbst absorbiert. Der absorbierte Anteil hängt dabei maßgeblich von der Dichte der Probe ab. Je höher die Dichte des Probenmaterials ist, umso stärker ist die Schwächung von Strahlung beim Durchdringen einer bestimmten Strecke in der Probe. Weiterhin führt ein großer Anteil von Probenbestandteilen höherer Ordnungszahl zu einer verstärkten Absorption insbesondere niederenergetischer Gammastrahlung. Die genauen Sachverhalte sowie Ansätze zur Korrektur der Selbstabsorption werden in Kapitel 4.4.7 ausführlich diskutiert, da dieses eine Grundvorraussetzung zur Bestimmung von ^{210}Pb in verschiedenen Probenmatrizes ist.

Von Bedeutung für Aktivitätsbestimmungen mit HPGe-Detektoren ist ausschließlich die Photopeakefficiency, die im weiteren Verlauf dieser Arbeit kurz als Efficiency bezeichnet und mit ε abgekürzt wird. Die Efficiency für eine bestimmte Gammaenergie lässt sich durch Messung eines Gammaspektrums einer Kalibrierquelle bekannter Aktivität nach Gleichung (4.3) ermitteln.

$$\varepsilon = \frac{F}{A \cdot P_\gamma \cdot t} \tag{4.3}$$

mit ε = Photopeakefficiency bei der Gammaenergie E_γ,
F = Photopeakfläche,
A = Aktivität der Kalibrierquelle,
P_γ = Übergangswahrscheinlichkeit der Gammalinie und
t = Messzeit.

Eine empirische Funktion, die den Verlauf der Nachweiswahrscheinlichkeit im gesamten relevanten Energiebereich beschreiben kann, wurde von B. Jäckel vorgeschlagen [Jäk87]. Die starke Abnahme im niederenergetischen Bereich, verursacht durch die mit sinkender Gammaenergie zunehmende Absorption von Gammaquanten in der Aluminiumkappe des Detektorkopfs und der Ge-Totschicht, läßt sich gut durch eine Arcustangens-Funktion

beschreiben. Oberhalb von 200 keV wird an die Daten in der doppeltlogarithmischen Darstellung ein Polynom 2. Grades angepasst. Hier ist die Abnahme der Efficiency-Funktion durch die mit steigender Energie abnehmenden Wechselwirkung der Gammastrahlung mit Materie zu erklären, weshalb der Anteil nicht vollständig absorbierter Gammaquanten zunimmt

Die Energieabhängigkeit der experimentell ermittelten Efficiencies wurde in dieser Arbeit grundsätzlich mithilfe der rein empirischen Jäckel-Westmeier-Funktion [Jäk87] nach Gleichung (4.4) durchgeführt.

$$\varepsilon = \mathrm{e}^{\left(\upsilon_1+\upsilon_2 \ln E+\upsilon_3(\ln E)^2\right)\cdot\frac{2}{\pi}\cdot\arctan\left(\mathrm{e}^{\upsilon_4+\upsilon_5 \ln E+\upsilon_6(\ln E)^3}\right)-25} \tag{4.4}$$

mit ε = Efficiency bei der Gammaenergie E_γ,
E = Gammaenergie und
υ_1 bis υ_6 = Parameter der Jäckel-Westmeier-Funktion.

Die eigentliche Kalibrierung der Detektoren erfolgte mit eigens angefertigten Kalibrierstandards, d.h Matrizes bekannter Aktivität in den jeweiligen Messgeometrien, 500-mL-Marinellibecher und 10-cm-Petrischale unterschiedlicher Dichte. Durch Markierung mit einem Multinuklid-Aktivitätsnormal (QCY48) bzw. mit ^{210}Pb-Aktivitätsnormal [AEA03] wurde für beide Messgeometrien ein Kalibrierstandardsatz mit unterschiedlichen Dichten hergestellt. Tabelle 15 beschreibt die in dem Multinuklidstandard vorliegenden Nuklide.

Tabelle 15. Halbwertszeiten, Gammalinien und dazugehörige Übergangswahrscheinlichkeiten der Nuklide im verwendeten Multinuklidstandard QCY48 sowie von ^{210}Pb

Nuklid	E_γ in keV	P_γ [a]	$t_{1/2}$ in d
^{109}Cd	88,0	0,036	462,6
^{113}Sn	391,7	0,649	115,1
^{137}Cs	661,7	0,851	11.000
^{139}Ce	165,9	0,799	137,6
^{203}Hg	279,2	0,815	46,595
^{210}Pb	46,5	0,0425	8.145
^{241}Am	59,5	0,360	158.000
^{57}Co	122,1	0,856	271,8
^{57}Co	136,5	0,107	271,8
^{60}Co [b]	1173,2	0,999	1925,5
^{60}Co [b]	1.332,5	1,000	1925,5
^{85}Sr	514,0	0,984	64,849
^{88}Y [b]	898,0	0,940	106,6
^{88}Y [b]	1.836,1	0,993	106,6

[a] Die angegebenen Übergangswahrscheinlichkeiten der Gammalinien entsprechen den Angaben der PTB vom 01.12.1993 [Sch98].
[b] Von Summierungseffekten betroffene Linien, vgl. Kapitel 4.4.8.

Die Parameter der Efficiencyfunktion υ_1 bis υ_6 wurden für alle hergestellten Standards und Detektoren ermittelt und sind in tabellierter Form vorhanden.

4.4.6 Herstellung von Kalibrierstandards

Sämtliche im Rahmen dieser Arbeit verwendeten Standards wurden nach einer einheitlichen Methode hergestellt. Für die Sediment- und Quarzsandstandards wurde die benötigte Menge an Material in eine Kristallisierschale eingewogen, anschließend mit Salzsäure (c = 1 mol L^{-1})

bzw. Salpetersäure (c = 1 mol L^{-1}) für ^{210}Pb eine Suspension hergestellt. Zu dieser Suspension wurde unter Rühren eine ausgewogene Menge der jeweiligen Nuklidlösung zugegeben. Die Suspension wurde dann im Trockenschrank bei 95°C getrocknet und anschließend homogenisiert. Das trockene, markierte Material wurde ausgewogen auf < 200 µm gesiebt, dann analog zur Vorgehensweise bei der Probenaufbereitung in die jeweilige Messgeometrie gebracht, verdichtet sowie das eingesetzte Aliquot bestimmt.

Für die Standards in flüssiger Form (Marinelli-Geometrie) wurde die abgewogene Aktivität direkt in die jeweilige Flüssigkeit, Salzsäure ($c = 1$ mol L^{-1}) bzw. Salpetersäure ($c = 1$ mol L^{-1}) eingetropft und die Gesamtmenge ermittelt. Für die Petrischalen war dieses Vorgehen nicht möglich, da sich die mit flüssiger Aktivität gefüllten Petrischalen nicht verschließen lassen. Daher wurde hier die abgewogene Aktivität zur jeweiligen Säure in ein Becherglas getropft. In erwärmtem Zustand wurde ein in destilliertem Wasser geweichtes Blatt handelsüblicher Gelatine gegeben, aufgelöst und die Gesamtmenge bestimmt. Die so vorbereitete Lösung wurde in die Petrischale überführt. Nach Kühlung im Kühlschrank konnte die jetzt mit erstarrtem Material gefüllte Petrischale ohne Probleme verschlossen sowie das Aliquot bestimmt werden.

Für die Amberlite-Standards mit dem Ionentauscher Amberlite 200 C wurde die benötigte Menge an Amberlite in eine Kristallisierschale eingewogen, mit Salzsäure (c = 4 mol L^{-1}) versetzt und ca. 30 min. ruhen gelassen. Nach mehrmaligem Waschen mit destilliertem Wasser wurde die ausgewogene Menge an Stammlösung unter Rühren zu dem in destilliertem Wasser suspendierten Ionenaustauschermaterial getropft. Die Suspension wurde im Trockenschrank bei 80°C getrocknet, das markierte Amberlite in die jeweilige Messgeometrie überführt und das Aliquot bestimmt.

Eine Übersicht über alle hergestellten Standards und ihre spezifischen Eigenschaften zeigt Tabelle 16. Daten zu Aktivitäten sämtlicher verwendeter Standards sowie zu den eingesetzten Stammlösungen befinden sich im Anhang zum Abschlussbericht des Flutfolgenprojektes [Knö04].

Tabelle 16. Hergestellte Multinuklid- und ^{210}Pb-Standards mit jeweiliger Dichte

Matrix	Geometrie	Nuklid	Dichte in g cm^{-3}
Amberlite	Marinelli	Multinuklid	0,698
1 M Salzsäure	Marinelli	Multinuklid	1,058
Sediment	Marinelli	Multinuklid	1,226
Quarzsand	Marinelli	Multinuklid	1,409
Sediment	Marinelli	Multinuklid	1,493
Amberlite	Petrischale	Multinuklid	0,623
1 M Salzsäure	Petrischale	Multinuklid	0,996
Sediment	Petrischale	Multinuklid	1,184
Sediment	Petrischale	Multinuklid	1,326
Quarzsand	Petrischale	Multinuklid	1,528
Sediment	Petrischale	Multinuklid	1,540
Amberlite	Marinelli	Pb-210	0,645
1 M Salpetersäure	Marinelli	Pb-210	1,007
Sediment	Marinelli	Pb-210	1,135
Quarzsand	Marinelli	Pb-210	1,434
Amberlite	Petrischale	Pb-210	0,660
1 M Salpetersäure	Petrischale	Pb-210	1,128
Sediment	Petrischale	Pb-210	1,206
Quarzsand	Petrischale	Pb-210	1,568

4.4.7 Selbstabsorptionskorrektionen

4.4.7.1 Grundlagen

Ebenso wie sich die Wechselwirkung von sichtbarem und UV-Licht mit Materie durch ein exponentielles Schwächungsgesetz beschreiben lässt, kann auch die Wechselwirkung von Röntgen- und Gammastrahlung mit Materie formal analog nach Gleichung (4.5) betrachtet werden. Strenggenommen gilt das Schwächungsgesetz nur für ein schmales Strahlenbündel monoenergetischer Gammastrahlung und geringe Absorberdicken.

$$I = I_0 \cdot e^{-\mu(E_\gamma, Z, \rho)\cdot d} \tag{4.5}$$

mit I_0 = Zahl der Gammaquanten vor Durchqueren des Absorbers,
I = Zahl der Gammaquanten nach Durchqueren des Absorbers,
μ = linearer Absorptionskoeffizient in cm^{-1},
E_γ = Energie der absorbierten Gammastrahlung,
Z = Kernladungszahl des Absorbers,
d = Dicke des Absorbers in cm und
ρ = Dichte des Absorbers in $g\ cm^{-3}$.

Die Größe μ wird als linearer Absorptionskoeffizient bezeichnet. Häufig wird in der Praxis statt dessen der im Folgenden mit ξ abgekürzte Massenschwächungskoeffizient (MSK) verwendet, der als Quotient des linearen Absorptionskoeffizienten und der Dichte des Absorptionsmediums nach Gleichung (4.6) definiert ist.

$$\xi(E_\gamma, Z) = \frac{\mu(E_\gamma, Z)}{\rho} = \ln\left(\frac{I_0}{I}\right) \cdot d^{-1} \cdot \rho^{-1} \tag{4.6}$$

mit ξ = Massenschwächungskoeffizient in $cm^2\ g^{-1}$.

Im Unterschied zur Absorption von sichtbarem und UV-Licht, die durch Anregung von Bindungselektronen in Molekülen erfolgt, sind für die Absorption von Röntgen- und Gammastrahlung im Wesentlichen drei Absorptionsmechanismen verantwortlich: der Photoeffekt, die Compton-Streuung und der Paarbildungseffekt. Der Photoeffekt dominiert im Bereich niedriger Gammaenergien (bis zu einigen Hundert keV), während der Paarbildungseffekt im Bereich hoher Gammaenergien (über 5–10 MeV) dominert, die Compton-Streuung ist der wahrscheinlichste Absorptionsprozess zwischen diesen beiden Extremen. Aus den drei einzelnen Absorptionskoeffizienten dieser Wechselwirkungen setzt sich additiv der Massenschwächungskoeffizient nach Gleichung (4.7) zusammen. Die Abbildung 6 zeigt in halblogarithmischer Darstellung die Abhängigkeit der drei Absorptionskoeffizienten von der Energie der Gammastrahlung und der Kernladungszahl des Absorbermaterials.

$$\xi(E_\gamma, Z) = \left(\frac{\tau}{\rho}\right) + \left(\frac{\sigma}{\rho}\right) + \left(\frac{\kappa}{\rho}\right) \tag{4.7}$$

mit τ = Absorptionskoeffizient für den Photoeffekt,
σ = Absorptionskoeffizient für die Compton-Streuung und
κ = Absorptionskoeffizient für den Paarbildungseffekt.

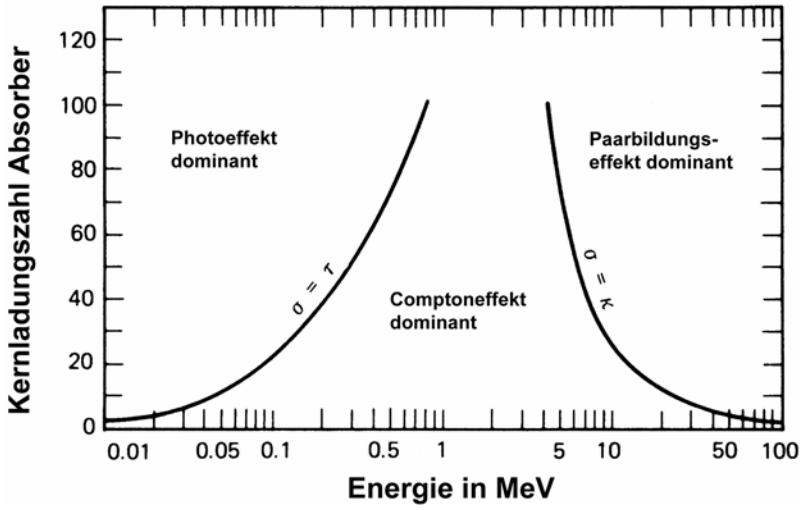

Abbildung 6. Abhängigkeit der drei Absorptionsmechanismen für Gammastrahlung von E_γ und Z (entnommen aus [Kno99], bearbeitet)

Der Photoeffekt

Der Photoeffekt stellt einen Ionisierungsprozess dar. Hierbei trifft ein Gammaquant unter Abgabe seiner gesamten Energie auf ein Elektron der K- oder L- Schale in der Hülle eines Atoms. Das Elektron, auch als Photoelektron bezeichnet, verläßt den Atomverband. Seine kinetische Energie (E) entspricht der Energie des absorbierten Gammaquants abzüglich der Bindungsenergie (E_{Bindung}) des Photoelektrons nach Gleichung (4.8).

$$E = h \cdot \nu - E_{Bindung} \tag{4.8}$$

Wie Gleichung (4.9) zeigt, ist der Absorptionskoeffizient für den Photoeffekt ($E_\gamma < 1$ MeV) antiproportional zu E_γ^3, daher ist der Photoeffekt bei niedrigen Energien (bis etwa 200 keV) der gegenüber den beiden anderen Prozessen dominierende Absorptionsmechanismus (vgl. Abbildung 6). Zudem hängt τ zur vierten bis fünften Potenz von der Kernladungszahl des Absorbers ab. Dies erklärt das starke Ansteigen des MSK für Elemente mit höheren Kernladungszahlen (Z) zu niedrigeren Gammaenergien hin. Besonderes bei der Betrachtung der Absorption von niederenergetischer Gammastrahlung durch die Probenmatrix fällt die nicht genau definierte Z-Abhängigkeit stark ins Gewicht. Die semiempirische Korrektur dieser Effekte für das ^{210}Pb bei $E_\gamma = 46{,}5$ keV wird im Rahmen dieser Arbeit angewendet.

$$\tau \propto \left(\frac{1}{E_\gamma}\right)^3 \cdot \rho \cdot Z^{4\ 5} \tag{4.9}$$

mit τ = Absorptionskoeffizient für den Photoeffekt,
E_γ = Energie der absorbierten Gammastrahlung,
ρ = Dichte des Absorbers und
Z = Kernladungszahl des Absorbers.

Die Compton-Streuung

Mit zunehmender Gammaenergie wächst die Wahrscheinlichkeit, dass ein auf ein Elektron treffendes Gammaquant seine Energie nicht vollständig abgibt, um ein Elektron aus der Hülle eines Atoms herauszulösen. Trifft ein Photon mit der Energie E und dem Impuls $\vec{p}$ auf ein Elektron, so übergibt es beim Stoß nur einen geringen Teil seiner Energie und seines Impulses auf das Elektron, das als Rückstoss- oder Compton-Elektron bezeichnet wird. Wie bei jedem

Elementarprozess elektromagnetischer Strahlung müssen auch hier die Erhaltungssätze für Energie und Impuls gelten ($E = E_e + E'$ bzw. $\vec{p} = \vec{p}_e + \vec{p}$). Die Restenergie des Photons ergibt sich also nach Gleichung (4.10) zu:

$$E' = \frac{E}{1 + a \cdot (1 - \cos\varphi)} \quad ; \quad a = \frac{E}{\mathrm{m_e} \cdot \mathrm{c}^2} \tag{4.10}$$

mit E' = Energie des Gammaquants nach der Streuung,
E = Anfangsenergie des Gammaquants,
φ = Streuwinkel,
m_e = Ruhemasse eines Elektrons ($m_e = 9{,}10953\ 10^{-31}\ kg$) und
c = Lichtgeschwindigkeit im Vakuum ($c = 2{,}997925\ 10^{8}\ m \cdot s^{-1}$).

Das Gammaquant erfährt also eine Richtungs- und Wellenlängenänderung $\Delta\lambda = \lambda_e \cdot (1 - \cos\varphi)$, λ_e ist hierbei die sogenannte Comptonwellenlänge des Elektrons (λ_e = $3{,}86159223 \cdot 10^{-12}$ m).

Der Absorptionskoeffizient für die Compton-Streuung σ ist nach Gleichung (4.11) linear abhängig von der Kernladungszahl des Absorbers.

$$\sigma \propto \frac{1}{E_\gamma} \cdot \frac{Z}{Z + N} \cdot \rho \tag{4.11}$$

mit σ = Absorptionskoeffizient für die Compton-Streuung,
E_γ = Energie der absorbierten Gammaquanten,
N = Neutronenzahl des Absorbers,
Z = Kernladungszahl des Absorbers und
ρ = Dichte des Absorbers.

Im Unterschied zum Photoeffekt ($\tau \propto E_\gamma^{-3}$) ist die Compton-Streuung also nur antiproportional zur Gammaenergie und bestimmt den Verlauf des Massenschwächungskoeffizienten im Bereich von E_γ = 200 bis ca. 5.000 keV.

Der Paarbildungseffekt

Wenn die Energie der eingestrahlten Gammaquanten die der doppelten Ruhemasse eines Elektrons äquivalenten Energie (2 · 511 = 1.022 keV) übersteigt, wird ein weiterer Absorptionsprozeß energetisch möglich - der Paarbildungseffekt. Besitzt ein Gammaquant mindestens diese Energie, so kann im Coulomb-Feld eines Atomkerns ein Elektron-Positron-Paar gebildet werden (Gleichung (4.12)).

$$E_\gamma \geq 2 \cdot \mathrm{m_e} \cdot \mathrm{c}^2 = 1.022\ \mathrm{keV} \tag{4.12}$$

mit m_e = Ruhemasse eines Elektrons ($m_e = 9{,}10953\ 10^{-31}\ kg$) und
c = Lichtgeschwindigkeit im Vakuum ($c = 2{,}997925\ 10^{8}\ m \cdot s^{-1}$).

Die Wahrscheinlichkeit für ein Auftreten dieses Effektes ist bis zu Gammaenergien von einigen MeV sehr gering, im nachfolgenden Energiebereich E_γ > 10 MeV ist die Paarbildung der dominante Absorptionsprozess (siehe Abbildung 6). Der Absorptionskoeffizient für die Paarbildung κ ist nach Gleichung (4.13) vom Quadrat der Kernladungszahl des Absorbers abhängig.

$$\kappa \propto E_\gamma \cdot Z^2 \tag{4.13}$$

4.4.7.2 Korrektur durch dichteabhängige Kalibrierung

Ein Hauptproblem bei der Bestimmung von Aktivitäten stellt, wie bereits im letzten Unterkapitel erläutert, die Absorption von in einer Probe erzeugten Gammaquanten durch die eigene Matrix dar. Der Effekt dominiert besonders bei niedrigen Gammaenergien, höheren Dichten und höheren mittleren Kernladungszahlen. Entspricht die Probe hinsichtlich Geometrie, Dichte und chemischer Zusammensetzung dem zur Efficiency-Kalibrierung verwendeten Standard, so treten im Kalibrierstandard die gleichen Effekte auf, so dass sie bei der Aktivitätsberechnung nicht ins Gewicht fallen. Für diese Arbeit wurde eine dichteabhängige Kalibrierung für die verwendeten Messgeometrien über den interessierenden Energiebereich durchgeführt, da zu erwarten war, dass sich die Proben in ihrer chemischen Zusammensetzung und somit der mittleren Kernladungszahl nicht allzu stark unterscheiden. Den größten Einfluss auf die Selbstabsorption hat somit die Dichte der Probe. Für die Kalibrierung wurde daher ein Satz von Standards, die den von den Proben aufgespannten Dichtebereich abdecken, eingesetzt (vgl. Tabelle 16, Seite 82). Betrachtet man die Efficiency einer Gammalinie in Abhängigkeit von der Dichte des verwendeten Standards, so können diese Punkte so interpoliert werden, dass sich eine Gerade ergibt. Dies wurde für jede Gammalinie im Energiebereich von 59,5 bis 1.836,1 keV durchgeführt. Aus den Geraden wurden dann die Werte für die Efficiency der Gammalinie bei Dichten von 0,7 g cm^{-3} bis 1,6 g cm^{-3} im Abstand von 0,1 g cm^{-3} entnommen und für jeden Datensatz eine Jäckel-Westmeier-Funktion nach Gleichung (4.4) angepasst. Diese Datensätze wurden für alle Aktivitätsberechnungen im Rahmen dieses Projektes verwendet und sind für alle verwendeten Detektoren und Geometrien tabelliert. Als Beispiel für die auf diese Weise erzeugten Kurvenscharen der Efficiencyfunktion soll die in Abbildung 7 gezeigte Kalibrierung von Detektor K3 dienen.

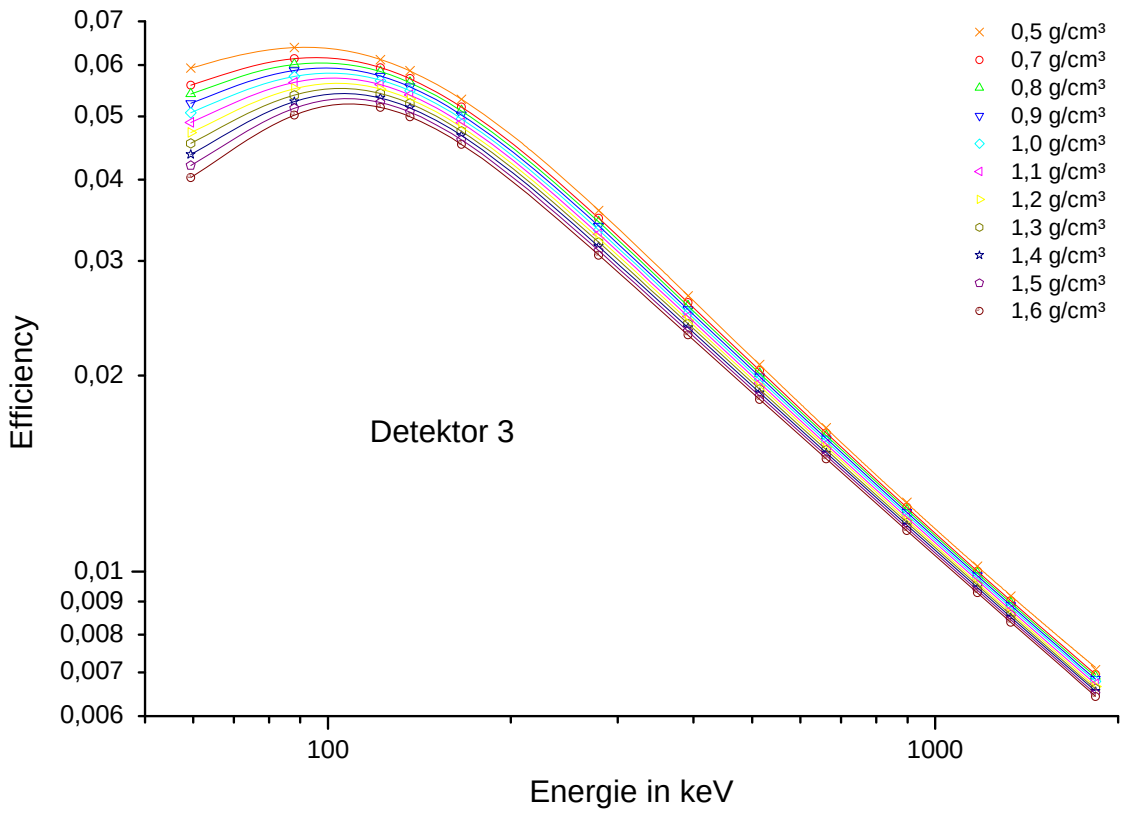

Abbildung 7. Interpolierte Efficiencyfunktionen für Detektor K3 im Energiebereich von 59,5 bis 1.836,1 keV (Dichtebereich 0,7 bis 1,6 g cm^{-3}).

Die Nachweiswahrscheinlichkeit für die ^{210}Pb-Linie bei 46,5 keV wurde mit einem eigens hergestellten Satz von Kalibrierstandards ermittelt. Die Gammalinie ist aufgrund ihrer niedrigen Energie besonders empfindlich gegenüber Selbstabsorptionseffekten durch Veränderungen der Matrixzusammensetzung. Wegen des hohen Probenaufkommens im Rahmen des Flutfolgenprojekts musste auf die Bestimmung des Massenschwächungskoeffizienten (Kapitel 4.4.7.3) einer jeden Probe, der als Korrekturfaktor eine genauere Berechnung der Aktivität von ^{210}Pb ermöglicht hätte, verzichtet werden. Stattdessen wurde ebenfalls eine dichteabhängige Kalibration mit linearer Interpolation der Datenpunkte durchgeführt. Da hier keine stark unterschiedlichen Gehalte an Elementen höherer Ordnungszahlen, z.B. Barium auftreten, führt dies zu einer vertretbaren Unsicherheit der Efficiency, die konservativ mit 10 % abgeschätzt wurde. Die Parameter der linearen Efficiencyfunktion in Abhängigkeit der Dichte ($\varepsilon = \mathrm{a} + \mathrm{b} \cdot \rho$) wurden ebenfalls für alle verwendeten Detektoren und Geometrien ermittelt und liegen in tabellierter Form vor.

4.4.7.3 Experimentelle Bestimmung von Massenschwächungskoeffizienten

Aufgrund der stark variierenden Bariumgehalte der im Rahmen des Gutachtens Fossa Eugeniana untersuchten Feststoffproben war eine dichteabhängige Kalibrierung im Energiebereich << 60 keV nicht mehr ausreichend, da hier die mittlere Kernladungszahl der Probenmatrix einen überproportionalen Einfluss hat (vgl. Kapitel 4.4.7.1). Für die Korrektur der beim Nuklid ^{210}Pb auftretenden Selbstabsorptionseffekte wurde deshalb die experimentelle Bestimmung des Massenschwächungskoeffizienten (MSK) einer jeden Probe notwendig, um daraus Korrekturfaktoren für eine exaktere Bestimmung der ^{210}Pb-Aktivität zu gewinnen.

Zur Bestimmung des MSK wurden an allen untersuchten Feststoffproben Transmissionsmessungen mit der in [Rit02] vorgestellten Apparatur durchgeführt. Das zugrunde liegende Prinzip bei allen Gamma-Transmissionsmessungen ist die Messung der Schwächung von kollimierter, meist monoenergetischer Gammastrahlung, wie in diesem Fall die des ^{210}Pb (E_γ = 46,5 keV), bei Durchtritt durch ein Absorptionsmedium. Zur Messung der Gammatransmission wurden Polypropylen-Küvetten eingesetzt, die mit einem kollimierten Strahl einer starken ^{210}Pb-Punktquelle (200 kBq) durchdrungen wurden. Dafür wurde jeweils zuerst eine Leer-Messung für mindestens eine Stunde durchgeführt, anschließend wurde die Küvette mit der Probe auf eine Höhe von 4,0 cm befüllt und ausgewogen, das Füllvolumen entspricht dabei 4,7 mL. Kennt man die Dichte ρ und die Schichtdicke d der Probe, so kann der Massenschwächungskoeffizient ξ aus der Zählrate der Leer- und Probenmessung (Z_{Leer}, Z_{Probe}) gemäß Gleichung (4.14) berechnet werden. Zur Berechnung der Gesamtunsicherheit $\Delta\xi$ (46,5 keV) wurden die Unsicherheiten ΔZ_{Leer}, ΔZ_{Probe} und die Unsicherheit der Schichtdicke bei der Befüllung mit Δd = 4,0 ± 0,1 cm berücksichtigt.

$$\xi(E_\gamma, Z) = \frac{\mu(E_\gamma, Z)}{\rho} = \ln\left(\frac{Z_{\mathrm{Leer}}}{Z_{\mathrm{Probe}}}\right) \cdot d^{-1} \cdot \rho^{-1} \tag{4.14}$$

mit $\xi(E_\gamma, Z)$ = Massenschwächungskoeffizient der Proben in cm^2 g^{-1},
μ = linearer Absorptionskoeffizient in cm^{-1},
ρ = Dichte der Probe in g cm^{-3},
Z_{Leer} = Zählrate für die ungefüllte Küvette,
Z_{Probe} = Zählrate der mit Probe gefüllten Küvette und
d = Füllhöhe der Küvette in cm.

Auf die experimentell ermittelten Massenschwächungskoeffizienten der untersuchten Sedimente und Böden sowie auf die Auswirkungen der beiden Korrekturverfahren wird in Kapitel 5.5.3 bzw. 5.5.4 näher eingegangen.

4.4.7.4 Korrektur durch MSK-abhängige Kalibrierung für ^{210}Pb

Aus den experimentell ermittelten Massenschwächungskoeffizienten kann anschließend die Nachweiswahrscheinlichkeit des jeweiligen Detektors für ^{210}Pb in der untersuchten Matrix nach Gleichung (4.15) berechnet werden.

$$\varepsilon_i(\text{Pb-210}) = a + b \cdot MSK(46{,}5\ \text{keV}) \tag{4.15}$$

mit ε_i = Nachweiswahrscheinlichkeit des Detektors i für ^{210}Pb,
a, b = Parameter der Kalibrierfunktion und
MSK = Massenschwächungskoeffizient bei 46,5 keV.

Dazu wurde der jeweilige Detektor zunächst in Abhängigkeit des Massenschwächungskoeffizienten kalibriert. Die Kalibrierung wurde mit wässrigen Lösungen von Bariumchlorid durchgeführt, die mit einer bekannten Aktivität an ^{210}Pb markiert waren. Zur Vermeidung von Messfehlern wurde der MSK anschließend an allen Lösungen der Kalibrierreihe experimentell nach dem in Kapitel 4.4.7.3 beschriebenen Verfahren bestimmt. Abbildung 8 zeigt beispielhaft die Ergebnisse der Efficiencykalibrierung in Abhängigkeit des MSK für Detektor 3.

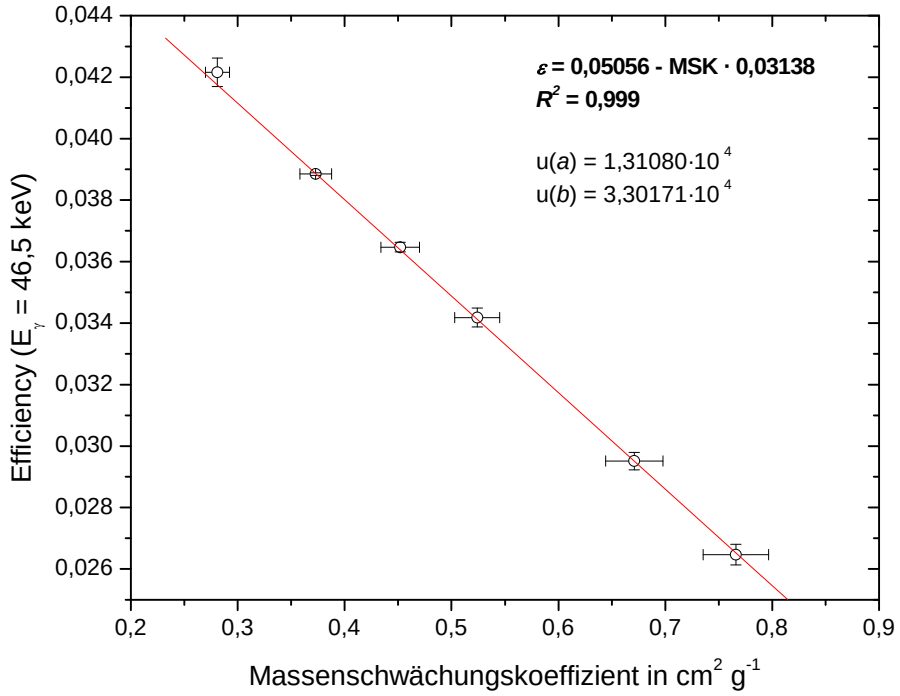

Abbildung 8. Efficiencykalibrierung von Detektor 3 in Abhängigkeit des MSK.

4.4.8 Summationskorrektionen

Summierungseffekte treten immer dann auf, wenn zwei Gammaquanten innerhalb der Ansprechzeit des Messsystems auf den Detektorkristall treffen und dadurch als ein

Zählereignis bei der Summe der Energien der beiden Gammaquanten registriert werden, dem sogenannten Summenpeak. Die zugrunde liegenden Ereignisse fehlen dann in den Photopeaks der beiden Einzelenergien ("*summing-out*"). Sollen derartige Gammalinien zur Efficiency-kalibrierung herangezogen werden, sind Summationskorrektionen erforderlich. Für die Korrektur der von Summierungseffekten betroffenen Linien (^{60}Co 1173,2 und 1332,5 keV; ^{88}Y 898,0 und 1836,8 keV; vgl. Tabelle 15) wurden tabellierte Werte der Physikalisch Technischen Bundesanstalt (PTB) aus [Deb90] verwendet. Die im Rahmen dieses Projekts experimentell ermittelten Nachweiswahrscheinlichkeiten für die genannten Gammalinien wurden vor der Funktionsanpassung mit den tabellierten Korrekturfaktoren für die jeweilige Geometrie multipliziert. Die verwendeten Korrekturfaktoren aus dem PTB-Bericht sind in Tabelle 17 aufgeführt.

Tabelle 17. Summationskorrekturfaktoren der PTB für die Gammalinien des ^{60}Co und ^{88}Y in verschiedenen Geometrien, entnommen aus [Deb90].

Efficiency[a] **Detektor**	**Geometrie**	$\mathbf{f_{korr.}}$ ^{60}**Co** (1173,2 keV)	$\mathbf{f_{korr.}}$ ^{60}**Co** (1332,5 keV)	$\mathbf{f_{korr.}}$ ^{88}**Y** (898,0 keV)	$\mathbf{f_{korr.}}$ ^{88}**Y** (1836,1 keV)
30 %	Marinelli, 500 mL	1,08	1,08	1,07	1,08
30 %	Petrischale, h = 10 mm	1,14	1,13	1,12	1,14

[a] Tabellierte Werte bezogen auf die Efficiency eines 3"× 3" NaI(Tl)-Detektors, gemessen bei 1332,5 keV mit einem Quellen-Detektor-Abstand von 25 cm.

4.4.9 Bestimmte Radionuklide und Messverfahren

Die Gammalinien der bestimmten Nuklide ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb, ^{228}Ra, ^{228}Th, ^{40}K, ^{137}Cs und ihrer Tochternuklide aus den ^{238}U/^{226}Ra- bzw. ^{232}Th-Zerfallsreihen sind in Tabelle 18 mit ihren Intensitäten aufgeführt.

Die Bestimmung der spezifischen Aktiviäten wurde unter Annahme eines radioaktiven Gleichgewichtes mit folgenden Tochternukliden vorgenommen:

- ^{238}U aus der ^{234m}Pa-Linie bei 1.001,0 keV, bzw. wenn diese nicht auswertbar aus der Linie des ^{234}Th bei 63,3 keV.
- ^{235}U aus der interferenzkorrigierten Linie bei 186,0 keV aus den gewichteten Mittelwerten für ^{226}Ra.
- ^{226}Ra aus dem quadratisch gewichteten Mittelwert der Linien des ^{214}Pb und ^{214}Bi.
- ^{228}Ra aus dem quadratisch gewichteten Mittelwert der Linien des ^{228}Ac.
- ^{228}Th aus dem quadratisch gewichteten Mittelwert der Linien des ^{212}Pb und ^{208}Tl.

Tabelle 18. Ausgewertete Gammalinien von Nukliden der natürlichen Zerfallsreihen des ^{238}U, ^{235}U und ^{232}Th sowie von ^{40}K und ^{137}Cs.

Nuklid	Leitnuklid $t_{1/2}$	Nachweis durch	$t_{1/2}$	Energie in keV	I_γ [a]	$f_{S.korr.}$ [b] Marinelli	$f_{S.korr.}$ [c] Petrisch.
^{238}U	4,5 10^9 a	^{234}Th	24,1 d	63,3	0,041	1,00	1,00
		^{234m}Pa	1,17 m	766,4	0,003	1,00	1,00
				1.001,0	0,008	1,00	1,00
^{226}Ra	1.600 a	^{226}Ra	1600 a	186,1	0,035	1,00	1,00
		^{214}Pb	26,8 m	295,2	0,182	1,00	1,01
				351,9	0,351	1,00	1,00
		^{214}Bi	19,9 m	609,3	0,446	1,08	1,14
				1.120,3	0,147	1,09	1,16
^{210}Pb	22,3 a	^{210}Pb	22,3 a	46,5	0,042	1,00	1,00
^{235}U	7 10^8 a	^{235}U	7 10^8 a	143,8	0,110	1,01	1,03
				163,3	0,051	1,01	1,03
				185,7	0,572	1,00	1,00
				205,3	0,005	0,99	0,99
^{228}Ra	5,7 a	^{228}Ac	6,15 h	209,3	0,039	1,05	1,10
				328,0	0,030	1,08	1,15
				338,3	0,113	1,01	1,02
				911,2	0,258	1,02	1,03
				969,0	0,158	1,02	1,03
^{228}Th	1,9 a	^{212}Pb	10,6 h	238,6	0,433	1,00	1,00
		^{208}Tl	3,05 m	583,2	0,304	1,10	1,18
^{40}K	1,3 10^9 a	^{40}K	1,3 10^9 a	1.460,8	0,107	1,00	1,00
^{137}Cs	30,17 a	^{137m}Ba	2,55 m	661,7	0,850	1,00	1,00

[a] Übergangswahrscheinlichkeit des betreffenden Kernübergangs nach [Sch98].
[b] Summationskorrektion nach [Deb90] für eine 560 mL Marinelligeometrie (d_{innen} = 77 mm, $d_{außen}$= 110 mm) und einen Ge(Li)-Detektor mit einem 30 %igen relativen Ansprechvermögen (vgl. Tabelle 14).
[c] Summationskorrektion nach [Deb90] für eine Petrischalengeometrie (d = 42 mm, h = 10 mm) und einen Ge(Li)-Detektor mit einem 30 %igen relativen Ansprechvermögen (vgl. Tabelle 14).

4.4.10 Berechnung der charakteristischen Grenzen

Zur Beurteilung eines Messergebnisses *x*, in dieser Arbeit der spezifischen Aktivität bestimmter Radionuklide in Umweltproben, ist nicht nur das vollständige Messergebnis, zu dem nach DIN 1319-3 [DIN96] auch die Messunsicherheit gehört, notwendig. Es muss auch beurteilt werden, ob ein Beitrag der Probe zum gemessenen Spektrum vorliegt, ob das Messverfahren geeignet ist, und in welchem Bereich mit großer Wahrscheinlichkeit der wahre Wert der Messgröße liegt. Hierzu sind die Erkennungsgrenze, die Nachweisgrenze und die Vertrauensgrenzen nach DIN 25482-10 notwendig [Wei04].

4.4.10.1 Grundlagen

Zur Berechnung der charakteristischen Grenzen bei Kernstrahlungsmessungen existieren zwei unterschiedliche Ansätze, nämlich der der „konventionellen“ Statistik und der der „Bayes“-Statistik. Der konventionelle sowie der Ansatz nach Bayes unterscheiden sich in ihrer Vorstellung über den Begriff der Wahrscheinlichkeit $P(A)$ ($0 \leq P(A) \leq 1$) eines zufälligen Ereignisses A.

Die konventionelle Statistik, die auch als Häufigkeits- oder objektive Statistik bezeichnet wird, fasst dabei die Wahrscheinlichkeit *P(A)* als relative Häufigkeit auf, mit der das Ereignis *A* bei hinreichend vielen wiederholenden Messungen auftritt. In der Bayes-Statistik hingegen wird die Wahrscheinlichkeit *P(A)* als Grad des Vertrauens für das Eintreten des Ereignisses *A* unter Einbeziehung aller verfügbaren Informationen aufgefasst, bevor die Messung überhaupt durchgeführt wurde. Dies entspricht dem klassischen Wahrscheinlichkeitsbegriff nach Bernoulli und Laplace.

Damit befasst sich die konventionelle Statistik mit Fragen der Form: „Gegeben der wahre Wert η einer Messgröße X, wie ist die Wahrscheinlichkeitsverteilung der Messwerte x?

Die Bayes-Statistik hingegen versucht Antworten auf die Frage: „Gegeben die beobachteten Messwerte x, wie ist die Wahrscheinlichkeit dafür, dass die Messgröße X den wahren Wert η besitzt? “ zu finden [Mic99].

Diese unterschiedlichen Betrachtungsweisen können mathematisch mit Einführung der bedingten Wahrscheinlichkeit $P(A|B)$, also der Wahrscheinlichkeit für ein Ereignis A gegeben das Ereignis B, behandelt werden. Dabei gilt das Bayessche Theorem nach Gleichung (4.16).

$$P(A|B) \cdot P(B) = P(B|A) \cdot P(A) = P(A|B) \tag{4.16}$$

wobei $P(A|B)$ die Wahrscheinlichkeit für das Eintreten der Ereignisse A und B bezeichnet. Auf das Messverfahren übersetzt bedeutet dies, dass die konventionelle Statistik Wahrscheinlichkeiten in der Form $f(x|\eta;w)$ angibt, also als Wahrscheinlichkeit für das Auftreten des Messwertes x bei gegebenen wahren Wert η und den Randbedingungen w.

Die Bayes-Statistik hingegen trifft Aussagen der Form $f(\eta|x;w)$, also Aussagen über die Wahrscheinlichkeit für den wahren Wert η gegeben die Messwerte x unter den Randbedingungen w. Man kann die Bayessche Sichtweise insofern der konventionellen überlegen bezeichnen, als dass der wahre Wert η prinzipiell unbekannt ist, und somit die eigentliche Aufgabe des Experimentes darin besteht, Aussagen über $f(\eta|x;w)$ zu treffen [Mic99].

Um die Wahrscheinlichkeit $f(\eta|x;y)$ beschreiben zu können, werden in der Bayesschen Theorie zwei Ansätze verfolgt, von denen die folgenden Auszüge aus [Wei99] entnommen wurden.

Die Funktion $f(\eta|x;w)$ kann über den Ansatz (4.17) ermittelt werden.

$$f(\eta|x;w) = f_0(\eta|x;w) \cdot f(\eta) \tag{4.17}$$

Dabei fasst $f_0(\eta|x;w)$ alle aus dem aktuellen Experiment gewonnenen Daten zusammen und wird somit als „Daten-Prior“ bezeichnet. $f(\eta)$ hingegen beinhaltet alle Informationen, die bekannt sind, bevor das Experiment überhaupt durchgeführt wurde und wird daher als „Modell-Prior“ bezeichnet [Mic99].

Die Funktion $f(\eta|x;w)$ kann mit Hilfe des Prinzips der maximalen (Informations-) Entropie unter den Randbedingungen $E(\eta) = x$ und $\mathrm{var}(\eta) = u^2(x)$ berechnet werden. Als mathematische Folgerung, und nicht aus der Annahme von Verteilungen über Messwerte, ergibt sich dabei für den Daten-Prior eine Normalverteilung $\mathcal{N}(x, u(x))$ und man erhält Gleichung (4.18).

$$f(\eta|x;w) = C \cdot f(\eta) \cdot e^{\left[\frac{-(\eta-x)^2}{2 \cdot u^2(x)}\right]} \tag{4.18}$$

Im Fall von Kernstrahlungsmessungen wird dabei von einer nicht-negativen Messgröße ausgegangen, die den Effekt quantitativ beschreibt und den Wert Null annimmt, wenn der Effekt nicht vorliegt. Ein durch eine Messung erhaltener Wert x ist dann als primäres Messergebnis ein Schätzwert der Messgröße und stellt zusammen mit der ihm zugehörigen Messunsicherheit $u(x)$ das vollständige primäre Messergebnis für die Messgröße nach DIN 1319 dar [Mic99].

4.4.10.2 Vorgaben

Die Wahrscheinlichkeit α des Fehlers erster Art, die Wahrscheinlichkeit β des Fehlers zweiter Art und die Wahrscheinlichkeit $1-\gamma$ zum Vertrauensbereich müssen vorgegeben werden. Nach [Wei04] sollte $\alpha = \beta$ gesetzt und für α, β und γ der Wert 0,05 gewählt werden. Daraus ergibt sich für $k_{1-\alpha} = k_{1-\beta} = 1{,}65$ und $k_{1-\gamma/2} = 1{,}96$.

4.4.10.3 Vertrauensgrenzen

Die Vertrauensgrenzen η_l und η_u schließen einen Vertrauensbereich ein, der mit einer vorgewählten Wahrscheinlichkeit den wahren Wert enthält. Sie werden so festgelegt, dass der von ihnen eingeschlossene Bereich mit einer Wahrscheinlichkeit $1-\gamma$ den wahren Wert η der Messgröße x mit Standardunsicherheit $u(x)$ enthält. Danach erhält man Gleichung (4.19)-(4.21).

$$\eta_l = x - k_p \cdot u(x) \quad \text{mit} \quad p = \sigma \cdot \left(1 - \frac{\gamma}{2}\right) \tag{4.19}$$

$$\eta_u = x + k_q \cdot u(x) \quad \text{mit} \quad q = 1 - \frac{\sigma \cdot \gamma}{2} \tag{4.20}$$

mit

$$\sigma = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \cdot \int_{-\infty}^{\frac{x}{u(x)}} e^{-\frac{v^2}{2}} dv = \Phi\left(\frac{x}{u(x)}\right) \tag{4.21}$$

Die Funktion $\Phi(x)$ ist in der Literatur tabelliert. Zur Beurteilung des Messergebnisses ist das ermittelte primäre Messergebnis x mit der Erkennungsgrenze x^* zu vergleichen. Wenn $x \geq x^*$, dann gilt der durch die Messgröße beschriebene Effekt als erkannt, und der beste Schätzer z für die Messgröße ergibt sich nach Gleichung (4.22).

$$z = x + \frac{u(x) \cdot e^{\frac{-x^2}{2u^2(x)}}}{\sigma\sqrt{2\pi}} \tag{4.22}$$

Die zugehörige Standardunsicherheit ergibt sich nach Gleichung (4.23).

$$u(z) = \sqrt{u^2(x) - (z - x) \cdot z} \tag{4.23}$$

Gilt $x \; x \gg u(x)$, kann näherungsweise auch $z = x$ und $u(z) = u(x)$ gesetzt werden.

4.4.10.4 Erkennungsgrenze

Die Erkennungsgrenze x^* für eine Größe, die einen betrachteten physikalischen Effekt quantifiziert, ist derjenige Wert des Schätzers X, bei dessen Überschreitung durch einen ermittelten Wert von X, das primäre Messergebnis x, gefolgert wird, dass der physikalische Effekt vorliegt [Wei04]. Anderenfalls wird angenommen, dass dieser Effekt nicht vorliegt. Liegt der physikalische Effekt nicht vor, führt diese Entscheidungsregel höchstens mit der vorzugebenden Wahrscheinlichkeit α (Fehler erster Art) zu der dann falschen Entscheidung, der Effekt liege vor. Ein ermitteltes Messergebnis x für die Messgröße weist nur dann signifikant darauf hin, dass der wahre Wert der Messgröße von null verschieden ist ($\eta > 0$), wenn es unter der Hypothese $\eta = 0$ genügend unwahrscheinlich ist. Das primäre Messergebnis x muss dazu größer sein als die Erkennungsgrenze x^*.

$$x^* = k_{1-\alpha} \cdot \tilde{u}(0) \tag{4.24}$$

Mit der Näherung $\tilde{u}(\eta) = u(x)$ gilt Gleichung (4.25).

$$x^* = k_{1-\alpha} \cdot u(x)\,, \tag{4.25}$$

wobei $k_{1-\alpha}$ das Quantil der Standardnormalverteilung zur Wahrscheinlichkeit $1-\alpha$ und $\tilde{u}(\eta)$ bzw. $u(x)$ die Standardunsicherheit als Funktion des wahren Wertes η bzw. des Messwertes ist.

Mit Gleichung (4.26) als Modell der Auswertung (vgl. Gleichung (4.3)), wobei $\tau = k/(m \cdot \mathrm{P}_\gamma \cdot \varepsilon)$ ersetzt wird, ergibt sich die Varianz der spezifischen Aktivität $u^2(A_{spez.})$ unter der Annahme, dass die Unsicherheiten der Messzeiten t_P und t_0 vernachlässigt werden können, nach Gleichung (4.27).

$$A_{spez} = \frac{k}{m \cdot \mathrm{P}_\gamma \cdot \varepsilon} \cdot \left(\frac{N_{P,N}}{t_P} - \frac{N_{0,N}}{t_0} \right) = \tau \cdot \left(\frac{N_{P,N}}{t_P} - \frac{N_{0,N}}{t_0} \right) \tag{4.26}$$

mit k = Koeffizient zur Summationskorrektion,
$N_{P,N}$, $N_{0,N}$ = Nettopeakfläche des Proben- bzw. Nulleffektspektrums und
t_P, t_0 = Messzeit des Proben- bzw. Nulleffektspektrums.

$$u^2(A_{spez}) = \left(\frac{N_{P,N}}{t_P} - \frac{N_{0,N}}{t_0} \right)^2 \cdot u^2(\tau) + \tau^2 \cdot \left(\frac{u^2(N_{P,N})}{t_P^2} + \frac{u^2(N_{0,N})}{t_0^2} \right) \tag{4.27}$$

Für einen wahren Wert η erwartet man, das, Gleichung (4.28) gilt.

$$N_{P,N} = t_P \cdot \left(\frac{\eta}{\tau} + \frac{N_{0,N}}{t_0} \right) \tag{4.28}$$

Die Annahme einer Poisson-Verteilung der Zählimpulse liefert Gleichung (4.29).

$$\begin{aligned} u^2(N_{P,N}) &= u^2(N_{P,B} - N_{P,Cu}) \\ &= N_{P,B} + N_{P,Cu} \\ &= N_{P,N} + N_{P,Cu} + N_{P,Cu} \\ &= N_{P,N} + 2N_{P,Cu} \end{aligned} \tag{4.29}$$

mit $N_{P,B}$ = Bruttopeakfläche des Probenspektrums und
$N_{P,Cu}$ = Comptonuntergrund des Probenspektrums.

Damit ergibt sich Gleichung (4.30).

$$\begin{aligned}\tilde{u}^2(\eta) &= \frac{\eta^2}{\tau^2}\cdot u^2(\tau)+\tau^2\cdot\left(\frac{u^2(N_{P,N})}{t_P^2}+\frac{u^2(N_{0,N})}{t_0^2}\right)\\ &= \frac{\eta^2}{\tau^2}\cdot u^2(\tau)+\tau^2\cdot\left(\frac{N_{P,N}+2N_{P,Cu}}{t_P^2}+\frac{N_{0,N}+2N_{0,Cu}}{t_0^2}\right)\\ &= \frac{\eta^2}{\tau^2}\cdot u^2(\tau)+\tau^2\cdot\left[\frac{t_P\cdot\left(\frac{\eta}{\tau}+\frac{N_{0,N}}{t_0}\right)+2N_{P,Cu}}{t_P^2}+\frac{N_{0,N}+2N_{0,Cu}}{t_0^2}\right]\\ &= \frac{\eta^2}{\tau^2}\cdot u^2(\tau)+\tau^2\cdot\left[\frac{1}{t_P}\cdot\left(\frac{\eta}{\tau}+\frac{N_{0,N}}{t_0}\right)+\frac{2N_{P,Cu}}{t_P^2}+\frac{N_{0,N}+2N_{0,Cu}}{t_0^2}\right]\end{aligned} \tag{4.30}$$

Für den Fall $\eta = 0$ erhält man Gleichung (4.31).

$$\tilde{u}^2(0) = \tau^2\cdot\left(\frac{N_{0,N}}{t_P\cdot t_0}+\frac{2N_{P,Cu}}{t_P^2}+\frac{N_{0,N}+2N_{0,Cu}}{t_0^2}\right) \tag{4.31}$$

Damit ergibt sich durch Einsetzten in Gleichung (4.25) die Erkennungsgrenze nach Gleichung (4.32).

$$x^* = k_{1-\alpha}\cdot\tau\cdot\sqrt{\frac{N_{0,N}}{t_P\cdot t_0}+\frac{2N_{P,Cu}}{t_P^2}+\frac{N_{0,N}+2N_{0,Cu}}{t_0^2}} \tag{4.32}$$

Die Berechnung ist bei direkter Auswertung der Zählimpulse notwendig, um die Unsicherheit des Poissonprozesses zur berücksichtigen. Die zur Auswertung der Spektren im Rahmen dieser Arbeit verwendete Software GammaW® (Version 17.24) liefert jedoch die aus Anpassung einer Gaußfunktion an den Gammapeak berechnete Fläche mit der zugehörigen Unsicherheit. In der angegebenen Gesamtunsicherheit ist dabei bereits die Poissonunsicherheit der Zählimpulse, die Unsicherheit aus der Peakanpassung sowie die Unsicherheit aus der Untergrundsubtraktion enthalten. Die von GammaW® gelieferten Unsicherheiten der Nettopeakfläche der Peaks aus dem Proben- und dem Nulleffektspektrum stellen somit bereits die Unsicherheiten dar, die zur Berechnung der Erkennungsgrenze benötigt werden. Aus Gleichung (4.30) folgt mit $\eta = 0$ die vereinfachte Gleichung (4.33).

$$\tilde{u}^2(0) = \tau^2\cdot\left(\frac{u^2(N_{P,N})}{t_P^2}+\frac{u^2(N_{0,N})}{t_0^2}\right) \tag{4.33}$$

Durch einsetzten in Gleichung (4.25) ergibt sich damit die Erkennungsgrenze nach Gleichung (4.34).

$$x^* = k_{1-\alpha}\cdot\tau\cdot\sqrt{\frac{u^2(N_{P,N})}{t_P^2}+\frac{u^2(N_{0,N})}{t_0^2}} \tag{4.34}$$

4.4.10.5 Nachweisgrenze

Die Nachweisgrenze η^* ist der kleinste wahre Wert der Messgröße, für den bei Anwendung der o.g. Entscheidungsregel die Wahrscheinlichkeit dafür, fälschlich anzunehmen, dass der physikalische Effekt nicht vorliegt (Fehler zweiter Art), höchstens gleich der vorgegebenen Wahrscheinlichkeit β ist. Zur Prüfung, ob ein Messverfahren für den Messzweck geeignet ist, wird die Nachweisgrenze η^* mit dem vorzugebenden Richtwert η_r für die Messgröße verglichen. Die Nachweisgrenze η^* ist der kleinste wahre Wert der Messgröße, der mit dem anzuwendenden Messverfahren noch nachgewiesen werden kann. Sie liegt so hoch über der Erkennungsgrenze x^*, dass die Wahrscheinlichkeit des Fehlers zweiter Art höchstens gleich β ist. Sie wird mit $\tilde{u}(\eta)$ nach Gleichung (4.30) als die kleinste Lösung von Gleichung (4.35) festgelegt.

$$\eta^* = x^* + k_{1-\beta} \cdot \tilde{u}(\eta^*) \tag{4.35}$$

Es gilt immer $\eta^* \geq x^*$. Gleichung (4.35) ist eine implizite Gleichung, ihre rechte Seite hängt selbst von η^* ab. Die Nachweisgrenze lässt sich durch Auflösen von Gleichung (4.35) nach η^* berechnen, einfacher jedoch durch Iteration, wobei durch wiederholtes Einsetzen einer Näherung η_i für η^* in die rechte Seite der Gleichung (4.35) eine verbesserte Näherung η_{i+1} erzeugt wird. Man erhält daraus Gleichung (4.36).

$$\eta^*_{i+1} = x^* + k_{1-\beta} \cdot \tilde{u}(\eta^*_i) \tag{4.36}$$

Als Anfangsnäherung kann nach [Wei04] $\eta_0 = 2x^*$ gewählt werden. Die Iteration konvergiert meistens, nicht aber, wenn Gleichung (4.36) keine Lösung besitzt. Im letzteren Fall, oder wenn sich $\eta^* < x^*$ ergibt, existiert die Nachweisgrenze nicht. Bei der Umsetzung in einem Rechenblatt für die Auswertung der Gammaspektren wurden 10 Iterationsschritte für die Annäherung der Nachweisgrenze durchgeführt.

Wie im letzten Abschnitt aufgeführt, erhält man durch Einsetzen von Gleichung (4.31) in Gleichung (4.35) die Gleichung zur Berechnung der Nachweisgrenze (4.37).

$$\eta^* = x^* + k_{1-\beta} \cdot \sqrt{\eta^{*2} \cdot u^2_{rel}(\tau) + \tau^2 \cdot \left[\frac{1}{t_P} \cdot \left(\frac{\eta}{\tau} + \frac{N_{0,N}}{t_0} \right) + \frac{2N_{P,Cu}}{t_P^2} + \frac{N_{0,N} + 2N_{0,Cu}}{t_0^2} \right]} \tag{4.37}$$

Wie bei der Erkennungsgrenze, ist diese Berechnung bei direkter Auswertung der Zählimpulse notwendig, um die Unsicherheit aus der Poissonverteilung zur berücksichtigen. Die von GammaW® gelieferten kombinierten Unsicherheiten der Nettopeakfläche der Peaks aus dem Proben- und dem Nulleffektspektrum stellen, wie bereits oben aufgeführt, die Unsicherheiten dar, die zur Berechnung der Nachweisgrenze benötigt werden.

Da in diesem Fall keine Voraussage über die Messunsicherheit der Nachweisgrenze auf Grundlage der Poissonstatistik gemacht werden kann, ergibt sich mit $\tilde{u}^2(0)$ nach Gleichung (4.33) und mit A und $u(A)$ die Nachweisgrenze nach DIN ISO 11929-7 über die Näherungsgleichung (4.38).

$$\begin{aligned} &\eta^* = a + \sqrt{a^2 + \left(k^2_{1-\beta} - k^2_{1-\alpha}\right) \cdot \tilde{u}^2(0)} \\ &\text{mit } a = k_{1-\alpha} \cdot \tilde{u}^2(0) + \left(\frac{k_{1-\beta}}{2A}\right) \cdot \left(u^2(A) - \tilde{u}^2(0)\right) \end{aligned} \tag{4.38}$$

4.4.10.6 Praktische Anwendung

Im Rahmen dieser Arbeit wurden die charakteristischen Grenzen für alle gemessenen Proben berechnet und tabelliert, sie schwanken je nach Probenzusammensetzung und Messzeit. Tabelle 19 gibt eine Übersicht über die für das Flutfolgenprojekt relevanten Nachweisgrenzen sowie ihre Spannweiten.

Tabelle 19. Übersicht der nuklidspezifischen Nachweisgrenzen für die im Rahmen des Flutfolgenprojekts durchgeführten Messungen, Angaben in Bq kg^{-1}.

Nuklid	^{238}U	^{226}Ra	^{210}Pb	^{235}U	^{228}Ra	^{228}Th	^{137}Cs	^{40}K
n	224	224	198	224	224	224	211	224
MW	123,5	34,1	174,6	20,4	8,9	7,1	1,5	40,3
Median	27,5	6,5	22,9	3,3	5,4	4,7	1,2	28,1
Minimum	1,0	1,0	1,0	0,4	1,1	0,9	0,1	1,0
Maximum	2.787	740,0	3.270	465,1	95,6	44,9	20,1	263,4
25 %-Quantil	13,3	3,6	13,1	2,3	4,0	2,9	0,8	21,3
75 %-Quantil	63,3	11,8	44,5	6,8	7,5	7,5	1,7	42,5

4.5 Weitere Laboruntersuchungen

4.5.1 Schwermetalle und Arsen

Um die im Rahmen des Flutfolgenprojektes durchgeführte Radioanalytik an Oberflächensedimenten zu ergänzen, wurden nach Aufschluss zusätzliche Schwermetallanalysen durchgeführt. Die Gewässer in den Gebieten des ehemaligen Uranbergbaus sind in der überwiegenden Anzahl durch stark schwermetallhaltige Ableitungen aus Abwässern der Aufbereitung, Halden und Stollen belastet.

Die Arsen- und Schwermetallgehalte wurden im folgenden Kapitel nur in Einzelfällen zur Interpretation der kernspektrometrischen Messdaten sowie zur Abschätzung der Gefährdungssituation verwendet, weshalb hier nur sehr kurz auf das Analysenverfahren eingegangen werden soll.

Die Bestimmung von Arsen und den Schwermetallen erfolgte in der Fraktion < 2 mm, um eine Vergleichbarkeit mit den Radioaktivitätsmessungen sicherzustellen.

Die abgesiebte Fraktion wurde in einer Mikrowellenapparatur einem totalen Druckaufschluss mit Königswasser und Flusssäurezusatz unterworfen. In Einzelfällen erfolgte eine zweite Aufschlussstufe mit HNO_3/H_2O_2, um hohe Organikanteile zu zerstören. Die Bestimmungen der Elemente selbst wurden mittels ICP-AES bzw. ICP-MS durchgeführt.

4.5.2 Toxikologie

Um zu Aussagen über die potentielle Gefährdung von Menschen durch Schadstoffe zu gelangen, müssen die chemischen Analysen durch toxikologische Untersuchungen ergänzt werden.

Hierzu wurden außerhalb des eigentlichen Untersuchungsprogrammes im Flutfolgenprojekt besonders auffällige Sedimentproben aus der Verdachtsfläche Lengenfeld (VF 09) untersucht. Nach Trennung der wässrigen von der festen Phase wurde die Probe einer Hexan/Aceton- bzw. Essigsäureethylesterextraktion unterworfen und die Extrakte dem Arabinose-Resistenztest [Vah97] unterzogen.

Der Arabinose-Resistenztest ist ein bakterieller Mutagenesetest, bei dem im Gegensatz zum AMES-Test eine Vorwärtsmutation in einem von insgesamt fünf Genen, die zusammen das Arabinose-Operon bilden, zu einer Veränderung im Metabolismus der Arabinose führt. Normalerweise verstoffwechseln die Bakterien Arabinose zu einem toxischen Metaboliten, an dem sie zugrunde gehen. Eine Mutation im Arabinose-Operon verhindert die Akkumulation des toxischen Metaboliten und macht die Mutanten resistent gegen diesen Zucker.

Da der Zielbereich der Mutation sich über fünf Gene erstreckt, besitzt der Test eine hohe Sensitivität. Beim AMES-Test muss dem gegenüber eine einzelne Mutation im Histidin-Operon genau revertiert werden. Die Wahrscheinlichkeit, dass dieses Ereignis eintritt, ist viel geringer als eine Vorwärtsmutation beim Arabinose-Test.

Die Untersuchungen wurden im Institut für Toxikologie (Prof. Dr. J. Westendorf) des Universitätsklinikums Hamburg-Eppendorf (UKE) durchgeführt.

4.6 Qualitätssicherung

Die Qualität der analytischen Arbeiten wurde mit laborinternen und laborexternen Maßnahmen gesichert. Laborintern erfolgte die Kontrolle der Analysenserien unter Beachtung der GLP-Vorgaben durch Wiederholungsanalysen von Originalproben, durch regelmäßige Analyse von zertifizierten Referenzproben und Blindproben innerhalb der einzelnen Serien. Zusätzlich wurden in den überlappenden Konzentrationsbereichen für ICP-MS, ICP-AES und ETV-AAS vergleichende Analysen ausgeführt, wodurch die unproblematische Kombination der Ergebnisse verschiedener Methoden gewährleistet wurde. Externe Kontrollen im eigenen Labor wurden durch den Einsatz von verschlüsselten zertifizierten Referenzproben innerhalb der Serien sowie durch die Teilnahme an Ringversuchen, insbesondere am Ringversuch innerhalb des Flutfolgenprojektes, gewährleistet.

4.6.1 ODL-Messungen

Die eingesetzten Messgeräte der Universitäten Hannover und Duisburg-Essen sind in Tabelle 13 aufgelistet. Die Geräteselbstanzeige wurde im Untergrundlabor der PTB im Salzstock Asse von den Universitäten Hannover und Duisburg-Essen am 20.07.2004 bestimmt. Eine Übersicht der ermittelten Messwerte befindet sich in Tabelle 20. Die Sonde FHZ672 E-10 der Universität Hannover (ZSR) hat die nachträglich durchgeführte Eichprüfung in unveränderter Form bestanden.

Tabelle 20. ODL-Messwerte im Salzstock Asse sowie Vorgaben der PTB zur vorherrschenden Umgebungsäquivalentdosisleistung für die Ermittlung der Geräteselbstanzeige.

Messgerät	Messwert	Vorgabe PTB [a]
FHZ 672-E10 (Hannover)	4,5 ± 0,2 nSv h^{-1}	2 nSv h^{-1}
FHZ 672-E10 (Hannover)	7,2 ± 0,3 nSv h^{-1}	6 nSv h^{-1}

[a] Vorgabewerte der PTB zur Umgebungsäquivalentdosisleistung in verschiedenen Teilen der Kammer.

Wie die Ergebnisse zeigen, ist der Anteil der Geräteselbstanzeige bei der Bestimmung der Umgebungsäquivalentdosisleitung (ODL) sehr gering und kann deshalb vernachlässigt werden.

Die zur Messung der Ortsdosisleistung verwendeten Zählrohr-Messgeräte vom Typ FH 40 G-L10 sowie die Szintillations-Messonde der Firma Thermo/ Eberline FHZ 672-E10 werden zur Kalibrierung regelmäßig mithilfe einer ^{137}Cs-Quelle überprüft. Für die Qualitätssicherung im Rahmen des Flutfolgenprojektes und des Gutachtens Fossa Eugeniana wurden außerdem Messungen auf den Referenzmessflächen der Wismut GmbH in Ronneburg durchgeführt. Die Messungen mit der ^{137}Cs-Quelle dienten zur Überprüfung der Kalibrierung sowie im Falle eines geeichten Messgeräts zur Verlängerung der Eichgültigkeitsdauer. Sie werden alle 6 Monate von einem Mitarbeiter des ZSR durchgeführt. Für diese Messungen wird eine von der PTB zugelassene Kontrollvorrichtung mit einem Prüfstrahler nach DIN 44427 verwendet. Die Messergebnisse müssen dabei innerhalb der so genannten Verkehrsfehlergrenzen liegen. Die genaue Vorgehensweise für die Kontrollmessungen finden sich in der Betriebsanleitung zu den Geräten [ESM]. Die hier verwendeten Messgeräte erfüllten die Vorschriften für die Kontrollmessung. Die Überprüfung der Geräte mit dem ^{137}Cs-Strahler liefert noch keine Aussage über die Qualität der Ergebnisse für ein natürliches Spektrum. Daher wurden am 9. Juni 2004 Messungen auf den Referenzmessflächen der Wismut GmbH in Ronneburg, betreut durch das BfS durchgeführt. Es existierten dort drei Messflächen von 20 m × 20 m, eine

Betonfläche (Fläche 1), eine mit Haldenmaterial (Fläche 2) und eine mit Tailingsmaterial (Fläche 3) belegte Fläche, so dass ODL-Messungen (1 m über Grund) durchgeführt werden können, die in Spektrum und Höhe der Dosisleistung etwa den im Rahmen dieses Gutachtens durchgeführten Messungen entsprechen. Für die Messungen mit den Zählrohrgeräten wurde eine Impulsvorwahl von 500 Impulsen eingestellt, deren Mittelung zu einem statistischen Fehler < 4,5 % führte. Auf der Sand-, Tailings- und der Haldenfläche der Wismut GmbH in Ronneburg wurden je drei Einzelmessungen durchgeführt, von denen anschließend der arithmetische Mittelwert gebildet wurde. Die Ergebnisse dieses Messvergleiches sind in Tabelle 21 aufgeführt, die daraus errechnete Umgebungsäquivalentdosisleistung sowie die Vorgaben des BfS zu den aktuellen Sollwerten befinden sich in Tabelle 22.

Tabelle 21. Ergebnisse des Messvergleiches auf den Referenzmessflächen der Wismut GmbH in Ronneburg, Angaben in nSv h^{-1} bzw. Zählrate.

Gerät	SerienNr.	Messgröße	Fläche 1	Fläche 2	Fläche 3
FH 40 GL	11829	H_x	138	279	849
FHZ 672 E10	240	$H^*(10)$	61	197	795
FH 40 GL 10	16046	$H^*(10)$	129	233	683
LUDLUM 316-3	-	H_x	131	140	870
FH 40 GL 10	15800	$H^*(10)$	112	241	805

Tabelle 22. Aus dem Messvergleich berechnete Umgebungsäquivalentdosisleistung und Vorgabewerte des BfS.

Gerät	SerienNr.	Messgröße [b]	Fläche 1 [a]	Fläche 2 [a]	Fläche 3 [a]
FH 40 GL	11829	$H^*(10)$	138	279	849
FHZ 672 E10 [c]	240	$H^*(10)$	91	227	825
FH 40 GL 10	16046	$H^*(10)$	129	233	683
LUDLUM 316-3	?	$H^*(10)$	131	140	870
FH 40 GL 10	15800	$H^*(10)$	112	241	805
Vorgabe BfS 09.06.04		$H^*(10)$	95	225	830

[a] Die aufgeführten Werte wurden nicht um den Beitrag der kosmischen Strahlungskomponente (32 nSv h^{-1}) korrigiert.
[b] Entsprechend einer Empfehlung des Normenausschusses Radiologie (NAR), zitiert in PTB-Dos_45 (2003), wird hier für natürliche Umgebungsstrahlung der Umrechnungsfaktor $H^*(10)/H_x$ = 1,0 verwendet, so dass die angegebenen Dosisleistungswerte auch für die Umgebungsäquivalentdosisleistungswerte gelten.
[c] Da die Szintillationmessonde FHZ 672 E10 bauartbedingt den Beitrag der kosmischen Strahlungskomponente ausblendet, wurde um die Vergleichbarkeit herzustellen ein Betrag von 32 nSv h^{-1} zum Messwert addiert.

4.6.2 Kernspektrometrie

Die Qualität der analytischen Arbeiten im Rahmen des Flutfolgenprojektes sowie für das Gutachten Fossa Eugeniana wurde mit laborinternen und laborexternen Maßnahmen gesichert. Laborintern erfolgte die Kontrolle der Analysenserien unter Beachtung der GLP-Vorgaben durch Wiederholungsanalysen von Originalproben, durch regelmäßige Analyse von zertifizierten Referenzproben und Blindproben innerhalb der einzelnen Serien. Externe Kontrollen wurden im Rahmen des Gutachtens Fossa Eugeniana als Vergleichsanalytik durch Vergleichsmessungen des Vereins für Kernverfahrenstechnik und Analytik Rossendorf e.V. (VKTA) an jeder zehnten Probe durchgeführt. Tabelle 23 gibt eine Übersicht über die erzielten Ergebnisse der Vergleichsmessungen von Sedimenten und Böden.

Zur Validierung der gammaspektrometrischen Messverfahren nimmt das ZSR regelmäßig an Ringvergleichen des Bundesamtes für Strahlenschutz (BfS) teil. Hierfür werden Aliquote eines von der Physikalisch-Technischen Bundesanstalt (PTB) ausgegebenen Standard-referenzmaterials an die Teilnehmer abgegeben. Die Messergebnisse können dann mit dem Mittelwert aller Teilnehmer sowie den Vorgaben der PTB verglichen werden, was eine Einschätzung der Leistungsfähigkeit und Zuverlässigkeit der eigenen Messverfahren ermöglicht. Nach Abschluss des Ringvergleiches kann die Probe für den jeweiligen Teilnehmer auch als Referenzmaterial für die interne Qualitätssicherung dienen. Im Rahmen beider Projekte wurde der Boden V/1998 zu Kontrollzwecken vermessen, welcher bereits bei der Teilnahme am BfS-Ringvergleich erfolgreich bestimmt wurde (Abbildung 9). Es handelt sich um eine Bodenprobe vom Flussufer der Zwickauer Mulde in der Nähe des Wismut-Sanierungsbetriebes Aue. Die Vorbereitung des Ausgangsmaterials durch das BfS umfasste Trocknung, Zerkleinerung in einer Schwingscheibenmühle und Siebung auf eine Korngröße < 200 µm und entsprach somit der Aufarbeitung der im Rahmen dieses Projekts untersuchten Sediment- und Bodenproben. Das Material wurde für die durchgeführten Messungen analog zu den Sediment- und Bodenproben in die jeweiligen Messgeometrien, 500-mL-Marinelli und 80-mL-Petrischalen, eingebracht, verdichtet und die Behälter anschließend versiegelt. Nach drei Wochen Äquilibrierung erfolgte die Messung. Die Messwerte stimmten auch bei der aktuellen Vergleichsmessung in allen Fällen innerhalb der Messunsicherheiten mit den Vorgaben der PTB überein. Die Ergebnisse der Messungen für alle verwendeten Detektoren und Geometrien sowie die Vorgaben der PTB befinden sich in Tabelle 24.

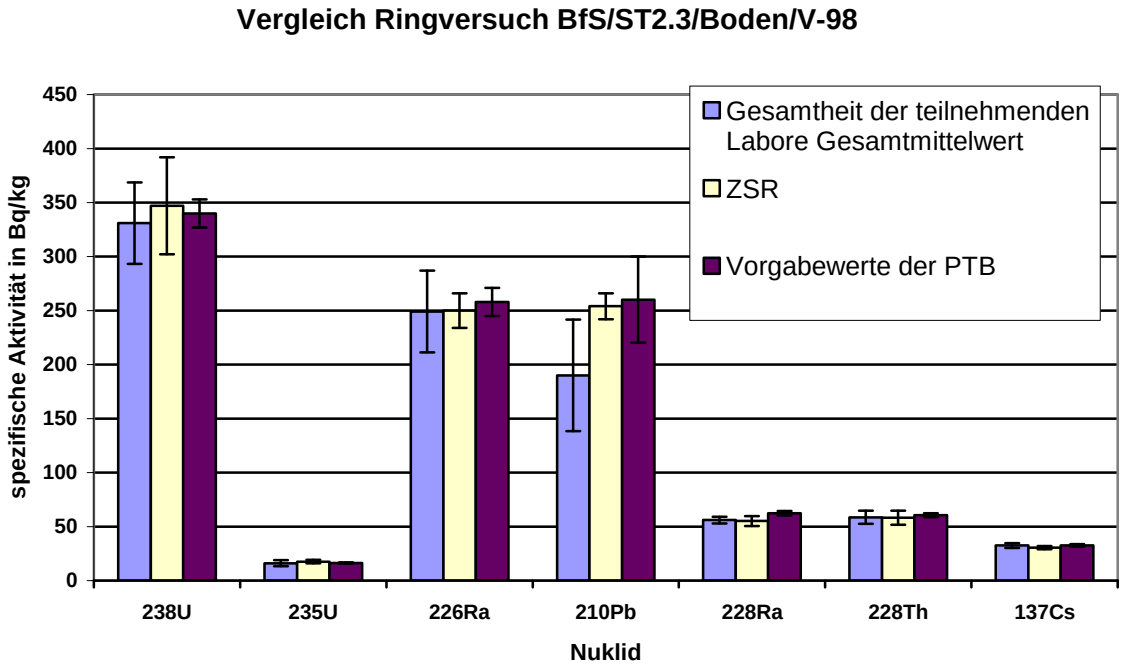

Abbildung 9. Ergebnisse des BfS-Ringvergleiches V/1998.

Tabelle 23. Gegenüberstellung der ermittelten Messwerte für die spezifischen Aktivitäten natürlicher Radionuklide in Sediment und Bodenproben durch ZSR und VKTA, Angaben in Bq kg^{-1}.

Probe	Nuklid	ZSR	VKTA
H9 (Sediment)	U-238	11,0 ± 1,0	12 ± 3
	Ra-226	15,4 ± 0,3	14 ± 3
	Pb-210	13,1 ± 1,2	13 ± 4
	U-235	0,6 ± 0,1	< 4,6
	Ra-228	13,8 ± 0,6	14,2 ± 1,4
	Th-228	12,0 ± 0,3	11,2 ± 0,8
	K-40	377 ± 11	372 ± 20
	Cs-137	2,6 ± 0,1	2,5 ± 0,3
H15 (Sediment)	U-238	58 ± 15	< 93
	Ra-226	17.440 ± 361	15.700 ± 1.570
	Pb-210	313 ± 31	420 ± 80
	U-235	< 85	< 85
	Ra-228	3.279 ± 142	3.120 ± 220
	Th-228	3.182 ± 85	3.100 ± 220
	K-40	302 ± 14	370 ± 37
	Cs-137	7,1 ± 0,5	< 9,7
F04 (Boden)	U-238	56 ± 7	< 43
	Ra-226	1.199 ± 25	1.240 ± 120
	Pb-210	416 ± 30	490 ± 50
	U-235	4,4 ± 2,1	< 32
	Ra-228	93 ± 4	100 ± 10
	Th-228	112 ± 3	111 ± 8
	K-40	495 ± 15	570 ± 30
	Cs-137	49 ± 2	48 ± 5
WF1 (Boden)	U-238	42 ± 2	34 ± 10
	Ra-226	46 ± 1	43 ± 4
	Pb-210	41 ± 3	42 ± 8
	U-235	1,9 ± 0,1	< 8,2
	Ra-228	43 ± 2	40 ± 4
	Th-228	43 ± 1	41 ± 3
	K-40	710 ± 21	710 ± 40
	Cs-137	14,0 ± 1,4	12,7 ± 1,3

Tabelle 24. Messwerte für die spezifischen Aktivitäten natürlicher Radionuklide im Ringvergleich BfS V/1998 mit den verwendeten Detektoren und Vorgabewerte der PTB, Angaben in Bq kg^{-1}.

Det. [a]	U-238	U-235	Ra-226	Pb-210	Ra-288	Th-228	K-40	Cs-137
PTB	340 ± 13	16,3 ± 0,7	258 ± 13	260 ± 40	62,4 ± 2,1	60,6 ± 1,8	850 ± 19	32,5 ± 1,2
K1	325 ± 28	15,6 ± 0,9	233 ± 8	- [b]	56,2 ± 3,6	55,9 ± 3,1	830 ± 34	27,6 ± 1,3
K2	329 ± 20	16,5 ± 1,1	243 ± 7	187 ± 13	57,2 ± 3,6	57,1 ± 2,1	800 ± 33	26,8 ± 1,1
K3	317 ± 24	16,8 ± 1,0	239 ± 6	191 ± 10	57,9 ± 3,6	57,0 ± 2,1	802 ± 32	27,7 ± 1,1
Josef	345 ± 29	15,1 ± 1,6	239 ± 8	196 ± 21	57,1 ± 3,6	55,6 ± 2,4	813 ± 38	27,5 ± 1,2
Benno	334 ± 16	17,0 ± 1,4	235 ± 8	188 ± 20	57,7 ± 3,7	56,9 ± 2,2	815 ± 33	25,2 ± 1,5

[a] Verwendeter Detektor (500-mL-Marinelli Geometrie), siehe Tabelle 14.
[b] Nachweiswahrscheinlichkeit zu gering für die ^{210}Pb-Bestimmung (p-type Detektor).

5. Ergebnisse und Diskussion

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse eigener bzw. bei der Mitwirkung an Forschungsprojekten im Rahmen dieser Arbeit erzielten Ergebnisse vorgestellt und diskutiert. Des Weiteren wird auf die Ergebnisse der Auswertung von Literaturdaten zum Vorkommen und Verteilung von natürlichen Radionukliden in Deutschland diskutiert.

Zunächst werden in Kapitel 5.2 die im Rahmen des Flutfolgenprojektes [Gel04] erzielten Ergebnisse zur Verlagerung natürlicher Radionuklide im Muldesystem vorgestellt und diskutiert [Knö04]. Zusätzlich wird auf die Ergebnisse anderer Teilprojekte [Pop04] zur Radionuklidbelastung urbaner Gebiete durch die Flutereignisse eingegangen. Die Messergebnisse werden anschließend in Bezug auf Literaturdaten zur Situation vor der Flut interpretiert [Beu99] [GRS96].

Das Kapitel 5.3 beschäftigt sich mit den ebenfalls im Rahmen des Flutfolgenprojektes erzielten Ergebnissen zur Verlagerung natürlicher Radionuklide in Sedimenten der Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus und deren Interpretation anhand von Literaturdaten [ALASKA]. Desweiteren wird eine intensive Analyse von Literaturdaten zu Boden, Grundwasser, Oberflächenwasser und Biomaterialien in den Verdachtsflächen dargestellt, die sich im Wesentlichen auf die Abschlussberichte der Untersuchungen zum Altlastenkataster [ALASKA] stützt. Ziel der Literaturrecherche war eine Aufbereitung der Messdaten für die realistische Ermittlung der Strahlenexposition der Bevölkerung in den Verdachtsflächen über alle vorhandenen Expositionspfade.

Ein weiterer Schwerpunkt im Flutfolgenprojekt war die im sächsichen Vogtland gelegene Verdachtsfläche Lengenfeld, auf die in Kapitel 5.4 näher eingegangen wird. Hier wurden umfangreiche Untersuchungen an Sedimenten und durch Tailings kontaminierte Böden durchgeführt, die im Anschluss an das Projekt durch großflächige ODL-Kartierungen von ausgewählten Halden und zusätzliche Probenahmen ergänzt wurden. Ziel der Untersuchungen war die Erfassung und Bewertungen von Tailingsabspülungen im Gewässersystem der VF anhand von Literaturdaten [Dus02b] [Pil92] sowie die Erhebung zusätzlicher Messdaten für eine realistische Ermittlung der Strahlenexposition der dort lebenden Bevölkerung durch die Hinterlassenschaften des ehemaligen Uranbergbaus.

In Kapitel 5.5 werden die Ergebnisse des Gutachtens „Fossa Eugeniana“ vorgestellt und diskutiert [HGN05]. Ziel des Projektes war die Durchführung von umfangreichen ODL-Messungen und Analysen von verschiedenen Kompartimenten im Bereich des durch Grubenwässer aus dem Steinkohlenbergbau (Bergwerk West) mit natürlichen Radionukliden kontaminierten Gebietes am Niederrhein. Aus den so erhaltenen Daten wird anschließend eine Modellierung der Strahlenexposition für Personen der Bevölkerung nach Vorgabe der Berechnungsgrundlagen Bergbau durchgeführt, um eine Betrachtung des Strahlenrisikos und einen Maßnahmenbedarf abzuleiten. Die Ergebnisse werden in Bezug auf Vergleichswerte und frühere Untersuchungen im Untersuchungsgebiet interpretiert [Fei97] [Sch01].

5.1 Allgemeines

5.1.1 Bestimmung von statistischen Parametern der Messdaten

5.1.1.1 Deskriptive Statistik

Bei einer Messreihe aus n Messwerten mit $i = 1,\ldots,n$ werden die Parameter der klassischen deskriptiven Statistik: Mittelwert, Standardabweichung, Median und Quantile nach den Gleichungen (5.1) bis (5.5) berechnet.

Arithmetischer Mittelwert:
$$\mathrm{AM} = \overline{x} = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n} x_i \tag{5.1}$$

Standardabweichung:
$$\mathrm{SD} = \sigma_a = \sqrt{\frac{1}{n-1}\cdot\sum_{i=1}^{n}\left(x_i - \overline{x}\right)^2} \tag{5.2}$$

Geometrischer Mittelwert:
$$\mathrm{GM} = \overline{x}_g = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\ln(x_i) \tag{5.3}$$

Geometrische Standardabw.:
$$\mathrm{GS} = \sigma_g = \sqrt{\frac{1}{n-1}\cdot\sum_{i=1}^{n}\left(\ln(x_i) - \overline{x}_g\right)^2} \tag{5.4}$$

Der **Median** oder Zentralwert Z einer Reihe aus n Messungen ist der Wert bei dem für jeweils mindestens die Hälfte der Werte x_i gilt: $x_i \leq Z$ und $x_i \geq Z$. Die Funktion aus Gleichung (5.5) nimmt an der Stelle Z ihren kleinsten Wert an.

$$x \mapsto \sum_{i=1}^{n}\left|x - x_i\right| \tag{5.5}$$

Das **Quantil zur Wahrscheinlichkeit *P*** der Messwertverteilung x_i mit $i = 1,\ldots,n$ bezeichnet durch Q_P, ist der Wert bei dem $P{\cdot}n$ der Messwerte $\leq Q_P$ und mindestens $(1-P){\cdot}n$ der Messwerte $> Q_P$ sind. Ein 0,5-Quantil (50 %-Quantil) wird als Median, das 0,25- und 0,75-Quantil (25 %- und 75 %-Quantil) wird als unteres und oberes Quantil bezeichnet.

5.1.1.2 Lineare Regression

Die Anpassung einer linearen Funktion an die Messdaten erfolgt im Allgemeinen nach der Methode der kleinsten Fehlerquadrate (lineare Regression). Die Datenpunkte von Meßreihen werden dazu durch eine lineare Funktion nach Gleichung (5.6) angenähert.

$$y = a + b\cdot x \tag{5.6}$$

Die Parameter a und b werden nach der Minimierung der Fehlerquadrate durch Gleichung (5.7) bzw. Gleichung (5.8) berechnet.

$$a = \frac{\sum_{i=1}^{n} x_i \cdot \sum_{i=1}^{n} y_i^2 - \sum_{i=1}^{n} x_i \cdot \sum_{i=1}^{n} x_i \cdot y_i}{n \cdot \sum_{i=1}^{n} x_i^2 - \left(\sum_{i=1}^{n} x_i \right)^2} \tag{5.7}$$

$$b = \frac{n \cdot \sum_{i=1}^{n} x_i \cdot y_i - \sum_{i=1}^{n} x_i \cdot \sum_{i=1}^{n} y_i}{n \cdot \sum_{i=1}^{n} x_i^2 - \left(\sum_{i=1}^{n} x_i \right)^2} \tag{5.8}$$

mit: n = Zahl der Datenpaare
x_i = Abszissenwerte (i = 1 ... n)
y_i = Ordinatenwerte (i = 1 ... n)

Zur Quantifizierung der Güte eines Fits wird bei der linearen Regression der lineare Korrelationskoeffizient R angegeben, dieser ist nach Gleichung (5.9) definiert.

$$R = \frac{n \cdot \sum_{i=1}^{n} x_i \cdot y_i - \sum_{i=1}^{n} x_i \cdot \sum_{i=1}^{n} y_i}{\sqrt{\left[n \cdot \sum_{i=1}^{n} x_i^2 - \left(\sum_{i=1}^{n} x_i \right)^2 \right] \cdot \left[n \cdot \sum_{i=1}^{n} y_i^2 - \left(\sum_{i=1}^{n} y_i \right)^2 \right]}} \tag{5.9}$$

Der lineare Korrelationskoeffizient bewertet, wie gut die Beschreibung der Meßdaten mittels einer an sie angepaßten Ausgleichsgeraden (lineare Regression) möglich ist. Befinden sich alle Datenpunkte exakt auf der Ausgleichsgeraden, so ist der Korrelationskoeffizient $R = 1$, in allen anderen Fällen ist $R < 1$. Anstelle des Korrelationskoeffizienten R wird auch häufig das Bestimmtheitsmaß B zur zahlenmäßigen Charakterisierung der Korrelation von Meßdaten nach Gleichung (5.10) herangezogen.

$$B = R^2 \tag{5.10}$$

Die Standardmessunsicherheiten von y sowie der Parameter a und b können nach Gleichung (5.11) bis (5.13) berechnet werden.

$$u(y) = \sqrt{\frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^{n} \left(y_i - a - b \cdot x_i \right)^2} \tag{5.11}$$

$$u(a) = \sqrt{\sigma_y^2 \cdot \frac{\sum_{i=1}^{n} x_i^2}{n \cdot \sum_{i=1}^{n} x_i^2 - \left(\sum_{i=1}^{n} x_i \right)^2}} \tag{5.12}$$

$$u(b) = \sqrt{\frac{n \cdot \sigma_y^2}{n \cdot \sum_{i=1}^{n} x_i^2 - \left(\sum_{i=1}^{n} x_i \right)^2}} \tag{5.13}$$

5.1.1.3 Quadratisch gewichtete Mittelung

Alle in dieser Arbeit angegebenen gewichteten Mittelwerte wurden als quadratisch gewichtete Mittelung nach Gleichung (5.14) ausgeführt. Die Unsicherheit des gewichteten Mittelwertes $u(\overline{x}_Q)$ kann nach Gleichung (5.15) berechnet werden [Tay82].

$$\overline{x}_{\mathrm{Q}} = \frac{\sum_{i=1}^{n} \frac{x_i}{u(x_i)^2}}{\sum_{i=1}^{n} \frac{1}{u(x_i)^2}} \tag{5.14}$$

$$u(\overline{x}_{\mathrm{Q}}) = \frac{1}{\sqrt{\sum_{i=1}^{n} \frac{1}{u(x_i)^2}}} \tag{5.15}$$

5.1.1.4 Fitparameter

Der nach Gleichung (5.18) berechnete Fitparameter F ist definiert als Quotient aus externem Fehler nach Gleichung (5.16) und internem Fehler nach Gleichung (5.17). Im Gegensatz zum Korrelationskoeffizienten enthält der Fitparameter Informationen darüber, wie gut die Datenpunkte innerhalb ihrer Unsicherheiten durch die angepasste Funktion beschrieben werden. Hierbei werden nur die Unsicherheiten der y-Werte einbezogen, die x-Werte werden als nicht fehlerbehaftet angesehen.

$$u(\overline{y}_{\mathrm{ext}}) = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n} \frac{(y_i - \overline{y})^2}{u(y_i)^2}}{(n-P) \cdot \sum_{i=1}^{n} \frac{1}{u(y_i)^2}}} \tag{5.16}$$

$$u(\overline{y}_{\mathrm{int}}) = \sqrt{\frac{1}{\sum_{i=1}^{n} \frac{1}{u(y_i)^2}}} \tag{5.17}$$

$$F = \frac{u(\overline{y}_{\mathrm{ext}})}{u(\overline{y}_{\mathrm{int}})} \tag{5.18}$$

mit F = Fitparameter,
y_i = i-ter Wert der Messdaten,
$u(y_i)$ = Messunsicherheit des i-ten Wertes,
n = Anzahl der Datenpunkte und
P = Anzahl der freien Parameter.

5.1.1.5 Hypothesentests

Ob eine Anzahl von Messwerten einer bestimmten Verteilung genügt, kann durch Hypothesentests festgestellt werden. Es wurden in dieser Arbeit der Shapiro-Wilk-Test auf Normalverteilung sowie der Test mittels eines Quantil-Quantil-Diagramms (Q-Q-Plot), das auch für andere Verteilungen geeignet ist, durchgeführt.

Der Shapiro-Wilk-Test nach [Sha65] und [Roy82] ist in Origin® [Ori02] implementiert und gestattet den Test auf Normalverteilung auch für kleine Gesamtheiten. Für ein vorgegebenes Signifikanzniveau α, in dieser Arbeit wurde α = 0,05 gewählt, liefert Origin® eine Teststatistik und die Entscheidung, ob die Annahme einer Normalverteilung abgelehnt werden kann oder nicht. Grundlage für die Teststatistik ist der Vergleich zwischen den gemessenen Quantilen der Verteilung und den theoretischen, für eine Standardnormalverteilung erwarteten Quantilen.

Der Q-Q-Plot basiert ebenfalls auf dem Vergleich zwischen gemessenen und theoretisch berechneten Quantilen. Der Korrelationskoeffizient einer linearen Regression stellt dann ein Maß für die Wahrscheinlichkeit dar, ob die Annahme einer bestimmten Verteilung abgelehnt werden kann. Im Gegensatz zum Shapiro-Wilk-Test gestattet der Q-Q-Plot auch Tests auf andere Verteilungen als die Normalverteilung. Die graphische Darstellung ermöglicht, sofort zu erkennen, ob und warum die Annahme einer Verteilung abgelehnt werden kann. So sind einzelne Ausreißer oder das Vorhandensein von Werten aus einer anderen Gesamtheit sichtbar. Ein zusätzliches trendbereinigtes Q-Q-Diagramm zeigt, welche gemessenen Quantile gegenüber den theoretisch berechneten über- oder unterrepräsentiert sind. Die im Rahmen dieser Arbeit dargestellten Q-Q-Plots wurden mithilfe des Programmes SPSS® [SPS03] erzeugt.

5.1.2 Schätzung von Verteilungsparametern bei Normal- und Lognormalverteilungen

Die in den folgenden Unterkapiteln aufgeführten Methoden zur Abschätzung von statistischen Parametern von Normal- und Lognormalverteilungen wurden, soweit bei der späteren Datenanalyse verwendet, aus der SSK-Empfehlung zur Berücksichtigung statistischer Unsicherheiten für die Ermittlung repräsentativer Werte der spezifischen Aktivität von Rückständen [SSK04] entnommen. Die Empfehlung enthält auch praktische Anwendungsbeispiele zum Umgang mit gestörten Lognormalverteilungen bei der Beurteilung von Aktivitätsgehalten in Feststoffproben.

5.1.2.1 Definition der Verteilungsart über das Bestimmtheitsmaß im Q-Q-Plot

Die Berechnung von statistischen Parametern einer Zufallsgröße auf der Basis von Stichproben erfordert die Annahme einer bestimmten Art der statistischen Verteilung dieser Größe in der Grundgesamtheit, wie hier die spezifische Aktivität (A_r) der untersuchten Proben von Böden, Sedimenten, Grund- und Oberflächenwässern.

Für die spezifische Aktivität (A_r) kann in der Regel von einer Lognormalverteilung ausgegangen werden, die unter Umständen durch einen konstanten Untergrund gestört sein kann. Diese Annahme wird durch Gleichung (5.19) zum Ausdruck gebracht, in der a_r den konstanten Untergrundwert bezeichnet.

$$A_r \sim a_r + \mathrm{Ln}(\mu_r; \sigma_r) \tag{5.19}$$

Der Untergrundwert a_r ist eine nichtnegative Größe und wird nach oben durch den kleinsten Messwert beschränkt: $0 \leq a_r \leq A_{r,<1>}$. Die Beiden Parameter μ_r und σ_r bezeichnen den Erwartungswert und die Standardabweichung der Größe $X_r = \ln(A_r - a_r)$, die einer Normalverteilung $X_r \sim \mathrm{N}(\mu_r; \sigma_r)$ genügt. Untergrundwerte der spezifischen Aktivität von Rückständen können in Abhängigkeit der Herkunft des Materials geogen bedingt sein; sie können aber auch durch die technologischen Prozesse entstanden sein, bei denen die Rückstände angefallen sind, wie in den hier behandelten Fällen die Aufbereitung von Uranerz oder die Behandlung

von Grubenwässern des Steinkohlenbergbaus. Ebenso können sie Folge der Verwendung von unvollständig homogenisierten Mischproben sein, da die spezifische Aktivität nach einer perfekten Vermischung der Rückstandsmenge einen konstanten Wert $A_r = a_r$ annehmen würde.

In bestimmten Fällen kann auch für die spezifische Aktivität von der Annahme einer Normalverteilung $C_r = X_r \sim \mathrm{N}(\mu_r;\sigma_r)$ ausgegangen werden. Hier sind die Parameter μ_r und σ_r ebenfalls Erwartungswert bzw. Standardabweichung der spezifischen Aktivität A_r, stellen aber unterschiedliche Größen wie bei der Lognormalverteilung dar.

Zur Definition der Verteilungsart kann das Bestimmtheitsmaß R^2 im sogenannten Quantil-Quantil-Plot (Q-Q-Plot) für lognormal bzw. normal verteilte Zufallsgrößen benutzt werden. Diese Methode ist einfach und effizient, da ihre Anwendung keine vertiefte Datenanalyse und aufwendige Rechnungen erfordert. Es sei n_r die Anzahl der Einzelproben aus der Stichprobe mit Messergebnissen über der Erkennungsgrenze.

Anhand der nach aufsteigender Größe geordneten Messwerte $A_{r,<i>}$ ist zu entscheiden, ob die spezifische Aktivität A_r des Radionuklides „*r*“ als normal oder lognormal verteilte Größe anzusehen ist.

Zur Vereinheitlichung der Bezeichnungen sei bei Annahme einer Normalverteilung $x_{r,<i>} = A_{r,<i>}$ und bei Annahme einer Lognormalverteilung $x_{r,<i>} = \ln(A_{r,<i>} - a_r)$ normal verteilt, wobei mit a_r der Wert eines unter Umständen vorhandenen konstanten Untergrundes bezeichnet ist. Zur Entscheidung über die Verteilungsart wird nach Gleichung (5.20) für beide Annahmen das Bestimmtheitsmaß R^2 nach PEARSON für den Quantil-Quantil-Plot berechnet, in dem die Werte $x_{r,<i>}$ für i von n_r+1 bis n über die Quantile k_{Pi} der Standardnormalverteilung $F_{\mathrm{N}(0,1)}(k_{Pi}) = P_i$ zu den Wahrscheinlichkeiten P_i aufgetragen werden. Die Wahrscheinlichkeit P_i ergibt sich dabei nach Gleichung (5.21).

$$R^2 = \frac{\left[(n-n_r)\cdot\sum_{i=n_r+1}^{n} k_{P_i}\cdot x_{r,<i>} - \left(\sum_{i=n_r+1}^{n} k_{P_i}\right)\cdot\left(\sum_{i=n_r+1}^{n} x_{r,<i>}\right)\right]^2}{\left[(n-n_r)\cdot\sum_{i=n_r+1}^{n} k_{P_i}^2 - \left(\sum_{i=n_r+1}^{n} k_{P_i}\right)^2\right]\cdot\left[(n-n_r)\cdot\sum_{i=n_r+1}^{n} x_{r,<i>}^2 - \left(\sum_{i=n_r+1}^{n} x_{r,<i>}\right)^2\right]} \tag{5.20}$$

$$P_i = \frac{2\cdot i - 1}{2\cdot n} \quad \text{mit } (i = n_r + 1, ..., n) \tag{5.21}$$

Bei Verwendung von Microsoft Excel® kann die Berechnung von k_{Pi} sehr einfach mit der Funktion k_{Pi} = STANDNORMINV(P) sowie die Berechnung des Bestimmtheitsmaßes mit der Funktion R^2 = BESTIMMTHEITSMASS(Vektor1;Vektor2) erfolgen.

Für die Annahme einer Normalverteilung wird das Bestimmtheitsmaß R^2 durch den Index „N“ gekennzeichnet ($R^2_{(\mathrm{N})}$) und analog bei Annahme einer Lognormalverteilung mit „Ln“ ($R^2_{(\mathrm{Ln})}$). Zur Vereinfachung der Berechnung von $R^2_{(\mathrm{Ln})}$ wird zunächst $a_r = 0$ gesetzt. Wenn $R^2_{(\mathrm{N})} > R^2_{(\mathrm{Ln})}$ ist, kann bei der spezifischen Aktivität von einer Normalverteilung ausgegangen werden, ansonsten gilt die Annahme, dass die spezifische Aktivität eine lognormal verteilte Größe ist. Wenn $R^2_{(\mathrm{N})}$ jedoch nur wenig größer als $R^2_{(\mathrm{Ln})}$ ist, so sollte $R^2_{(\mathrm{Ln})}$ korrekt als der größte Wert des Bestimmtheitsmaßes bei Variation von a_r im zulässigen Bereich ($0 \le a_r \le A_{r,<1>}$) nach dem in Kapitel 5.1.2.4 beschriebenen Verfahren angegeben werden.

5.1.2.2 Schätzung der Parameter μ und σ für ungestörte Verteilungen

Eine **normalverteilte** Zufallsgröße X mit dem Erwartungswert μ und der Varianz σ^2, bzw. der Standardabweichung σ, $X \sim \mathrm{N}(\mu_r;\sigma_r)$, hat eine von diesen Parametern festgelegte Verteilungsdichte nach Gleichung (5.22) sowie eine Verteilungsfunktion nach Gleichung (5.23). Die Abkürzung „erf(x)“ bezeichnet die sogenannte Fehlerfunktion nach Gleichung (5.24).

$$f_{\mathrm{N}(\mu,\sigma)}(x) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} \cdot e^{-\frac{(x-\mu)^2}{2\sigma^2}} \tag{5.22}$$

$$F_{\mathrm{N}(\mu;\sigma)}(x) = \int_{-\infty}^{x} f_{\mathrm{N}(\mu;\sigma)}(z)dz = \frac{1}{2} \cdot \left[1 + \mathrm{erf}\left(\frac{x-\mu}{\sigma \cdot \sqrt{2}}\right)\right] \tag{5.23}$$

$$\mathrm{erf}(x) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \cdot \int_{0}^{x} e^{-z^2} dz = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \cdot e^{-x^2} \cdot \sum_{n=0}^{\infty} \frac{2^n \cdot x^{2n+1}}{(2n+1)!!} \tag{5.24}$$

Zur Schätzung der Verteilungsparameter μ und σ sind die sogenannten erwartungstreuen Momentschätzer geeignet. Danach werden aus den n Einzelwerten x_i (i=1 bis n) einer Stichprobe vom Umfang n, die auf zufällige Weise aus einer ungestört normalverteilten Grundgesamtheit gewonnen wurde, die Schätzwerte des Erwartungswertes μ_n bzw. der Varianz σ_n^2 nach Gleichung (5.25) bzw. Gleichung (5.26) berechnet.

$$\mu_n = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^{n} x_i \tag{5.25}$$

$$\sigma_n^2 = \frac{1}{n-1} \cdot \sum_{i=1}^{n} (x_i - \mu_n)^2 \tag{5.26}$$

Eine Zufallsgröße Y ist dann **lognormal** verteilt, wenn $X = \ln(Y)$ eine normalverteilte Größe ist. Mit dem Erwartungswert μ und der Standardabweichung σ von X schreibt man $Y \sim \mathrm{Ln}(\mu;\sigma)$. Die Größe Y hat eine durch diese Parameter festgelegte Verteilungsdichte nach Gleichung (5.27). Für die Verteilungsfunktion der Lognormalverteilung ergibt sich Gleichung (5.28).

$$f_{\mathrm{Ln}(\mu;\sigma)}(y) = \frac{1}{y \cdot \sigma \cdot \sqrt{2\pi}} \cdot e^{-\frac{(y-\mu)^2}{2\sigma^2}} \quad \text{mit } y \geq 0 \tag{5.27}$$

$$F_{\mathrm{Ln}(\mu;\sigma)}(y) = \int_{-\infty}^{x} f_{\mathrm{Ln}(\mu;\sigma)}(z)dz = \frac{1}{2} \cdot \left[1 + \mathrm{erf}\left(\frac{y-\mu}{\sigma \cdot \sqrt{2}}\right)\right] \tag{5.28}$$

Zur Schätzung der Verteilungsparameter μ und σ der Lognormalverteilung aus n Einzelwerten y_i (i=1 bis n) einer Stichprobe vom Umfang n, die auf zufällige Weise aus einer ungestört lognormal verteilten Grundgesamtheit gewonnen wurde, wird Gleichung (5.29) in die Gleichungen (5.25) und (5.26) eingesetzt.

$$x_i = \ln(y_i) \quad \text{für } i = 1 \text{ bis } n \tag{5.29}$$

Die Verteilungsparameter von ungestörten (reinen) Normal- bzw. Lognormalverteilungen werden somit völlig analog geschätzt. Der einzige Unterschied besteht darin, dass im Fall der

Normalverteilung in Gleichung (5.25) und (5.26) die Messwerte und im Fall der Lognormalverteilung die Logarithmen der Messwerte einzusetzen sind.

Da die Parameter μ und σ unterschiedlich definiert sind, wird der Erwartungswert E der Zufallsgröße für eine Normalverteilung bzw. Lognormalverteilung durch die Gleichungen (5.30) bzw. (5.31) beschrieben.

$$E = \int_{-\infty}^{+\infty} x \cdot f_{\mathrm{N}(\mu;\sigma)}(x)dx = \mu \tag{5.30}$$

$$E = \int_{-\infty}^{+\infty} y \cdot f_{\mathrm{Ln}(\mu;\sigma)}(y)dy = e^{\mu+\frac{\sigma^2}{2}} \tag{5.31}$$

5.1.2.3 Schätzung der Parameter μ und σ für gestörte Lognormalverteilungen

Bei Realproben, insbesondere bei der Aktivitätsbestimmung von Feststoffproben, treten relativ oft Überlagerungen von lognormal verteilten Zufallsgrößen $Y \sim \mathrm{Ln}(\mu;\sigma)$ mit einem Untergrund C auf, der im Vergleich zu Y nur geringe Schwankungen aufweist. Die reale Messgröße ist dann $Z = Y + C$. Wird für C vereinfachend ein kostanter Wert c angenommen, so kann dessen Verteilungsdichte durch die DIRAC'sche Deltafunktion nach Gleichung (5.32) angenähert werden. Mit der Verteilungsdichte nach Gleichung (5.27) für den lognormal verteilten Anteil Y folgt daraus Gleichung (5.33).

$$f_c(t) = \delta(t-c) \tag{5.32}$$

$$f_{Y+C}(z) = \int_0^{\infty} f_{\mathrm{Ln}(\mu;\sigma)}(z-t) \cdot \delta(t-c)dt = \frac{1}{(z-c)\cdot\sigma\cdot 2\pi} \cdot e^{-\frac{[\ln(z-c)-\mu]^2}{2\sigma^2}} \tag{5.33}$$

Bei einer Zufallsgröße $Z = C + Y \sim c + \mathrm{Ln}(\mu;\sigma)$ mit einer Verteilungsdichte der Form von Gleichung (5.33) spricht man von einer „Drei-Parameter-Lognormalverteilung" bzw. von einer „Lognormalverteilung, die durch einen konstanten Untergrund gestört ist".

Deshalb ist es notwendig, vor der Schätzung der Parameter μ und σ zunächst einen in den Messwerten der Stichprobe enthaltenen Untergrund zu separieren, weil sonst die Annahme, dass die Logarithmen der Messwerte Realisierungen einer normal verteilten Größe sind, nicht zutrifft. In diesem Fall ist zwar $X = \ln(Y)$ normal verteilt, nicht jedoch $\ln(Z) = \ln(c + Y)$.

Wenn der Untergrundwert c einen relativ hohen Beitrag zu den Messwerten einer Stichprobe bildet, so ist dies im Quantil-Quantil-Plot (Q-Q-Plot) der logarithmierten und nach der Größe geordneten Messwerte $z_{<i>}$ über den Quantilen k_{Pi} der Standardnormalverteilung zu den Wahrscheinlichkeiten P_i nach Gleichung (5.21) leicht sichtbar. Abbildung 10 zeigt beispielhaft den Q-Q-Plot einer zufälligen Stichprobe vom Umfang n = 1.000 aus einer Lognormalverteilung $Y \sim \mathrm{Ln}(\mu;\sigma)$ (μ = 100;σ = 2,0) mit den folgenden nach der Größe geordneten Werten $y_{<i>}$ und den Q-Q-Plot für die mit einem Untergrund von c = 10,…,90 gestörten Messwerte $z_{<i>} = c + y_{<i>}$.

Die in Abbildung 10 dargestellte ungestörte Stichprobe von Y (c = 0) zeigt eine starke lineare Relation zwischen den Logarithmen $\ln(y_{<i>})$ der geordneten Stichprobenwerte und den Perzentilen k_{Pi}, wie der hohe Wert des Bestimmtheitsmaßes R^2 zu erkennen gibt. Für die mit c

= 10,…,90 gestörten Stichproben von $Z = c + Y$ zeigt der Q-Q-Plot dagegen eine zunehmend deutlicher werdende Krümmung; die Kurve hängt im Bereich der kleinen Daten über dem Logarithmus ln(c) des Untergrundwertes. Für starke Störungen von Lognormalverteilungen durch einen konstanten Untergrund ist dies ein charakteristisches Merkmal.

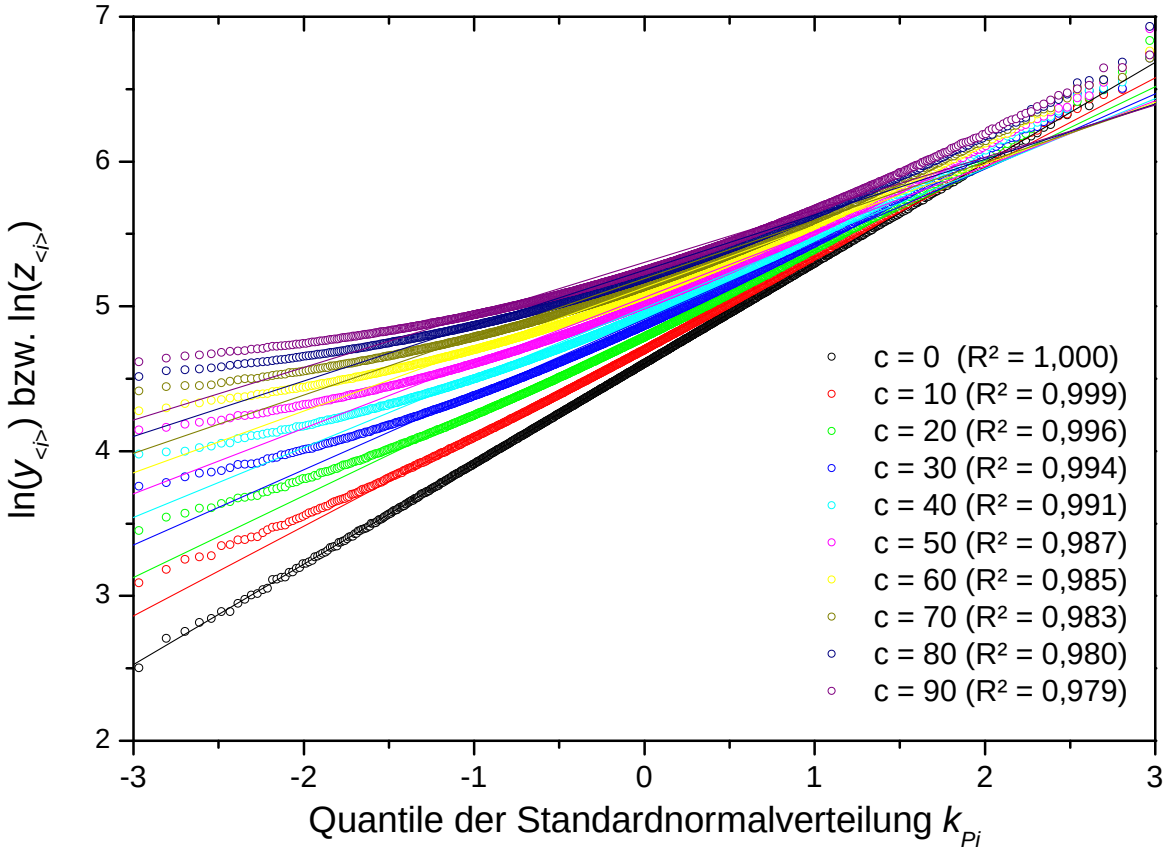

Abbildung 10. Q-Q-Plot für die ungestörte Stichprobe (c = 0) aus einer Lognormalverteilung und für die durch einen konstanten Untergrund von c = 10,…,90 gestörte Probe $z_{<i>} = c + y_{<i>}$ (n = 1000).

5.1.2.4 Schätzung des Untergrundes *c* für eine gestörte Lognormalverteilung

Zur Schätzung des konstanten Untergrundwertes c einer gestörten Lognormalverteilung aus den Messwerten z_i (i = 1 bis n) der Stichprobe kommen verschiedene, im Wesentlichen gleichwertige Methoden in Betracht. Nach [SSK04] sind besonders die Maximierung des Bestimmtheitsmaßes R^2 im Q-Q-Plot und die Suche der Nullstelle der Schiefe $S(c)$ geeignet.

Für die Stichprobe $x_i(c)$ nach Gleichung (5.34) wird dabei $z_{<i>}$ als der i-te nach der Größe geordnete Wert von $\{z\}_n$ bezeichnet. Die Parameter der Lognormalverteilung μ_n und σ_n ergeben sich damit aus Geichung (5.35) und (5.36).

$$x_i(c) = \ln(z_i - c) \quad \text{mit} \quad c < z_{<1>} \tag{5.34}$$

$$\mu_n = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n} x_i(c) \tag{5.35}$$

$$\sigma_n = \sqrt{\frac{1}{n-1} \cdot \sum_{i=1}^{n} \left(x_i(c) - \mu_n(c) \right)^2} \tag{5.36}$$

Die erste Methode erfordert die Ermittlung des Wertes c_R, für den das **Bestimmtheitsmaß** nach Gleichung (5.37) im Bereich $c < z_{<1>}$ ein Maximum erreicht; k_{Pi} ist dabei das $P \cdot 100$ %-Quantil der Standardnormalverteilung. In Gleichung (5.37) können dafür die durch Gleichung (5.21) definierten Wahrscheinlichkeiten P_i verwendet werden.

$$R^2(c) = \frac{\left(\sum_{i=1}^{n} x_{<i>}(c) \cdot k_{P_i} \right)^2}{(n-1) \cdot \sigma_n^2(c) \cdot \sum_{i=1}^{n} k_{P_i}^2} \tag{5.37}$$

Die zweite Methode erfordert die Ermittlung der Nullstelle c_S der standardisierten **Schiefe** $S(c)$ der Verteilung nach Gleichung (5.38) im Bereich $c < z_{<1>}$.

$$S(c) = \frac{n}{(n-1) \cdot (n-2)} \cdot \sum_{i=1}^{n} \left(\frac{x_i(c) - \mu_n(c)}{\sigma_n(c)} \right)^3 \tag{5.38}$$

Die für eine Stichprobe $\{z\}_n$ resultierenden Werte c_R und c_S können geringfügig voneinander abweichen. Im Sinne eines besten Schätzwertes für den konstanten Untergrund c kann mit dem Mittelwert nach Gleichung (5.39) gerechnet werden.

$$c \cong \frac{1}{2} \cdot \left(c_R + c_S \right) \tag{5.39}$$

5.1.3 Entscheidungskriterien für die Beurteilung von Gewässersedimenten

Da für die in diesem Kapitel durchgeführte Bewertung von Radionuklidgehalten in Sedimenten teilweise nur Einzelmesswerte zur Verfügung standen und eine statistische Bewertung damit nicht möglich war, mussten zuvor Bewertungskriterien für signifikante Veränderungen festgelegt werden. Die Bewertung der Messwerte in Kapitel 5.2.2 und 5.3.3 wurde nach den folgenden Kriterien durchgeführt:

- Ist eine Veränderung der Messwerte der spezifischen Aktivität von ^{238}U, ^{226}Ra oder ^{210}Pb um einen Faktor > 2,0 im Vergleich zu früheren Untersuchungen zu beobachten, so kann diese zunächst als signifikant angesehen werden.
- Proben, die diesem Kriterium entsprechen, sind im Einzelfall, z.B. auf eventuell auftretende Korngrößeneffekte, zu überprüfen.

Die Kriterien wurden aufgrund der Annahme festgelegt, dass bereits die Radionuklidgehalte von bergbaulich unbeeinflussten Proben Streuungen mit einer geometrischen Standardabweichung von 1,5–1,9 aufweisen (vgl. Kapitel 5.2.1 und 5.3.1.2) und Korngrößeneffekte (vgl. Kapitel 5.1.4) ebenfalls Veränderungen um einen Faktor von 1,7 bis 3,6 bewirken können.

5.1.4 Korngrößeneffekte

Fremdstoffe werden in den inhomogen zusammengesetzten Schwebstoffen und Sedimenten in unterschiedlichem Ausmaß adsorbiert bzw. gebunden. Allgemein gilt die Regel, dass die

Adsorptions- bzw. Bindungskapazität mit abnehmender Korngröße ansteigt. Zur Erreichung vergleichbarer Ergebnisse muss man daher bestimmte, nicht zu große Korngrößenfraktionen definieren, in denen die Analysen dann durchzuführen sind. Die Bestimmung von Schwermetallen und Arsen in Schwebstoffen und Sedimenten erfolgt im Allgemeinen in der Fraktion < 20 µm.

Für gammaspektrometrische Radioaktivitätsmessungen an Sedimenten reicht das Volumen dieser Fraktion meist nicht aus. Man benutzt daher für derartige Messungen übereinkommensgemäß die Fraktion < 2 mm, d.h. mehr oder weniger die vom Skelettanteil (Steine, Wurzeln) befreite Gesamtfraktion, und nimmt damit die Abhängigkeit der Messwerte von der Korngrößenzusammensetzung in Kauf.

Im vorliegenden Fall führt dies dazu, dass in Sedimenten mit hohem Feinkornanteil natürliche Radionuklide wie Uran angereichert erscheinen, da die erhöhte Bindungskapazität des feinkörnigen Materials zum Tragen kommt. Bei früheren Untersuchungen an Sedimenten der Zwickauer Mulde führte dies, wie im Rahmen des Projektes „Sedimente und Auenböden“ [GRS96] belegt wurde, zu einer vermeintlichen ^{238}U- bzw. ^{226}Ra-Anreicherung um einen Faktor 3,6 bzw. 1,7, bezogen auf den Medianwert, wenn man die Fraktionen „steinig-sandig“ (2000 µm – 63 µm) und „schluffig-schlammig“ (< 63 µm) miteinander vergleicht. Die so erzielten Anreicherungen müssen deshalb bei der Beurteilung von veränderten Aktivitätskonzentrationen in Sedimenten berücksichtigt werden.

5.1.5 Bewertungskriterien für bergbauliche Altlasten

Nach der Wiedervereinigung Deutschlands hat die Strahlenschutzkommission (SSK) Kriterien zur Nutzung von Verdachtsflächen in den Gebieten des ehemaligen Uranerzbergbaus entwickelt [SSK91a] [SSK91b] [SSK91c] [SSK92a] [SSK92b] [SSK92c]. Dabei wurden auf Grundlage des Dosisrichtwertes von 1 mSv a^{-1} die in Tabelle 25 aufgeführten Vorgehensweisen empfohlen, welche sich zunächst nur an den ^{226}Ra-Aktivitätskonzentrationen im Oberboden orientieren.

Tabelle 25. Empfehlung der SSK zur Folgenutzung von durch den Uranbergbau kontaminierten Flächen, entnommen aus [SSK91b].

< 200 Bq ^{226}Ra kg^{-1}	uneingeschränkte Nutzung
> 200 Bq ^{226}Ra kg^{-1}	eingeschränkte Nutzung, z.B. landwirtschaftliche Grünflächen, Forstwirtschaft, gewerbliche Nutzung (falls ODL < 300 nSv h^{-1})
> 1.000 Bq ^{226}Ra kg^{-1}	standortspezifische Untersuchungen erforderlich

Nach den Empfehlungen der SSK entwickelten Biesold et al. das in Abbildung 11 gezeigte Vorgehensschema zur Bewertung der Altlasten des historischen und Uranbergbaus in den neuen Bundesländern, nach dem über die zukünftige Nutzung und eventuell erforderliche standortspezifische Untersuchungen und Sanierungsbedarf entschieden werden kann [Bie96]. Diese Kriterien werden in den folgenden Kapiteln unter anderem zur Bewertung von Böden und Hochflutsedimenten aus bergbaulich beeinflussten Gebieten herangezogen.

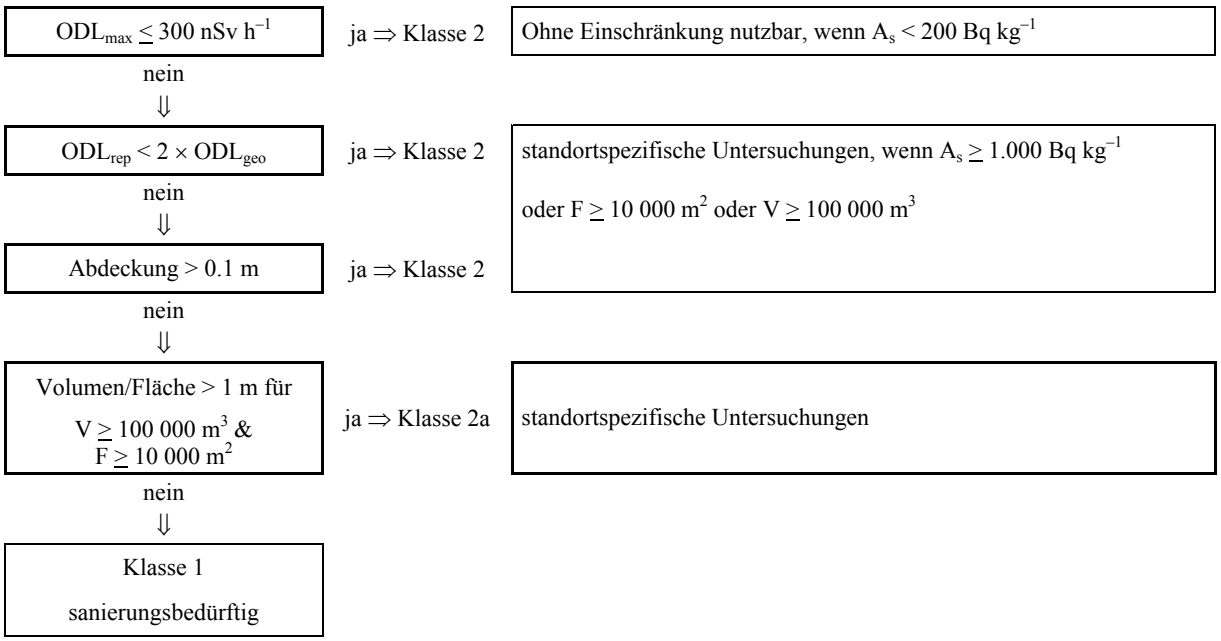

Abbildung 11. Schema zur Klassifizierung von bergbaulichen Altlasten nach Biesold et al., entnommen aus [Bie96].

5.2 Freiberger, Zwickauer und Vereinigte Mulde

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse des Teilprojektes 3.9: „Ermittlung des Schadstoffpotentials in Elbe und Mulde – Verlagerung natürlicher Radionuklide“ [Knö04] diskutiert. Die Untersuchungen wurden in den Jahren 2003–2004 im Rahmen des Ad-hoc-Verbundprojektes „Schadstoffuntersuchungen nach dem Hochwasser vom August 2002 - Ermittlung der Gefährdungspotentiale an Elbe und Mulde“ (Flutfolgenprojekt) [Gel04] durchgeführt und waren auf die Untersuchung von mobilen Gewässersedimenten fokussiert.

Zusätzlich wird näher auf die Ergebnisse des Teilprojektes 3.1: „Schadstoffe und Radionuklide in urbanen Räumen des Elbe- und Muldeeinzugsgebietes“ [Pop04] eingegangen, welches sich mit Kontaminationen der Hochflutsedimente beschäftigte.

Die Messdaten werden anschließend anhand von Literaturdaten zur früheren Situation (1990-1995) in den Untersuchungsgebieten interpretiert. Dazu standen im Wesentlichen die Ergebnisse des vorhergegangenen Projektes „Die Schwermetallsituation im Muldesystem“ [Beu99] sowie die im Rahmen der Untersuchungen zum Altlastenkataster durchgeführte Sonderuntersuchung zur „Radionuklidbelastung von Sedimenten und Auenböden“ [GRS96] zur Verfügung.

5.2.1 Geogener Hintergrund

Aus den bekannten Konzentrationen natürlicher Radionuklide in verschiedenen Gesteinstypen einer Region und deren Variationen lassen sich im Allgemeinen keine Hintergrundwerte für Sedimente und Böden ableiten. Bei der Bildung von Sedimenten spielen Prozesse eine Rolle, die sowohl zur Anreicherungen als auch zu Verlusten von Radionuklide und vor allem zu Verschiebungen in den natürlich vorhandenen Aktivitätsverhältnissen führen kann. Diese Prozesse lassen sich weder durch die Kenntnis der geologischen Bedingungen noch durch die der Gehalte von natürlichen Radionukliden in Gesteinen quantifizieren. Für Auenböden gelten ähnliche Bedingungen, da deren Genese durch die Ablagerung von Hochflutsedimenten bestimmt wird.

Im Rahmen des Projektes „Radionuklidbelastung von Sedimenten und Auenböden“ [GRS96] wurden daher auch Sedimente und Auenböden aus uranbergbaulich unbeeinflussten Gebieten untersucht. Zur Angabe von statistischen Parametern für den geogenen Hintergrund in Sedimenten wurden zu Vergleichszwecken die Analysenergebnisse für die Regionen Mittleres Erzgebirge, Muldesystem und Weiße Elster zusammengefasst. Die folgenden Gebiete mit wesentlichem Einfluß des Kristallins und Uranbergbaubeeinflussung wurden dabei eliminiert: Weiße Elster unterhalb des Zuflusses der Göltsch, Göltsch unterhalb Plohnbach, Pleiße unterhalb des Zuflusses der Sprotte, Zwickauer Mulde, Schlema, Kleine Pyra, Oberrothenbacher Bach und Schwarzwasser. Zur Ermittlung der statistischen Parameter für geogene Auenböden wurden ebenfalls die Messergebnisse aus [GRS96] für die kleineren Flußauen des Erzgebirges und Vogtlandes ohne Bergbaueinfluss zusammengefasst. Eine Zusammenstellung der statistischen Parameter für geogene Sedimente und Auenböden befindet sich in Tabelle 26 bzw. Tabelle 27.

Die Sedimente der Freiberger Mulde sind grundsätzlich unbeeinflusst von den Hinterlassenschaften des Uranbergbaus und können deshalb als repräsentativ für die Hintergrundwerte des Muldesystem angesehen werden. Eine statistische Übersicht der Messergebnisse [Knö04] für die Leitnuklide ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb und ^{228}Th sowie für die dazugehörigen Literaturwerte [Beu99] gibt Tabelle 28 bzw. Tabelle 29.

Tabelle 26. Messdaten zur spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide in uranbergbaulich unbeeinflussten Sedimenten des Erzgebirges und Vogtlandes, Aktivitäten in Bq kg^{-1}, Daten entnommen aus [GRS96].

Parameter	U-238	Ra-226	Pb-210	Ra-228
n	258	258	258	258
arithm. Mittel	58 ± 30	60 ± 35	43 ± 20	43 ± 16
geom. Mittel[a]	$50 \times 1{,}8^{\pm 1}$	$50 \times 1{,}9^{\pm 1}$	$38 \times 1{,}6^{\pm 1}$	$38 \times 1{,}7^{\pm 1}$
EW[b]	59	61	42	44
Minimum	1	9	7	5
Median	50	50	38	38
80 %-Quantil	85	85	61	55
90 %-Quantil	101	112	75	66
95 %-Quantil	132	140	85	89
Maximum	234	250	182	234

[a] geometrischer Mittelwert und Standardabweichung, berechnet aus den angegebenen Quantilen.
[b] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.

Tabelle 27. Messdaten zur spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide in uranbergbaulich unbeeinflussten Auenböden des Erzgebirges und Vogtlandes, Aktivitäten in Bq kg^{-1}, Daten entnommen aus [GRS96].

Parameter	U-238	Ra-226	Pb-210	Ra-228
n	60	60	60	60
arithm. Mittel	81 ± 31	80 ± 29	52 ± 18	61 ± 22
geom. Mittel[a]	$70 \times 1{,}5^{\pm 1}$	$75 \times 1{,}5^{\pm 1}$	$51 \times 1{,}4^{\pm 1}$	$57 \times 1{,}5^{\pm 1}$
EW[b]	76	81	54	62
Minimum	40	42	23	38
Median	70	75	51	57
80 %-Quantil	110	99	67	70
90 %-Quantil	131	131	74	81
95 %-Quantil	140	140	90	109
Maximum	160	150	94	145

[a] geometrischer Mittelwert und Standardabweichung, berechnet aus den angegebenen Quantilen.
[b] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.

5.2.2 Radionuklidkonzentrationen in Gewässersedimenten

Die hydrologische Einteilung des Muldesystems in Freiberger-, Zwickauer- und Vereinigte Mulde spiegelt sich auch im Radionuklidgehalt der Sedimente wieder, da die einzelnen Flussteile in der Vergangenheit unterschiedlichen Beeinflussungen durch den Uranbergbau ausgesetzt waren. Im Rahmen des Flutfolgenprojektes [Ett01] wurden daher an Hauptprobenahmepunkten des vorausgegangenen Projektes „Schwermetallsituation im Muldesystem“ [Beu99] erneut Sedimentproben entnommen und auf ihre Radionuklidgehalte analysiert. Eine Kartendarstellung der Probenahmestellen im Muldesystem befindet sich in Abbildung 12.

Die in den Sedimenten des Muldesystems gemessenen spezifischen Aktivitäten von ^{238}U bzw. ^{226}Ra sind in Abbildung 13 bzw. Abbildung 14 in Abhängigkeit ihrer Reihenfolge im Gewässerverlauf dargestellt. Eine Übersicht der Aktivitätsverhältnisse A($^{226}Ra/^{228}Th$) als Indikator für die bergbauliche Beeinflussung der Sedimente im Muldesystem gibt Abbildung 15.

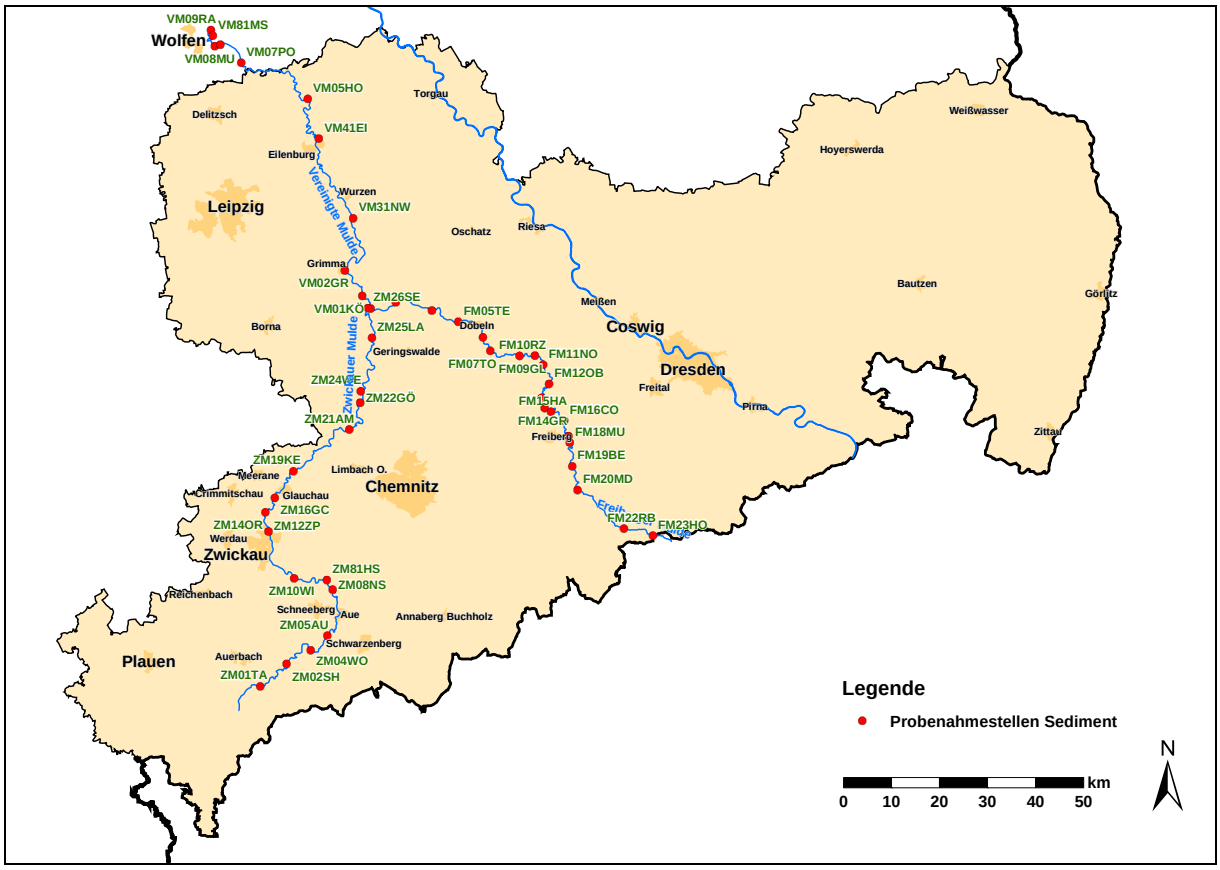

Abbildung 12. Geographische Lage der Probenahmestellen für Sedimente an der Freiberger-, Zwickauer und Vereinigten Mulde im Bundesland Sachsen.

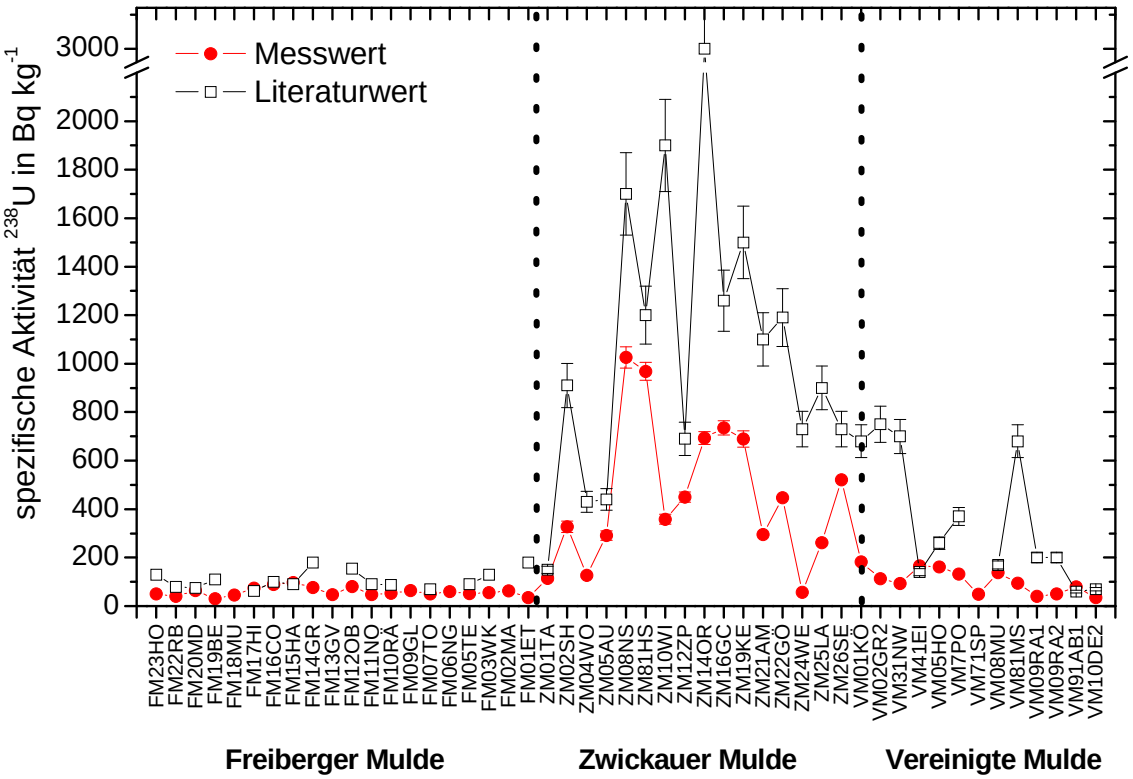

Abbildung 13. Messwerte und Literaturwerte aus [Beu99] zu den spezifischen Aktivitäten von ^{238}U in den Gewässersedimenten des Muldesystems nach Flusskilometern.

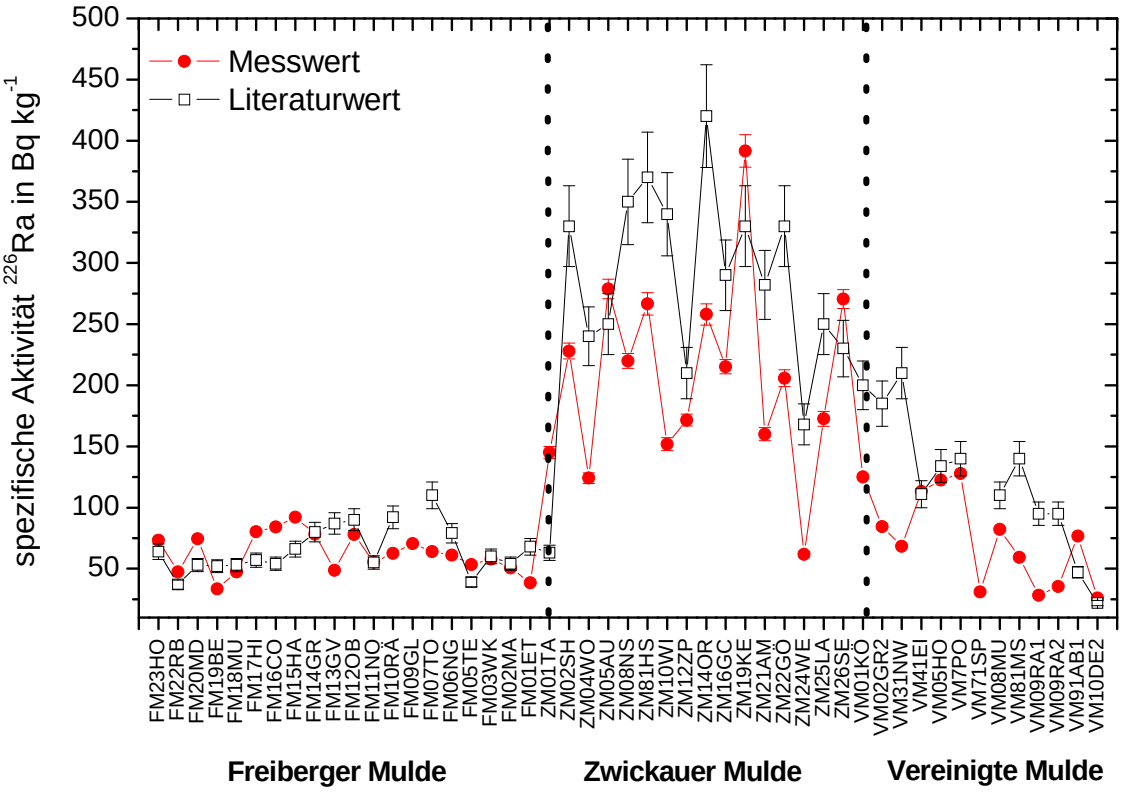

Abbildung 14. Messwerte und Literaturwerte [Beu99] der spezifischen Aktivitäten von ^{226}Ra in den Gewässersedimenten des Muldesystems nach Flusskilometern.

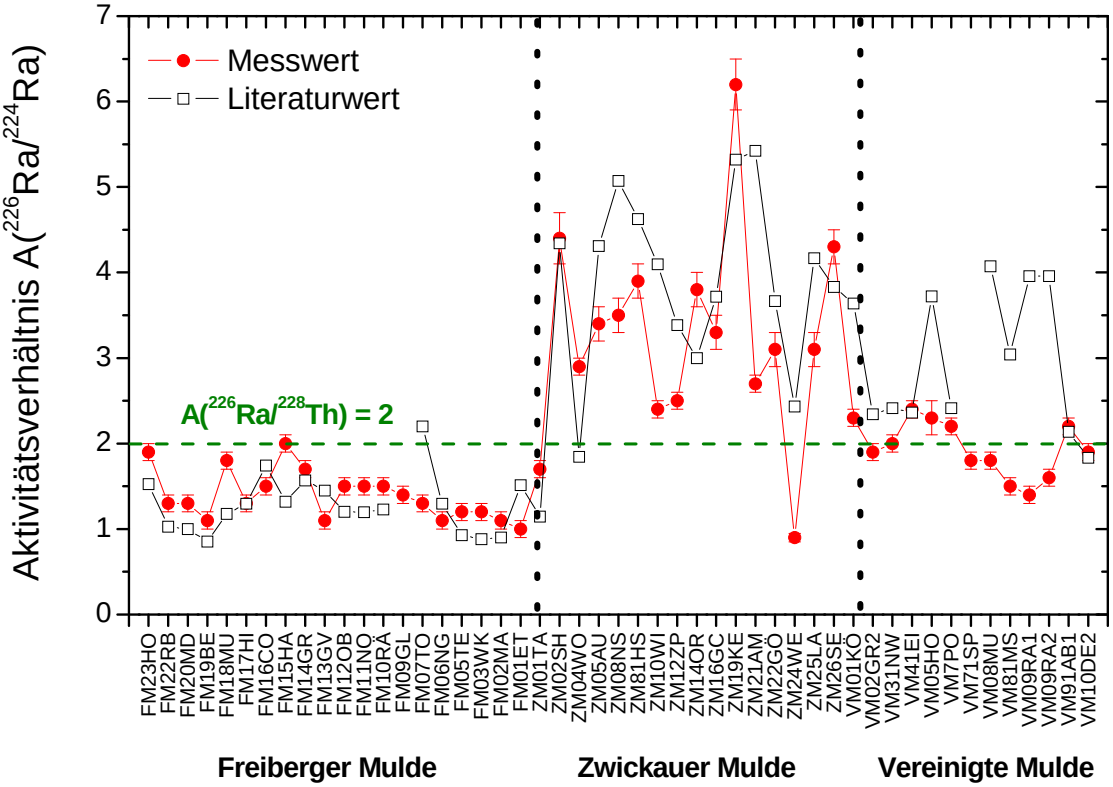

Abbildung 15. Messwerte und Literaturwerte [Beu99] der Aktivitätsverhältnisse von A(^{226}Ra/^{228}Th) in den Gewässersedimenten des Muldesystems nach Flusskilometern.

Bei den parallel zum Altlastenkataster (1994–1995) durchgeführten Untersuchungen für das Projekt „Radionuklidbelastung von Sedimenten und Auenböden“ [GRS96] wurden ebenfalls Sedimentproben im Muldesystem entnommen und auf ihren Gehalt an natürlichen Radionukliden analysiert. Insgesamt wurden dabei aus der Zwickauer- und Vereinigten Mulde 115 Proben entnommen, die aus 62 Proben von aktiven Sedimenten, 42 Proben von Sedimentkörpern vor Wehren und 11 Proben von Totarmen bestanden. Die so gewonnen Daten sind nur durch Anwendung einer gemeinsamen Flusskilometer-Skala mit den Untersuchungen zum Projekt „Schwermetallsituation im Muldesystem“ [Beu96] vergleichbar Zur Datenanalyse wurde deshalb die Zwickauer- und Vereinigte Mulde vom Abfluss der Talsperre Muldenberg (Schöneck/ Vogtland) ab in Segmente von 0,1 km unterteilt; dem Ursprung wurde dabei willkürlich der Flusskilometer 0 zugeordnet. Den Probenahmepunkten der Sedimente wurde anschließend der Flusskilometer des jeweils räumlich nächsten Flusssegmentes zugewiesen. Die untenstehende Abbildung 16 bzw. Abbildung 17 zeigt eine Übersicht der in den Sedimenten gemessenen spezifischen Aktivitäten von ^{238}U bzw. ^{226}Ra in Abhängigkeit vom laufenden Flusskilometer.

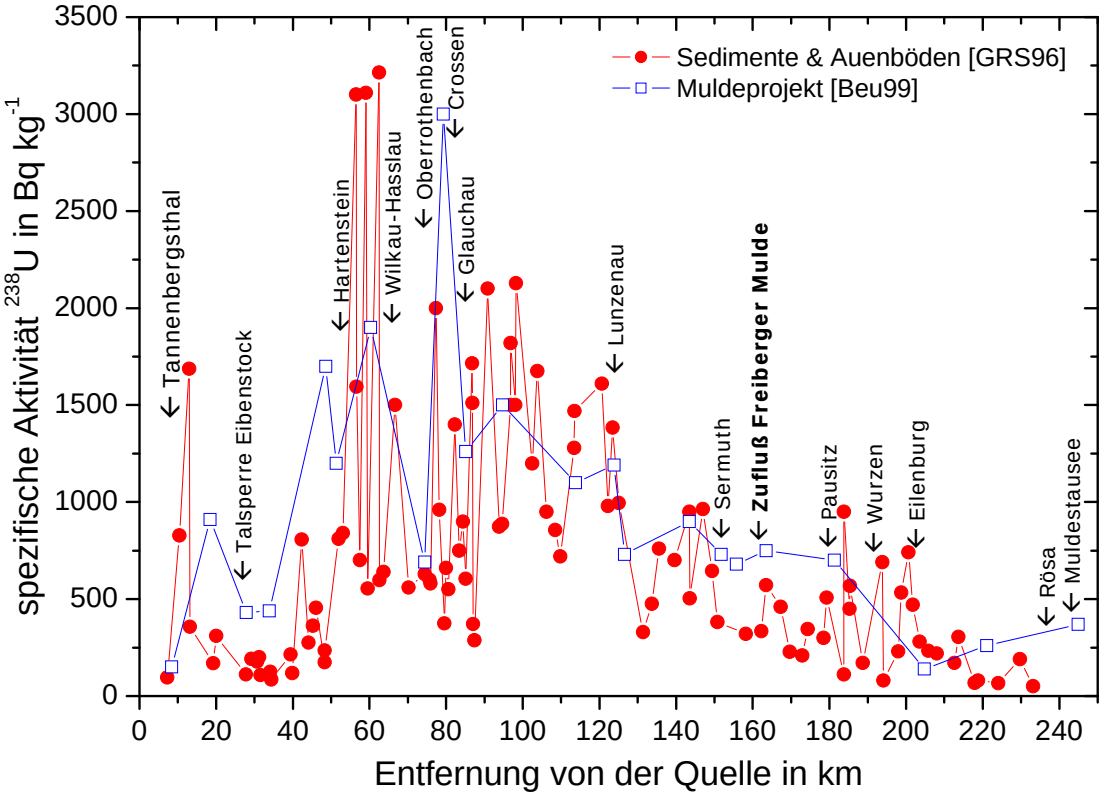

Abbildung 16. Vergleich verschiedener Literaturwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{238}U in den Gewässersedimenten des Muldesystems, geordnet nach Flusskilometern, Daten entnommen aus [GRS96], [Beu99].

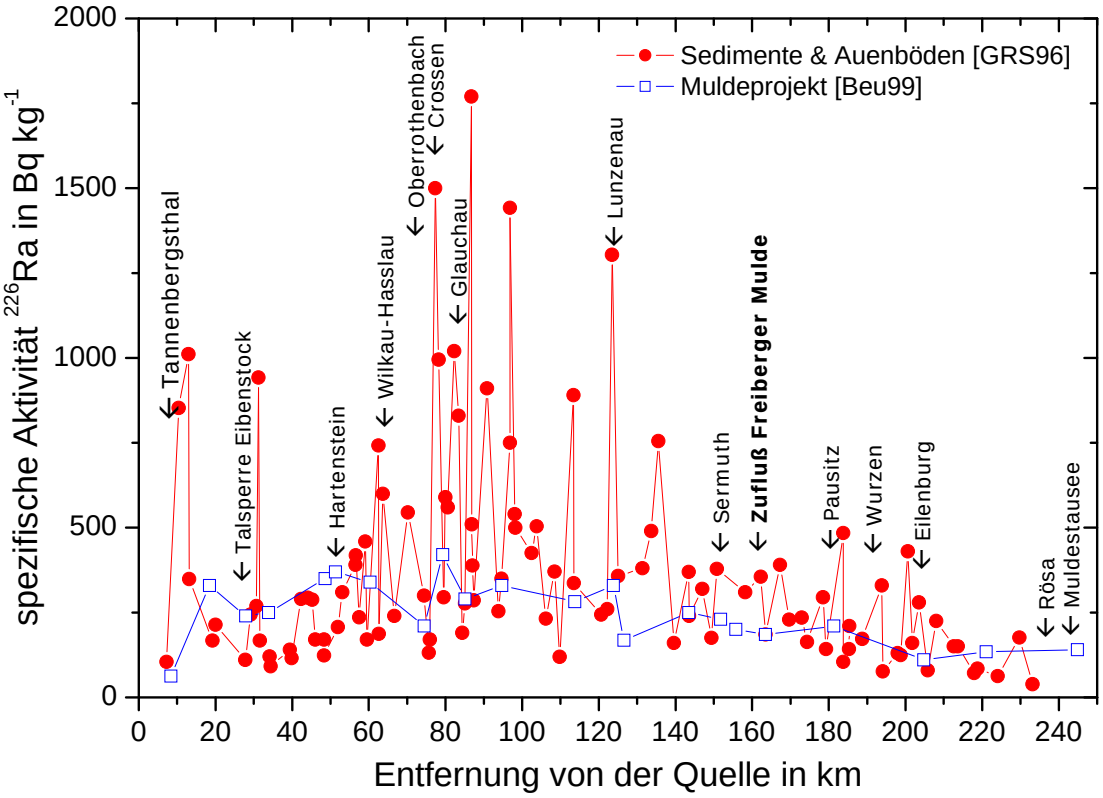

Abbildung 17. Vergleich verschiedener Literaturwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{226}Ra in Gewässersedimenten des Muldesystems, geordnet nach Flusskilometern, Daten entnommen aus [GRS96], [Beu99].

Obwohl die hier untersuchten Probenahmestellen und verschiedenen Sedimenttypen nicht direkt mit denen des Projektes „Schwermetallsitution im Muldesystem“ vergleichbar sind, lassen sich bei den Messwerten doch ähnliche Tendenzen erkennen. Ein erstes Maximum der spezifischen Aktivitäten von ^{238}U und ^{226}Ra liegt bei beiden Untersuchungen unterhalb des Zuflusses der Kleinen Pyra, welche das Bergbaugebiet Schneckenstein entwässert (Tannenbergsthal). Bei den Messwerten aus [GRS96] ist dieser Peak aber mindestens doppelt so stark ausgebildet, möglicherweise durch die räumliche Nähe zum Zufluss der Kleinen Pyra. Unterhalb der Einleitungen des Bergbaugebietes Schlema-Alberoda treten bei den Untersuchungen von [GRS96] die höchsten gemessenen Werte mit A(^{238}U) > 3.000 Bq kg^{-1} auf, ohne dass äquivalente ^{226}Ra-Konzentrationen vorhanden sind. Die Untersuchungen von [Beu99] zeigen die gleiche Tendenz, allerdings mit weit geringeren Absolutwerten für ^{238}U. Stark erhöhte Messwerte für ^{238}U und ^{226}Ra treten bei beiden Untersuchungen direkt unterhalb der bergbaulichen Anlagen bei Zwickau-Oberrothenbach (Crossen) auf. Unterhalb von Glauchau ist in beiden Untersuchungen eine kontinuierliche Verringerung der Gehalte an ^{238}U und ^{226}Ra zu beobachten, die bei den Messwerten aus [GRS96] wegen der zusätzlichen Beprobung von Sedimentlagern (Totarme, Wehre) weniger gleichmäßig stattfindet. Abstromig des Zuflusses der Freiberger Mulde treten erhöhte Werte der natürlichen Radionuklide nur noch sporadisch auf und lassen sich bis zur Mündung in die Elbe verfolgen. Die in Abbildung 18 dargestellte Entwicklung des Aktivitätsverhältnisses A(^{226}Ra/^{228}Ra) zeigt anschaulich den Einfluss der verschiedenen Einleiter und die anschließende Verdünnung im Verlauf der Vereinigten Mulde.

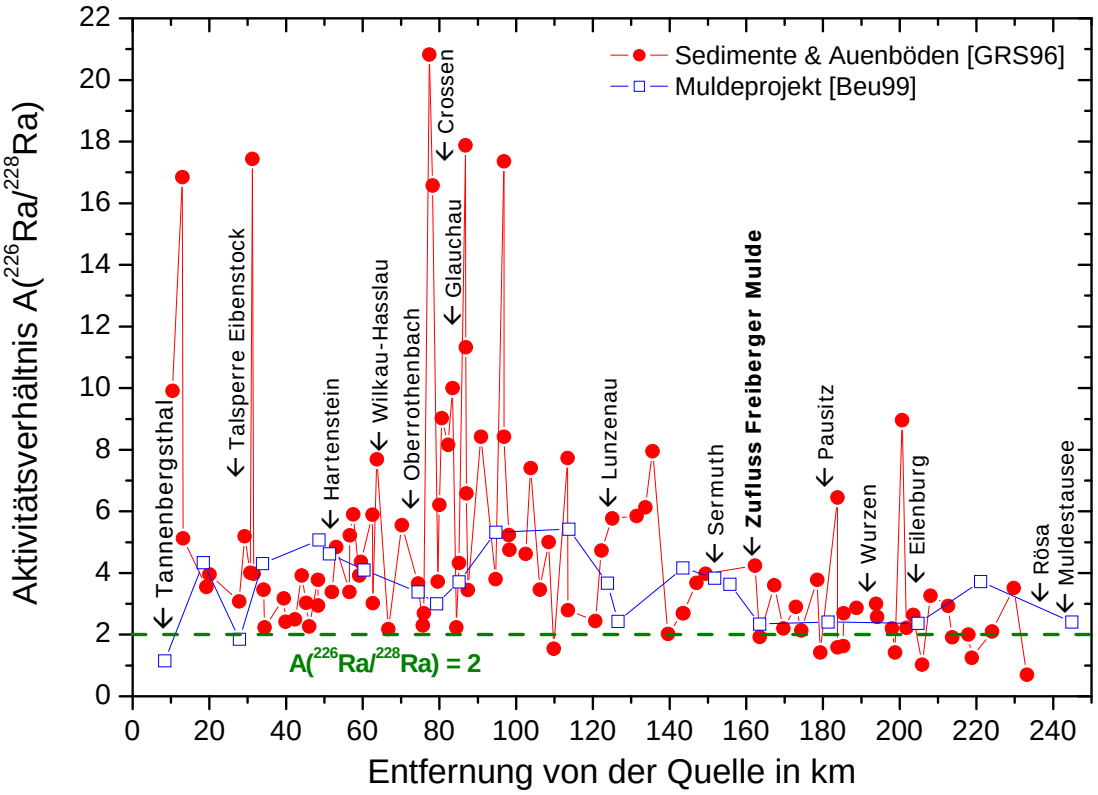

Abbildung 18. Vergleich verschiedener Literaturwerte des Aktivitätsverhältnisses A(^{226}Ra/^{228}Ra) in Gewässersedimenten des Muldesystems, geordnet nach Flusskilometern, Daten entnommen aus [GRS96], [Beu99].

5.2.2.1 Freiberger Mulde

Die Freiberger Mulde wurde an insgesamt 20 Punkten beprobt und weist, wie bereits in Kapitel 5.2.1 diskutiert, generell niedrige Radionuklidgehalte im Bereich des geogenen Niveaus auf. Die Einzelmesswerte unterscheiden sich aber deutlich voneinander. Eine statistische Übersicht der Messergebnisse für die Leitnuklide ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb und ^{228}Th sowie für die dazugehörigen Literaturwerte [Beu99] gibt Tabelle 28 bzw. Tabelle 29. Einzelmesswerte können dem Abschlussbericht zum Flutfolgenprojekt [Knö04] entnommen werden.

Tabelle 28. Messdaten zur spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide in Gewässersedimenten der Freiberger Mulde, Aktivitäten in Bq kg^{-1}.

Parameter	U-238	Ra-226	Pb-210	Th-228
n	20	20	20	20
arithm. Mittel	66,6 ± 23,0	62,6 ± 16,0	65,5 ± 21,3	45,5 ± 9,5
geom. Mittel	63,1 × 1,4$^{\pm1}$	60,5 × 1,3$^{\pm1}$	62,2 × 1,4$^{\pm1}$	44,5 × 1,3$^{\pm1}$
EW[a]	66,8	62,7	65,7	45,6
Minimum	39,9	33,6	34,4	26,2
25 %-Quantil	44,8	48,7	48,5	36,7
Median	60,5	61,8	61,2	46,2
75 %-Quantil	77,5	74,4	78,5	51,5
Maximum	113,8	92,2	107,3	62,6

[a] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.

Tabelle 29. Literaturdaten zur spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide in Gewässersedimenten der Freiberger Mulde, entnommen aus [Beu99], Aktivitäten in Bq kg^{-1}.

Parameter	U-238	Ra-226	Pb-210	Th-228
n	15	19	7	20
arithm. Mittel	108,6 ± 38,1	65,8 ± 19,2	87,9 ± 19,4	53,1 ± 12,4
geom. Mittel	$103{,}0 \times 1{,}4^{\pm 1}$	$63{,}3 \times 1{,}3^{\pm 1}$	$86{,}1 \times 1{,}2^{\pm 1}$	$51{,}7 \times 1{,}3^{\pm 1}$
EW[a]	108,8	65,9	88,2	53,2
Minimum	62,0	37,0	60,0	31,0
25 %-Quantil	80,0	53,0	76,0	44,0
Median	90,0	60,0	86,0	51,0
75 %-Quantil	130,0	80,0	98,0	61,0
Maximum	180,0	110,0	123,0	75,0

[a] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.

Nach dem Shaprio-Wilk-Test in Origin® [Ori02] kann für alle drei Nuklide die Annahme einer logarithmischen Normalverteilung nicht abgelehnt werden. Der arithmetische und geometrische Mittelwert sowie der Median sind für alle Nuklide praktisch identisch. Das Aktivitätsverhältniss A(^{226}Ra/^{228}Th) beträgt durchschnittlich 1,4 ± 0,3 und zeigt damit erwartungsgemäß keine signifikante Beeinflussung der Freiberger Mulde durch den Uranbergbau. Auffälligkeiten einzelner Punkte im Vergleich zu früheren Untersuchungen [Beu99] sind nicht zu erkennen, so dass hier auf Einzelpunkte nicht näher eingegangen wird.

Bei den Messwerten der spezifischen Aktivitäten von ^{226}Ra ergaben sich keine statistisch signifikanten Abweichungen gegenüber früheren Untersuchungen (t-Test, α = 0,95). Der Erwartungswert für ^{238}U liegt aber heute im Vergleich zu früheren Untersuchungen um einen Faktor 1,6 niedriger. Eine Ursache dieser Verringerung konnte mit den vorhandenen Daten nicht ermittelt werden.

5.2.2.2 Zwickauer Mulde

An der Zwickauer Mulde wurden insgesamt 17 Punkte zwischen Tannenbergsthal und Sermuth beprobt. Erwartungsgemäß wurden für die natürlichen Radionuklide generell erhöhte Werte der spezifischen Aktivität gemessen. Das Aktivitätsverhältnis von A(^{226}Ra/^{228}Th) verdeutlicht mit Werten >> 2,0 unterhalb von Tannenbergsthal, dass der gesamte Flussverlauf stark vom Uranbergbau beeinflusst ist. Eine statistische Übersicht der Messergebnisse für die Leitnuklide ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb und ^{228}Th sowie für die dazugehörigen Literaturwerte [Beu99] aus früheren Untersuchungen gibt Tabelle 30 bzw. Tabelle 32. Einzelmesswerte können dem Abschlussbericht zum Flutfolgenprojekt [Knö04] entnommen werden.

Nach dem Shapiro-Wilk-Test in Origin® [Ori02] kann für alle natürlichen Radionuklide die Annahme einer logarithmischen Normalverteilung nicht abgelehnt werden. Arithmetisches und geometrisches Mittel sowie Median unterscheiden sich deutlich. Der Unterschied zwischen Median und geometrischem Mittelwert zeigt, dass es sich tatsächlich aber um keine reine logarithmische Normalverteilung handelt, da Punkte mit hohen Nuklidkonzentrationen überrepräsentiert sind. Die Messwerte für ^{238}U zeigen eine signifikante Verringerung der spezifischen Aktivität (Faktor 2,2) gegenüber früheren Untersuchungen, bezogen auf den Erwartungswert. Die 1995 bei Oberrothenbach (ZM14OR, 3.000 Bq kg^{-1}) und Niederschlema (ZM08NS, 1.700 Bq kg^{-1}) gemessenen Maximalwerte für ^{238}U werden heute nicht mehr erreicht. Die Messwerte für ^{226}Ra und ^{210}Pb liegen ebenfalls, bezogen auf den Erwartungs-

wert, um einen Faktor 1,4 niedriger. In der Bilanz über alle Proben wurden in den Sedimenten heute 44 % ^{238}U bzw. 74 % ^{226}Ra der Aktivitäten früherer Messungen ermittelt.

Tabelle 30. Messdaten zur spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide in Gewässersedimenten der Zwickauer Mulde, Aktivitäten in Bq kg^{-1}.

Parameter	U-238	Ra-226	Pb-210	Th-228
n	16	16	15	16
arithm. Mittel	497,6 ± 310,4	206,9 ± 76,9	180,9 ± 65,1	64,4 ± 9,9
geom. Mittel	399,6 × 2,1$^{\pm1}$	192,1 × 1,5$^{\pm1}$	169,3 × 1,5$^{\pm1}$	63,7 × 1,2$^{\pm1}$
EW[a]	523,6	210,0	183,0	64,5
Minimum	103,9	61,7	64,6	43,4
25 %-Quantil	293,4	151,8	124,6	59,9
Median	414,8	210,0	184,5	64,2
75 %-Quantil	735,2	251,8	217,7	67,3
Maximum	1.088,4	391,6	337,3	84,2

[a] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.

Tabelle 31. Literaturdaten zur spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide in Gewässersedimenten der Zwickauer Mulde, entnommen aus [Beu99], Aktivitäten in Bq kg^{-1}.

Parameter	U-238	Ra-226	Pb-210	Th-228
n	16	16	12	16
arithm. Mittel	1.114 ± 689	278,3 ± 87,3	265,4 ± 71,2	76,5 ± 25,3
geom. Mittel	916,0 × 2,0$^{\pm1}$	259,3 × 1,6$^{\pm1}$	255,7 × 1,3$^{\pm1}$	73,4 × 1,3$^{\pm1}$
EW[a]	1.173	286,3	267,2	76,4
Minimum	150	63	135	52
25 %-Quantil	690	230	210	60
Median	1.005	286	270	69
75 %-Quantil	1.260	330	270	80
Maximum	3.000	420	390	140

[a] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.

Die gegenüber früheren Analysen verbesserten Gewässergüteparameter und niedrigeren Urankonzentrationen in den Sedimenten der Zwickauer Mulde sind verständlich, da die Hauptquellen für Urankontaminationen inzwischen nahezu beseitigt wurden. Durch Sanierungsmaßnahmen von uranbergbaulichen Objekten in den Gebieten Schlema-Alberoda und Crossen sowie die Inbetriebnahme der Wasserbehandlungsanlagen (WBA) Pöhla (1995), Helmsdorf (1995) und Schlema-Alberoda (1998) konnten die Emissionen in die Zwickauer Mulde auf wenige Prozent der füheren Werte gesenkt werden [Wis01]. Die Einleitungen der WBA Schlema-Alberoda leisten heute den größten Beitrag zu den Emissionen von Uran in die Zwickauer Mulde, mit weitem Abstand gefolgt von den ebenfalls bedeutenden industriellen Absetzanlagen Helmsdorf, Dänkritz I+II sowie der Halde Crossen (VF Zwickau-Oberrothenbach, vgl. Kapitel 5.3.3.2). Bei einem Vorlastniveau der Zwickauer Mulde von ca. 9–15 µg L^{-1} sind diese Emissionen mit einem Zuwachs von ca. 4 mg L^{-1} heute von geringer Bedeutung [Wis04]. Die Differenzen für ^{226}Ra vor und nach den dortigen Einleitungen lagen im Bereich der Messunsicherheiten und sind damit nicht signifikant. Tabelle 32 zeigt eine Zusammenstellung der Jahreswassermengen, Uran- und Radiumableitungen für die o.g. Sanierungsbetriebe der Wismut AG.

Tabelle 32. Übersicht ausgewählter Wismut-Sanierungsbetriebe zur abgestoßenen Jahreswassermenge, Uran- und Radiumableitung für die Jahre 2001–2006.

Jahr	Literatur	Standort	V(WBA)[a] [10^6 m^3/a]	Q(WBA)[b] [m^3/h]	m(U-238)[c] [kg/a]	A(Ra-226)[d] [MBq/a]
2001	[Wis02]	Schlema	6,07	692	2.032	168
		Helmsdorf	1,59	181	126	28
		Pöhla	0,17	19	4,3	16,0
2002	[Wis03]	Schlema	9,27	1057	3.726	261
		Helmsdorf	1,40	160	62	35
		Pöhla	0,23	26	3,6	16,3
2003	[Wis04]	Schlema	7,56	862	2.599	144
		Helmsdorf	0,90	103	271	1,4
		Pöhla	0,23	26	3,0	21,5
2004	[Wis05]	Schlema	6,83	779	2.076	111
		Helmsdorf	1,75	200	502	4,8
		Pöhla	0,14	16	2,4	9,2
2005	[Wis06]	Schlema	6,80	776	1.696	144
		Helmsdorf	1,05	120	230	1,9
		Pöhla	0,13	15	2,8	4,2
2006	[Wis07]	Schlema	8,52	972	1.992	121
		Helmsdorf	0,89	102	147	0,9
		Pöhla	0,13	15	2,8	0,5

[a] Abgestoßene Jahreswassermenge der Wasserbehandlungsanlage.
[b] Mittlere Wasserabgabe der Wasserbehandlungsanlage in m^3 pro Stunde (umgerechnet).
[c] Gesamtableitung der Wasserbehandlungsanlage für Uran in kg a^{-1}.
[d] Gesamtableitung der Wasserbehandlungsanlage für Radium in MBq a^{-1}.

5.2.2.3 Vereinigte Mulde

An der Vereinigten Mulde wurden insgesamt 13 Punkte über den gesamten Verlauf untersucht. Zusätzlich wurden die Mündungen der Nebenflüsse Fuhne (VM21RE) und Spittelwasser (VM23FU) beprobt. Diese beiden Punkte zeigten sehr niedrige Radionuklidgehalte und können als repräsentativ für das geogene Niveau natürlicher Radionuklide im Unterlauf der Vereinigten Mulde angesehen werden. Sie werden daher in die weiteren Betrachtungen nicht mit einbezogen. Eine statistische Übersicht der Messergebnisse für die Leitnuklide ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb und ^{228}Th sowie für die dazugehörigen Literaturwerte [Beu99] aus früheren Untersuchungen gibt Tabelle 33 bzw. Tabelle 34. Einzelmesswerte können dem Abschlussbericht zum Flutfolgenprojekt [Knö04] entnommen werden.

Tabelle 33. Messdaten zur spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide in Gewässersedimenten der Vereinigten Mulde, Aktivitäten in Bq kg^{-1}.

Parameter	U-238	Ra-226	Pb-210	Th-228
n	13	13	13	13
arithm. Mittel	106,8 ± 52,9	75,4 ± 38,2	77,4 ± 39,6	37,3 ± 15,2
geom. Mittel	$93,5 \times 1,7^{\pm 1}$	$65,2 \times 1,8^{\pm 1}$	$67,6 \times 1,7^{\pm 1}$	$33,9 \times 1,6^{\pm 1}$
EW[a]	109,3	77,7	79,1	38,1
Minimum	41,9	26,0	29,4	13,6
25 %-Quantil	50,8	35,5	42,4	22,3
Median	103,7	76,6	72,9	37,1
75 %-Quantil	153,9	113,2	116,2	46,6
Maximum	183,6	127,8	146,2	58,5

[a] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.

Tabelle 34. Literaturdaten zur spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide in Gewässersedimenten der Vereinigten Mulde, entnommen aus [Beu99], Aktivitäten in Bq kg^{-1}.

Parameter	U-238	Ra-226	Pb-210	Th-228
n	12	12	7	12
arithm. Mittel	356,7 ± 268,4	124,1 ± 57,1	100,9 ± 59,3	43,1 ± 23,5
geom. Mittel	$259{,}5 \times 2{,}4^{\pm 1}$	$107{,}3 \times 1{,}9^{\pm 1}$	$87{,}5 \times 1{,}8^{\pm 1}$	$37{,}2 \times 1{,}8^{\pm 1}$
EW[a]	384,5	131,9	104,1	44,2
Minimum	60,0	22,0	31,0	12,0
25 %-Quantil	140,0	95,0	76,0	24,0
Median	230,0	122,5	91,0	41,0
75 %-Quantil	680,0	140,0	120,0	55,0
Maximum	750,0	210,0	221,0	87,0

[a] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.

Auch bei der Vereinigten Mulde kann für die Nuklide ^{238}U, ^{226}Ra und ^{210}Pb die Annahme einer logarithmischen Normalverteilung nicht abgelehnt werden. Wie bei der Zwickauer Mulde ist insbesondere die Belastung mit Uran stark zurückgegangen, wie der um einen Faktor 3,5 verringerte Erwartungswert zeigt. Auch die Messwerte für ^{226}Ra und ^{210}Pb sind deutlich gesunken. Der Rückgang der Radionuklidgehalte korreliert unmittelbar mit den verringerten der Uranfrachten der Zwickauer Mulde. Die Gehalte natürlicher Radionuklide sind aber weiterhin höher als in der Freiberger Mulde und zeigen deutlich den uranbergbaulichen Einfluss durch die Zwickauer Mulde. Im gesamten Verlauf der Vereinigten Mulde ist aufgrund der o.g. gelösten Einträge von Uran eine deutliche Verschiebung des Aktivitätsverhältnisses A($^{238}U/^{226}Ra$) zugunsten von Uran zu erkennen (Median $^{238}U/^{226}Ra$ = 1,5). Bei der Betrachtung der Einzelpunkte zeigt sich, dass die Messwerte für ^{238}U mit dem Flussverlauf kontinuierlich abnehmen, was durch den Verdünnungseffekt erklärt werden kann. Insbesondere die Chemnitz trägt als Lieferant gering kontaminierter Sedimente dazu bei.

Auf die übergeordnete Bedeutung der radioaktiven Ungleichgewichte zwischen ^{238}U und ^{226}Ra bzw. zwischen ^{226}Ra und ^{210}Pb für das gesamte Muldesystem wird im Kapitel 0: „Radioaktive Gleich- und Ungleichgewichte“ näher eingegangen.

Zur Beurteilung der Flutfolgen ist eine genaue Kenntnis der Situation vor dem Hochwasser im August 2002 notwendig. Da die im Rahmen des Projektes „Schwermetallsituation im Muldesystem“ [Beu99] durchgeführten Untersuchungen ca. 10 Jahre vor den oben beschriebenen Sanierungsmaßnahmen lagen, können sie zur Klärung dieser Frage nicht beitragen. Inwieweit die Starkregen- und Hochwasserereignisse im August 2002 den Effekt der Sanierung durch eine zusätzliche Ausräumung von Sedimentlagern verstärkt haben, kann deshalb anhand der vorliegenden Daten nicht sicher beurteilt werden.

5.2.3 Radionuklidkonzentrationen in Auenböden

Im Rahmen des Projektes „Radionuklidbelastung von Sedimenten und Auenböden“ [GRS96] wurden im Zeitraum von November 1994 bis zum Herbst 1995 von der GRS Proben von Sedimenten und Auenböden entnommen und analysiert. Dabei wurde unter anderem ein Anteil von 169 Proben aus den Auen der Zwickauer- und Vereinigten Mulde entnommen. Die Probenahme erfolgte mittels Aufgrabung, wobei jeweils eine Probe im Tiefenbreich 0–20 cm (81 Proben) und eine im Bereich 20–50 cm (88 Proben) entnommen wurde. Eine anschließende Probenvorbereitung und Messung wurde nach den Messanleitungen des BfS [BMU92], analog der in Kapitel 4.2.2 beschriebenen Vorgehensweise durchgeführt.

Das erste Bodenprofil wurde oberhalb der Talsperre Eibenstock, das letzte unmittelbar vor der Mündung der Vereinigten Mulde in die Elbe bei Dessau entnommen. Die Profildichte lag bei ca. einem Profil pro 17 Flusskilometern, wobei in der Nähe von besonderen Kontaminationsquellen, wie z.B. im Gebiet zwischen Crossen und Glauchau, ein engeres Raster beprobt wurde. Zur Datenanalyse wurde die Zwickauer- und Vereinigte Mulde vom Abfluss der Talsperre Muldenberg (Schöneck/ Vogtland) ab in Segmente von 0,1 km unterteilt, dem Ursprung wurde dabei willkürlich der Flusskilometer 0 zugeordnet. Den Probenahmepunkten der Bodenprofile und Querprofile wurde anschließend der Flusskilometer des jeweils räumlich nächsten Flusssegments zugewiesen. Die Konzentrationen der Radionuklide ^{238}U, ^{226}Ra und ^{210}Pb in allen Bodenschichten der entnommenen Profile (incl. Querprofile) in Abhängigkeit der laufenden Flusskilometer sind in Abbildung 19, Abbildung 20 und Abbildung 21 aufgetragen. Eine Übersicht der statistischen Kenndaten für alle natürlichen Radionuklide im Ober- und Unterboden kann Tabelle 35 bzw. Tabelle 36 entnommen werden.

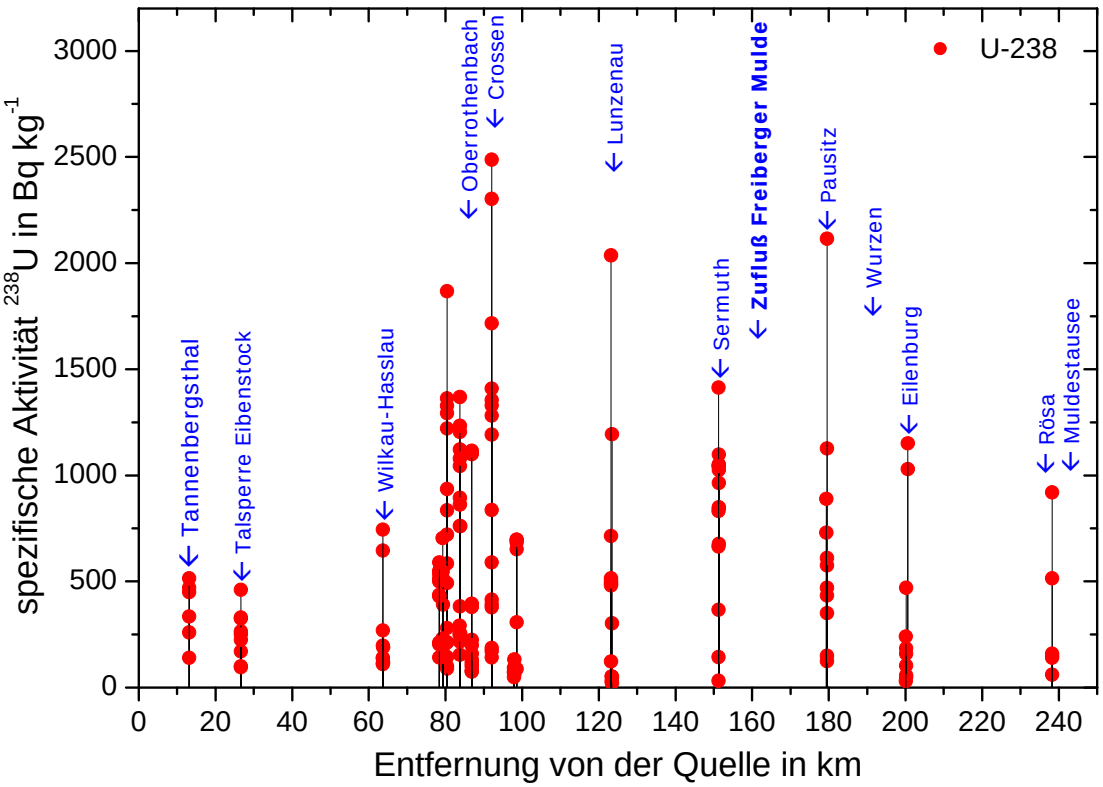

Abbildung 19. Spezifische Aktivitäten von ^{238}U in Auenböden der Zwickauer- und Vereinigten Mulde, alle Bodenschichten (0–50 cm) incl. Querprofile, nach Daten aus [GRS96].

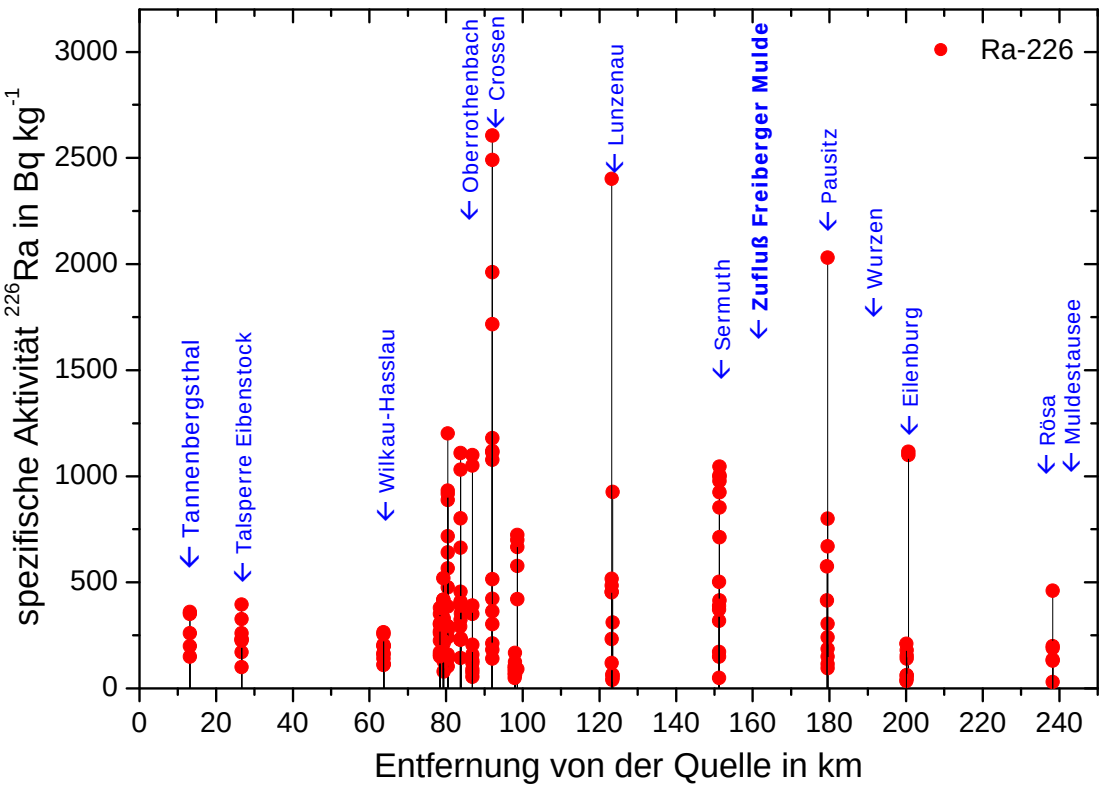

Abbildung 20. Spezifische Aktivitäten von ^{226}Ra in Auenböden der Zwickauer- und Vereinigten Mulde, alle Bodenschichten (0–50 cm) incl. Querprofile, nach Daten aus [GRS96].

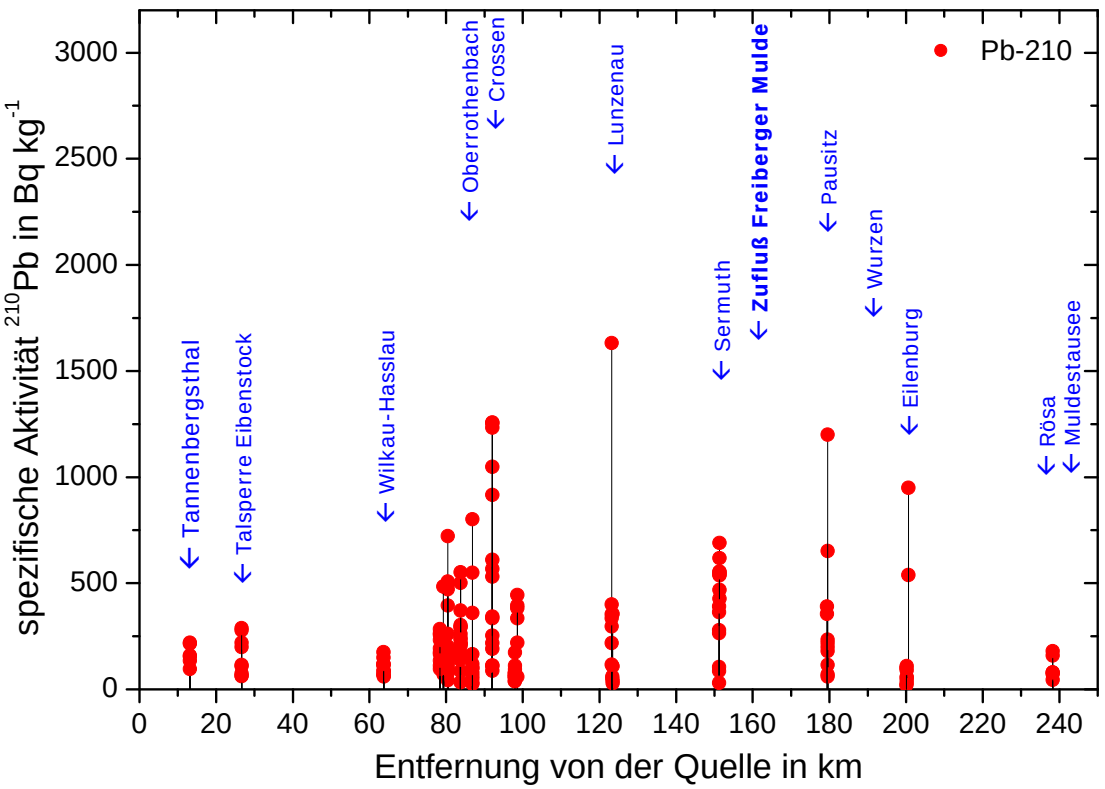

Abbildung 21. Spezifische Aktivitäten von ^{210}Pb in Auenböden der Zwickauer- und Vereinigten Mulde, alle Bodenschichten (0–50 cm) incl. Querprofile, nach Daten aus [GRS96].

Tabelle 35. Literaturdaten zur spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide in Auenböden (0–20 cm) der Zwickauer- und Vereinigten Mulde, entnommen aus [GRS96], Aktivitäten in Bq kg^{-1}.

Parameter	U-238	Ra-226	Pb-210	Ra-228
n	81	81	81	81
arithm. Mittel	412 ± 328	281 ± 226	178 ± 139	64 ± 16
geom. Mittel[a]	$350 \times 2{,}0^{\pm 1}$	$233 \times 1{,}9^{\pm 1}$	$155 \times 1{,}8^{\pm 1}$	$65 \times 1{,}2^{\pm 1}$
EW[b]	437	286	181	66
Minimum	20	30	13	23
Median	350	233	155	65
80 %-Quantil	683	395	253	76
90 %-Quantil	862	460	334	80
95 %-Quantil	1.046	666	390	85
Maximum	1.413	1.113	802	97

[a] geometrischer Mittelwert und Standardabweichung, berechnet aus den angegebenen Quantilen.
[b] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.

Tabelle 36. Literaturdaten zur spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide in Auenböden (20–50 cm) der Zwickauer- und Vereinigten Mulde, entnommen aus [GRS96], Aktivitäten in Bq kg^{-1}.

Parameter	U-238	Ra-226	Pb-210	Ra-228
n	88	88	88	88
arithm. Mittel	351 ± 428	310 ± 415	202 ± 269	65 ± 16
geom. Mittel[a]	$165 \times 3{,}3^{\pm 1}$	$167 \times 3{,}0^{\pm 1}$	$114 \times 2{,}8^{\pm 1}$	$68 \times 1{,}2^{\pm 1}$
EW[b]	337	305	194	69
Minimum	30	30	19	16
Median	165	167	114	68
80 %-Quantil	462	374	242	77
90 %-Quantil	902	742	419	85
95 %-Quantil	1.178	1.007	616	89
Maximum	2.115	2.402	1.632	100

[a] geometrischer Mittelwert und Standardabweichung, berechnet aus den angegebenen Quantilen.
[b] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.

Wie Abbildung 19 entnommen werden kann, liegen die Nuklidkonzentrationen in Auenböden nach der uranbergbaulichen Beeinflussung der Mulde generell sehr hoch. Ähnlich wie bei den in Kapitel 5.2.2 behandelten Sedimenten gibt es im Flussverlauf einen klar definierbaren Anstieg, dieser beginnt hier aufgrund der geringen Profildichte erst ab den industriellen Absetzanlagen bei Crossen. Bemerkenswert ist, dass bereits das erste Profil oberhalb der Talsperre Eibenstock hohe Konzentrationen aller natürlichen Radionuklide aufweist, die aber durch den Einfluss des Bergbaugebietes Schneckenstein über die Kleine Pyra erklärt werden können. Eine Betrachtung der jeweils pro Profil erzielten Maximalwerte zeigt, dass die spezifischen Aktivitäten von ^{238}U und ^{226}Ra sehr hoch sind und mehrfach 2.000 Bq kg^{-1} übersteigen. Die höchsten Konzentrationen treten dabei ausschließlich im Unterboden auf. Ursache für die insgesamt sehr hohen Konzentrationen natürlicher Radionuklide sind bzw. waren die massiven Emissionen der ehemaligen Uranerzaufbereitungsanalage Crossen bei Zwickau-Oberrothenbach und der dazugehörigen IAA Helmsdorf und Dänkritz I+II (vgl. Kapitel 5.2.2.2 und 5.3.3.2).

Die maximal erzielten Konzentrationen des ^{228}Ra sind sowohl im Ober- als auch im Unterboden gleich bleibend niedrig und ändern sich im Verlauf der untersuchten Fließstrecke

kaum. Das in Abbildung 22 dargestellte Aktivitätsverhältnis A(^{226}Ra/^{228}Ra) kann als Indikator für uranbergbauliche Beeinflussung dienen, es liegt bei geogenen Böden in einem Bereich A(^{226}Ra/^{228}Ra) ≤ 2. Wie die Abbildung zeigt, nimmt das Aktivitätsverhältnis im Abstrom von Zwickau-Oberrothenbach ausschließlich Werte von A(^{226}Ra/^{228}Ra) >> 2 an, wobei sich die Maximalwerte auch bis zum Muldestausee nur geringfügig verringern.

Wie die Abbildung 23 zeigt, ist bei einer überwiegenden Anzahl von Proben eine Verschiebung des Aktivitätsverhältnisses A(^{238}U/^{226}Ra) zugunsten von Uran zu beobachten. Die hohen Absolutwerte und die Kenntnis des geochemischen Verhaltens von Uran lassen darauf schließen, dass diese Böden Produkt von sekundären Uranfällungen sein müssen, welche nach der Ablagerung in Stillzonen des Flusses durch Hochwässer auf die Auenböden aufgetragen wurden (vgl. Kapitel 6.2). In zahlreichen Proben liegt das Aktivitätsverhältnis nahe 1, was unbehandeltem Uranerz bzw. uranhaltigem Gestein entspricht und zusammen mit der absoluten Höhe der Werte auf den Transport von Bergematerial hindeutet. Typische Kontaminationen mit Tailingsmaterialien (A(^{238}U/^{226}Ra) << 1) sind demgegenüber nicht zu beobachten, da diese eine geringere Reichweite haben und vielfach auf die unmittelbare Umgebung von industriellen Absetzanlagen begrenzt bleiben (vgl. Kapitel 5.3.3 und 5.4). Die in Abbildung 23 sichtbaren geringen Verschiebungen des Aktivitätsverhältnisses zugunsten von Radium sind vielfach auf die analytisch bedingten hohen Messunsicherheiten für ^{238}U zurückzuführen [GRS96].

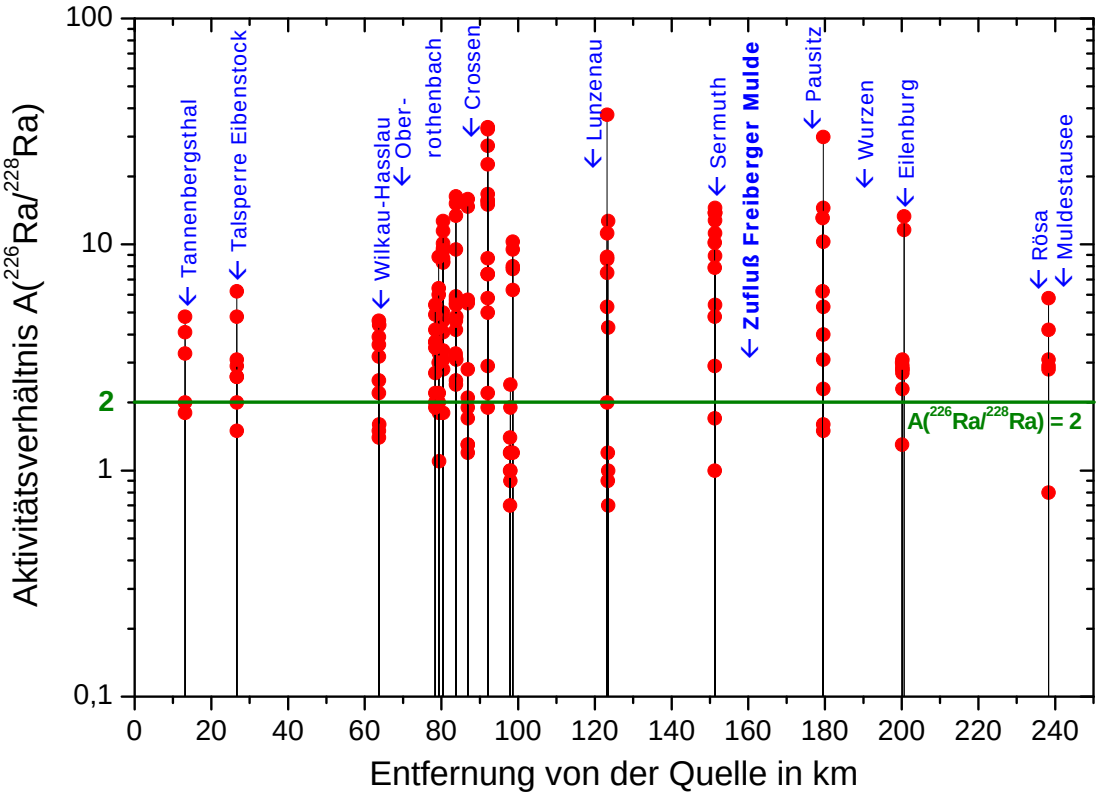

Abbildung 22. Aktivitätsverhältnis der natürlichen Radionuklide A(^{226}Ra/^{228}Ra) in Auenböden der Zwickauer- und Vereinigten Mulde, alle Bodenschichten (0–50 cm) incl. Querprofile, Daten entnommen aus [GRS96].

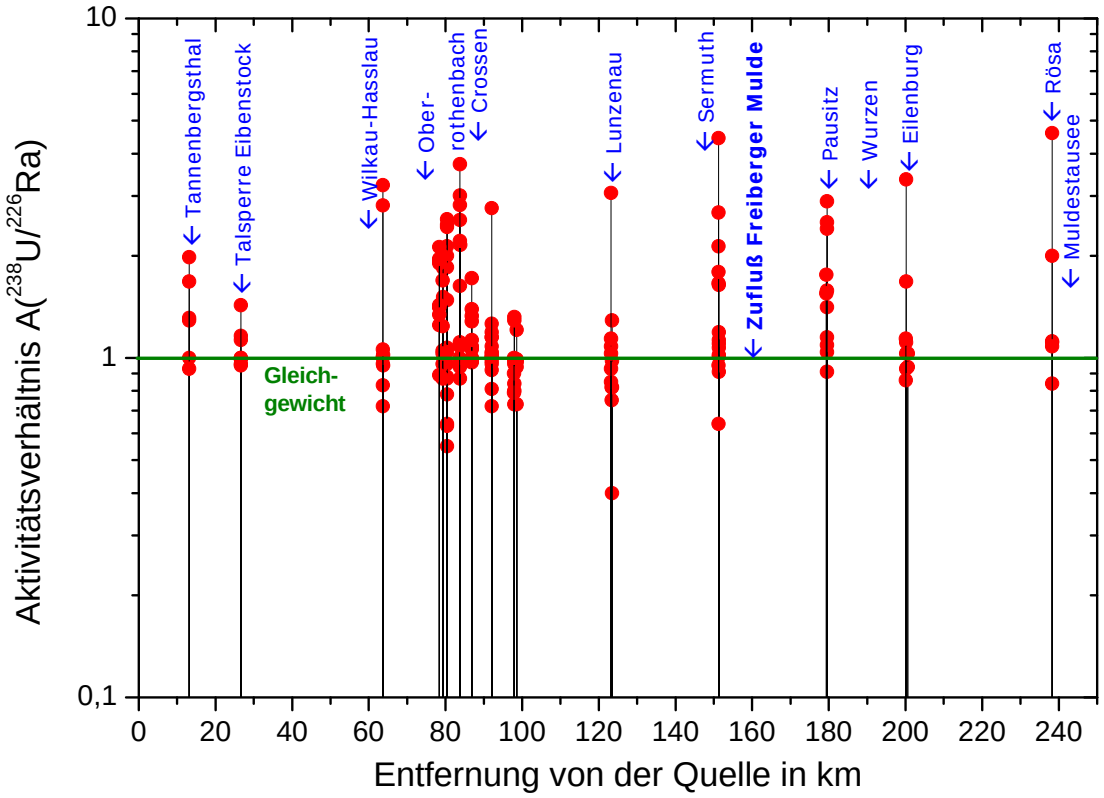

Abbildung 23. Aktivitätsverhältnis der natürlichen Radionuklide A(^{238}U/^{226}Ra) in Auenböden der Zwickauer- und Vereinigten Mulde, alle Bodenschichten (0–50 cm) incl. Querprofile, Daten entnommen aus [GRS96].

Von besonderer Bedeutung sind die im Unterboden auftretenden und im Vergleich zu den Gehalten im Oberboden weit höheren Maximalkonzentrationen (vgl. 80 %-, 90 %-Quantile). Diese Tendenz wurde auch in den Profilen an der Unterelbe beobachtet [GRS96]. Eine Ursache dafür könnte die Dynamik der Bildung der Auenböden als Ergebnis der Aufschwemmung von Sedimenten während Hochwasserereignissen sein. Im Vergleich zu anderen Prozessen, stellen diese meist ein einmaliges und zeitlich eng begrenztes Ereignis dar. Nachfolgende Prozesse der Erosion, der Durchmischung durch die Bodenlebewesen (Bioturbation) und die Tätigkeit des Menschen (z.B. Ackern) führen zu Veränderungen, bei denen Teile der bei Hochwasser aufgebrachten Schichten mit den Maximalkonzentrationen immer wieder abgespült und an anderer Stelle neu sedimentiert werden. Diese Materialien müssen durch Auslaugung und Verdünnung zwangsläufig niedrigere Konzentrationen natürlicher Radionuklide aufweisen. Weitere detailiertere Profilaufnahmen zu Überprüfung dieser These standen leider nicht zur Verfügung. Im Folgenden werden nur die Ergebnisse für den Oberboden (0–20 cm) verwendet, da lediglich diese Schicht für die Strahlenexposition des Menschen durch Direktingestion von Boden relevant ist.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass in den Auenböden der Zwickauer- und Vereinigten Mulde ähnlich hohe Belastungen mit allen Nukliden der Uran-Radium-Zerfallsreihe wie in den Altlasten des ehemaligen Uranbergbaus anzutreffen sind. Die Werte liegen im Vergleich zu den geogenen Hintergrundwerten (Tabelle 28, Freiberger Mulde) und den Richtwerten der SSK für die Freigabe von bergbaulich genutzten Flächen [SSK91b] ungewöhnlich hoch. Sowohl der Medianwert als auch der arithmetische Mittelwert für ^{238}U bzw. ^{226}Ra der 169 Proben von Ober- und Unterböden liegen deutlich über 200 Bq kg^{-1}. Nach den SSK-Empfehlungen könnte demnach, wenn es sich um Hinterlassenschaften des Uran-

bergbaus handeln würde, in 56 % aller Fälle die entprechenden Flächen nicht mehr uneingeschränkt genutzt werden (> 200 Bq kg^{-1}), in 9 % der Fälle (> 1.000 Bq kg^{-1}) wäre sogar eine industrielle Nutzung erst nach entsprechenden Sanierungsarbeiten möglich [Bie96].

5.2.4 Radionuklidkonzentrationen in urbanen Gebieten

Ein weiterer Schwerpunkt des Teilprojektes 3 im Flutfolgenprojekt [Gel04] war die Bestimmung von Schadstoffen und Radionukliden in urbanen Räumen des Elbe- und Muldeeinzugsgebietes [Pop04]. Dazu wurden durch die Arbeitsgruppe von Prof. Popp Proben aus urbanen Überschwemmungsgebieten der Elbe und Mulde mit direktem Flusswasserkontakt entnommen und untersucht. Die Probenahmen erfolgten im Bereich der Elbe in Heidenau, Kaditz, Pirna, Riesa, Torgau, Wörlitz und Wittenberg und im Bereich der Mulden in Dehnitz, Eilenburg, Glauchau, Grimma, Rochlitz, Schlagwitz, Siebenlehn, Wolkenburg (Zwickauer Mulde) und Bitterfeld (Vereinigte Mulde). In der Zeit von 09. Dezember 2002 bis 1. Juni 2003 wurden in besonders sensitiven Überschwemmungsgebieten (Spielplätze, Gärten, Parkanlagen) 24 Proben zur Bestimmung natürlicher Radionuklide entnommen. Die Probenvorbereitung und Messung erfolgte analog der in Kapitel 4.2.1 beschriebenen Vorgehens–weise. Tabelle 37 zeigt eine Übersicht der in den Hochflutsedimenten gemessenen spezifischen Aktvitäten der natürlichen Radionuklide.

Tabelle 37. Spezifische Aktivitäten der natürlichen Radionuklide in Hochflutsedimenten aus urbanen Gebieten des Elbe- und Muldesystems, entnommen aus [Pop04], Aktivitäten in Bq kg^{-1}.

Ort	Gewässer	Beschr.	A(^{238}U)	A(^{226}Ra)	A(^{210}Pb)	A(^{228}Ra)
Nossen	F. Mulde	Park	72 ± 9	k. A.	k. A.	48 ± 6
Schlagwitz	Z. Mulde	Straße	354 ± 34	160 ± 7	195 ± 3	68 ± 5
Glauchau	Z. Mulde	Garten	83 ± 9	k. A.	k. A.	42 ± 10
Glauchau	Z. Mulde	Spielplatz	71 ± 11	k. A.	k. A.	46 ± 11
Glauchau	Z. Mulde	Garten	86 ± 11	k. A.	k. A.	53 ± 12
Glauchau	Z. Mulde	Gehweg	447 ± 47	179 ± 6	202 ± 15	71 ± 4
Rochlitz	Z. Mulde	Garten	184 ± 10	k. A.	k. A.	48 ± 17
Rochlitz	Z. Mulde	Park	243 ± 40	k. A.	k. A.	43 ± 24
Rochlitz	Z. Mulde	Park	110 ± 11	k. A.	k. A.	46 ± 9
Wolkenburg	Z. Mulde	Spielplatz	429 ± 64	173 ± 7	197 ± 12	61 ± 7
Siebenlehn	Z. Mulde	Autobahnb.	92 ± 10	86 ± 5	82 ± 3	64 ± 6
Grimma	Z. Mulde	Straße	193 ± 18	105 ± 5	150 ± 11	64 ± 4
Dehnitz. L.	Z. Mulde	Naturpark	132 ± 16	80 ± 4	74 ± 2	49 ± 4
Eilenburg	Z. Mulde	Garten	195 ± 15	126 ± 4	164 ± 3	73 ± 4
Bitterfeld	V. Mulde	Industrieg.	149 ± 7	k. A.	k. A.	37 ± 9
Heidenau	Elbe	Garten	65 ± 10	k. A.	k. A.	45 ± 12
Heidenau	Elbe	k. A.	117 ± 22	86 ± 6	103 ± 2	76 ± 5
Kaditz AB	Elbe	k. A.	39 ± 8	33 ± 3	40 ± 3	31 ± 3
Pirna	Elbe	k. A.	44 ± 7	46 ± 3	49 ± 1	42 ± 4
Wörlitz	Elbe	k. A.	35 ± 9	19 ± 3	36 ± 2	24 ± 3
Wittenberg	Elbe	k. A.	25 ± 5	16 ± 2	33 ± 4	17 ± 2
Riesa	Elbe	k. A.	62 ± 9	52 ± 3	63 ± 2	51 ± 6
Torgau	Elbe	k. A.	63 ± 12	60 ± 5	94 ± 6	54 ± 4

k.A. = keine Angabe.

Die in den Hochflutsedimenten gemessenen spezifischen Aktivitäten von ^{238}U variieren über einen weiten Bereich von 25–447 Bq kg^{-1}. Die Proben aus den Überflutungsbereichen der

Zwickauer- und Vereinigten Mulde zeichnen sich dabei durch signifikant höhere Gehalte an ^{238}U aus, als die aus dem Elbe-Einzugsgebiet. Trotzdem erreichen die hier untersuchten Hochflutsedimente bei weitem nicht die in den Gewässersedimenten der Zwickauer Mulde gemessen Maximalwerte von 1.100 Bq kg^{-1} ^{238}U bzw. 400 Bq kg^{-1} ^{226}Ra. Der in den Gewässersedimenten der Zwickauer Mulde beobachtete Überschuss von ^{238}U relativ zu ^{226}Ra tritt in den untersuchten Hochflutsedimenten ebenfalls auf, während sich die Proben von Elbe nahezu im Gleichgewicht befinden.

Ein Vergleich mit den Mittelwerten für Uran in Deutschen Böden [Kem96] mit 40 Bq kg^{-1} bei einer Spannweite von 12–250 Bq kg^{-1} zeigt die deutliche uranbergbauliche Beeinflussung der Proben. Die hohen Konzentrationen von ^{238}U in den Hochflutsedimenten der Zwickauer Mulde können dabei eindeutig dem Hochwasserereignis im August 2002 zugeordnet werden. Weitere Proben von der Vereinigten Mulde bei Bitterfeld können ebenfalls als beeinflusst angesehen werden. Mit Ausnahme von drei Punkten an der Zwickauer Mulde liegen die spezifischen Aktivitäten auf den Flächen für ^{238}U und ^{226}Ra aber unterhalb von 200 Bq kg^{-1} und unterschreiten damit z.B. den Richtwert für eine uneingeschränkte Freigabe zur Folgenutzung von durch den Uranbergbau kontaminierten Flächen nach Empfehlung der Strahlenschutzkommission [SSK91b].

Von den 24 untersuchten Hochflutsedimenten liegen nur die drei oben genannten signifikant oberhalb des geogenen Bereiches von 12–250 Bq kg^{-1} ^{238}U. Bei diesen Proben von der Zwickauer Mulde wurden spezifische ^{238}U-Aktivitäten von 354 Bq kg^{-1}, 447 Bq kg^{-1} und 429 Bq kg^{-1} gemessen. Unterhalb der Mündung in die Elbe wurden lediglich Messwerte im unteren Bereich des geogen Niveaus gefunden, ein Einfluß des Hochwassers vom August 2002 auf die Hochflutsedimente kann deshalb nicht erkannt werden.

Die Thoriumgehalte aller Hochflutsedimente, angenommen als im radioaktiven Gleichgewicht mit ^{228}Ra befindlich, variierten zwischen 17–76 Bq kg^{-1} und liegen damit im Bereich des geogenen Niveaus deutscher Böden [Sie96]. Die Messwerte zeigen im gesamten Verlauf keine Auffälligkeiten.

5.2.5 Zusammenfassende Bewertung für das Muldesystem

Bei der zusammenfassenden Bewertung der Untersuchungen im Gewässersystem der Freiberger, Zwickauer und Vereinigten Mulde sind die folgenden Ergebnisse besonders hervorzuheben:

- Der Erwartungswert des **geogenen Hintergrundes** natürlicher Radionuklide in uranbergbaulich unbeeinflussten Sedimenten und Auenböden des Erzgebirges kann, abgeleitet aus Literaturdaten, mit 59 bzw. 76 Bq kg^{-1} ^{238}U, 61 bzw. 81 Bq kg^{-1} ^{226}Ra und 42 bzw. 54 Bq kg^{-1} angenommen werden.
- Die Sedimente der **Freiberger Mulde** enthalten erwartungsgemäß niedrige Gehalte natürlicher Radionuklide im Bereich der geogenen Niveaus und unterscheiden sich damit nicht signifikant von früheren Untersuchungen. Bei angenommener logarithmischer Normalverteilung (GS = 1,4) wurden Erwartungswerte von 67 Bq kg^{-1} ^{238}U, 63 Bq kg^{-1} ^{226}Ra und 66 Bq kg^{-1} ^{210}Pb ermittelt.
- In den Sedimenten der **Zwickauer Mulde** wurden gegenüber früheren Untersuchungen eine deutliche Verringerung der spezifischen Aktivitäten von ^{238}U und ^{226}Ra um einen Faktor 2,2 bzw. 1,3 mit Erwartungswerten von 524 Bq kg^{-1} bzw. 210 Bq kg^{-1} beobachtet. Die Maximalwerte für ^{238}U früherer Untersuchungen bei Oberrothenbach (3.000 Bq kg^{-1}) und Niederschlema (1.700 Bq kg^{-1}) ließen sich heute nicht mehr bestätigen. In der Bilanz

über alle Proben zeigte sich, dass heute 44% (^{238}U) bzw. 74% (^{226}Ra) der Aktivitäten früherer Messungen gefunden wurden.

- Die gegenüber früheren Analysen verbesserten Gewässergüteparameter und niedrigeren Urankonzentrationen in den Sedimenten sind eine Folge der Sanierungsmaßnahmen von uranbergbaulichen Objekten in den Gebieten Schlema-Alberoda und Crossen sowie der Inbetriebnahme der Wasserbehandlungsanlagen Pöhla (1995), Helmsdorf (1995) und Schlema-Alberoda (1998), durch die die Emissionen in die Zwickauer Mulde auf wenige Prozent früherer Werte gesenkt werden konnten.
- Bedingt durch den geringeren Eintrag aus der Zwickauer Mulde sind die Erwartungswerte der spezifischen Aktivitäten von ^{238}U und ^{226}Ra in den Sedimenten der **Vereinigten Mulde** ebenfalls stark zurückgegangen und betragen heute nur noch 109 bzw. 78 Bq kg^{-1}.
- Da die vorangegangenen Untersuchungen bereits 10 Jahre zurück lagen, konnte nicht geklärt werden, welchen Anteil die Hochwasserereignisse im August 2002 an den beobachteten Veränderungen der Schadstoffgehalte im Muldesystem hatten.
- Die von der GRS vor 1995 durchgeführten Untersuchungen an **Auenböden** der Zwickauer und Vereinigten Mulde zeigen, dass im ingestionsrelevanten Oberboden (0–20 cm) durch die Verfrachtung infolge von Hochwasserereignissen generell sehr hohe spezifische Aktivitäten von ^{238}U, ^{226}Ra und ^{210}Pb mit Erwartungswerten von 437, 286 und 181 Bq kg^{-1} (GS = 1,8–2,0) zu finden sind. Die Gehalte im Unterboden liegen noch höher.
- Die im Rahmen des Flutfolgenprojektes durchgeführten Untersuchungen von Prof. Popp in **urbanen Überschwemmungsgebieten** zeigen, dass die Gehalte natürlicher Radionuklide in Sedimenten der Elbe das geogene Niveau nicht übersteigen. Erhöhte spezifische Aktivitäten von > 400 Bq kg^{-1} ^{238}U wurden lediglich an der Zwickauer Mulde gefunden.

5.3 Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus

Im folgenden Kapitel werden die im Rahmen des Flutfolgenprojektes [Knö04] erzielten Messergebnisse für die Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus diskutiert. Da im Flutfolgenprojekt lediglich Proben von Oberflächensedimenten analysiert und stichprobenartige ODL-Messungen durchgeführt werden konnten, werden für die anderen Kompartimente ausschließlich Literaturdaten behandelt. Die Literaturdaten zu Boden, Grundwasser, Oberflächenwasser und Biomaterialien in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus wurden den Anhängen ausgewählter Abschlussberichte zum Projekt „Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten“ (Altlastenkataster, vgl. Kapitel 1.2.1) entnommen. Im Folgenden werden die in der Literatur vorhandenen Messergebnisse zu den 13 Verdachtsflächen (VF 18) Annaberg-Buchholz [Wic01], (VF 18A) Bärenstein [Dus01], (VF 14) Filzteich [Wic02], (VF 21) Freital [Dus03], (VF 13) Gottesberg/ Schneckenstein [Dus02], (VF 19) Marienberg [Dus01a], (VF 07) Mechelgrün-Zobes [Dus01b], (VF 12) Oberrothenbach [Wic02a], (VF 20) Pobershau [Dus01c], (VF 17) Pöhla [Dus02a], (VF 15) Schneeberg-Aue [Küm02] und (VF 11) Zwickau [Wic02a] diskutiert. Die Literaturquelle [ALASKA] fasst die oben angegebenen Abschlussberichte zusammen.

Da in der Verdachtsfläche (VF 9) Lengenfeld [Dus02b] umfangreiche eigene Untersuchungen durchgeführt wurden, wird diese im Kapitel 5.4 getrennt behandelt.

Eine Übersicht über die geographische Lage der verschiedenen Verdachtsflächen gibt Abbildung 24.

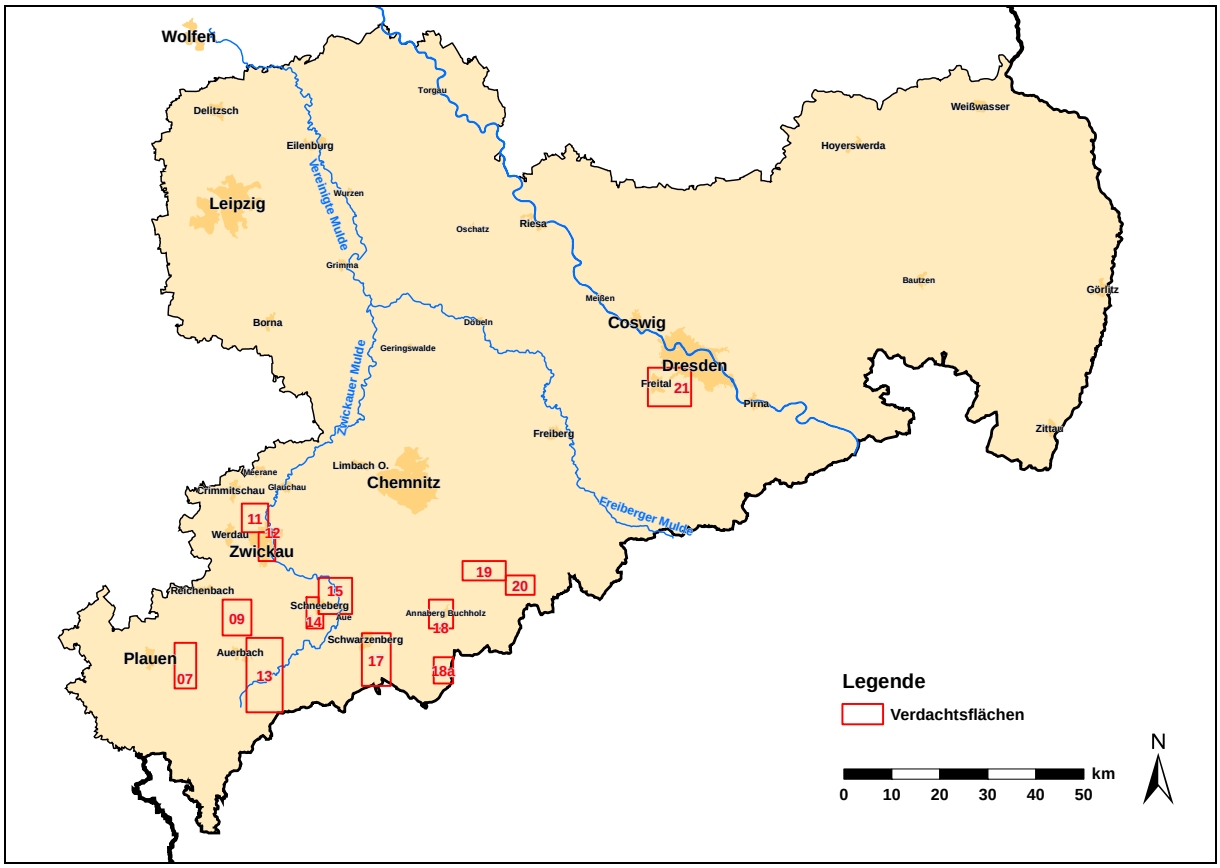

Abbildung 24. Geographische Lage der untersuchten Verdachtsflächen (VF) im Bundesland Sachsen (Zuordnung im obenstehenden Text).

5.3.1 Geogener Hintergrund

Vor der Beurteilung von absoluten Konzentrationen natürlicher Radionuklide in Sedimenten, Böden, Gewässern und Biomaterialien muss zunächst die Höhe des geogenen Hintergrundes in der jeweiligen Verdachtsfläche und dessen Schwankungsbreite ermittelt werden. Dies ist von prinzipieller Bedeutung, da in verschiedenen geologischen Einheiten die Konzentrationen natürlicher Radionuklide schwanken und damit abgesichert werden muss, ob die jeweils beobachteten Konzentrationen auch auf natürlichem Weg entstanden sein könnten. Für die Bewertung der Messwerte in den nächsten Kapiteln wurden dazu die folgenden Kriterien, geordnet nach ihrer Priorität, herangezogen:

- Eigene Messwerte (Verteilung, Bereich) von den im Rahmen des Flutfolgenprojektes entnommenen Proben aus uranbergbaulich unbeeinflussten Gebieten (nur für Sedimente).
- Messwerte der im Rahmen früherer Untersuchungen [Beu99], [GRS96], Altlastenkataster entnommenen Proben aus bergbaulich unbeeinflussten Gebieten.
- Anomalieschwelle für die einzelnen natürlichen Radionuklide, abgeleitet aus den Untersuchungen von bergbaulich unbeeinflussten Gewässern im Rahmen des Projektes „Sedimente und Auenböden" (nur für Sedimente und Böden) [GRS96].

5.3.1.1 Ortsdosisleistung in uranbergbaulich unbeeinflussten Gebieten

Als Orientierungswerte für die Ortsdosisleistung in den uranbergbaulich unbeeinflussten Bereichen der untersuchten Gebiete, können die Messwerte über geogenen Böden angesehen werden. Im Rahmen der Untersuchungen zum Altlastenkataster [Ett01] wurden an den Referenzpunkten für die Entnahme geogener Böden ebenfalls ODL-Messungen durchgeführt. Tabelle 38 zeigt eine statistische Übersicht der erhobenen Messdaten.

Tabelle 38. Statistische Daten der ODL-Messungen[a] über geogenen Böden in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus, alle Angaben in nSv h^{-1}.

n	AM	GM	EW[b]	min	Med.	P_{75}	P_{95}	max
68	105±35	$100\times1{,}4^{\pm1}$	105	32	95	124	161	255

[a] Entnommen aus den Abschlussberichten der einzelnen Verdachtsflächen [ALASKA].
Die angegebenen Werte wurden nicht um den Beitrag der kosmischen Komponente (32 nSv h^{-1}) korrigiert.
[b] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.

Wie dem in Abbildung 25 dargestellten Q-Q-Plot zu entnehmen ist, kann für die ODL-Messdaten erwartungsgemäß die Annahme einer logarithmischen Normalverteilung mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $\alpha = 0{,}05$ nicht abgelehnt werden.

Weitere Literaturdaten zur Ortsdosisleistung über geogenen Böden im Untersuchungsgebiet können dem Grundpegelprogramm [Wil97] entnommen werden. Im Rahmen dieses 1995–1996 vom BfS durchgeführten Projektes wurden in den ostdeutschen Bundesländern Grundpegelmessungen über natürlichen Untergründen durchgeführt; dabei wurden urbane und durch den Bergbau beeinflusste Gebiete bewusst ausgenommen. Die tabellierten Mittelwerte für den Vogtlandkreis bzw. den Kreis Aue-Schwarzenberg liegen bei 74 bzw. 88 nSv h^{-1} bei einer Spannweite von 33-227 bzw. 55–140 nSv h^{-1}. Da die angegebenen Werte höhenabhängig für den Beitrag der kosmischen Komponente korrigiert wurden, muss zum Vergleich ein Betrag von ca. 32 nSv h^{-1} addiert werden. Die in Tabelle 38 zusammengestellten Daten stimmen demnach sehr gut mit den Ergebnissen des Grundpegelprogramms überein.

Eine genauere Übersicht der terrestrischen Ortsdosisleistung über geogenen Böden in den untersuchten Verdachtsflächen gibt Abbildung 26.

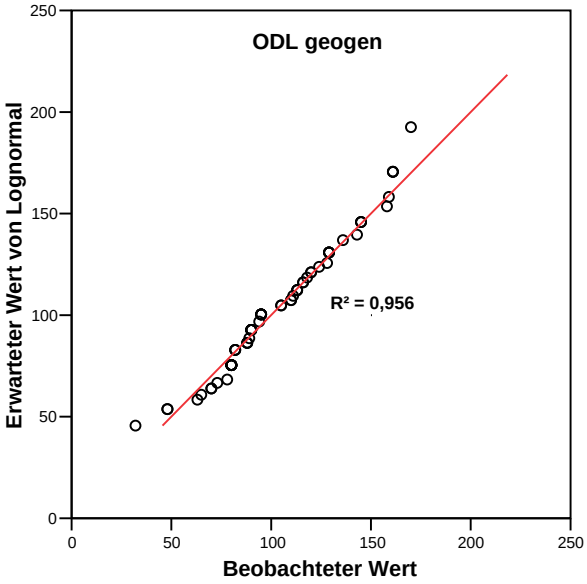

Abbildung 25. Q-Q-Plot für die ODL-Messwerte über geogenen Böden der untersuchten Verdachtsflächen, alle Angaben in nSv h^{-1}.

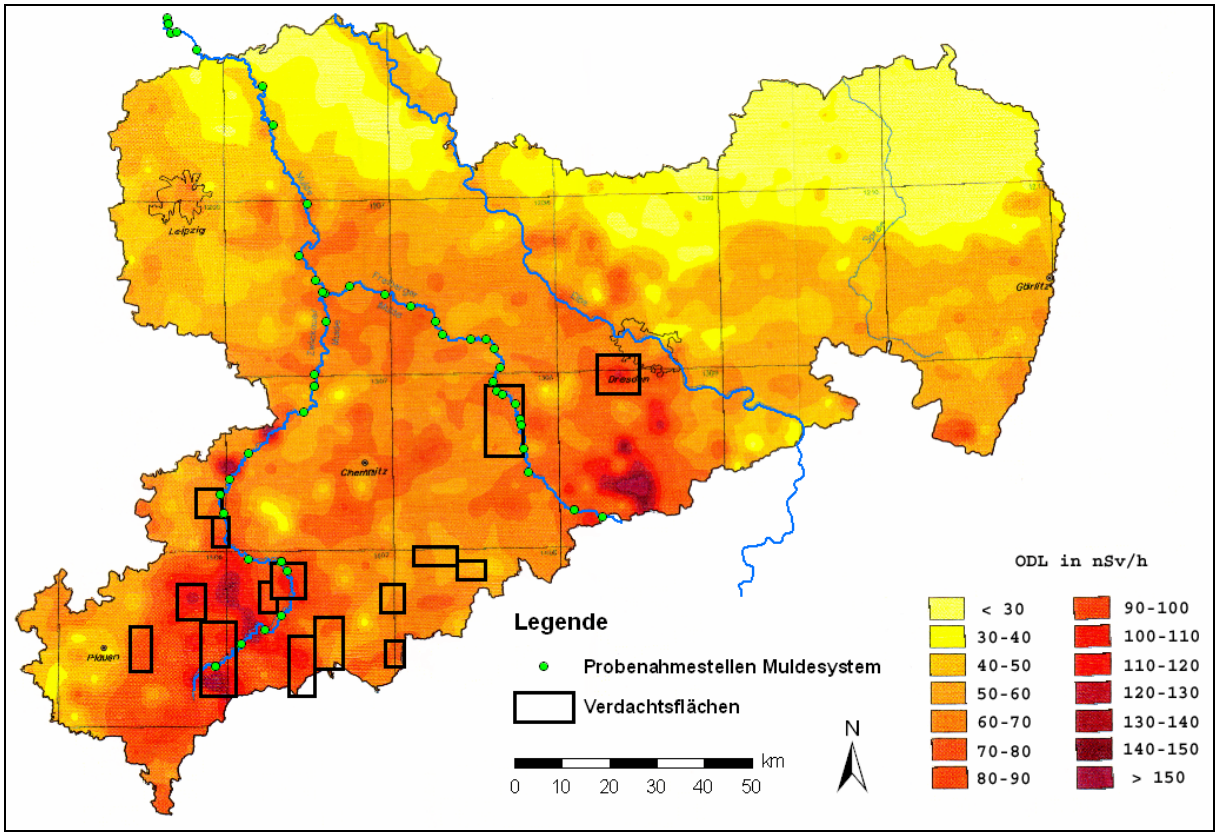

Abbildung 26. Übersichtskarte zur Ortsdosisleistung der terrestrischen Strahlung in Sachsen mit eingezeichneten Verdachtsflächen, entnommen aus [Wil97].

5.3.1.2 Gewässersedimente in uranbergbaulich unbeeinflussten Gebieten

Im Rahmen des Flutfolgenprojektes wurden in den o.g. Verdachtsflächen 21 Punkte beprobt, die im Rahmen der Untersuchungen zum Altlastenkataster [Ett01] als repräsentativ für den geogenen Hintergrund ausgewählt wurden und somit Vergleichswerte für uranbergbaulich unbeeinflusste Sedimente liefern. Die Schwankungsbreite innerhalb der Verdachtsflächen ist sehr groß und zeigt auch zwischen den einzelnen Verdachtsflächen erhebliche Variabilität, was durch die unterschiedlichen geogenen Gehalte an Uran zu begründen ist. Eine Übersicht über die Spannweite der Radionuklidgehalte in den Sedimenten der verschiedenen VF gibt Tabelle 39.

Eine statistische Auswertung der Messergebnisse ist in Tabelle 40 dargestellt, die dazugehörigen Literaturwerte aus dem Altlastenkataster befinden sich in Tabelle 41. Für die gemessenen Werte von ^{238}U, ^{226}Ra und ^{210}Pb sowie für die Literaturwerte der drei Nuklide ist die Annahme einer logarithmischen Normalverteilung nicht abzulehnen. Eine Ausnahme bildet das ^{232}Th-Tochternuklid ^{228}Ra. Die Verteilungen der Messwerte sind in Abbildung 27 als Q-Q-Plot dargestellt. Für alle drei Nuklide liegen die gezeigten Messergebnisse deutlich über denen der Untersuchungen aus dem Altlastenkataster. Es fällt auf, dass die Maxima der gemessenen Werte auch deutlich über denen der Literaturwerte liegen. Die Abweichungen lassen sich, wie in Tabelle 39 gezeigt, durch die relativ große Variabilität der Radionuklidgehalte in Sedimenten erklären, wobei auch teilweise auftretende Korngrößeneffekte (vgl. Kapitel 5.1.4) eine Rolle spielen können. Das Aktivitätsverhältnis A(^{226}Ra/^{228}Th) beträgt für die geogenen Punkte im arithmetischen Mittel 1, 7 ± 0, 6 und liegt damit leicht höher als im Mittel für die Freiberger Mulde (1,4 ± 0,3), was die geogene Herkunft der Sedimente bestätigt.

Tabelle 39. Spannweiten der Mess- und Literaturwerte für den geogenen Hintergrund der Radionuklide ^{238}U, ^{226}Ra und ^{210}Pb in Sedimenten, Aktivitäten in Bq kg^{-1}.

	Messwerte			Literaturwerte		
Gebiet	**U-238**	**Ra-226**	**Pb-210**	**U-238**	**Ra-226**	**Pb-210**
Annaberg-B.	55	60	57	48	60	49
Bärenstein	86	64	52	58–95	30–51	60–80
Filzteich	63–86	85–102	82–84	60–151	54–128	55–120
Freital	54–130	54–188	56–141	33–100	39–140	13–100
Gottesberg-S.	121–193	101–198	90–169	32–139	36–131	25–150
Lengenfeld	75–191	74–142	60–102	56–77	52–71	58–65
Marienberg	-	-	-	-	-	-
Mechelgrün-Z.	99	127	122	91	58	110
Zwickau-O.	74	62	60	90–125	74–84	56–75
Pobershau	-	-	-	-	-	-
Pöhla	80–208	84–102	120–134	49–60	42–64	36–41
Schneeberg-A.	51	65	62	74	75	16

Aufbauend auf den im Rahmen des Projektes „Sedimente und Auenböden" [GRS96] ermittelten Hintergrundwerten für das Muldesystem mit deren Standardabweichungen konnte ermittelt werden, ab welcher Höhe Werte nicht mehr zur betreffenden Grundgesamtheit gehören. Als Maß wird der Parameter Mittelwert + 2σ-Streuung verwendet. Damit ergeben sich für die Anomalieschwelle von natürlichen Radionukliden in Sedimenten folgende Werte: ^{238}U ≤ 118, ^{226}Ra ≤ 131 und ^{210}Pb ≤ 83 Bq kg^{-1}. Es fällt auf, dass die Mittelwerte für ^{238}U und ^{226}Ra unterhalb der Anomalieschwelle liegen, während ^{210}Pb diese leicht überschreitet. Nach

eigenen Abgaben der GRS [GRS96] bleibt die festgelegte Anomalieschwelle für ^{210}Pb jedoch zweifelhaft, da die zugrunde gelegten Messdaten für ^{210}Pb folgende Mängel aufweisen:

- Werte wurden durch Fehler bei der Analytik systematisch zu niedrig gemessen.
- Werte sind nur lückenhaft vorhanden, für einige VF fehlen sie ganz.
- Messunsicherheiten und Nachweisgrenzen sind nicht vorhanden.

Die Messwerte für ^{210}Pb in den untersuchten Verdachtsflächen können daher in Kapitel 5.3.3 nur unter Heranziehung der geogenen Gehalte diskutiert werden.

Tabelle 40. Statistische Daten für geogene Sedimente (Messwerte) aus den in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen, Aktivitäten in Bq kg^{-1}.

Parameter	U-238	Ra-226	Pb-210	Ra-228	K-40
n	21	21	21	21	21
arithm. Mittel	117,0 ± 73,3	109,2 ± 51,5	100,0 ± 42,4	78,6 ± 44,9	833 ± 166
geom. Mittel	102,7 × 1,6	99,8 × 1,5	92,7 × 1,5	70,9 × 1,5	817 × 1,2
EW[a]	115	108	101	77	831
Minimum	51	54	52	38	512
Median	76	94	91	70	859
75 %-Quantil	127	127	122	74	971
95 %-Quantil	208	198	169	155	1.083
Maximum	371	252	221	237	1.161

[a] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.

Tabelle 41. Statistische Daten für geogene Sedimente (Literaturwerte[a]) aus den in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen, Aktivitäten in Bq kg^{-1}.

Parameter	U-238	Ra-226	Pb-210	Ra-228	K-40
n	21	21	20	-[b]	-[b]
arithm. Mittel	72,1 ± 31,1	66,0 ± 26,3	52,5 ± 26,7	-[b]	-[b]
geom. Mittel	69,0 × 1,53$^{\pm 1}$	63,7 × 1,45$^{\pm 1}$	48,5 × 1,46$^{\pm 1}$	-[b]	-[b]
EW[c]	76	68	52		
Minimum	32	36	13	-[b]	-[b]
Median	74	58	50	-[b]	-[b]
75 %-Quantil	90	71	60	-[b]	-[b]
95 %-Quantil	139	128	110	-[b]	-[b]
Maximum	151	131	120	-[b]	-[b]

[a] entnommen aus den Abschlussberichten der jeweiligen Verdachtsflächen [ALASKA].
[b] im Messprogramm nicht enthalten.
[c] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.

Vergleicht man die gemessenen Werte mit den Angaben für die spezifische natürliche Untergrundaktivität in der Feinkornfraktion des Bodens < 500 µm in den Berechnungsgrundlagen Bergbau [BMU99], so ist die grobe Abschätzung mit 100 Bq kg^{-1} für die Nuklide der Uran-Radium-Zerfallsreihe auch für Sedimente sinnvoll.

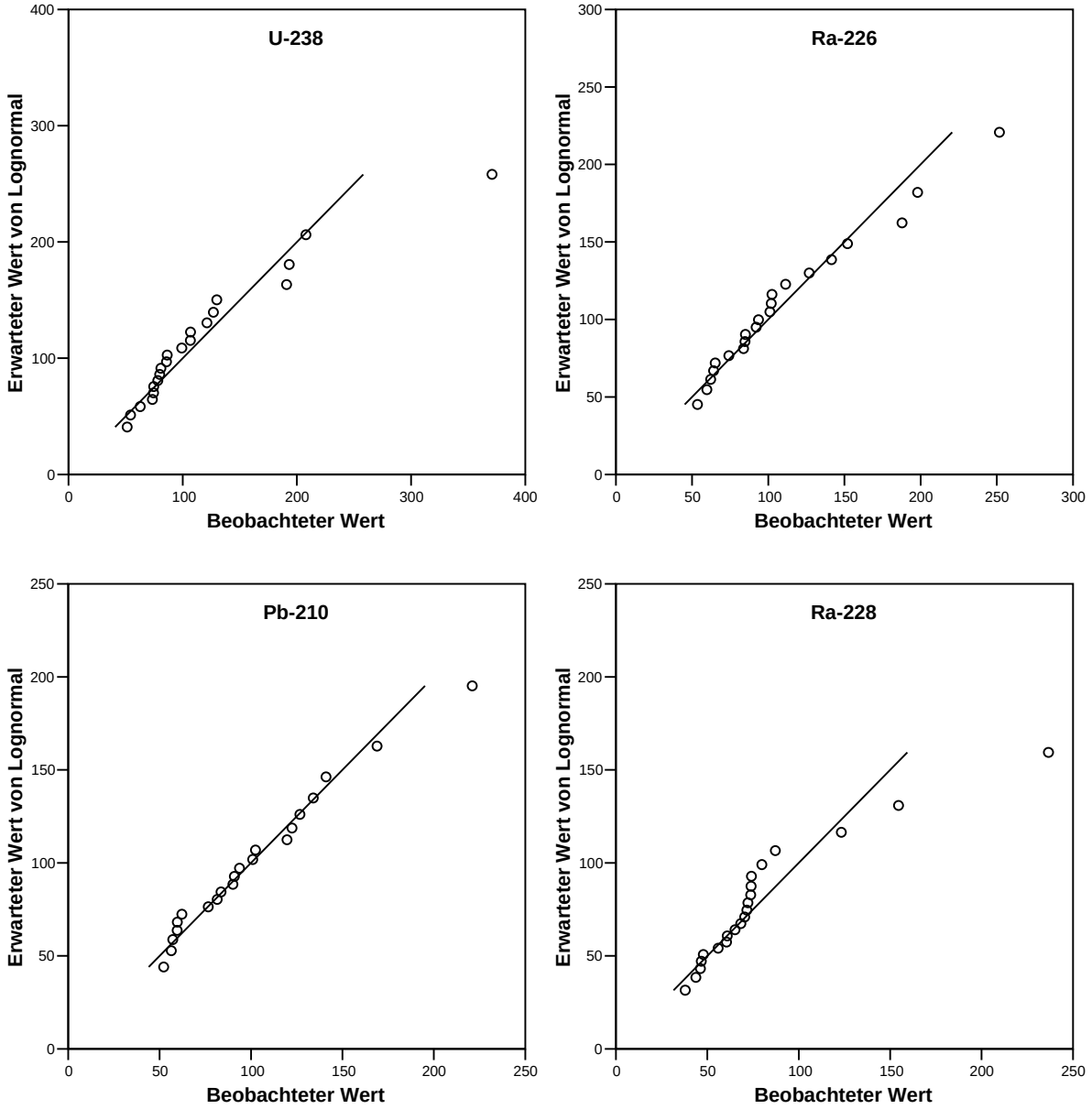

Abbildung 27. Q-Q-Plots für die im Rahmen des Flutfolgenprojektes gemessenen ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb und ^{228}Ra-Aktivitäten in geogenen Sedimenten der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen.

5.3.1.3 Böden in uranbergbaulich unbeeinflussten Gebieten

Als repräsentativ für den geogenen Untergrund der untersuchten Verdachtsflächen, können die im Rahmen der Untersuchungen zum Altlastenkataster [Ett01] als Referenzgebiete ausgewählten Teilflächen angesehen werden, da hier uranbergbaulich unbeeinflusste Böden vorliegen. Insgesamt wurden von der GRS 143 Referenzpunkte innerhalb der o.g. Verdachtsflächen ausgewählt, von denen aber 7 Punkte aufgrund der Höhe der Messwerte doch einem anthropogenen Einfluss unterliegen müssen. Die Probenahmepunkte 194.300.167, 191.300.153, 191.300.152, 194.300.165 und 191.300.155 aus einem Waldstück in Gottesberg/ Schneckenstein liegen mit spezifischen Aktivtäten von bis zu 300 Bq kg^{-1} ^{238}U, 380 Bq kg^{-1} ^{226}Ra und 427 Bq kg^{-1} ^{210}Pb weit über dem geogenen Niveau der Region. Ebenso enthalten die in der VF Filzteich gemessenen Moorböden 7.163.019 und 7.163.020 mit 1.620 Bq kg^{-1} ^{238}U anomal hohe Aktivitäten, die eindeutig nicht natürlichen Ursprungs sein können. Die

Messwerte wurden daher für eine weitere Auswertung nicht berücksichtigt. In Tabelle 42 sind die statistischen Kenndaten der verbleibenden Messwerte aufgeführt.

Tabelle 42. Statistische Daten zur spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide in geogenen Böden (Literaturwerte[a]) der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen, Aktivitäten in Bq kg^{-1}.

Parameter	U-238	Ra-226	Pb-210
n	136	124	123
arithm. Mittel	71,7 ± 28,4	69,8 ± 39,0	72,1 ± 32,6
geom. Mittel	$66{,}8 \times 1{,}5^{\pm 1}$	$62{,}0 \times 1{,}6^{\pm 1}$	$65{,}8 \pm 1{,}5^{\pm 1}$
EW[b]	71,6	69,1	72,0
Minimum	25	23	25
25 %-Quantil	52	47	50
Median	63	54	62
75 %-Quantil	85	80	88
95 %-Quantil	122	150	143
Maximum	170	210	180

[a] Entnommen aus den Abschlussberichten der jeweiligen Verdachtsflächen [ALASKA].
[b] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.

Wie die in Abbildung 28 dargestellten Q-Q-Plotts zeigen, kann für die Messwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{238}U, ^{226}Ra und ^{210}Pb die Annahme einer logarithmischen Normalverteilung ($\alpha = 0{,}05$) ebenfalls nicht abgelehnt werden.

Ein Vergleich mit den Hintergrundwerten für Sachsen nach Vorgabe der Berechnungsgrundlagen Bergbau [BMU99] zeigt, dass die hier ermittelten geogenen Aktivitätsgehalte, obwohl auf eine Fraktion < 2000 µm gesiebt, nur geringfügig über den Angaben für die Gesamtfraktion liegen (A(^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb) = 50 Bq kg^{-1}). Die Messungen sind deshalb eher mit der Fraktion < 500 µm (A(^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb) = 100 Bq kg^{-1}) vergleichbar. Dieser Befund ist verständlich, da die Angaben bewusst konservativ gewählt wurden, um auch geogene Anomalien mit abzudecken.

Die im Projekt „Radionuklidbelastung von Sedimenten und Auenböden“ [GRS96] definierte Anomalieschwelle für die spezifischen Aktivitäten natürlicher Radionuklide in Auenböden bestätigt ebenfalls die geogene Herkunft der in Tabelle 42 charakterisierten Böden. In [GRS96] wurde aufbauend auf den Hintergrundwerten und Standardabweichungen der Messwerte ermittelt, ab welcher Höhe Werte nicht mehr zur betreffenden Grundgesamtheit gehören. Als Maß wurde der Mittelwert zuzüglich n Standardabweichungen genommen. Mit dem in der Geochemie üblichen Bezug auf 2σ ergeben sich damit die in Tabelle 43 aufgeführten Anomalieschwellen für die spezifischen Aktivitäten in Sedimenten.

Tabelle 43. Statistische Daten und Anomalieschwellen für die spezifischen Aktivitäten natürlicher Radionuklide in Auenböden, entnommen aus [GRS96].

Parameter	U-238	Ra-226	Pb-210
n	60	60	60
arithm. Mittel	81 ± 31	80 ± 29	52 ± 18
geom. Mittel	$70 \times 1{,}52^{\pm 1}$	$75 \times 1{,}46^{\pm 1}$	$51 \times 1{,}41^{\pm 1}$
EW	76	81	54
$\bar{x} + 1\sigma$	88	95	63
$\bar{x} + 2\sigma$	118	131	83

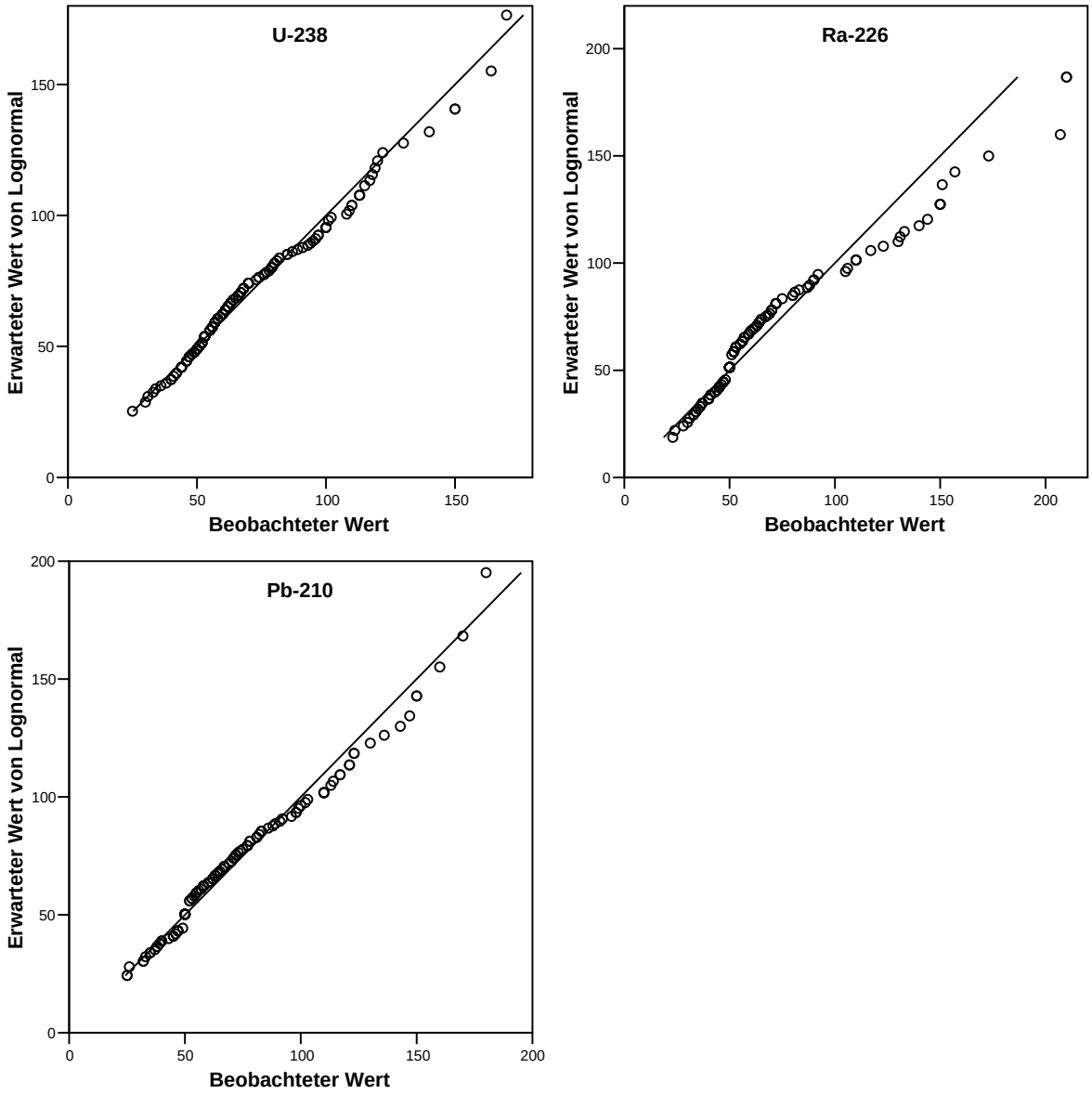

Abbildung 28. Q-Q-Plots für die ^{238}U, ^{226}Ra und ^{210}Pb-Aktivitäten in geogenen Böden der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen [ALASKA], alle Angaben in Bq kg^{-1}.

Da im Rahmen der Untersuchungen zum Altlastenkataster keine spezifischen Aktivitäten von ^{232}Th und seinen Tochternukliden in geogenen Böden bestimmt wurden, mussten zur Ergänzung eigene Untersuchungen durchgeführt werden. Zu diesem Zweck wurden im Juni 2005 in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus Mischproben von nicht kontaminierten Böden entnommen und auf ihren Gehalt an natürlichen Radionukliden untersucht. Dabei wurden 11 Mischproben (0–20 cm) in den VF Bärenstein, Freital, Lengenfeld, Marienberg, Mechelgrün-Zobes, Pobershau, Schneckenstein, Schneeberg-Aue und Zwickau-Oberrothenbach entnommen. Eine statistische Übersicht über die gemessenen spezifischen Aktivitäten (0–20 cm) gibt Tabelle 44.

Ein Vergleich zwischen den Literaturdaten (Tabelle 42) und eigenen Untersuchungen (Tabelle 44) zeigt, dass sich die Erwartungswerte der spezifischen Aktivitäten von ^{238}U, ^{226}Ra und ^{210}Pb nicht signifikant voneinander unterscheiden. Die spezifischen Aktivitäten von ^{228}Ra und ^{228}Th liegen erwartungsgemäß im Bereich der für Deutschland üblichen Mittelwerte.

Tabelle 44. Statistische Daten zur spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide in geogenen Böden (0–20 cm) der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen (eigene Untersuchungen), Aktivitäten in Bq kg^{-1}

Parameter	U-238	Ra-226	Pb-210	Ra-228	Th-228
n	11	11	11	11	11
arithm. Mittel	66,8 ± 16,9	60,7 ± 18,0	74,5 ± 20,7	50,9 ± 15,0	50,2 ± 15,2
geom. Mittel	$64{,}7 \times 1{,}3^{\pm 1}$	$58{,}4 \times 1{,}3^{\pm 1}$	$72{,}0 \times 1{,}3^{\pm 1}$	$49{,}3 \times 1{,}3^{\pm 1}$	$48{,}5 \times 1{,}3^{\pm 1}$
EW[a]	67,2	61,0	74,7	51,0	50,2
Minimum	42,9	40,9	44,6	34,8	34,7
Median	70,3	58,8	72,8	45,7	45,6
Maximum	86,5	89,1	110,8	89,6	89,4

[a] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.

Insgesamt liegen die in Tabelle 42 und Tabelle 44 aufgeführten Mittelwerte alle unterhalb der in Tabelle 45 aufgeführten Angaben der Berechnungsgrundlagen Bergbau [BMU99] für den natürlichen Untergrund, wenn man diese mit den Angaben für die Boden Feinkornfraktion < 500 µm vergleicht. Die Untergrundwerte der Berechnungsgrundlagen Bergbau stellen damit eine konservative Abschätzung des geogenen Niveaus dar, welche erhöhte geogene Gehalte nicht berücksichtigt (vgl. Maximalwerte in Tabelle 44). Die Unterschiede zwischen den Korngrößenfraktionen „Gesamt“, „< 500 µm“ und „< 20 µm“ enstehen durch einen sehr konservativ gewählten Aufkonzentrierungsfaktor von 2,0 bzw. 4,0. Während die spezifischen Aktivitäten für den ungesiebten Boden einer Studie zur Verteilung natürlicher Radionuklide im Boden der Bundesländer Sachsen und Thüringen [Bar95] entstammen, wurden die Werte für die Fraktionen „< 500 µm“ und „< 20 µm“ explizit durch Multiplikation mit dem o.g. Aufkonzentrierungsfaktor errechnet [BMU99]. Für eine weitergehende Diskussion der Aufkonzentrierungsfaktoren wird auf Kapitel 7.3.1 verwiesen.

Die ebenfalls in Tabelle 45 aufgeführten mittleren spezifischen Bodenaktivitäten für Deutschland und das Bundesland Niedersachsen liegen erwartungsgemäß unterhalb der Mess- und Literaturwerte (Tabelle 44 bzw. Tabelle 42) für Sachsen und bestätigen damit die dort vorhandenen erhöhten geogenen Gehalte.

Tabelle 45. Literaturdaten zur mittleren spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide in oberflächennahen geogenen Böden, alle Angaben in Bq kg^{-1}

Quelle	U-238	Ra-226	Pb-210	Ra-228	Th-228
BglBb[a] (Gesamt)	50	50	50	40	40
BglBb[a] (< 500 µm)	100	100	100	80	80
BglBb[a] (< 20 µm)	200	200	200	160	160
Deutschland[b]	40	40	40	42	42
Sachsen[c]	46 ± 25	46 ± 25	-	40,3 ± 15,8	-
Niedersachsen[d]	$25{,}9 \times 1{,}5^{\pm 1}$	$25{,}7 \times 1{,}4^{\pm 1}$	$38{,}4 \times 1{,}6^{\pm 1}$	$25{,}2 \times 1{,}4^{\pm 1}$	$25{,}1 \times 1{,}4^{\pm 1}$
	28,0	27,1	43,4	26,7	26,7

[a] Angaben der Berechnungsgrundlagen Bergbau (für Sachsen und Thüringen), entnommen aus [BMU99].
[b] Angaben für die Bundesrepublik Deutschland, entnommen aus [Kem96].
[c] Angaben für uranbergbaulich unbeeinflusste Gebiete in Sachsen (n = 257), entnommen aus [Bar95].
[d] Angaben für Niedersachsen, geometrischer Mittelwert, Standardabweichung und Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung, entnommen aus [Vah04].

5.3.1.4 Oberflächen-, Grund- und Trinkwasser in uranbergbaulich unbeeinflussten Gebieten

Im Rahmen der Untersuchungen zum Altlastenkataster [Ett01] [ALASKA] wurde keine Unterscheidung zwischen uranbergbaulich beeinflussten und unbeeinflussten Grund- und Oberflächenwässern getroffen, daher kann der geogene Untergrund aus den vorhandenen Messdaten nicht unmittelbar abgeleitet werden. Insbesondere wegen der stark inhomogenen Verteilung der radioaktiven Kontaminationen innerhalb der Verdachtsflächen ist eine Unterscheidung zwischen beeinflussten und unbeeinflussten Grundwasserleitern generell sehr schwierig. Für Oberflächenwässer sind jedoch in den o.g. Verdachtsflächen 53 Probenahmepunkte vorhanden, an denen davon ausgegangen werden kann, dass nahezu keine uranbergbauliche Beeinflussung vorhanden ist. Die Mittelwerte und Spannweiten der gemessenen Aktivitätskonzentrationen über der Nachweisgrenze können Tabelle 46 entnommen werden.

Tabelle 46. Bereiche und Mittelwerte der geogenen Aktivitätskonzentrationen natürlicher Radionuklide in Oberflächenwässern der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen[a], Aktivitätskonzentrationen in mBq L^{-1}.

Parameter	U-238	Ra-226	Pb-210	Po-210
n	34	34	13	10
arithm. Mittel	35	23	37	17
Minimum	10	5	15	3
Maximum	75	85	90	50

[a] entnommen aus den Abschlussberichten der o.g. Verdachtsflächen [ALASKA].

In den Jahresberichten des BMU zu Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung [BMU03] existieren weitere Angaben zu mittleren Konzentrationen von natürlichen Radionukliden in Oberflächen-, Grund- und Trinkwässern. Tabelle 47 fasst die Bereiche der Aktivitätskonzentrationen natürlicher Radionuklide in Oberflächen- und Grundwässer Deutschlands zusammen. Es zeigt sich, dass die von der GRS gemessenen mittleren Aktivitätskonzentrationen in Tabelle 46 alle innerhalb der hier angegebenen Spannweiten liegen. Weiterhin sind sie auch mit den Angaben der Berechnungsgrundlagen Bergbau vergleichbar, obwohl sich diese auf Trinkwasserwerte beziehen.

Tabelle 47. Bereiche der geogenen Aktivitätskonzentrationen natürlicher Radionuklide in Grund- und Oberflächenwässern Deutschlands, Angaben in mBq L^{-1}.

Bezug	U-238	Ra-226	Pb-210	Po-210	Th-232	Ra-228	Th-228
Grundwasser[a]	1–200	< 4–400	-	-	0,4–70	-	-
Oberflächenw.[a]	< 2–40	< 2–30	2–70	-	0,04–0,4	< 1–10	
Oberflächenw.[b]	20	20	50	20	1	20	1

[a] Entnommen aus [BMU03].
[b] Hintergrundwerte für Oberflächen- und Beregnungswasser nach Berechnungsgrundlagen Bergbau [BMU99].

Die in der Literatur verfügbaren Daten für Trinkwasser in Deutschland stammen, mit Ausnahme der Radionuklide ^{226}Ra und ^{40}K, überwiegend aus Gebieten erhöhter natürlicher Radioaktivität im Erzgebirge (Vogtland). Sie sind nur eingeschränkt repräsentativ für das gesamte Bundesgebiet, können deshalb aber sehr gut als Schätzwerte für das geogene Niveau in den Verdachtsflächen dienen. Mittelwerte für das gesamte Bundesgebiet können den

Berichten [BfS01] und [BfS06a] entnommen werden. Aus den in der Literatur angegebenen Medianwerten und 95 %-Perzentilen können die geometrischen Mittelwerte und Standardabweichungen unter Annahme einer logarithmischen Normalverteilung errechnet werden. Tabelle 48 zeigt eine Zusammenstellung der nuklidspezifischen Mittelwerte für Deutschland und Sachsen.

Tabelle 48. Aktivitätskonzentrationen natürlicher Radionuklide im Trinkwasser uranbergbaulich unbeeinflusster Gebiete (Literaturwerte), Aktivitäten in mBq L^{-1}.

	Deutschland				**Sachsen**			
Nuklid	**P_{95}**[b]	**GM**[b]	**GS**[c]	**EW**[a]	**P_{95}**[d]	**GM**[d]	**GS**[e]	**EW**[a]
U-238	-	5,00	3,17	**9,73**	314	15,80	6,16	**82,40**
U-234	-	6,00	3,17	**11,70**	347	18,30	5,98	**90,60**
Th-230	-	1,57	2,80	**2,66**	8,60	1,55	2,83	**2,67**
Ra-226	32,1	4,81	3,17	**9,36**	32,1	4,81	3,17	**9,36**
Pb-210	-	1,50	3,17	**2,92**	169	5,70	7,85	**47,60**
Po-210	-	0,50	3,17	**0,97**	41,9	1,60	7,25	**11,40**
U-235	-	0,30	3,17	**0,58**	16,0	1,03	5,30	**4,14**
Th-232	-	0,10	3,17	**0,19**	3,50	0,45	3,48	**0,98**
Ra-228	-	3,00	3,17	**5,84**	22,5	11,80	1,48	**12,70**
Th-228	-	0,20	3,17	**0,39**	6,10	0,95	3,10	**1,80**

[a] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.
[b] geometrische Mittelwerte und 95 %-Perzentile wurden [BMU03] entnommen.
[c] geometrische Standardabweichungen wurde aus dem Wert von ^{226}Ra für alle Nuklide abgeschätzt [BfS06a].
[d] geometrische Mittelwerte und 95 %-Perzentile wurden [BfS06a] entnommen.
[e] geometrische Standardabweichungen wurden aus GM und P_{95} berechnet [BfS06a].

Wie Tabelle 49 demonstriert, liegen die Erwartungswerte bei einer angenommenen logarithmischen Normalverteilung aufgrund der sehr hohen geometrischen Standardabweichungen, insbesondere für ^{238}U, weit über den vom BfS angegebenen Medianwerten. Bei den Nukliden der Uranzerfallsreihe muss im gesamten Bundesgebiet mit zweifach gegenüber dem Median erhöhten Erwartungswerten gerechnet werden, während dieser Faktor für das Bundesland Sachsen sogar fünf bis acht betragen kann.

5.3.1.5 Biomaterialien in uranbergbaulich unbeeinflussten Gebieten

Bei den im Rahmen der Untersuchungen zum Altlastenkataster durchgeführten Analysen von Biomaterialien wurden keine Proben aus uranbergbaulich unbeeinflussten Bereichen oder Referenzgebieten untersucht. Entsprechende Vergleichswerte für die mittleren spezifischen Aktivitäten natürlicher Radionuklide in Deutschen bzw. Europäischen Lebensmitteln können den jeweils aktuellsten Jahresberichten des Bundesumweltministeriums [BMU03] bzw. dem UNSCEAR-Report 2000 [UNS00] entnommen werden. Tabelle 49 zeigt eine Zusammenstellung der relevanten Messdaten für deutsche Lebensmittel.

Tabelle 49. Literaturdaten zum geogenen Niveau der spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide in Nahrungsmitteln aus Deutschland, entnommen aus [BMU03], alle Angaben in Bq kg^{-1} (FM).

Nahrungsmittel	Par.[a]	U-238	Ra-226	Pb-210	Po-210
Getreide[b]	AM	0,1	0,3	1,4	0,3
	SP	0,02–0,4	0,04–1,54	0,04–10,2	0,2–1,94
Kartoffeln[b]	AM	0,6	0,2	0,1	0,1
	SP	0,02–3,09	0,02–1,30	0,02–0,63	0,20–0,33
Gemüse[b]	AM	0,4	0,1	0,1	0,1
	SP	0,1–1,26	0,006–0,71	0,007–0,34	0,004–1,19
Möhren[b]	AM	0,7	0,2	0,6	0,6
	SP	0,07–2,31	0,06–0,49	0,02–4,9	0,02–5,2
Obst[b]	AM	0,6	0,2	0,2	0,1
	SP	0,02–2,89	0,005–2,12	0,02–2,29	0,02–1,1
Pilze[b]	AM	1,3	1,2	1,2	1,3
	SP	0,18–5,1	0,01–16	0,09–4,1	0,1–5,2
Fischfleisch[b]	AM	4,1	1,5	0,8	1,1
	SP	0,5–7,4	0,05–7,8	0,02–4,42	0,05–5,2
Fischfleisch[c]	AM	0,02	0,10	0,20	1,00
Blattgemüse[c]	AM	0,05	0,10	0,15	0,15
Gemüse o. Blattg.[c]	AM	0,05	0,10	0,06	0,06

[a] Arithmetischer Mittelwert (AM) und Spannweite (SP).
[b] Entnommen aus [BMU03].
[c] Nach Vorgabe der Berechnungsgrundlagen Bergbau [BMU99].

5.3.2 Ortsdosisleistung

Die ODL-Messgröße für die bei den Untersuchungen zum Flutfolgenprojekt [Knö04] experimentell ermittelte sowie für die aus dem Altlastenkataster [ALASKA] entnommenen Messwerte ist die Umgebungsäquivalentdosisleistung $H^*(10)$. Alle in diesem Kapitel angegebenen Messwerte wurden nicht um den Beitrag der kosmischen Komponente von ca. 32 nS h^{-1} [Wil97] korrigiert. Der Zusammenhang zwischen Umgebungsäquivalentdosisleistung $H^*(10)$ und der älteren Messgröße Photonenäquivalentdosisleistung H_x wird in Kapitel 7.2.1 erläutert.

Die Messung der Ortsdosisleistung im Rahmen des Flutfolgenprojektes beschränkte sich auf stichprobenartige Einzelmessungen in 1 m Höhe über dem Uferstreifen des untersuchten Gewässers. Die Messwerte werden daher in erster Linie von dem Gehalt der Umgebung (Boden, Gestein) an natürlichen Radionukliden bestimmt. Aufgrund des starken Verdünnungseffektes ist deshalb eine erhöhte Ortsdosisleistung am jeweiligen Probenahmepunkt

hinreichend für erhöhte Radionuklidgehalte im Sediment, aber nicht zwingend notwendig. Die Ergebnisse der ODL-Messungen geben deshalb eher den durchschnittlichen Gehalt an natürlichen Radionukliden in der obersten Bodenschicht der Probenahmeorte wieder. Insgesamt wurden 135 Messwerte erhoben, deren statistische Kenndaten in Tabelle 50 aufgeführt sind.

Tabelle 50. Statistische Daten der ODL-Messungen aus dem Flutfolgenprojekt am Gewässerverlauf der Zwickauer und Vereinigten Mulde sowie in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus, alle Angaben in nSv h^{-1}.

n	AM	GM	EW[a]	min	Med.	P_{75}	P_{95}	max
135	218±121	$204\times1{,}4^{\pm1}$	214	116	195	232	334	1.350
129[b]	199±44	$194\times1{,}2^{\pm1}$	199	116	193	226	286	334

[a] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.
[b] Korrigierte Werte: Anteile aus dem unmittelbaren Bereich der Absetzanlagen wurden eliminiert.

Die in Abbildung 29 als Histogramm dargestellten Messungen zeigen, dass nur im unmittelbaren Bereich um die industriellen Absetzanlagen Lengenfeld und Schneckenstein erhöhte Werte > 300 nS h^{-1} auftreten. Vergleicht man die im Rahmen des Flutfolgenprojektes ermittelten ODL-Werte mit den Angaben aus [Wil97], so sind 10 % der nicht korrigierten Messwerte oberhalb von 280 nS h^{-1} als gegenüber dem geogenen Niveau erhöht anzusehen. Eliminiert man die 6 Messwerte aus dem direkten Umfeld der IAAs > 400 nSv h^{-1}, so kann die Annahme einer logarithmischen Normalverteilung für die verbliebenen Daten nicht abgelehnt werden (Shapiro-Wilk-Test, $\alpha = 0{,}05$). Abbildung 30 zeigt eine Auftragung der Messwerte < 400 nSv h^{-1} als Q-Q-Plot.

Die übrigen Areale sind mit ODL-Werten << 300 nSv h^{-1} entsprechend den Empfehlungen der Strahlenschutzkommission für die Nutzung von Bergbauhalden bzw. durch den Uranbergbau kontaminierten Flächen [SSK91b] als radiologisch unbedenklich einzustufen.

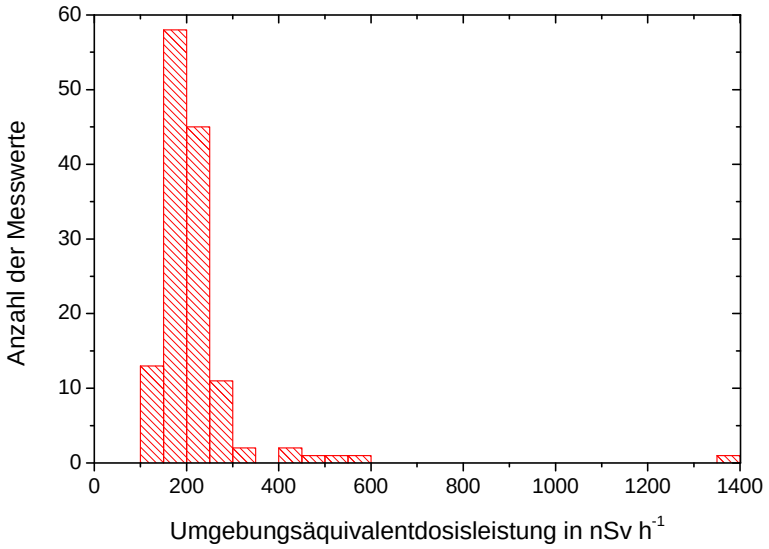

Abbildung 29. ODL-Messwerte an den Probenahmestellen des Flutfolgenprojektes (Uferstreifen).

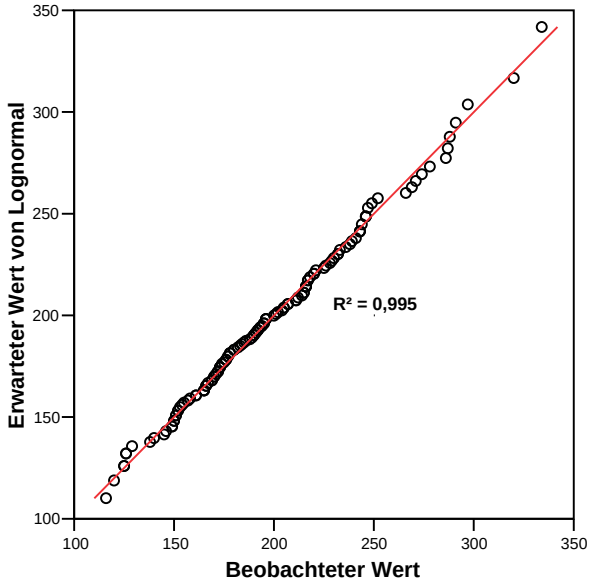

Abbildung 30. Q-Q-Plot für die ODL-Messwerte an den Probenahmestellen des Flutfolgenprojektes (Uferstreifen), alle Angaben in nSv h^{-1}.

Für die Untersuchungen zum Altlastenkataster [Ett01] wurde die ODL in allen existierenden Verdachtsflächen in kleinräumigem Raster gemessen und dabei über 252.000 Messdaten erhoben. Die im Raster gemessenen Daten sollen nicht Gegenstand der weiteren Diskussion sein, vielmehr sollen hier die unmittelbar über den Bodenprobenahmestellen gemessenen ODL-Werte [ALASKA] behandelt werden. Dazu wurden 379 der insgesamt 812 Bodenprobenahmepunkte ausgewählt, an denen neben der Entnahme von Mischproben im Tiefenbereich von 0–30 cm auch ODL-Messungen durchgeführt wurden. Tabelle 51 zeigt eine Übersicht der statistischen Kenndaten dieser ODL-Messdaten.

Spitzenwerte im Bereich von 5.000–8.200 nSv h^{-1} wurden in den Verdachtsflächen Filzteich, Lengenfeld und Gottesberg-Schneckenstein über unmittelbar mit Pechblende kontaminierten Böden gefunden, die spezifische Aktivität von Uran im Oberboden betrug hier 17–1.150 kBq kg^{-1}. Die den o.g. Kontaminationen zugeordneten drei höchsten Messwerte wurden deshalb bei der statistischen Behandlung nicht berücksichtigt. Mit dem in Kapitel 5.1.2.4 beschriebenen Verfahren, konnte aus der Verteilung der gesamten Messwerte ein Untergrundanteil von 280 nSv h^{-1} ermittelt werden, welcher sehr gut mit der o.g. Abschätzung nach [Wil97] übereinstimmt. Die Verteilung kann damit in einen Untergrundanteil (32–280 nSv h^{-1}) und einen bergbaulich beeinflussten Anteil (> 280–3.608 nSv h^{-1}), korrigiert um einen Betrag von 280 nSv h^{-1}, aufgeteilt werden. Die in Abbildung 31 dargestellten Q-Q-Plots zeigen die beiden Verteilungen; für diese kann die Annahme einer logarithmischen Normalverteilung mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $\alpha = 0{,}05$ nicht abgelehnt werden.

Tabelle 51. Statistische Daten zur ODL über den Bodenprobenahmestellen der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen, entnommen aus [ALASKA], Angaben in nSv h^{-1}.

n	AM	GM	EW[a]	Min	Med.	P_{75}	P_{95}	Max
379	398±475	$258\times2{,}4^{\pm1}$	384	32	230	509	1.127	3.608
200[b]	131±47	$123\times1{,}4^{\pm1}$	131	32	120	153	230	280
179[c]	415±555	$236\times2{,}9^{\pm1}$	419	15	230	485	1.420	3.328

[a] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.
[b] Parameter für die Verteilung der geogenen Untergrundwerte im Bereich 32–280 nSv h^{-1}.
[c] Parameter für die Verteilung der bergbaulich beeinflussten Werte (Untergrundabzug = 280 nSv h^{-1}).

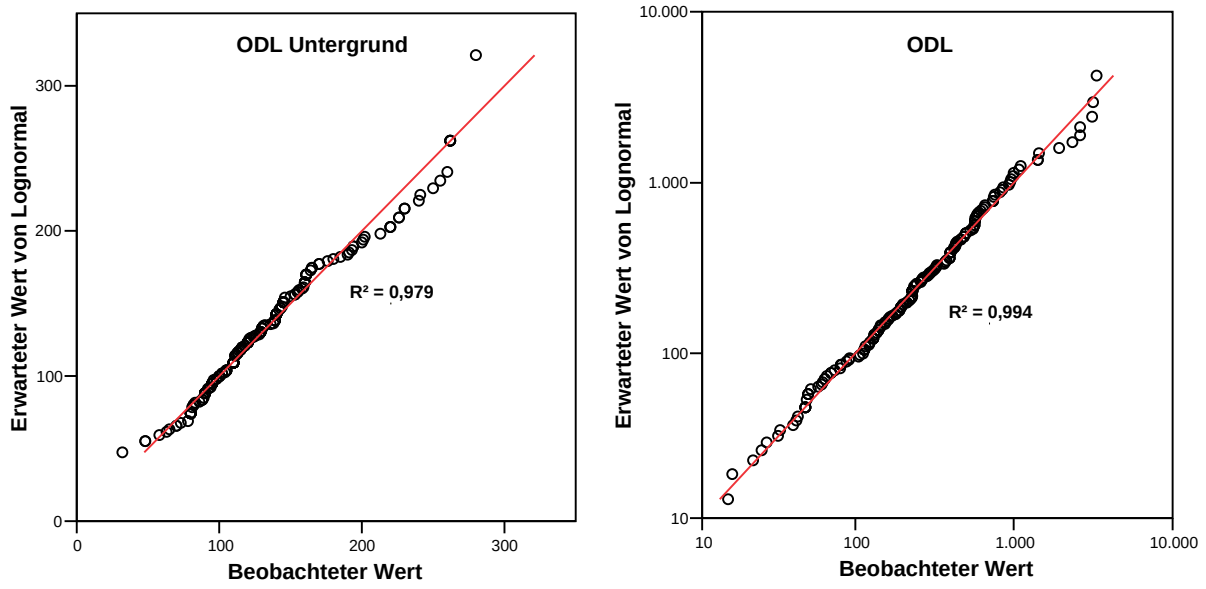

Abbildung 31. Q-Q-Plots für die ODL-Messwerte über den Bodenprobenahmestellen in unbeeinflussten (links) und beeinflussten Bereichen (rechts) der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen, Daten entnommen aus [ALASKA], alle Angaben in nSv h^{-1}.

5.3.3 Radionuklidkonzentrationen in Gewässersedimenten

In den Sedimenten der meisten im Rahmen des Flutfolgenprojektes untersuchten Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus wurden bei den spezifischen Aktivitäten von ^{238}U, ^{226}Ra und ^{210}Pb gegenüber früheren Untersuchungen [ALASKA] keine signifikanten Veränderungen festgestellt. Wegen der geringen Relevanz für die Ermittlung der Strahlenexposition des Menschen wird für eine ausführliche Diskussion der hier nicht behandelten VF auf den Abschlussbericht zum Flutfolgenprojekt [Knö04] verwiesen. Lediglich in den Verdachtsflächen Lengenfeld, Mechelgrün-Zobes und Zwickau-Oberrothenbach, die in der Vergangenheit starken Umbau- und Sanierungsmaßnahmen unterworfen waren, hat es nennenswerte Veränderungen gegeben, die im Folgenden vorgestellt werden. Die Verdachtsfläche Lengenfeld wird aufgrund der dort durchgeführten Sonderuntersuchungen in Kapitel 5.4 getrennt diskutiert.

Für die Untersuchungen zum Flutfolgenprojekt [Knö04] wurden innerhalb der o.g. Verdachtsflächen 125 Proben von Gewässersedimenten sowie 16 Proben von Hochflut-sedimenten und abgelagerten Tailingsmaterialien entnommen und analysiert. Dabei wurden die natürlichen Radionuklide ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb, ^{235}U, ^{228}Ra, ^{228}Th, ^{40}K und ^{137}Cs mittels Gammaspektrometrie direkt oder über ihre Tochternuklide bestimmt. In Tabelle 52 sind die statistischen Kenndaten für die Radionuklide ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb und ^{228}Th aufgeführt. Abbildung 32 zeigt eine graphische Übersicht aller Messdaten für die Verdachtsflächen in logarithmischer Darstellung. Die maximalen Aktivitäten in geogenen Gewässersedimenten, abgeschätzt aus Tabelle 39, sind als horizontale Linien eingezeichnet.

Die Messwerte von ^{238}U, ^{226}Ra und ^{210}Pb in Gewässersedimenten zeigen eine extreme Spannweite von vier Größenordnungen, mit Werten weit unterhalb des mittleren geogenen Bereichs (< 50 Bq kg^{-1}), bis zu einigen 10.000 Bq kg^{-1}. Die Nachweisgrenze für die genannten natürlichen Radionuklide wurde in keinem Fall unterschritten.

Tabelle 52. Statistische Daten zur spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide im Gewässersediment der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen, Angaben in Bq kg^{-1}.

Parameter	U-238	Ra-226	Pb-210	Th-228
n	146	146	145	146
arithm. Mittel	1.809 ± 4.114	2.839 ± 8.841	2.272 ± 7.039	75 ± 51
geom. Mittel	391 × 4,9±1	329 × 5,4±1	278 × 4,9±1	65 × 1,7±1
EW[a]	1.364	1.344	983	74
Minimum	20	17	45	10
Median	252	188	160	60
75 %-Quantil	912	635	450	74
95 %-Quantil	15.011	33.492	24.562	191
Maximum	18.959	43.242	33.623	338

[a] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.

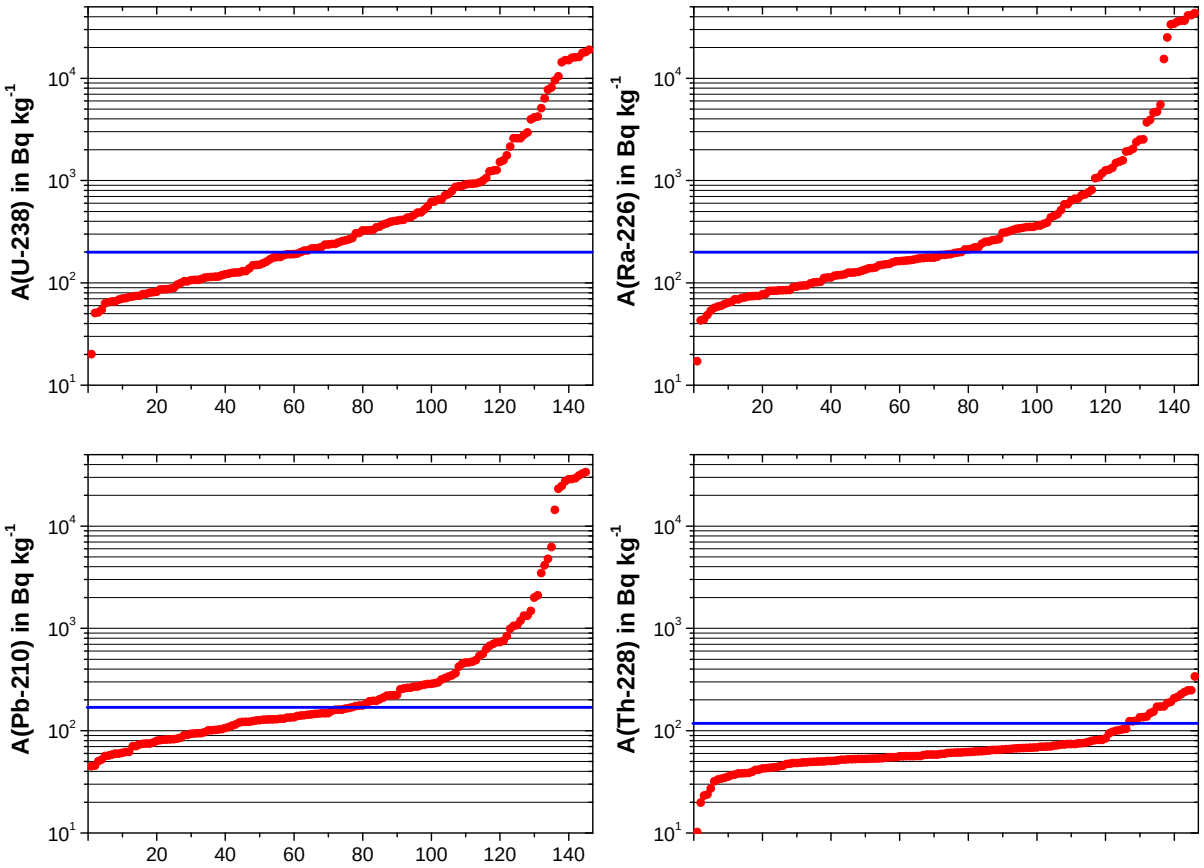

Abbildung 32. Messwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb und ^{228}Th im Gewässersediment der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen sowie 95 %-Perzentile des geogenen Hintergrundes (blaue Linie).

Messwerte unterhalb des mittleren geogenen Niveaus für Gewässersedimente wurden in Proben aus uranbergbaulich unbeeinflussten Gebieten mit hohem Silikatanteil, oder in künstlichen Gewässersubstraten gefunden. Die höchsten Messwerte mit A(^{238}U) = 4,1–19 Bq g^{-1}, A(^{226}Ra) = 2,4–43 Bq g^{-1} und A(^{210}Pb) = 1,3–33,6 Bq g^{-1} sind vollständig den durch Tailingsmaterial kontaminierten Sedimenten der Plohnbachaue (Lengenfeld) zuzuordnen.

Sehr stark erhöhte Messwerte für ^{238}U wurden ebenfalls in einem Teich im Abstrom der IAA Gottesberg-Schneckenstein (6,3 Bq g^{-1}), im Abstrom der IAA Dänkritz I in Oberrothenbach (5,9 Bq g^{-1}) und im Abwasserschacht der Kettenberghalde in Freital (3,6 Bq g^{-1}) gemessen. In allen genannten Fällen dominiert der Transport von gelöstem Uran aus bergbaulichen Rückständen.

Weitere sehr stark erhöhte Messwerte für ^{226}Ra und ^{210}Pb wurden neben den o.g. Punkten im Sickerwasser der IAA Lengenfeld (4,6 bzw. 0,5 Bq g^{-1}) sowie ebenfalls im Bereich der Plohnbachaue in Lengenfeld (2,5 bzw. 2,0 Bq g^{-1}) ermittelt. Hier liegt in allen Fällen eine direkte Beeinflussung durch Tailingsmaterialien vor.

Die für das ^{232}Th-Tochternuklid ^{228}Th gemessenen spezifischen Werte zwischen 10 und 400 Bq kg^{-1} bewegen sich vollständig im Bereich des geogenen Niveaus für Gewässersedimente und werden in ihrer Variation lediglich von der Anreicherung durch Korngrößeneffekte beeinflusst.

Die geo- und radiochemischen Aspekte der oben aufgeführten Anreicherungen bzw. Einflüsse von Korngrößeneffekten werden in Kapitel 5.1.4 bzw. Kapitel 6 ausführlich behandelt.

5.3.3.1 Verdachtsfläche Mechelgrün-Zobes

Die Verdachtsfläche Mechelgrün-Zobes (VF 07) hat eine Größe von 42,8 km^2 und liegt im sächsischen Vogtland in der Nähe von Plauen. In diesem Gebiet befinden sich die Hinterlassenschaften des von 1950 bis 1963 von der SAG/SDAG Wismut betriebenen Uranbergbaus [Dus01b]. Nachdem ca. 5.000 t Uran gewonnen wurden, wurde der Bergbau wegen Erschöpfung der Vorräte eingestellt, eine anschließende Sanierung erfolgte nicht. In den Jahren 1975 bis 1985 wurde die Mehrzahl der Bergbauhalden im Gebiet Mechelgrün-Zobes durch den VEB Hartsteinwerke Vogtland zu Schotter verarbeitet. Dabei wurde der Feinkornanteil in einer Schotterwaschanlage abgetrennt und in eigens angelegte Spülbecken (industrielle Absetzanlage) verbracht. Es handelt sich in diesem Fall deshalb nicht um eine IAA aus der Uranerzaufbereitung im herkömmlichen Sinne.

Der im Zusammenhang mit der Bewertung des Einflusses bergbaulicher Hinterlassenschaften wichtigste Vorfluter dieser Verdachtsfläche ist der Rabenbach. Weiter nordwärts mündet der Haarbach, nachdem er das Deponiegelände und das Schachtgebiet Mechelgrün unterquert hat, in den Rabenbach ein. Der Rabenbach mündet schließlich in die Vorsperre Neuensalz der Talsperre Pöhl. Die hydrologischen Verhältnisse in der VF können dem in Abbildung 33 gezeigten Gewässerschema entnommen werden.

Abbildung 33. Gewässerschema der Verdachtsfläche Mechelgrün-Zobes.

In Tabelle 53 sind die im Rahmen des Flutfolgenprojektes ermittelten spezifischen Aktivitäten in den Sedimenten der Verdachtsfläche sowie die aus dem Bericht der GRS entnommenen Literaturwerte [Dus01b] gegenübergestellt. Messdaten für ^{210}Pb wurden bei den Untersuchungen zum Altlastenkataster innerhalb dieser VF nicht bestimmt [Dus01b].

Tabelle 53. Mess- und Literaturwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{238}U, ^{226}Ra und ^{210}Pb in Sedimenten der VF Mechelgrün-Zobes, Aktivitäten in Bq kg^{-1}.

Proben Nr.	U-238	U-238 [Dus01b]	Ra-226	Ra-226 [Dus01b]	Pb-210	U-238/ Ra-226	Ra-226/ Th-228
GEOGEN[a]	99	91	127	58	122	-	-
7.002.010[a]	99,2	91,0	126,9	58,0	122,4	0,8	1,8
7.002.012[b]	912,0	150,0	2.044,3	150,0	541,6	0,4	45,4
7.002.013	734,5	220,0	361,6	240,0	363,2	2,0	4,8
7.002.014	652,4	240,0	662,0	250,0	729,4	1,0	13,5
7.002.018	863,9	1.460,0	1.915,3	170,0	287,4	0,5	23,8
7.002.019+20[b]	884,8	1.700,0	1.277,1	4.600,0	464,3	0,7	18,8
7.002.021	255,8	400,0	1.527,4	250,0	281,3	0,2	19,2
7.002.022	224,1	110,0	388,3	87,0	147,8	0,6	6,1
9.004.075[b]	248,6	125,0	166,6	120,0	129,2	1,5	2,4

[a] Geogener Bereich aus [Dus01b] / Messpunkt in der Verdachtsfläche.
[b] Probe wurde in Petrischalen-Geometrie gemessen (80 mL).

Die Beprobungen in der Verdachtsfläche Mechelgrün-Zobes erfolgten alle im Abstrom der industriellen Absetzanlage bei Mechelgrün.

Als repräsentativ für das **geogene Niveau** natürlicher Radionuklide im Sediment der Verdachtsfläche wurde der Haarbach (7.002.010) im Anstrom der bergbaulichen Objekte definiert [Dus01b]. Die spezifische Aktivität für ^{238}U konnte reproduziert werden, für ^{226}Ra ergab sich ein leicht erhöhter Wert (Faktor 2,2).

Im **Sickerwassereintritt in die IAA** (7.002.012) wurden im Sediment sehr stark erhöhte ^{238}U- bzw. ^{226}Ra-Gehalte gefunden. Sie liegen um einen Faktor von 6,7 bzw. 14,6 über denen vorheriger Untersuchungen (797 bzw. 2.196 Bq kg^{-1}). Auffällig ist die extreme Verschiebung des früher im Gleichgewicht liegenden $^{238}U/^{226}Ra$-Aktivitätsverhältnisses zugunsten von Radium (früher = 8,6), was auf eine direkte Beeinflussung durch Aufbereitungsrückstände hindeutet. Die durchgeführte Untersuchung ist aber möglicherweise nicht repräsentativ, da am Sickerwassereintritt massiv auftretende Eisenoxidhydrat-Niederschläge den Sedimentkörper dominierten.

Im **Anstrom der IAA** (7.002.013) wurden für ^{238}U spezifische Aktivitäten gemessen, die um einen Faktor von 3,3 höher liegen als die früherer Untersuchungen. Das Aktivitätsverhältnis $A(^{238}U/^{226}Ra)$ ist aber im Gegensatz zu den Sickerwasserquellen um einen Faktor von 2,0 zugunsten des Urans verschoben. Die stark reduzierenden Bedingungen in diesem Bereich (starker Fäulnisgeruch, aufsteigender Schwefelwasserstoff) sprechen dafür, dass hier eine Fällung/Anlagerung von $Uran^{IV}$ an das Sediment stattfindet.

Der **Freiwasserbereich der Absetzanlage** (7.002.014) zeigt in seinem Sediment nur leicht erhöhte spezifische Aktivitäten von ^{238}U bzw. ^{226}Ra (Faktor 2,7 bzw. 2,6). In Übereinstimmung mit früheren Untersuchungen ist keine Störung des radioaktiven Gleichgewichtes zu beobachten.

Die Analyse einer Mischprobe der Sedimente aus dem **Grundwasseraustritt nördlich der IAA** (7.002.018) und verschiedener Sickerwasserquellen zeigte für ^{226}Ra mit 1.915 Bq kg^{-1} eine stark erhöhte spezifische Aktivität (Faktor = 11,3) gegenüber früheren Untersuchungen. Das Aktivitätsverhältnis $A(^{238}U/^{226}Ra)$ ist mit 0,5 zugunsten von Radium verschoben, während bei früheren Untersuchungen ein Verhältnis von 8,6 zugunsten von Urans ermittelt

wurde. Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass eine massive Verlagerung von Aufbereitungsrückständen aus der industriellen Absetzanlage stattgefunden hat, möglicherweise im Zusammenhang mit der Öffnung des Dammes der IAA bei dem Hochwasser im Herbst 2002.

In einer Gesamtmischprobe aus den Sedimenten des **Forellenteiches** (7.002.019 und 7.002.020) wurde mit 1.358 Bq kg^{-1} ebenfalls eine stark erhöhte spezifische Aktivität von ^{226}Ra und eine Verschiebung des Aktivitätsverhältnisses $A(^{238}U/^{226}Ra) = 0{,}8$ zugunsten von Radium gemessen. Schon bei den früheren Untersuchungen zeigte sich hier ein Übergang zwischen den beiden gegenläufigen Prozessen: Ablagerung von Aufbereitungsrückständen und Ausfällung von gelöst transportiertem Uran. Bei den früheren Untersuchungen wurde im Einlauf des Forellenteichs ein $^{238}U/^{226}Ra$-Aktivitätsverhältnis von 0,4 ermittelt, das sich zur Teichmitte hin bis zu einem Wert von 1,8 verschoben hatte [Dus01b].

Im weiteren Abstrom der IAA wurden ebenfalls erhöhte ^{226}Ra-Gehalte im Sediment gefunden, die aus früheren Untersuchungen nicht bekannt waren. Die spezifische ^{226}Ra-Aktivität erwies sich im **Haarbach** (7.002.021) um einen Faktor 6,1 (1.527 Bq kg^{-1}) und im Verlauf des **Rabenbaches** nach Zufluss des Haarbaches (7.002.022) um einen Faktor 4,5 gegenüber früheren Untersuchungen erhöht. Das Aktivitätsverhältnis $A(^{238}U/^{226}Ra)$ ist heute um einen Faktor von 6,0 bzw. 1,7 zugunsten von Radium verschoben.

Die Ergebnisse der Messungen im Abstrom der IAA deuten darauf hin, dass eine massive Verlagerung von Aufbereitungsrückständen aus der industriellen Absetzanlage stattgefunden hat. Das zeigt sich an allen Punkten durch die im Vergleich zu früheren Messungen stark erhöhten spezifischen Aktivitäten von ^{226}Ra und eine Verschiebung des Aktivitätsverhältnisses $A(^{238}U/^{226}Ra)$ zugunsten von Radium. Die Verlagerungen stehen möglicherweise im Zusammenhang mit den Starkregenfällen im Herbst 2002. Damals musste der Damm der IAA künstlich geöffnet werden, um einem drohenden Dammbruch zu verhindern. Das Wasser aus dem Freiwasserbereich der Absetzanlage und die dort freiliegenden Aufbereitungsrückstände konnten nach der Dammöffnung ungehindert in den nachgelagerten Fischteich und den Haarbach gespült werden. Wie die Messungen zeigen, bleibt dieses Ereignis aber lokal begrenzt und ist bereits im Unterlauf des Rabenbaches (9.004.075) bei Neuensalz nicht mehr erkennbar. Erhöhte Werte der spezifischen Aktivität für ^{226}Ra, wie sie im Abstrom der IAA gemessen wurden, sind hier ebenfalls nicht mehr feststellbar. Zum Zeitpunkt der Probenahme wurde das Abwasser der IAA bereits durch Umbaumaßnahmen in einen künstlich angelegten Abwassergraben umgeleitet und floss seitdem nicht mehr durch den Forellenteich. Weitere Details zur Vorortsituation sowie eine Photodokumentation können dem Abschlussbericht zum Flutfolgenprojekt [Knö04] entnommen werden.

5.3.3.2 Verdachtsfläche Zwickau-Oberrothenbach

Die Verdachtsflächen Oberrothenbach (VF 11) und Zwickau (VF 12) mit einer Gesamtfläche von 54 km^2 liegen mit ihrer östlichen Grenze am Flusslauf der Zwickauer Mulde bei Zwickau, bzw. weiter stromabwärts an den industriellen Aufbereitungs- und Absetzanlagen bei Oberrothenbach. In der VF Oberrothenbach begann die Wismut in den 50er Jahren mit der Errichtung eines Uranerzaufbereitungsbetriebes. Im Zeitraum von 1950 bis 1989 wurden ca. 30 % der in Thüringen und Sachsen geförderten Uranerze (ca. 74 Mio. t) im ehemaligen Uranerzaufbereitungsbetrieb Crossen aufbereitet [Wic02a]. Die bei der Laugung anfallenden Aufbereitungsschlämme („Tailings“) wurden in eigens dazu errichteten industriellen Absetzanlagen (IAA) deponiert. Ein in der Muldenaue angelegtes Becken wurde im Zeitraum

1950/51 mit Aufbereitungsrückständen gefüllt und ist heute vollständig mit dem Material der Crossener Bergehalde überdeckt. Ab 1952 bzw. 1955 wurden die Rückstände der Aufbereitung in offene Restlöcher des Sandabbaus im Raum Dänkritz/ Helmsdorf, die jetzigen Absetzanlagen Dänkritz I und II, eingespült. Noch während des Betriebes der Dänkritzer Becken wurde seit 1956 die Errichtung einer geordneten Deponie für Tailings, die spätere IAA Helmsdorf, vorbereitet. Mit der Fertigstellung und Inbetriebnahme dieser IAA im März 1958 wurden die Dänkritzer Anlagen stillgelegt. Die Einstellung der Uranerzaufbereitung in Crossen erfolgte Anfang 1989, da die Uranerzaufbereitung zum Standort Seelingstädt verlagert wurde. In der VF Zwickau waren die bergbaulichen Tätigkeiten durch die untertägige Gewinnung von Steinkohle und deren Veredlung dominiert. Die Einstellung der Kohleförderung erfolgte wegen Erschöpfung der Vorräte in den siebziger Jahren.

Die Gewässersituation im Untersuchungsgebiet ist durch die von Süden nach Norden durchfließende Zwickauer Mulde als Hauptvorfluter charakterisiert. Die Zwickauer Mulde ist im Bereich von Zwickau teilweise begradigt und eingedeicht; bestehende Altarme wurden verfüllt. Künstliche Mühl- und Flutgräben, wie der Mühlgraben Crossen, existieren zum Teil heute noch. Der Wasserabfluss innerhalb der VF erfolgt aus dem Gebiet der IAA Helmsdorf und Dänkritz I nach Osten und Nordosten über den Oberrothenbacher Bach und den Zinnbach zur Zwickauer Mulde. Die hydrologischen Verhältnisse in den VF können dem in Abbildung 34 gezeigten Gewässerschema entnommen werden.

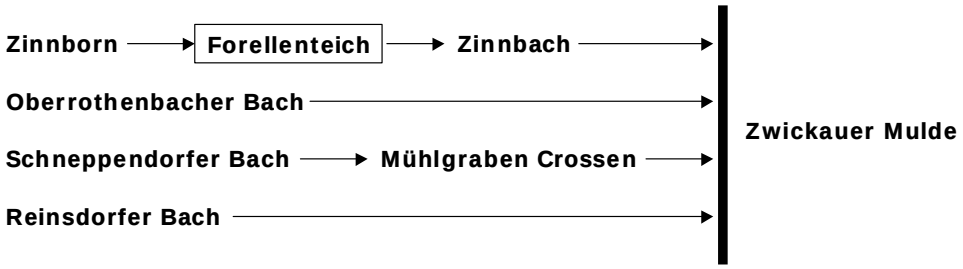

Abbildung 34. Gewässerschema der Verdachtsfläche Zwickau-Oberrothenbach.

In Tabelle 54 sind die im Rahmen des Flutfolgenprojektes ermittelten spezifischen Aktivitäten in den Sedimenten der Verdachtsfläche sowie die aus dem Bericht der GRS entnommenen Literaturwerte [Wic02a] gegenübergestellt.

Die Beprobung der Verdachtsflächen und die Beurteilung ihres Einflusses auf die Zwickauer Mulde erfolgte, wie bereits dem Gewässerschema zu entnehmen ist, in der Einteilung:

- Zinnbach vom Zinnborn-Quellgebiet bis zur Zwickauer Mulde.
- Oberrothenbacher Bach von Helmsdorf bis zur Zwickauer Mulde.
- Schneppendorfer Bach bis zum Mühlgraben bei Crossen.
- Reinsdorfer Bach bis zur Zwickauer Mulde (Referenzpunkt).
- Zwickauer Mulde im Verlauf von Wilkau-Haßlau bis Zwickau-Mosel.

Als repräsentativ für das **geogene Niveau** natürlicher Radionuklide im Sediment der Verdachtsflächen wurde der Rheinsdorfer Bach bei Zwickau (9.003.215) definiert [Wic02a]. Die spezifischen Aktivitäten von ^{238}U, ^{226}Ra und ^{210}Pb früherer Untersuchungen wurden reproduziert. Leider war es aufgrund von Baumaßnahmen am Schwanenteich in Zwickau (12.790.000, 12.790.005) nicht möglich, dort weitere Sedimentproben als Referenz zu entnehmen.

Tabelle 54. Mess- und Literaturwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{238}U, ^{226}Ra und ^{210}Pb in Sedimenten der VF Zwickau und Oberrothenbach, Aktivitäten in Bq kg^{-1}.

Proben Nr.	U-238	U-238 [Wic01a]	Ra-226	Ra-226 [Wic01a]	Pb-210	U-238/ Ra-226	Ra-226/ Th-228
GEOGEN[a]	74	90–125	62	74–84	56–75	-	-
9.003.213	433,9	1.500,0	168,6	240,0	134,5	2,6	2,4
9.003.215[a]	73,5	90,0	62,2	84,0	59,7	1,2	1,3
9.003.220	149,3	660,0	68,9	590,0	74,7	2,2	2,2
9.003.240	325,2	2.000,0	187,6	1.500,0	160,8	1,7	3,3
9.003.241	64,6	385,0	43,0	360,0	128,3	1,5	2,2
11.112.013[b]	999,7	115,0	468,0	72,0	160,3	2,1	6,3
11.112.014	86,7	930,0	56,8	1.104,0	58,3	1,5	1,1
11.112.014K[c]	20,1	-	17,2	-	-	1,2	1,7
11.112.015	324,6	750,0	158,8	241,0	125,7	2,0	3,3
11.112.018	6.346,0	738,0	730,9	390,0	166,3	8,7	3,0
11.112.019	1.228,7	8.800,0	174,5	172,0	61,9	7,0	3,2
11.112.023	957,4	1.700,0	311,4	770,0	263,1	3,1	4,2
11.112.024	95,9	88,0	84,7	106,0	81,9	1,1	2,4
12.490.003	937,0	2.350,0	253,5	310,0	195,8	3,7	3,1

[a] Geogener Bereich aus [Wic02a] / Messpunkt in der Verdachtsfläche.
[b] Probe wurde in Petrischalen-Geometrie gemessen (80 mL).
[c] Künstliches Kiesbett des Oberrothenbacher Baches, Literaturwerte nicht vorhanden.

Im **Zinnborn-Quellgebiet** nördlich der IAA (11.112.018) wurden spezifische Aktivitäten von ^{238}U und ^{226}Ra gemessen, die mit 6.346 Bq kg^{-1} bzw. 731 Bq kg^{-1} um einen Faktor 8,6 bzw. 1,9 über denen vorheriger Untersuchungen liegen. Das Aktivitätsverhältnis A(^{238}U/^{226}Ra) ist damit noch stärker (Faktor 8,7) zugunsten des Urans verschoben. Weiter im Abstrom des Zinnbaches am Forellenmühlenteich (11.112.019) wurden für ^{238}U Messwerte gefunden, die um einen Faktor 10,0 niedriger als die vorheriger Untersuchungen liegen, aber weiterhin eine starke Verschiebung des ^{238}U/^{226}Ra-Aktivitätsverhältnisses zugunsten von Uran zeigen. Diese Ergebnisse sind verständlich, da nur im Abstrom des Forellenmühlenteiches beprobt werden konnte, der Teich selbst liegt auf einem umzäunten Privatgelände. Die Schlussfolgerungen im Abschlussbericht [Wic02a], dass der Forellenmühlenteich lediglich aufgrund seiner speziellen hydrologischen und chemischen Bedingungen solche Spitzenwerte (8.800 Bq kg^{-1} ^{238}U) erreicht, wurde damit bestätigt. Zudem unterscheidet sich der Messwert für ^{226}Ra, das zum überwiegenden Anteil in partikulärer Form transportiert wird, nicht signifikant von dem früherer Untersuchungen.

Die spezifischen Aktivitäten von ^{238}U und ^{226}Ra im Sediment des **Oberrothenbacher Baches** vor der Mündung in die Mulde (11.112.014) sind im Vergleich zu früheren Untersuchungen um einen Faktor 10,0 bzw. 10,0 niedriger. Dieser Trend setzt sich im Oberlauf bei Oberrothenbach (9.003.241) mit um den Faktor 5,0 bzw. 10,0 geringeren Gehalten fort. Die Messwerte liegen durchweg im Bereich des geogenen Niveaus, was unmittelbar verständlich wird, da seit 1994 keine unbehandelten Abwässer aus der IAA mehr in den Oberrothenbacher Bach geleitet werden und das Bachbett (vgl. 11.112.014K) zudem gereinigt wurde. Seit Inbetriebnahme der Wasserbehandlungsanlage (WBA) Helmsdorf im Jahr 1995 werden die früher über den Oberrothenbacher Bach abgeleiteten kontaminierten Sickerwässer wieder zurück in die IAA Helmsdorf gepumpt, von dort der WBA zugeführt und anschließend über eine Pumpleitung direkt in die Zwickauer Mulde abgestoßen [Wis01]. Einen „Ausreißer“ in

den Messpunkten stellt der Oberrothenbacher Bach unterhalb der IAA (11.112.013) dar, wo um einen Faktor 8,7 bzw. 6,5 höhere Werte und ein $^{238}U/^{226}Ra$-Aktivitätsverhältnis von 2,1 festgestellt wurden. Hierbei handelt es sich mit hoher Wahrscheinlichkeit um Rückstände früherer Ableitungen der IAA im an dieser Stelle nicht bereinigten künstlichen Bachbett. Das Probenmaterial wurde zwischen den Wasserbausteinen entnommen. Zusätzlich wirken in dem schwebstoffbürtigen Sediment wahrscheinlich Korngrösseneffekte.

In den Sedimenten des **Schneppendorfer Baches** wurden gegenüber früheren Messungen kaum veränderte spezifische Aktivitäten und ein intaktes radioaktives Gleichgewicht gefunden; das geogene Niveau wird hier nicht signifikant überschritten.

Der **Mühlgraben bei Crossen** (11.112.023), der als Sedimentfalle für den Schneppendorfer Bach fungierte, enthält weiterhin hohe Konzentrationen an ^{238}U und ^{226}Ra, die aber gegenüber früheren Untersuchungen um einen Faktor von 1,7 bzw. 2,5 niedriger liegen. Das Aktivitätsverhältnis $A(^{238}U/^{226}Ra)$ ist erwartungsgemäß um einen Faktor 3,1 deutlich zugunsten von Uran verschoben. Die geringeren Messwerte für ^{238}U im Mühlgraben zeigen den abnehmenden Einfluss der Halde Crossen, deren Abwässer inzwischen ebenfalls aufbereitet bzw. in die industrielle Absetzanlage Helmsdorf gepumpt werden [Wis01].

Erwartungsgemäß haben sich auch die spezifischen Aktivitäten im Sediment der **Zwickauer Mulde** innerhalb der Verdachtsflächen stark verringert. So wurden an den Probenahmestellen bei Wilkau-Haßlau (9.003.213) bis Zwickau-Mosel (9.003.220) spezifische ^{238}U- und ^{226}Ra-Aktivitäten gemessen, die um einen Faktor 2,5–5,0 bzw. 1,4–10,0 niedriger liegen als die vorheriger Untersuchungen. Insbesondere an der Zwickauer Mulde in Höhe des Mühlgrabens bei Crossen (9.003.240) ist eine Reduktion um einen Faktor von 5,0 bzw. 10,0 zu verzeichnen. Das Aktivitätsverhältnis $A(^{238}U/^{226}Ra)$ ist an allen Punkten um einen Faktor 1,7–3,7 zugunsten von Uran verschoben, was darauf hindeutet, dass die aus der technischen Bearbeitung stammenden Radionuklide in diesem Abschnitt vorrangig in gelöster Form transportiert werden. Die Anreicherung von Radionukliden im Sediment findet primär über Anlagerung von Uran an Schwebstoffpartikel statt.

Insgesamt ist der bergbauliche Einfluss auf die Zwickauer Mulde immer noch deutlich zu sehen, die Messwerte für ^{238}U und ^{226}Ra liegen bis zu einem Faktor 6 bzw. 3 über dem geogenen Niveau der Verdachtsfläche.

5.3.4 Radionuklidkonzentrationen in Böden

Im Rahmen der Untersuchungen zum Altlastenkataster [Ett01] [ALASKA] wurden innerhalb der o.g. Verdachtsflächen an 812 ausgewählten Punkten Bodenproben entnommen und analysiert. Die Probenahme konzentrierte sich auf Objekte mit nachgewiesenen Kontaminationen (ODL > 300 nSv h^{-1}), oder solche bei denen aufgrund früherer Nutzung ein besonderer Verdacht bestand. Probenahmepunkte auf landwirtschaftlich oder kleingärtnerisch genutzten Flächen wurden in Verbindung mit der Beprobung von Nutzpflanzen festgelegt (vgl. Kapitel 5.3.6). Neben dem Schwerpunkt auf Kontaminationen durch den Uranbergbau wurden auch Vergleichsproben aus dem geogenen Umfeld entnommen (vgl. Kapitel 5.3.1.3).

Bei der Bodenprobenahme für das Altlastenkataster [GRS96a] wurden die Tiefenintervalle 0–10 cm und 10–30 cm im Allgemeinen getrennt beprobt. Abweichend davon wurde bei ackerbaulich genutzten Flächen lediglich das Tiefenintervall 0–30 cm beprobt. Die Entnahme der Bodenproben erfolgte mittels Bohrstock oder Stechzylinder als repräsentative Mischprobe mit 3–5 Einstichen pro m^2, bzw. bei gleichzeitiger Pflanzenprobenahme verteilt über die abgeerntete Fläche und entsprach damit der bei eigenen Untersuchungen angewendeten Methode (vgl. Kapitel 4.2.2).

Für die hier durchgeführte Auswertung der Analysenergebnisse aus [ALASKA] wurden nur Bodenproben der Entnahmetiefe 30 cm und in Einzelfällen 20 oder 40 cm berücksichtigt. Getrennte Angaben für die spezifischen Aktivitäten der Tiefenintervalle 0–10 und 10–30 cm bzw. andere Aufteilungen wurden für die weitere Auswertung durch eine gewichtete Mittelung zusammengefasst. Abbildung 35 zeigt eine graphische Übersicht aller Messwerte in logarithmischer Auftragung mit den 95 %-Perzentilen des geogenen Untergrundes entnommen aus Tabelle 42.

Bei den gezeigten Bodenproben lagen alle Messwerte der natürlichen Radionuklide über den jeweils erreichbaren Nachweisgrenzen, wobei die fehlenden Werte zum größten Teil aus ökonomischen Gründen nicht bestimmt wurden.

Die Messwerte für ^{238}U, ^{226}Ra und ^{210}Pb zeigen extrem große Spannweiten von über fünf Größenordnungen und reichen vom unteren geogenen Bereich bis hin zu aufkonzentrierten Urankontaminationen mit > 1 kBq g^{-1}. Die höchsten Werte mit 1.150 bzw. 280 kBq g^{-1} ^{238}U im Gleichgewicht mit ^{226}Ra und ^{210}Pb wurden auf zwei in der Nähe von Schneeberg (7.173.001, VF Filzteich bzw. 7.161.005, VF Schneeberg-Aue) gelegenen Halden gemessen und werden durch Kontaminationen mit einem sehr hohen Anteil an Pechblende hervorgerufen. Da es sich hierbei um keine natürlichen Böden handelt, wurden diese bei der statistischen Auswertung nicht berücksichtigt. Weitere stark erhöhte Messwerte im Bereich von A(^{238}U) = 10–48 Bq g^{-1} (im Gleichgewicht mit ^{226}Ra und ^{210}Pb) wurden auf Geländen gefunden, an denen entweder direkt mit Uranerz umgegangen wurde, wie z.B. Verladestellen, Erzbunker, Aufbereitungsanlagen oder auf Halden mit erhöhtem Uranerz-Anteil. Ähnlich hohe Werte, aber mit einer starken Verschiebung des $^{238}U/^{226}Ra$-Aktivitätsverhältnisses zugunsten von Radium, finden sich auf Geländen die mit Aufbereitungsrückständen der Uranerzgewinnung kontaminiert sind oder auf denen Tailings als Baumaterial eingesetzt wurden. Für die spezifischen Aktivitäten von ^{210}Po sowie die Aktivitätsverhältnisse A($^{226}Ra/^{210}Po$) bzw. A($^{210}Pb/^{210}Po$) können keine Aussagen abgeleitet werden, da dieses Nuklid nur bei < 2 % der entnommenen Proben durch Alphaspektrometrie bestimmt wurde. Bei Böden kann jedoch von einem radioaktiven Gleichgewicht zwischen ^{210}Pb und ^{210}Po ausgegangen werden.

Die Verteilung der Messwerte für ^{238}U, ^{226}Ra und ^{210}Pb können jeweils als Überlagerung zweier logarithmischer Normalverteilungen angesehen werden, bestehend aus einem bergbaulich beeinflussten und einem geogenen Anteil. Abbildung 36 zeigt die nach dem in Kapitel 5.1.2 beschriebenen Verfahren getrennten Verteilungen. Von den Messwerten der Verteilung des bergbaulich beeinflussten Anteils wurde zur Vereinfachung jeweils ein konstanter Untergrundwert von 100 Bq kg^{-1} abgezogen. Die statistischen Kenndaten für die gesamten Messwerte sowie für die getrennten Verteilungen können Tabelle 55 entnommen werden.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die Gehalte an natürlichen Radionukliden in den Böden der untersuchten Gebiete infolge des Uranbergbaus stark verändert wurden. Im Vergleich zum geogenen Niveau, angenommen als 95 %-Perzentil der geogenen Messpunkte (Tabelle 42), sind diese vielfach um einen Faktor von 100–400 erhöht und erreichen einen Maximalwerte bis zu einem Faktor 10.000.

Nach den Empfehlungen der Strahlenschutzkomission [SSK91b] zur Folgenutzung von durch den Uranbergbau kontaminierten Gebieten können in den untersuchten Bereichen nur 51 % der Flächen mit spezifischen Bodenaktivitäten von A(^{226}Ra) ≤ 200 Bq kg^{-1} zur uneingeschränkten Nutzung freigegeben werden. In weiteren 25 % der Flächen ist eine eingeschränkte Nutzung, z.B. als landwirtschaftliche Grünfläche, Forstwirtschaft oder Gewerbegebiet möglich. Dementsprechend ist bei ca. 24 % der Flächen mit spezifischen Aktivitäten A(^{226}Ra) ≥ 1.000 Bq kg^{-1} eine Folgenutzung erst nach einer standortspezifischen Untersuchung möglich [Bie96] (vgl. Kapitel 5.1.5).

Tabelle 55. Statistische Daten zur spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide im Boden der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen [ALASKA], Aktivitäten in Bq kg^{-1}.

Parameter	U-238	Ra-226	Pb-210	Po-210
n	804 (274) [a] (530) [b]	777 (270) [a] (507) [b]	752 (274) [a] (478) [b]	14
arithm. Mittel	1.168 ± 4.296	1.568 ± 5.329	1.110 3.584	1.775 ± 2.913
geom. Mittel	$258 \times 4{,}3^{\pm 1}$ $(64{,}0 \times 1{,}3^{\pm 1})$ [a] $(300 \times 6{,}4^{\pm 1})$ [b]	$285 \times 5{,}2^{\pm 1}$ $(57{,}4 \times 1{,}3^{\pm 1})$ [a] $(403 \times 7{,}0^{\pm 1})$ [b]	$241 \times 4{,}5^{\pm 1}$ $(59{,}3 \times 1{,}4^{\pm 1})$ [a] $(300 \times 6{,}7^{\pm 1})$ [b]	-
EW [d]	751 (67) [a] (1.687) [b]	1109 (60) [a] (2.702) [b]	752 (62) [a] (1.833) [b]	-
Untergrund [c]	100	100	100	-
Bereich	25–48.000 (25–100) [a] (1–47.900) [b]	23–67.850 (23–100) [a] (3–67.750) [b]	20–34.267 (20–100) [a] (2–34.167) [b]	37–10.300
25 %-Quantil	80	70	70	-
Median	177	197	162	770
75 %-Quantil	651	930	655	-
95 %-Quantil	4.100	5.990	4.514	-

[a] Parameter für die Verteilung der geogenen Untergrundwerte.
[b] Parameter für die Verteilung der bergbaulich beeinflussten Werte.
[c] Subtrahierter Untergrundwert für die Verteilung der bergbaulich beeinflussten Werte.
[d] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.

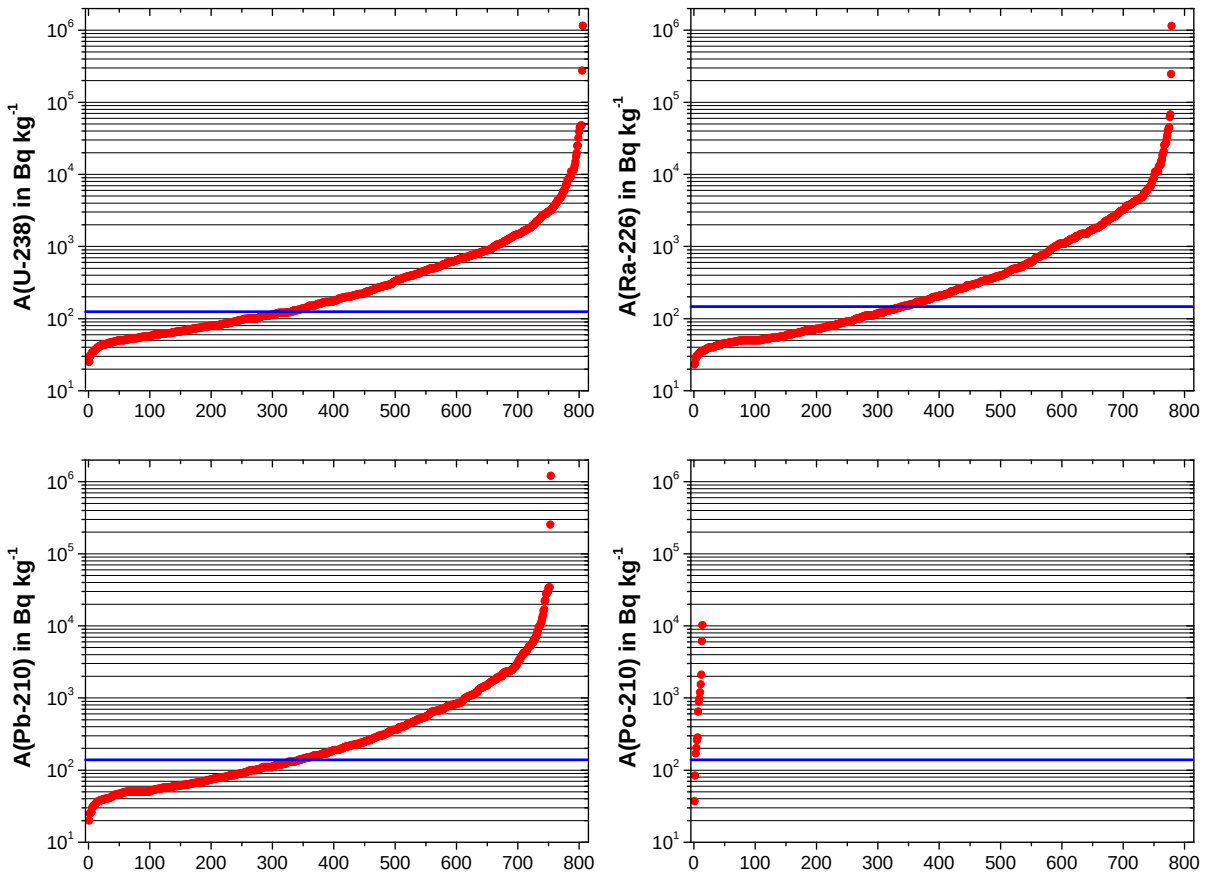

Abbildung 35. Messwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb und ^{210}Po in Bodenproben der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen sowie 95 %-Perzentile des geogenen Untergrundes (blaue Linie), Messdaten entnommen aus [ALASKA].

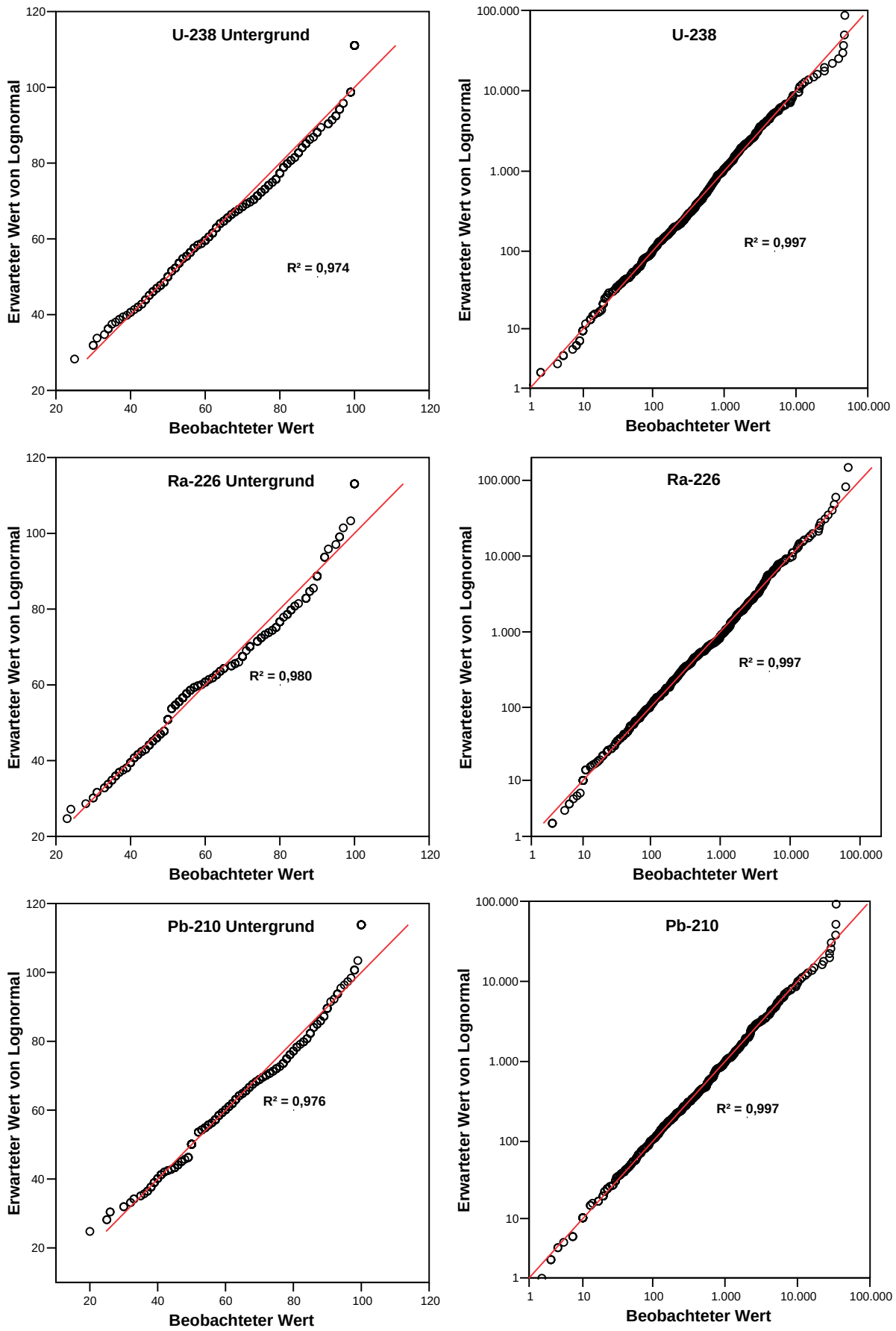

Abbildung 36. Q-Q-Plots für die Untergrundwerte (links) und bergbaulich beeinflussten Messwerte (rechts) der Nuklide ^{238}U, ^{226}Ra und ^{210}Pb in Bodenproben der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen, alle Angaben in Bq kg^{-1}.

5.3.5 Radionuklidkonzentrationen in Grund- und Oberflächenwässern

Im Rahmen der Untersuchungen zum Altlastenkataster [ALASKA] [Ett01] wurden in den o.g. Verdachtsflächen Grund- und Oberflächenwässer an 126 bzw. 331 Probenahmestellen entnommen und auf die natürlichen Radionuklide ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb und ^{210}Po analysiert. Die Vorgehensweise bei der Probenahme und Analyse [GRS96a] orientierte sich weitestgehend an den Messanleitungen des BfS [BMU92] zur Umweltüberwachung. Die Messmethodik wurde den jeweils zu erreichenden Nachweisgrenzen angepasst.

Die im Folgenden diskutierten Messergebnisse wurden zur statistischen Analyse stark zusammengefasst. Dazu wurden die jahreszeitabhängigen Messwerte von Grund- und Oberflächenwassermessstellen sowie von Mehrfachbeprobungen gemittelt und pro Probenahmestelle nur jeweils der arithmetische Mittelwert aller Messungen berücksichtigt. Die vielfach in zwei Zyklen durchgeführten Beprobungen wurden gemittelt, ansonsten wurden die Einzelmesswerte zur Berechnung übernommen. Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze und nicht bestimmte Werte wurden eliminiert.

5.3.5.1 Grundwasser

In Tabelle 56 sind die statistischen Daten zur Aktivitätskonzentration natürlicher Radionuklide im Grundwasser der o.g. Verdachtsflächen aufgeführt. Abbildung 37 zeigt eine graphische Übersicht aller Messwerte in logarithmischer Auftragung.

Tabelle 56. Statistische Daten zur Aktivitätskonzentration natürlicher Radionuklide im Grundwasser der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen, Aktivitäten in mBq L^{-1}.

Parameter	U-238	Ra-226	Pb-210	Po-210
NWG[a]	34	23	41	10
	12–50	10–100	10–400	10
n	96	90	58	20
arithm. Mittel	3.485 ± 9.940	323 ± 1.086	175 ± 217	126 ± 205
geom. Mittel	$269 \times 9{,}5^{\pm 1}$	$58 \times 5{,}0^{\pm 1}$	$100 \times 2{,}9^{\pm 1}$	$46 \times 4{,}1^{\pm 1}$
	$(206 \times 14{,}0^{\pm 1})^b$	$(41 \times 7{,}2^{\pm 1})^b$	$(97 \times 3{,}0^{\pm 1})^b$	
EW[c]	3.409	214	174	125
Untergrund[d]	12	6	2	-
Bereich	12–58.969	6–9.200	10–950	8–650
25 %-Quantil	44	15	50	13
Median	124	40	99	40
75 %-Quantil	1.275	163	190	110
95 %-Quantil	17.479	1.800	740	620

[a] Mittlere erreichte Nachweisgrenze und Bereich.
[b] Parameter für die um einen konstanten Untergrund korrigierte Verteilung.
[c] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.
[d] Subtrahierter Untergrundwert für die korrigierte Verteilung.

Die Messwerte der Aktivitätskonzentrationen für **^{238}U** zeigen eine extrem große Spannweite und überdecken einen Bereich von über 5 Größenordnungen. Im unteren Bereich werden diese durch die kleinste erreichte Nachweisgrenze von 12 mBq L^{-1} abgeschnitten, wovon ca. 23 % der Messwerte betroffen sind. Extremwerte wurden im Grundwasser der industriellen Absetzanlagen in Freital mit 40–395 Bq L^{-1} (3,2–31,7 mg L^{-1}) gemessen, wobei es sich hier lediglich um Mittelwerte der Pegelbeprobungen handelt. Einzelmessungen erreichten bis zu 647 Bq L^{-1} (52 mg L^{-1}). Der einzeln stehende Spitzenwert von 395 Bq L^{-1} wurde bei der

statistischen Auswertung nicht berücksichtigt. Weitere sehr hohe Werte wurden im Grundwasser der IAAs in Schneeberg-Aue (17,4 Bq L^{-1}) und Lengenfeld (8,5–16,4 Bq L^{-1}) ermittelt.

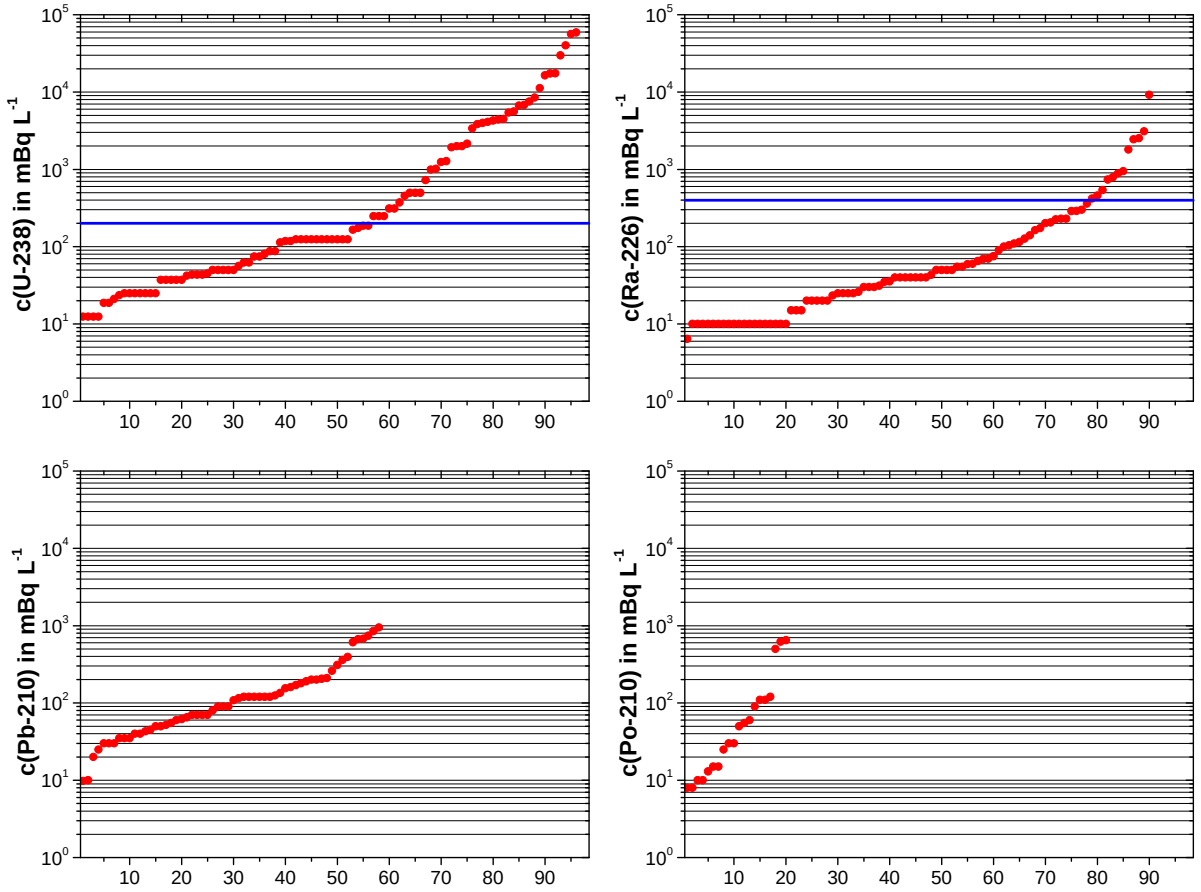

Abbildung 37. Messwerte der Aktivitätskonzentration von ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb und ^{210}Po im Grundwasser der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen sowie 95 %-Perzentile des geogenen Untergrundes (blaue Linie), Messdaten entnommen aus [ALASKA].

Im Gegensatz zu dem im Grundwasser sehr mobilen Uran wurden für **^{226}Ra** weit geringere Aktivitätkonzentrationen gemessen, die lediglich 3 Größenordnungen umfassen und im unteren Bereich durch die minimale Nachweisgrenze von 10 mBq L^{-1} abgeschnitten werden. Die Messwerte oberhalb der Nachweisgrenze (ca. 56 %) erreichen Maximalwerte von 2,5–9,2 Bq L^{-1} und sind ebenfalls der IAA in Freital zuzuordnen. Insgesamt liegen alle Grundwässer mit Messwerten oberhalb von 0,4 Bq L^{-1} im Einflussbereich der industriellen Absetzanlagen.

Für die Tochternuklide des Radiums **^{210}Pb** und **^{210}Po** lagen mit 37 % bzw. 16 % nur wenige Messwerte oberhalb der erreichten Nachweisgrenze von 10 mBq L^{-1} oder wurden aus ökonomischen Gründen nicht bestimmt. Der Spitzenwert von 950 mBq L^{-1} ^{210}Pb und 620 mBq L^{-1} ^{210}Po wurde im Grundwasserleiter in der Nähe des Schachtes 277 in Mechelgrün-Zobes gemessen. Weitere stark erhöhte Aktivitätskonzentrationen für ^{210}Pb und ^{210}Po wurden im Grundwasser der IAA Hakenkrümme in Schneeberg-Aue mit 850 bzw. 650 mBq L^{-1} und in den Hauptpegeln der IAA Schneckenstein mit 395–610 bzw. 55–60 mBq L^{-1} gemessen.

Von besonderer Bedeutung sind zudem die drei in Tabelle 57 aufgeführten Haus- und Gartenbrunnen, welche sehr stark erhöhte Aktivitätskonzentrationen insbesondere an ^{238}U

aufweisen und eventuell sogar den Anwohnern zur Trinkwassergewinnung dienen [Dus03] [Wic02a].

Tabelle 57. Aktivitätskonzentrationen im Grundwasser ausgewählter Haus- und Gartenbrunnen, entnommen aus [ALASKA].

ProbenNr.	VF	U-238 [mBq L^{-1}]	Ra-226 [mBq L^{-1}]	Pb-210 [mBq L^{-1}]	Po-210 [mBq L^{-1}]
72.114.018	21	29.733	1.800	< 400	500
11.112.038	11	17.479	< 100	< 40	n.b.
11.112.039	11	5.412	< 70	70	n.b.

Die Verteilung der Messwerte für ^{238}U, ^{226}Ra und ^{210}Pb können jeweils als logarithmische Normalverteilungen angesehen werden, die durch einen konstanten geogenen Untergrundanteil gestört werden. Abbildung 38 zeigt die nach dem in Kapitel 5.1.2 beschriebenen Verfahren korrigierten Verteilungen. Von den jeweiligen Messwerten des gesamten Datensatzes wurde zur Vereinfachung jeweils ein konstanter Untergrundwert (vgl. Tabelle 56) abgezogen. Für ^{210}Po war eine derartige Vorgehensweise aufgrund der geringen Probenzahl nicht möglich.

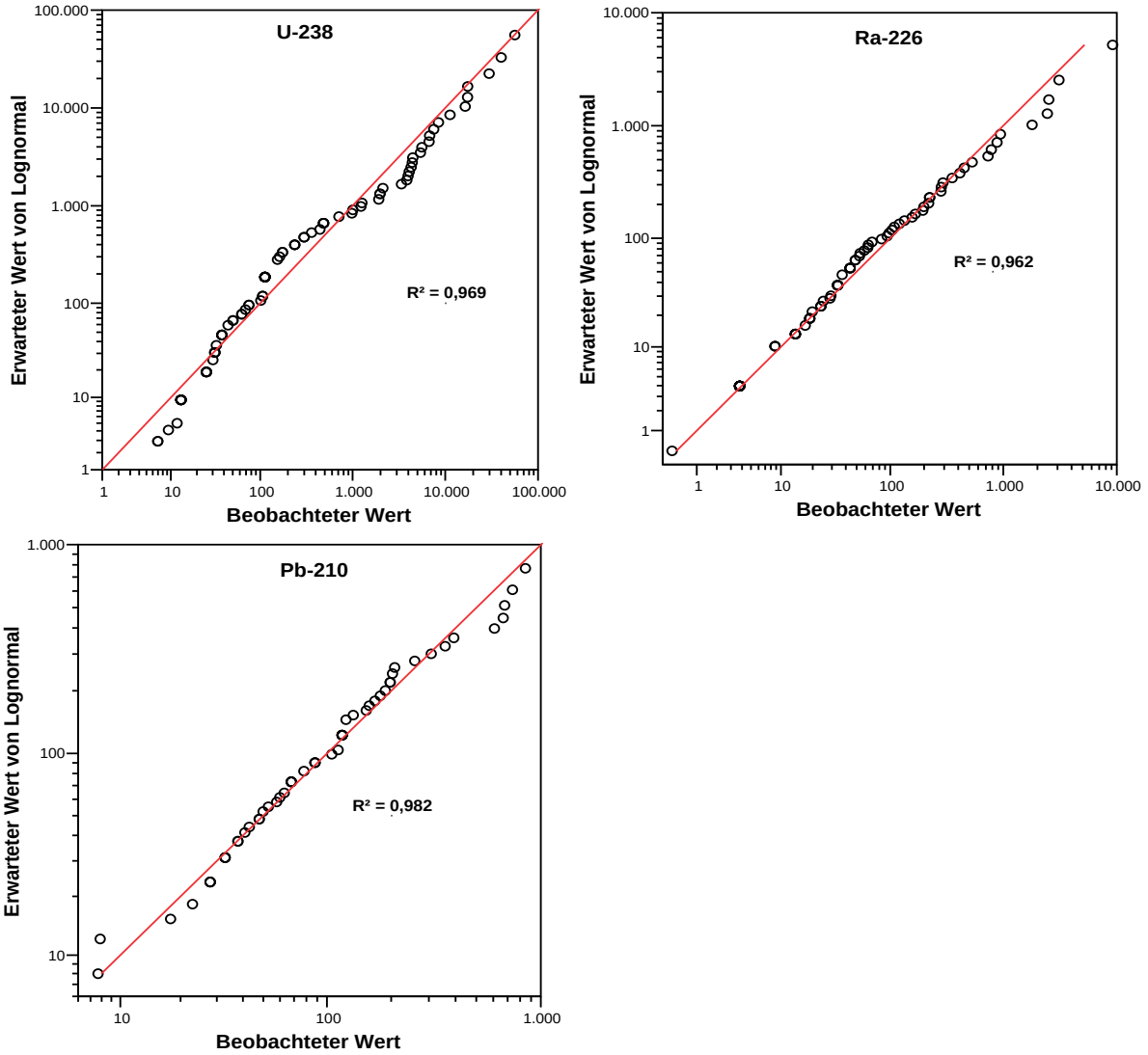

Abbildung 38. Q-Q-Plots für die korrigierten Messwerte der Nuklide ^{238}U, ^{226}Ra und ^{210}Pb in Grundwässern der in dieser Arbeit untersuchten VF, Angaben in mBq L^{-1}.

Die ermittelten geogenen Untergrundwerte erscheinen auf Grundlage der Angaben in Tabelle 48 weitestgehend plausibel.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die gemessenen Aktivitätskonzentrationen in Grundwässern von ^{226}Ra (95 %) und ^{210}Pb (99 %), mit Ausnahme von ^{238}U (59 %), weitestgehend im geogenen Bereich liegen. Das ist durch die Sorption der Radionuklide auf dem Weg in den Grundwasserleiter zu begründen, bzw. der Tatsache, dass viele Grundwässer keinen direkten Kontakt zu den oberflächlichen Altlasten haben.

5.3.5.2 Oberflächenwasser

In Tabelle 58 sind die statistischen Daten zur Aktivitätskonzentration natürlicher Radionuklide im Oberflächenwasser der o.g. Verdachtsflächen aufgeführt. Abbildung 39 zeigt eine graphische Übersicht aller Messwerte in logarithmischer Auftragung.

Tabelle 58. Statistische Daten zur Aktivitätskonzentration natürlicher Radionuklide im Oberflächenwasser der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen, Aktivitäten in mBq L^{-1}.

Parameter	U-238	Ra-226	Pb-210	Po-210
NWG[a]	85	16	27	8,4
	1–800	2–120	5–400	2–20
n	256	233	101	47
arithm. Mittel	835 ± 2.263	101 ± 336	83 ± 132	37 ± 90
geom. Mittel	$157 \times 5{,}6^{\pm 1}$	$34 \times 3{,}5^{\pm 1}$	$50 \times 2{,}6^{\pm 1}$	$18 \times 2{,}4^{\pm 1}$
	$(122 \times 7{,}6^{\pm 1})^b$	$(25 \times 4{,}6^{\pm 1})^b$	$(44 \times 2{,}9^{\pm 1})^b$	
EW[c]	686	75	78	26
Untergrund[d]	9,6	4,6	3,4	0,0
Bereich	10–21.647	5–4.470	7–1.200	2–90
25 %-Quantil	37	10	30	10
Median	124	30	45	20
75 %-Quantil	373	75	90	35
95 %-Quantil	4.437	405	250	63

[a] Mittlere erreichte Nachweisgrenze und Bereich.
[b] Parameter für die um einen konstanten Untergrund korrigierte Verteilung.
[c] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.
[d] Subtrahierter Untergrundwert für die korrigierte Verteilung.

Die Messwerte der Aktivitätskonzentrationen von **^{238}U** zeigen im Vergleich zu den Grundwässern eine weniger große Spannweite und weit geringere Maximalwerte, überdecken aber immer noch einen Bereich von vier Größenordnungen. Im unteren Bereich werden diese durch die in vielen Fällen zu hoch gewählte Nachweisgrenze von 10 mBq L^{-1} abgeschnitten, wovon ca. 24 % der Messwerte betroffen sind. Extremwerte wurden im Abstrom der IAA Dänkritz (Zwickau-Oberrothenbach) mit 21.600 mBq L^{-1} (1,7 mg L^{-1}) sowie mehrfach im Abstrom der Nordhalde in Lengenfeld mit 13.700 mBq L^{-1} (1,1 mg L^{-1}) gemessen. Außerdem wurden, wie bereits zu erwarten, im Oberflächenwasser der industriellen Absetzanlagen in Freital mit 3.400–7.600 mBq L^{-1} sowie im Abstrom des Hüttengrundbaches, in den die gesammelten Abwässer eingeleitet werden, mit 2.500–7.200 mBq L^{-1} stark erhöhte Werte ermittelt. Weitere stark erhöhte Messwerte im Bereich von 1.000–3.000 mBq L^{-1} wurden im Abstrom der IAA in Mechelgrün-Zobes und Gottesberg-Schneckenstein gefunden.

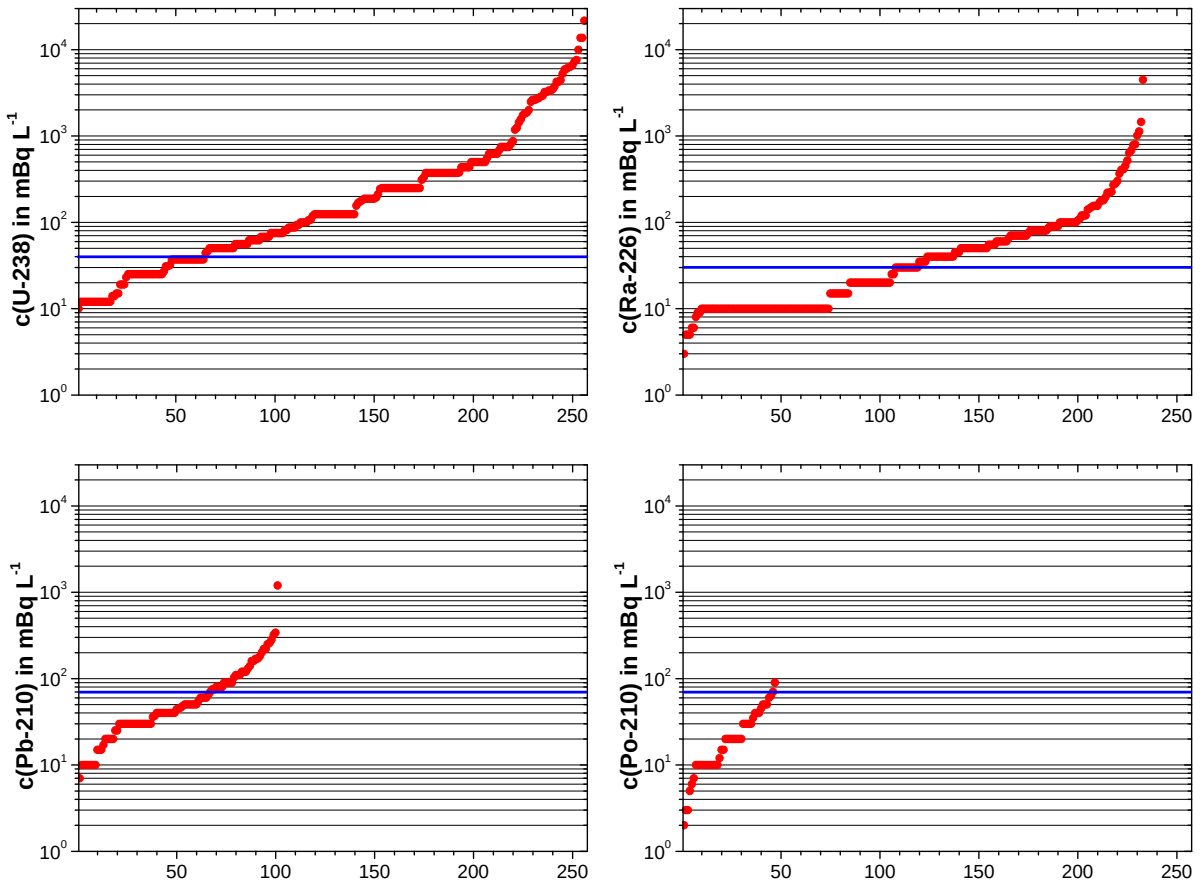

Abbildung 39. Messwerte der Aktivitätskonzentration von ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb und ^{210}Po im Oberflächenwasser der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen sowie 95 %-Perzentile des geogenen Untergrundes (blaue Linie), Messdaten entnommen aus [ALASKA].

Im Gegensatz zu den Grundwässern erreichen die gemessenen Aktivitätskonzentrationen von **^{226}Ra** im Oberflächenwasser ebenfalls geringere Maximalwerte, überdecken aber einen ähnlich großen Bereich wie die Messwerte von ^{238}U. Im unteren Bereich werden ca. 30 % der Messwerte durch die minimale Nachweisgrenze von 2 mBq L^{-1} abgeschnitten. Maximalwerte von 0,6–4,5 Bq L^{-1} werden hier ausschließlich im Oberflächenwasser der industriellen Absetzanlagen in Freital erreicht. Weitere erhöhte Messwerte finden sich im unmittelbaren Abstrom der IAA Schneckenstein, Dänkritz I (Zwickau-Oberrothenbach) und Mechelgrün-Zobes.

Für die Tochternuklide des Radiums **^{210}Pb** und **^{210}Po** lagen mit 31 % bzw. 14 % ebenfalls nur wenige Messwerte oberhalb der erreichten Nachweisgrenze von 5 mBq L^{-1} bzw. 2 mBq L^{-1}, oder wurden aus ökonomischen Gründen nicht bestimmt. Die einzeln stehenden Spitzenwerte von 1.200 mBq L^{-1} ^{210}Pb und 630 mBq L^{-1} ^{210}Po wurden in Stollenwässern der Verdachtsflächen Freital bzw. Schneeberg-Aue gemessen. Weitere erhöhte Messwerte im Bereich von > 70 mBq L^{-1} lassen keinen eindeutigen Trend erkennen und sind gleichmäßig über die untersuchten Verdachtsflächen verteilt.

Ebenso wie bei den Grundwässern, können die Verteilungen der Messwerte für ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb und ^{210}Po jeweils als logarithmische Normalverteilungen angesehen werden, die durch einen konstanten geogenen Untergrundanteil gestört werden. Abbildung 40 zeigt die nach dem in Kapitel 5.1.2 beschriebenen Verfahren korrigierten Verteilungen. Von den Messwerten

des gesamten Datensatzes wurde zur Vereinfachung jeweils ein konstanter Untergrundwert (vgl. Tabelle 56) abgezogen.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die gemessenen Aktivitätskonzentrationen von ^{238}U (25 %), ^{226}Ra (51 %), ^{210}Pb (66 %) und ^{210}Po (96 %) in Oberflächenwässern nur zu einem geringen Anteil im geogenen Bereich liegen. Die Begründung hierfür liegt in der Tatsache, dass es sich ausschließlich um uranbergbaulich beeinflusste Gewässer handelt, die im Gegensatz zu den Grundwässern in direktem Kontakt mit den Altlasten stehen. Die verringerten Aktivitätskonzentrationen von ^{226}Ra und seinen Tochternukliden werden in erster Linie durch die schlechte Löslichkeit des Radiums und die damit verbundene verringerte Verfügbarkeit von ^{210}Pb und ^{210}Po verursacht, zudem wurden ^{210}Pb und ^{210}Po nur bei einer geringeren Anzahl von Proben gemessen.

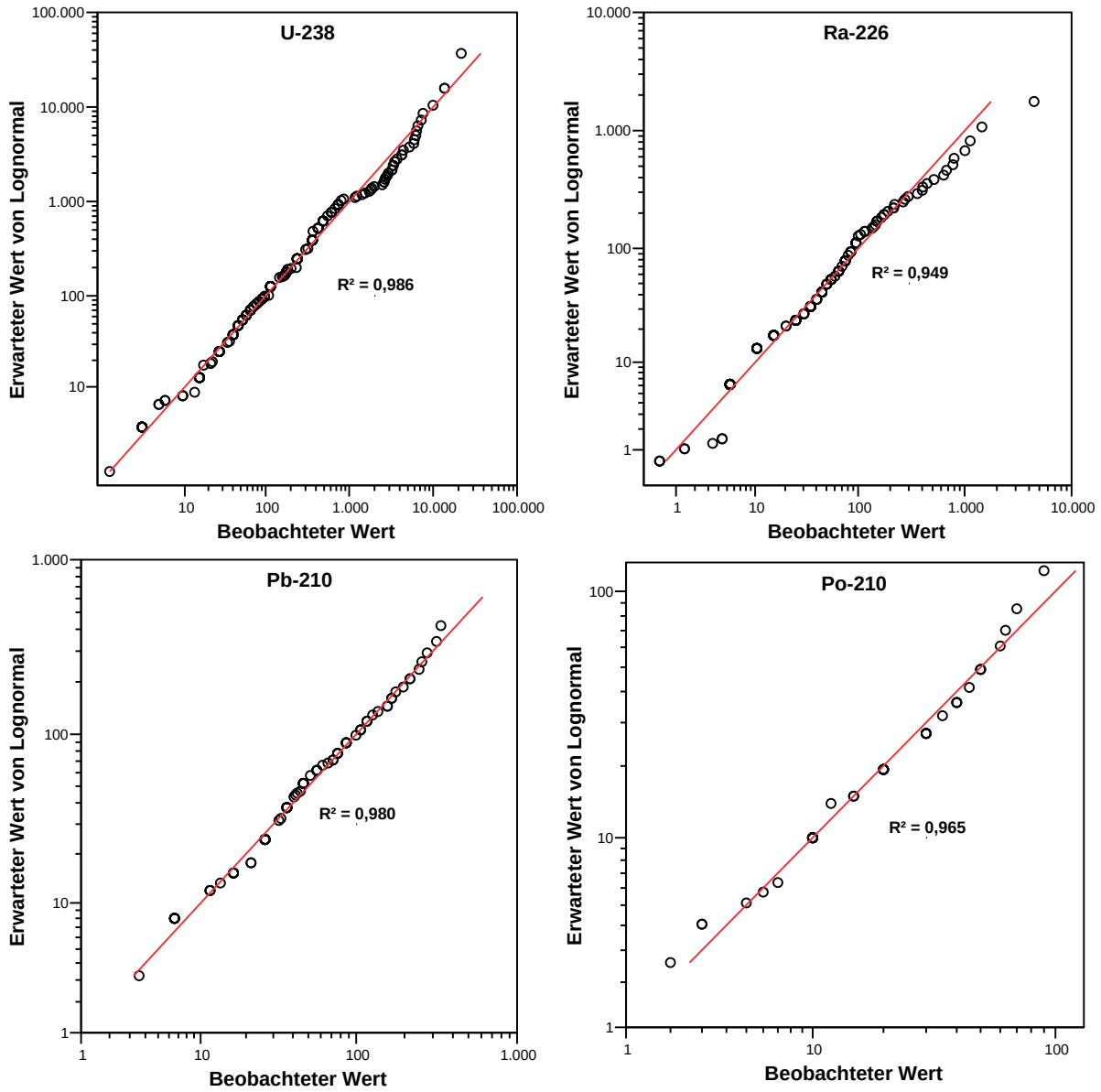

Abbildung 40. Q-Q-Diagramme für die um einen konstanten Untergrund korrigierten Messwerte der Nuklide ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb und ^{210}Po im Oberflächenwasser der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen, Daten entnommen aus [ALASKA], alle Angaben in mBq L^{-1}.

5.3.6 Radionuklidkonzentrationen in Biomaterialien

Im Rahmen des Projektes „Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten“ (Altlastenkataster) [Ett01] wurden innerhalb der oben aufgeführten Verdachtsflächen 276 Proben von Biomaterialien entnommen und untersucht [ALASKA]. Zusätzlich wurden an allen Probenahmestellen für Biomaterialien ebenfalls Bodenmischproben zur Untersuchung von Transferfaktoren entnommen. Die im Folgenden diskutierten Proben wurden hier zur Vereinfachung nach Vorgabe der Berechnungsgrundlagen Bergbau [BMU99] in Klassen verschiedener Lebensmittel zusammengefasst. Dabei wurden die folgenden Gruppen unterschieden:

Gras:	Weidegras, ungewaschen.
Grünfutter:	Futterrüben, Futtermais, Grünfuttergemenge, Leguminosen und Futterraps.
Getreide:	Gerste, Mais, Roggen und Weizen.
Gemüse:	Möhren, Petersilien, Schnittlauch, Tomaten und Zucchini.
Wurzelgemüse:	Kartoffeln und Kohlrabi.
Obst:	Äpfel, Birnen, Blaubeeren, Erdbeeren, Johannisbeeren, Kürbisse, Rhabarber und Kirschen.
Pilze:	Mischungen verschiedener essbarer Pilzsorten.

Eine Übersicht der statistischen Daten für die im Rahmen der Untersuchungen zum Altlastenkataster [ALASKA] gemessenen spezifischen Aktivitäten in den Biomaterialien kann Tabelle 59 entnommen werden.

Die Gewinnung der **Gras**proben erfolgte vorrangig im Bereich von landwirtschaftlich und kleingärtnerisch genutzten Flächen mit geringem Abstand zu Objekten des ehemaligen Uranbergbaus. Des Weiteren wurden Standorte mit gegenüber dem geogenen Umfeld erhöhten ODL-Werten, z.B. Flussauen, oder solche mit potentieller Weidenutzung einbezogen. Für die Messwerte der untersuchten Radionuklide kann die Annahme einer logarithmischen Normalverteilung nicht abgelehnt werden. Die Güte der Regression im Q-Q-Plot bei einer erwarteten Lognormalverteilung liegt in allen Fällen bei einem R^2-Wert von $R^2 > 0{,}95$. Auffällig sind hier die gegenüber den Untersuchungen von Vahlbruch [Vah04] stark erhöhten Mittelwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{238}U und ^{226}Ra (vgl. Tabelle 60), welche aufgrund der ebenfalls erhöhten Bodenaktivitäten unmittelbar auf einen uranbergbaulichen Einfluss zurückgeführt werden können. Weitere Entnahmepunkte, insbesondere innerhalb der Verdachtsfläche Freital, sind zudem durch Ablagerungen aus der Nutzung uranhaltiger Kohlen für den Hausbrand mit Schlacken und Aschen kontaminiert. Der höchste Wert für ^{238}U mit 144 Bq kg^{-1} sowie weitere stark erhöhte Werte im Bereich zwischen 30 und 80 Bq kg^{-1} wurden in unmittelbarer Nähe solcher Ascheablagerungen gemessen. Entsprechende Messwerte für ^{226}Ra lagen hier ebenfalls im Bereich zwischen 30 und 177 Bq kg^{-1}. Hohe Pflanzenaktivitäten bei allen natürlichen Radionukliden können auch durch äußerlich anhaftende Staubabwehungen, teilweise infolge von Baumaßnahmen auf uranbergbaulichen Altlasten, erklärt werden. Die Pflanzenverfügbarkeit von Uran in den untersuchten Gebieten hängt in erster Linie von den unterschiedlichen Eigenschaften der dort abgelagerten Materialien ab. Dem gegenüber wurden für ^{210}Pb spezifische Aktivitäten gemessen, die mit einem Erwartungswert von 9,7 Bq kg^{-1} sogar noch leicht unterhalb der Messwerte von Vahlbruch [Vah04] und damit nahezu im Gleichgewicht mit ^{226}Ra liegen. Eine Anreicherung von ^{210}Pb in Weidepflanzen ist auch in uranbergbaulich unbeeinflussten Gebieten nicht

ungewöhnlich, da aufgrund deren relativ großer Oberfläche immer eine nasse Deposition von ^{210}Pb als Folgeprodukt des aus dem Boden emanierten ^{222}Rn stattfindet.

Tabelle 59. Statistische Daten zur spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide in Biomaterialien der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen, Aktivitäten in Bq kg^{-1} (FM).

Biomaterial	Par.	U-238	Ra-226	Pb-210	Po-210
Gras (Weidegras)	n	84	103	94	61
	AM[a]	8,9 ± 18,7	9,5 ± 19,5	9,0 ± 6,4	3,9 ± 3,7
	GM[b]	$1{,}9 \times 7{,}6^{\pm 1}$	$4{,}5 \times 3{,}2^{\pm 1}$	$6{,}7 \times 2{,}4^{\pm 1}$	$2{,}8 \times 2{,}4^{\pm 1}$
	EW[c]	14,8	8,9	9,7	4,1
	SP[d]	0,04–143,5	0,3–177,1	0,33–31,2	0,12–20,4
Grünfutter	n	24	34	29	21
	AM[a]	8,9 ± 12,0	8,7 ± 13,9	8,9 ± 10,3	4,2 ± 5,6
	GM[b]	$2{,}6 \times 6{,}4^{\pm 1}$	$2{,}6 \times 5{,}3^{\pm 1}$	$4{,}2 \times 4{,}1^{\pm 1}$	$1{,}6 \times 4{,}9^{\pm 1}$
	EW[c]	14,6	10,6	11,3	5,6
	SP[d]	0,09–46,2	0,1–60,2	0,1–33,6	0,05–18,3
Getreide	n	11	16	17	16
	AM[a]	1,9 ± 3,4	1,1 ± 0,9	3,6 ± 2,6	0,8 ± 0,6
	GM[b]	$0{,}8 \times 4{,}2^{\pm 1}$	$0{,}7 \times 2{,}8^{\pm 1}$	$2{,}5 \times 2{,}8^{\pm 1}$	$0{,}6 \times 2{,}4^{\pm 1}$
	EW[c]	2,1	1,2	4,2	0,9
	SP[d]	0,06–11,8	0,10–3,4	0,3–10,2	0,1–2,4
Gemüse	n	7	7	13	10
	AM[a]	0,4 ± 0,5	0,4 ± 0,3	1,7 ± 7,7	1,3 ± 1,6
	GM[b]	$0{,}2 \times 3{,}6^{\pm 1}$	$0{,}3 \times 2{,}0^{\pm 1}$	$0{,}8 \times 4{,}2^{\pm 1}$	$0{,}5 \times 5{,}3^{\pm 1}$
	EW[c]	0,5	0,4	2,3	2,1
	SP[d]	0,06–1,3	0,1–1,1	0,06–4,9	0,04–5,2
Wurzelgemüse	n	6	9	4	5
	AM[a]	0,4 ± 0,4	1,0 ± 1,6	0,5 ± 0,4	0,2 ± 0,1
	GM[b]	$0{,}2 \times 3{,}9^{\pm 1}$	$0{,}4 \times 3{,}6^{\pm 1}$	$0{,}5 \times 1{,}8^{\pm 1}$	$0{,}2 \times 1{,}5^{\pm 1}$
	EW[c]	0,5	1,0	0,6	0,2
	SP[d]	0,03–0,9	0,10–4,8	0,32–1,1	0,10–0,3
Obst	n	27	33	21	14
	AM[a]	7,2 ± 6,2	1,2 ± 1,5	1,2 ± 1,2	0,5 ± 0,7
	GM[b]	$2{,}9 \times 7{,}0^{\pm 1}$	$0{,}7 \times 3{,}1^{\pm 1}$	$0{,}8 \times 2{,}2^{\pm 1}$	$0{,}3 \times 2{,}2^{\pm 1}$
	EW[c]	18,8	1,3	1,2	0,5
	SP[d]	0,02–22,1	0,04–8,6	0,25–5,8	0,10–2,8
Pilze	n	6	7	12	2
	AM[a]	0,6 ± 0,6	0,7 ± 0,5	1,4 ± 1,0	1,4 ± 1,3
	GM[b]	$0{,}4 \times 3{,}0^{\pm 1}$	$0{,}5 \times 2{,}3^{\pm 1}$	$1{,}2 \times 1{,}7^{\pm 1}$	$1{,}1 \times 3{,}0^{\pm 1}$
	EW[c]	0,7	0,8	1,4	2,0
	SP[d]	0,09–1,7	0,20–1,6	0,60–4,1	0,50–2,3
Salat[e]	n	7	7	7	7
	AM[a]	0,46	1,21	1,28	0,66
	SP[d]	0,22–0,79	0,58–1,74	0,44–2,00	0,44–0,90
Kohlrabi[e]	n	7	7	7	7
	AM[a]	0,02	0,41	0,11	0,08
	SP[d]	0,01–0,06	0,19–0,56	0,04–0,31	0,02–0,23
Kartoffeln[e]	n	8	8	8	8
	AM[a]	0,14	n.b.	0,18	0,12
	SP[d]	0,08–0,25	0,01–0,20	0,04–0,56	0,01–0,28

[a] Arithmetischer Mittelwert und Standardabweichung.
[b] Geometrischer Mittelwert und geometrische Standardabweichung
[c] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.
[d] Spannweite der Messwerte.[e] Entnommen aus der BfS-Studie „Gartensparte Silberbachtal“ [Wic97].

Bei den übrigen Proben von **Grünfutter** handelte es sich um Grünfuttergemenge unbekannter Zusammensetzung oder weitere der o.g. als Tierfutter geeigneten Pflanzen. Die hier gemessenen spezifischen Aktivitäten von ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb und ^{210}Po weichen nicht signifikant von den Messwerten für Weidegras ab.

Gemäß den Empfehlungen der SSK für Nutzung von durch den Uranerzbergbau kontaminierten Flächen zu forst- und landwirtschaftlichen Zwecken [SSK91b] sollte bei spezifischen Aktivitäten eines Radionuklids der Uran-Radium-Zerfallsreihe > 10 Bq kg^{-1} (FM) in Futterpflanzen und Gras eine standortspezifische Betrachtung durchgeführt, bzw. in diesem Fall von einer weiteren Nutzung abgesehen werden. Das trifft auf 45 % der untersuchten Weidegräser und 32 % des Grünfutters zu.

Tabelle 60. Statistische Daten zur spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide in Biomaterialien aus Niedersachsen, entnommen aus [Vah04], Aktivitäten in Bq kg^{-1} (FM).

Biomaterial	Par.	U-238	Ra-226	Pb-210	Ra-228
(Weide-)gras	n	4	11	13	11
	AM[a]	0,34 ± 0,30	0,67 ± 0,75	12 ± 7,8	0,80 ± 0,57
	GM[b]	0,26 × 2,0$^{\pm1}$	0,48 × 2,2$^{\pm1}$	9,4 × 2,3$^{\pm1}$	0,63 × 2,1$^{\pm1}$
	EW[c]	0,34	0,65	13,0	0,83
Getreide (Korn)	n	-	16	13	13
	AM[a]	-	0,11 ± 0,06	0,70 ± 0,81	0,17 ± 0,09
	GM[b]	-	0,09 × 1,9$^{\pm1}$	0,38 × 3,1$^{\pm1}$	0,15 × 1,7$^{\pm1}$
	EW[c]	-	0,11	0,72	0,17
Getreide (Stroh)	n	1	11	11	10
	AM[a]	1,38	1,09 ± 0,61	12,69 ± 4,49	1,40 ± 0,66
	GM[b]	-	0,90 × 2,0$^{\pm1}$	12,08 × 1,4$^{\pm1}$	1,25 × 1,7$^{\pm1}$
	EW[c]	-	1,14	12,78	1,42
Gemüse	n	6	22	13	14
	AM[a]	0,10 ± 0,14	0,14 ± 0,15	0,47 ± 0,67	0,135 ± 0,14
	GM[b]	0,015 × 3,1$^{\pm1}$	0,08 × 3,4$^{\pm1}$	0,15 × 5,0$^{\pm1}$	0,06 × 4,1$^{\pm1}$
	EW[c]	0,10	0,16	0,54	0,16
Wurzelgemüse (essbar)	n	1	7	1	4
	AM[a]	0,11	0,07 ± 0,06	0,15	0,07 ± 0,09
	GM[b]		0,05 × 2,4$^{\pm1}$		0,03 × 3,7$^{\pm1}$
	EW[c]		0,07		0,07
Wurzelgemüse (nicht essbar)	n	3	6	6	5
	AM[a]	0,31 ± 0,27	0,53 ± 0,24	2,33 ± 0,99	0,59 ± 0,33
	GM[b]	0,22 × 2,3$^{\pm1}$	0,48 × 1,6$^{\pm1}$	2,13 × 1,7$^{\pm1}$	0,51 × 1,8$^{\pm1}$
	EW[c]	0,32	0,54	2,4	0,60

[a] Arithmetischer Mittelwert und Standardabweichung.
[b] Geometrischer Mittelwert und geometrische Standardabweichung
[c] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.
[d] Enthält die Messwerte für alle Gemüseproben incl. Wurzelgemüse.

Bei den **Getreide**proben wurde die Radioanalytik jeweils an den gesamten Pflanzen ohne Wurzeln durchgeführt. Die Messergebnisse sind deshalb nicht mit den in Tabelle 49 angegebenen Werten für deutsches Getreide vergleichbar, die sich nur auf den Kornanteil beziehen. Ein Vergleich mit den in Tabelle 60 aufgeführten Untersuchungen von Vahlbruch [Vah04] zeigt jedoch eine gute Übereinstimmung mit den Messwerten für den Strohanteil. Ein uranbergbaulicher Einfluss auf die spezifische Aktivität natürlicher Radionuklide in den untersuchten Getreideproben ist nicht erkennbar. Auffällig ist lediglich der um einen Faktor 3 niedrigere Gehalt an ^{210}Pb im Stroh, der aber ausschließlich von der atmosphärischen

Deposition abhängt [Pie95] und damit starken Schwankungen unterworfen ist. Die geringen spezifischen Aktivitäten von ^{210}Po im Vergleich zu ^{210}Pb, bei einem mittleren Aktivitätsverhältnis A(^{210}Pb/^{210}Po) = 4,2 ± 2,0, sind auf die bereits starke Disäquilibrierung in den atmosphärischen Aerosolen zurückzuführen. Nach den in [Cha91] zusammengefassten Untersuchungen bewegt sich das o.g. Aktivitätsverhältnis in Aerosolpartikeln in Abhängigkeit der geologischen Gegebenheiten zwischen 6 und 16. Aufgrund der relativ langen Halbwertszeit von ^{210}Po ($t_{1/2}$ = 138,4 d) kann sich deshalb zwischen der Deposition auf der Pflanze und der Ernte kein radioaktives Gleichgewicht einstellen.

Die spezifischen Aktivitäten in den **Gemüse**proben bewegen sich im Bereich der in Tabelle 49 angegebenen üblichen Spannweiten für Deutschland, wobei die Mittelwerte für ^{210}Pb und ^{210}Po um einen Faktor 2–3 leicht erhöht sind. Der Anteil an Möhren, die in der Regel höhere Aktivitätsgehalte aufweisen, lag in dieser Untersuchung bei 56 %. Im Gegensatz dazu sind die Messwerte für ^{238}U, ^{226}Ra und ^{210}Pb gegenüber den Untersuchungen von Vahlbruch [Vah04] um einen Faktor 3–5 erhöht. Dies liegt vor allem daran, dass die in [BMU03] angegebenen Mittelwerte für Deutschland überwiegend aus Gebieten mit überdurchschnittlichen Konzentrationen natürlicher Radionuklide im Boden stammen und daher eigentlich nicht zur Abschätzung repräsentativer Untergrundwerte für das gesamte Bundesgebiet verwendet werden können. Zur Bewertung der hier diskutierten Daten im Vergleich zu den Hintergrundwerten für Sachsen sind die Angaben aus [BMU03] demgegenüber aber gut geeignet.

Für die Proben von **Wurzelgemüse** (Kartoffeln und Kohlrabi) wurden ebenfalls spezifische Aktivitäten gemessen, die innerhalb der in Tabelle 49 angegebenen Spannweiten für deutsche Kartoffeln liegen. Der Kartoffelanteil in dieser Untersuchung lag bei 50 %. Die arithmetischen Mittelwerte für ^{226}Ra, ^{210}Pb und ^{210}Po liegen jedoch um bis zu einem Faktor von 5 über der Angabe für deutsche Kartoffeln. Da nicht bekannt ist, ob die im Rahmen des Altlastenkatasters [ALAKSA] untersuchten Proben von Wurzelgemüse zuvor gewaschen, bzw. von nicht essbaren „Deckblättern“ befreit wurden, kann ein Einfluss durch diese höher belasteten Pflanzenteile nicht ausgeschlossen werden. Ein Vergleich mit den Arbeiten von Vahlbruch [Vah04], bei denen zwischen essbaren (innere Pflanzenteile) und nicht essbaren Anteilen (Schalen, Deckblätter und Stiele) von Wurzelgemüse unterschieden wird, zeigt erhöhte Konzentrationen in den nicht essbaren Teilen in gleicher Größenordnung und bestätigt damit diesen Verdacht.

Im Gegensatz zu den übrigen Lebensmittelproben zeigen die Messungen der spezifischen Aktivitäten von **Obst** im Vergleich zu den deutschen Mittelwerten (Tabelle 49) eine sehr starke Anreicherung aller natürlichen Radionuklide. Insbesondere der arithmetische Mittelwert der Messwerte für ^{238}U liegt um einen Faktor 12 höher, wobei die Mittelwerte von ^{226}Ra, ^{210}Pb und ^{210}Po ebenfalls um einen Faktor 6 erhöht sind. Die von Vahlbruch [Vah04] untersuchten Obstproben bestanden ausschließlich aus Beerenobst und sind deshalb nicht mit den hier diskutierten Daten vergleichbar. Eine Begründung für die ungewöhnlich stark erhöhten ^{238}U-Werte ist in dem hohen Anteil (50 %) an Äpfel- und Birnenproben aus der Verdachtsfläche Freital zu suchen, die spezifische Aktivitäten zwischen 4,6–22,1 Bq kg^{-1} aufweisen. Ursache dafür ist, wie bereits bei den Weidegrasproben beobachtet, die offensichtlich hohe Pflanzenverfügbarkeit von Uran in dem als Gartenland genutzten Boden-Asche-Gemisch aus der Verbrennung uranhaltiger Kohlen [Dus03]. Die spezifische Aktivität in den zugehörigen Bodenproben der gärtnerisch genutzten Gebiete betrug an neun Entnahmepunkten > 1.000 Bq kg^{-1} und an weiteren sechs > 200 Bq kg^{-1}. Gemäß der SSK-

Empfehlungen für die Nutzung von durch den Uranerzbergbau kontaminierten Flächen zu forst- und landwirtschaftlichen Zwecken [SSK91b], sollte bei spezifischen Aktivitäten eines Radionuklides der Uran-Radium-Zerfallsreihe > 1 Bq kg^{-1} (FM) in Pflanzen zur Nahrungsgewinnung eine standortspezifische Betrachtung durchgeführt, bzw. in den oben genannten Fällen von einer weiteren Nutzung abgesehen werden.

Die in den verschiedenen **Pilzen** gemessenen spezifischen Aktivitäten liegen bei allen natürlichen Radionukliden innerhalb der für Deutschland üblichen, in Tabelle 49 aufgeführten Spannweiten und erreichen mit den dortigen Angaben vergleichbare Mittelwerte.

5.3.7 Transferfaktoren

5.3.7.1 Allgemeines

Bei Radionukliden kann im Allgemeinen ein linearer Zusammenhang zwischen der Konzentration $C_{i,\text{Pflanze}}$ eines Nuklids i in einer Pflanze oder eines Teils einer Pflanze und der Konzentration $C_{i,\text{Boden}}$ desselben Nuklids i im Wurzelbereich des Bodens angenommen werden. Dieser lässt sich mithilfe von Gleichung (5.40) beschreiben.

$$C_{i,\text{Pflanze}} = a + TF_i \cdot C_{i,\text{Boden}} \tag{5.40}$$

Setzt man $a = 0$, so wird der Proportionalitätsfaktor TF_i in Gleichung (5.40) als Transferfaktor oder genauer als „Boden-Pflanzen-Transferfaktor“ (engl. „*soil-to-plant transfer faktor*“, „*concentration factor*“ oder auch „*concentration ratio*“) bezeichnet und ist wie in Gleichung (5.41) beschrieben definiert.

$$TF_i = \frac{\text{spezifische Aktivität des Nuklides } i \text{ in der Pflanze in Bq kg}^{-1}}{\text{spezifische Aktivität des Nuklides } i \text{ im Boden in Bq kg}^{-1}} \tag{5.41}$$

Die universelle Anwendbarkeit dieses Modells ist aber generell in Frage zu stellen, da Pflanzen in der Lage sind, ihren Haushalt an essentiellen Spurenelementen aktiv zu regulieren. Schwankungen in der Konzentration eines Elementes im Boden müssen deshalb nicht notwendigerweise linear proportional auf die Planze übertragen werden.

Die in der Literatur veröffentlichten linearen Transferfaktoren aufgrund von Ergebnissen aus Lysimeterversuchen sind generell anzuzweifeln, da eine Übertragbarkeit von Laborversuchen auf Freilandverhältnisse nicht möglich ist [She88]. Unter Freilandverhältnissen sind die Untersuchungszeiträume im Allgemeinen entscheidend größer und die Radionuklidkonzentrationen um Größenordnungen kleiner. Die im Freien ermittelten Transferfaktoren liegen in der Regel um eine Größenordnung über denen aus Laborexperimenten, da Resuspension und nasse Deposition im Labor ausgeschlossen werden können.

Der Transferfaktor für den Pfad Boden-Pflanze selbst schwankt unter realen Bedingungen bereits um mehrere Größenordnungen. Grob vereinfacht kommen dafür die folgenden Ursachen in Frage:

- Chemische und physikalische Eigenschaften des Bodens.
- Pflanzenverfügbarkeit der Radionuklide in Abhängigkeit ihrer Bindungsform.
- Hydrologischer Bodenzustand.
- Beeinflussung durch menschliche Tätigkeiten (z.B. Ackerbau).
- Klimatische Bedingungen.

- Variation der Resuspension in Abhängigkeit der Witterungsverhältnisse.
- Physiologische Eigenschaften der Pflanze i. A. der Wachstumsphase.
- Angebot an dem Radionuklid chemisch verwandten Elementen.

Bei der Verteilung von Transferfaktoren kann nach Literaturangaben von einer logarithmischen Normalverteilung ausgegangen werden [She88]. Im Allgemeinen konvergiert nach dem multiplikativen Grenzwertsatz der Statistik das Produkt hinreichend vieler, beliebig verteilter Zufallsvariablen gegen eine logarithmische Normalverteilung, wenn die Anzahl der Zufallsvariablen gegen unendlich strebt. Die geometrische Standardabweichung ist deshalb ein vernünftiges Maß für die Streuung der Transferfaktoren.

Weitere Schwierigkeiten beim Vergleich von Transferfaktoren ergeben sich durch den in der Literatur uneinheitlichen Bezug auf Trocken- oder Feuchtmasse der Pflanzen. Auf die Trockenmasse der Pflanzen bezogene Transferfaktoren lassen sich besser vergleichen, da die Schwankungsbreite der Trockenmasse im Vergleich zur Feuchtmasse erheblich geringer ist. Je nach Wetterlage bei der Probenahme sind bei pflanzlichen Produkten (z.B. Weidegras) Schwankungen des Feuchtgewichtes um einen Faktor von bis zu zwei möglich.

Da weitergehende Modelle zur Berechnung einer effektiven Dosis [BMU99] [AVV03] für die Modellierung der Strahlenexposition durch Ingestion ausschließlich auf das Feuchtgewicht von Lebensmitteln bezogene Verzehrgewohnheiten verwenden, erscheint eine generelle Normierung auf das Feuchtgewicht dennoch sinnvoll.

Ein weiteres Problem stellt die Tatsache dar, dass keine international einheitlichen Arbeitsanweisungen für die Trocknung von Böden und Pflanzen vorliegen, was zu erheblichen Unterschieden in der Trockenmasse führen kann. Die im Rahmen dieser Arbeit untersuchten Proben und diskutierten Literaturdaten wurden einheitlich nach den Messanleitungen zur Überwachung der Umweltradioaktivität [BMU92] [BMU92a] vorbereitet.

5.3.7.2 Transfer vom Boden in Futter- und Nutzpflanzen

Aus den in Rahmen der Untersuchungen zum Altlastenkataster [ALASKA] ermittelten spezifischen Aktivitäten von Biomaterialien (vgl. Kapitel 5.3.6) und den dazugehörigen Bodenaktivitäten wurden im Folgenden die Transferfaktoren in Pflanzen berechnet. Alle angegebenen Transferfaktoren beziehen sich auf das Feuchtgewicht der Pflanzen. Eine Übersicht der aus den Literaturdaten [ALASKA] berechneten Faktoren für den Transfer vom Boden in Futter- bzw. Nutzpflanzen kann Tabelle 61 bzw. Tabelle 62 entnommen werden.

Durch Gegenüberstellung der berechneten Transferfaktoren in **Futterpflanzen** mit anderen Veröffentlichungen, die wiederum verschiedene Arbeiten zusammenfassen sowie den Ergebnissen von Vahlbruch [Vah04] sind folgende Aussagen abzuleiten:

Der Vergleich von auf **Feuchtmasse (FM)** bezogenen Transferfaktoren ist generell problematisch, da die Feuchtmasse erheblichen Schwankungen unterworfen ist. Angaben zur Trockenmasse der Gras- bzw. Grünfutterproben waren aber in Rahmen dieses Projektes nicht verfügbar.

Tabelle 61. Statistische Daten zu den Transferfaktoren natürlicher Radionuklide in Futterpflanzen der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen, bezogen auf die Feuchtmasse (FM).

Pflanze	Par.	U-238	Ra-226	Pb-210	Po-210
(Weide-)gras	n	79	101	91	4
	AM[a]	0,038 ± 0,068	0,036 ± 0,100	0,057 ± 0,076	0,023 ± 0,034
	GM[b]	$0{,}007 \times 9{,}6^{\pm 1}$	$0{,}016 \times 3{,}1^{\pm 1}$	$0{,}023 \times 4{,}7^{\pm 1}$	-
	EW[c]	0,095	0,031	0,075	-
	$R^2_{(Ln)}$[d]	0,97	0,97	0,98	-
	SP[e]	0,0001–0,34	0,0005–0,92	0,0006–0,38	0,0018–0,07
Literatur					
[Vah04]	AM[a]	0,009 ± 0,002	0,007 ± 0,006	0,10 ± 0,08	-
	GM[b]	0,009 × 1,2	0,005 × 2,7	0,07 × 2,3	-
	EW[c]	0,009	0,007	0,10	-
[AVV03]	AM[a]	0,05	0,03	0,08	0,009
[BMU99]	AM[a]	0,003	0,01	0,01	0,01
[Bro95]	AM[a]	-	0,01	0,01	0,01
Grünfutter	n	24	34	28	0
	AM[a]	0,021 ± 0,031	0,031 ± 0,076	0,069 ± 0,137	-
	GM[b]	$0{,}006 \times 7{,}0^{\pm 1}$	$0{,}011 \times 4{,}2^{\pm 1}$	$0{,}016 \times 6{,}9^{\pm 1}$	-
	EW[c]	0,041	0,031	0,103	-
	SP[e]	$2{,}4\ 10^{-5}$–0,11	0,0003–0,44	0,0005–0,67	-

[a] Arithmetischer Mittelwert und Standardabweichung.
[b] Geometrischer Mittelwert und geometrische Standardabweichung
[c] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.
[d] R^2 der Korrelation im Q-Q-Plot bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.
[e] Spannweite der Messwerte.

Der Transferfaktor von **^{238}U** liegt, bezogen auf den Erwartungswert, um mindestens eine Größenordnung höher als die Angaben von [Vah04] oder [BMU99]. Dies ist in erster Linie auf die extreme Streuung der Werte mit einer geometrischen Standardabweichung von 9,6 und den Anteil von sehr hohen Transferfaktoren zurückzuführen. Auffällig ist hier, dass die Transferfaktoren oberhalb von TF_i = 0,03 ausschließlich der VF Freital [Dus03] zugeordnet werden können. Die in Abbildung 41 dargestellten Messdaten für diese VF sind zu einem erheblichen Teil durch Schlacken und Aschen aus der Nutzung uranhaltiger Kohlen für den Hausbrand kontaminiert, während sich die übrigen Punkte auf Haldengelände befinden (vgl. Kapitel 5.3.6). Offensichtlich ist die Pflanzenverfügbarkeit in dem als Weidefläche genutzten Boden-Asche-Gemisch ungewöhnlich hoch. Bei den Proben aus der VF Schneeberg-Aue und Gottesberg-Schneckenstein sind wiederum ungewöhnlich niedrige Transferfaktoren zu beobachten. Wie in Abbildung 41 ebenfalls gezeigt wird, beobachtet man aber auch in einer Vielzahl von Proben, wie z.B. in den mit Aufbereitungsrückständen kontaminierten Bereichen, häufig keine Korrelation zwischen den spezifischen Aktivitäten in Boden und Pflanze. Die ungewöhnlich hohe Pflanzenverfügbarkeit von Uran, zum anderen aber auch die Diskriminierung der Radionuklidaufnahme bei hohen Bodenaktivitäten, hängt offenbar mit den unterschiedlichen chemischen Eigenschaften der abgelagerten Materialien (Aschen, Schlacken, Tailings, etc.) zusammen.

Der Transferfaktor von **^{226}Ra** liegt, bezogen auf den Erwartungswert, ebenfalls weit höher (ca. Faktor 4) als die Angaben in [Vah04] und [BMU99]. Insgesamt ist die Streuung der Werte (GS = 3,1) weit weniger stark ausgeprägt als bei denen für ^{238}U. Wie Abbildung 42 zu entnehmen ist, beobachtet man auch hier bei einer Vielzahl von Proben keine Korrelation zwischen den spezifischen Aktivitäten in Boden und Pflanze. Hohe Pflanzenaktivitäten an

^{226}Ra bei ansonsten geogenen Bodenaktivitäten könnten auch durch äußerlich anhaftende Staubabwehungen, z.B. infolge von Baumaßnahmen verursacht worden sein.

Der Transferfaktor von **^{210}Pb** liegt zwischen den in der Literatur veröffentlichten Daten [AVV03] [BMU99] [Bro95] und dem von Vahlbruch [Vah04] ermittelten Wert. Ebenso wie bei den Messwerten für ^{238}U und ^{226}Ra, beobachtet man auch hier bei einer Vielzahl von Proben keine Korrelation zwischen den spezifischen Aktivitäten in Boden und Pflanze. Es muss erwähnt werden, dass der Transferfaktor für ^{210}Pb von vielen Autoren lediglich aus dem über den Wurzelpfad in die Pflanze transportierten Bruchteil berechnet wird und deshalb gegenüber der Berechnung aus dem Gehalt der gesamten Pflanze niedriger liegt. Ursache dafür ist, dass die vielfach im Laborexperiment ermittelten Faktoren den dominierenden Anteil der atmosphärischen Deposition unberücksichtigt lassen.

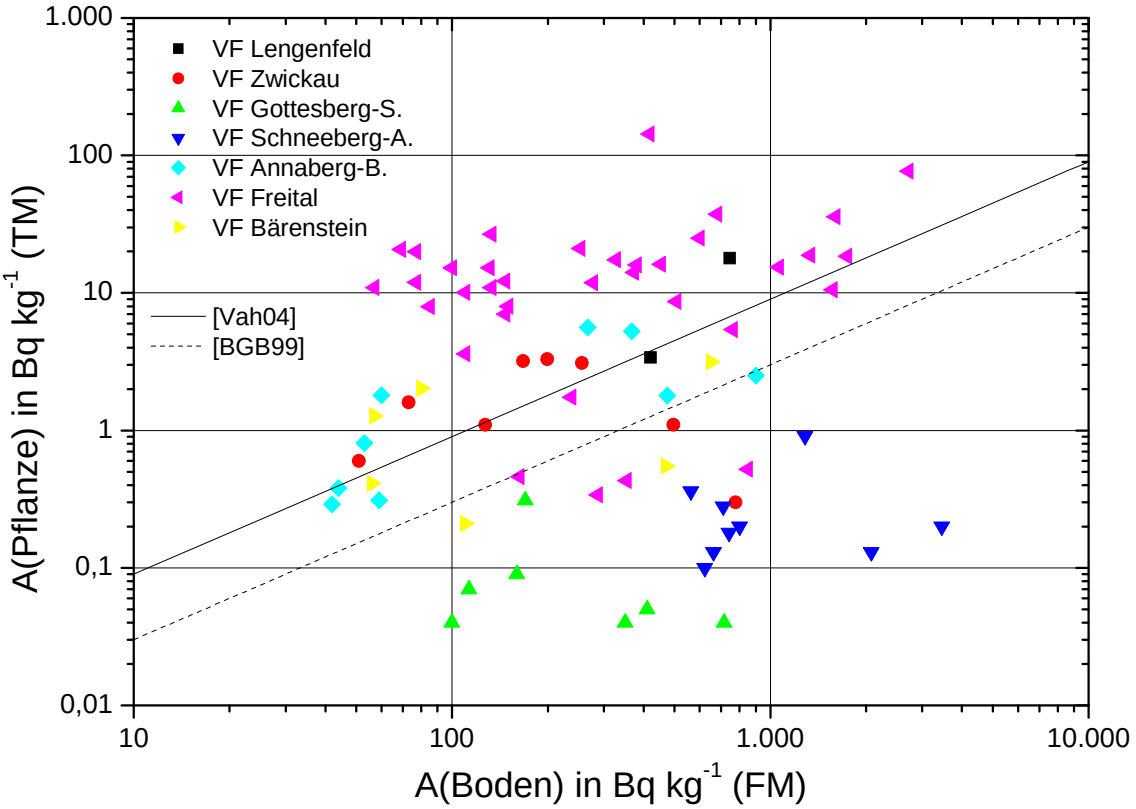

Abbildung 41. Spezifische Aktivität von ^{238}U im Gras (Weidegras) der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen in Abhängigkeit der Bodenaktivität, Daten entnommen aus [ALASKA].

Für die Transferfaktoren der **Nutzpflanzen** lassen sich im Vergleich mit den zitierten Literaturquellen die folgenden allgemeinen Aussagen ableiten:

Die Transferfaktoren für **Getreide** sind aufgrund der unterschiedlichen Probenvorbereitung nicht mit den Angaben in [BMU99] [PF95] oder den Angaben von Vahlbruch [Vah04] vergleichbar. Hier wurde sich anstatt auf die zur Nahrungsmittelgewinnung geeigneten Körner auf die gesamte Pflanze bezogen. Die Transferfaktoren (*TF*) sind deshalb aufgrund der äußeren Deposition eher mit denen von Gras (Weidegras) vergleichbar.

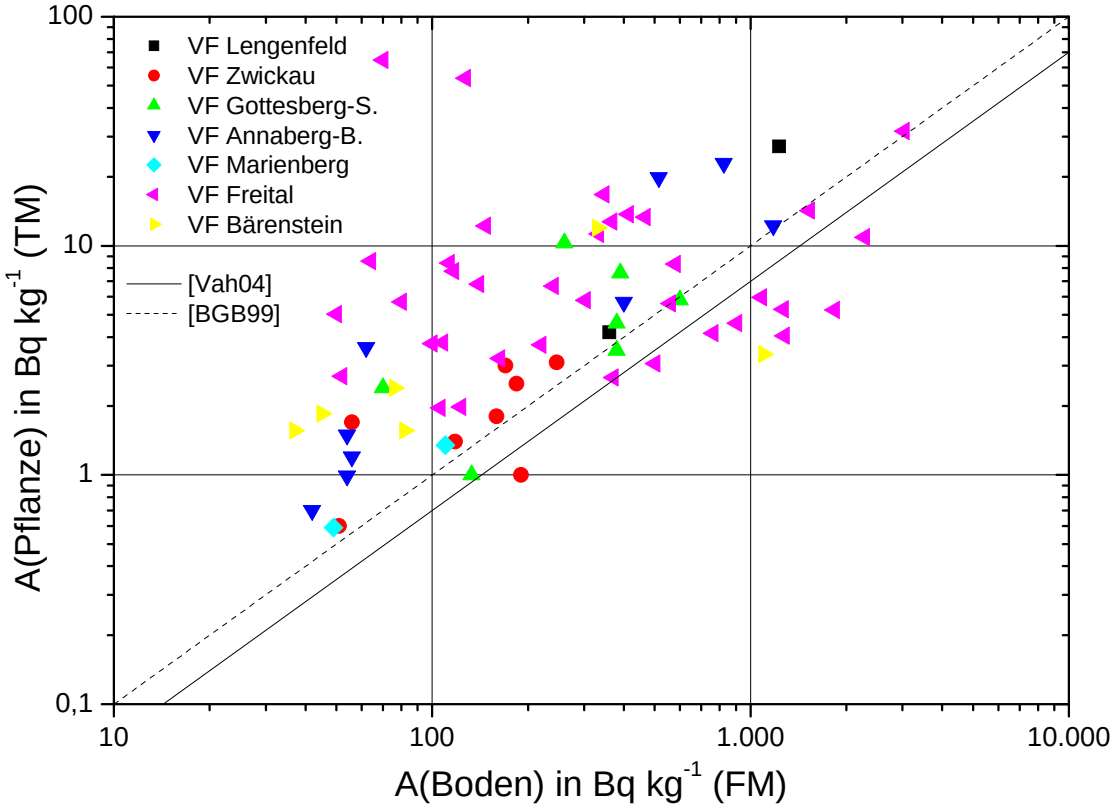

Abbildung 42. Spezifische Aktivität von ^{226}Ra im Gras (Weidegras) der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen in Abhängigkeit der Bodenaktivität, Daten entnommen aus [ALASKA].

Bei den untersuchten Proben von **Blattgemüse** ist der im Vergleich zu Wurzelgemüse im Mittel um eine Größenordnung höhere *TF* von ^{210}Pb hervorzuheben. Dieser Effekt ist unmittelbar auf die bei oberirdisch wachsenden Pflanzen erhöhte atmosphärische Deposition von ^{210}Pb zurückzuführen und bestätigt damit die Literaturangaben. Der Vergleich von *TF* für ^{210}Pb ist generell problematisch, da diese sehr stark von den Umweltbedingungen abhängen und einer großen Schwankungsbreite unterliegen [IAE94]. Im Laborversuch können z.B. die Anteile des Tranfers durch Resuspension und Deposition von ^{210}Pb als Folgeprodukt von ^{222}Rn im Allgemeinen vernachlässigt werden, während diese unter Feldbedingungen einen dominierenden Einfluss haben. Im Allgemeinen sind die *TF* mit den Angaben von Vahlbruch [Vah04] vergleichbar.

Für die ermittelten *TF* von **Wurzelgemüse** gelten die gleichen Aussagen wie auch für Blattgemüse. Die Werte unterscheiden sich nicht signifikant von den durch Vahlbruch [Vah04] ermittelten Werten sowie den Literaturangaben in [BMU99] und [Bro95].

Die hier ermittelten Transferfaktoren von natürlichen Radionukliden in **Obst** liegen, insbesondere für ^{238}U, um mindestens eine Größenordnung über denen von Blattgemüse. Leider liegen in der Literatur bis heute keine Vergleichsdaten für den Transfer in Baumfrüchte vor. Die in Übersichtsartikeln zum Transfer in Früchte [NRC03] [Car01] vorhandenen Daten beziehen sich lediglich auf Melonen und Beeren. Allgemein kann davon ausgegangen werden, dass die Transferfaktoren, insbesondere für ^{238}U, weit über den bei geogenen Bodenaktivitäten erwarteten Werten liegen. Dafür sprechen unter anderem die für Weidegras bereits stark erhöhten Transferfaktoren innerhalb der VF Freital, aus der ein großer Anteil des untersuchten Obstes entstammt. Die von Vahlbruch [Vah04] untersuchten Proben aus Niedersachsen

bestanden ebenfalls lediglich aus Beerenobst und sind deshalb nicht mit den hier diskutierten Daten vergleichbar.

Die für **Pilze** in der Form von Pilzmischungen undefinierter Zusammensetzung berechneten *TF* stimmen sehr gut mit den Ergebnissen von Vahlbruch [Vah04] überein. Der Wert von $TF_i(^{210}\text{Pb}) = 0{,}023$ liegt um etwa eine Größenordnung über dem anderer natürlicher Radionuklide und damit innerhalb des in der Literatur [Kir98] angegebenen Bereiches von $TF_i(^{210}\text{Pb}) = 0{,}004–0{,}14$.

Tabelle 62. Statistische Daten zu den Transferfaktoren natürlicher Radionuklide in Nutzpflanzen der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen, bezogen auf die Feuchtmasse (FM).

Biomaterial	Par.	U-238	Ra-226	Pb-210	Po-210
Getreide	n	11	16	17	3
	AM[a]	0,020 ± 0,034	0,013 ± 0,010	0,061 ± 0,060	0,024 ± 0,035
	GM[b]	$0{,}007 \times 4{,}8^{\pm1}$	$0{,}009 \times 3{,}1^{\pm1}$	$0{,}035 \times 3{,}4^{\pm1}$	$0{,}010 \times 4{,}9^{\pm1}$
	EW[c]	0,024	0,016	0,072	0,037
	SP[d]	0,0008–0,12	0,0005–0,04	0,0039–0,21	0,0038–0,07
Gemüse	n	7	7	13	0
	AM[a]	0,002 ± 0,002	0,004 ± 0,003	0,014 ± 0,017	-
	GM[b]	$0{,}002 \times 2{,}8^{\pm1}$	$0{,}004 \times 1{,}9^{\pm1}$	$0{,}007 \times 3{,}8^{\pm1}$	-
	EW[c]	0,003	0,004	0,017	-
	SP[d]	0,0003–0,01	0,0016–0,01	0,0011–0,06	-
Wurzelgemüse	n	6	9	4	0
	AM[a]	0,002 ± 0,002	0,004 ± 0,004	0,006 ± 0,005	-
	GM[b]	$0{,}001 \times 3{,}6^{\pm1}$	$0{,}003 \times 2{,}0^{\pm1}$	$0{,}005 \times 2{,}2^{\pm1}$	-
	EW[c]	0,002	0,004	0,006	-
	SP[d]	0,0002–0,01	0,0016–0,02	0,0025–0,01	-
Obst	n	27	33	21	0
	AM[a]	0,016 ± 0,023	0,003 ± 0,003	0,011 ± 0,012	-
	GM[b]	$0{,}005 \times 5{,}6^{\pm1}$	$0{,}002 \times 2{,}8^{\pm1}$	$0{,}004 \times 6{,}0^{\pm1}$	-
	EW[c]	0,023	0,003	0,019	-
	SP[d]	0,0001–0,09	0,0002–0,01	0,0002–0,04	-
Pilze	n	6	7	12	0
	AM[a]	0,002 ± 0,002	0,003 ± 0,002	0,019 ± 0,031	-
	GM[b]	$0{,}001 \times 4{,}0^{\pm1}$	$0{,}001 \times 4{,}5^{\pm1}$	$0{,}007 \times 4{,}5^{\pm1}$	-
	EW[c]	0,002	0,004	0,023	-
	SP[d]	0,0001–0,01	0,0002–0,01	0,0008–0,11	-

[a] Arithmetischer Mittelwert und Standardabweichung.
[b] Geometrischer Mittelwert und geometrische Standardabweichung
[c] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.
[d] Spannweite der Messwerte.

5.3.8 Radonkonzentrationen im Freien

Im Rahmen des Projektes „Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten“ (Altlastenkataster) [Ett01] [ALASKA] wurden in den o.g. 13 Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus in Sachsen weitgehende Untersuchungen zur Radonkonzentration im Freien durchgeführt. Insgesamt wurden dazu an 311 Messstellen die langzeitlichen Mittelwerte und statistische Parameter der ^{222}Rn-Konzentration bestimmt. Die Mittelwerte der Messungen mit ihren dazugehörigen Minimal- und Maximalwerten als Fehlerindikatoren sind in Abbildung 43 dargestellt. Tabelle 63 zeigt eine Zusammenstellung der statistischen Parameter für die Messergebnisse.

Tabelle 63. Statistische Daten zur ^{222}Rn-Konzentration im Freien in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus, alle Angaben in Bq m^{-3}.

n	AM	GM	EW[a]	min	Med.	P_{75}	P_{95}	max
311	28,8±37,7	21,4 × 1,9$^{\pm 1}$	26,2	9,0	18,0	26,0	83,0	406,0
311[b]	20,0±37,7	10,3× 2,8$^{\pm 1}$	17,7	0,2	9,2	17,2	74,2	397,2

[a] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.
[b] Um einen konstanten Untergrundanteil von 8,8 Bq m^{-3} korrigierte Werte.

Für die vorhandenen Messdaten muss auch nach erfolgter Untergrundkorrektur die Annahme einer logarithmischen Normalverteilung abgelehnt werden (Shapiro-Wilk-Test, $\alpha = 0{,}05$). Die um einen konstanten Untergrund von 8,8 Bq m^{-3} korrigierten Messwerte zeigen jedoch im Q-Q-Plot (Abbildung 44) mit $R^2 = 0{,}961$ eine hinreichend gute Korrelation zur weiteren Verwendung der Daten.

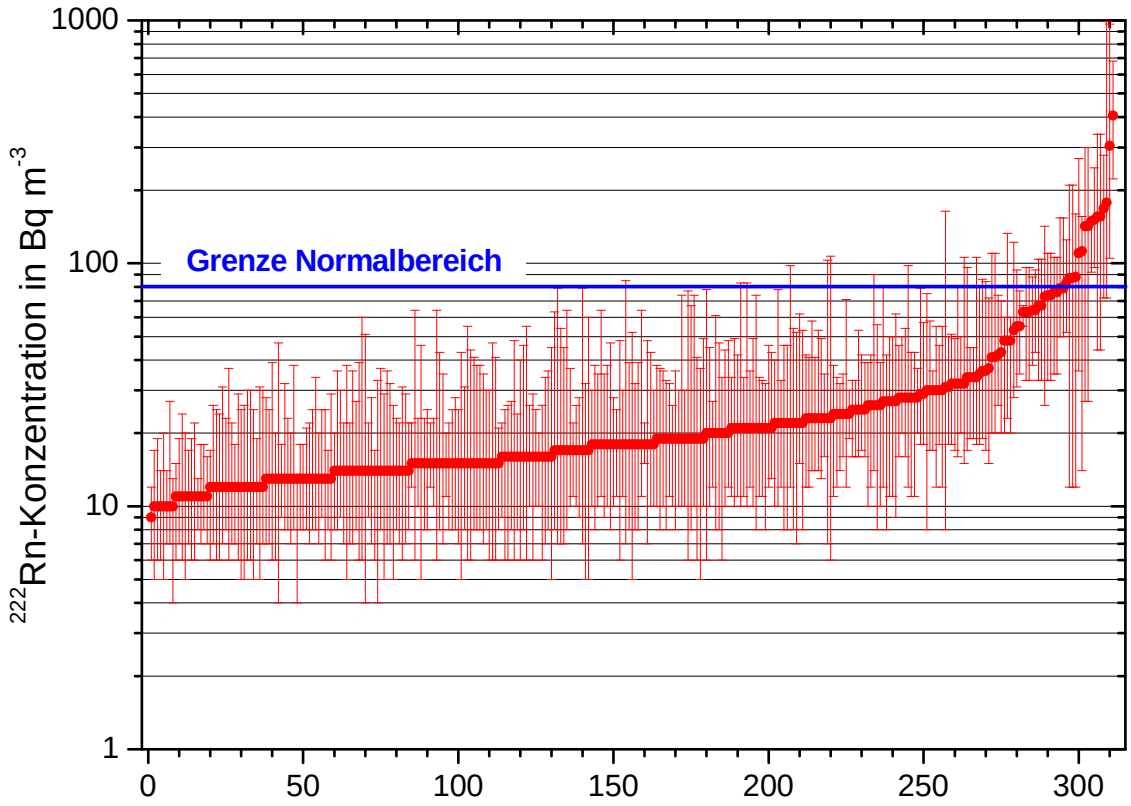

Abbildung 43. Messwerte und Spannweiten der ^{222}Rn-Konzentrationen im Freien über den in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen (311 Messstellen) des ehemaligen Uranbergbaus, Daten entnommen aus [ALASKA].

Bei der Bewertung von Radonkonzentrationen im Freien ist nach Empfehlung der SSK [SSK95] sowie der ICRP [ICR94] eine Orientierung am normalen Variationsbereich im Untersuchungsgebiet unumgänglich. Zu diesem Zweck wurden im Rahmen der Untersuchungen zum Altlastenkataster in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus umfangreiche Messungen durchgeführt und dabei als oberes Ende des Normalbereiches ein Wert von 80 Bq m^{-3} ermittelt. Die SSK empfiehlt daher in [SSK95] als Richtwert der langzeitigen Radonkonzentration im Freien in den einer bergbaulichen Hinterlassenschaft

nächstgelegenen Wohngebieten, möglichen Bebauungsgebieten oder ständigen Aufenthaltsgebieten der Bevölkerung einen Wert von 80 Bq m^{-3}.

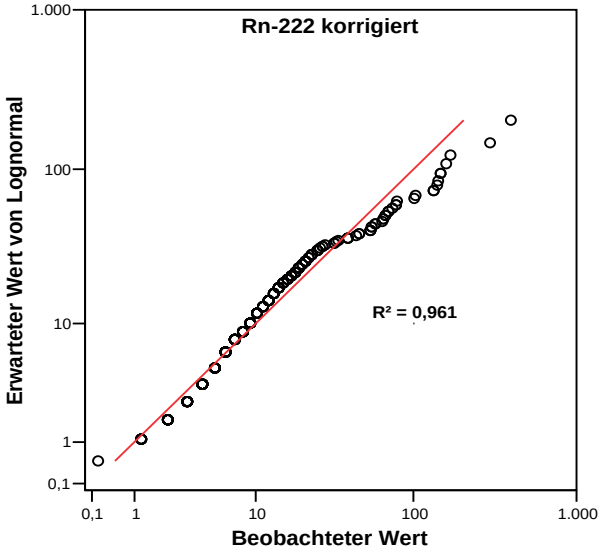

Abbildung 44. Q-Q-Plot der ^{222}Rn-Konzentrationen im Freien für die in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus, alle Angaben in Bq m^{-3}.

Wie Abbildung 43 entnommen werden kann, liegen die Messwerte in den Verdachtsflächen zum überwiegenden Anteil von 95 % unterhalb des Richtwertes von 80 Bq m^{-3} und können deshalb als unbedenklich angesehen werden. Eine Sanierung der Gebiete aus Gründen der Reduzierung ihrer Radonemission wird damit als nicht gerechtfertigt erachtet. Überschreitungen des Richtwertes traten lediglich auf Halden und in den mit Tailings kontaminierten Bereichen der Verdachtsfläche Lengenfeld auf, wo auch der Maximalwert von 406 Bq m^{-3} auf der Oberfläche des Lenkteiches gemessen wurde.

5.3.9 Zusammenfassende Bewertung für die Gebiete des ehemaligen Uranbergbaus

Bei der zusammenfassenden Bewertung der Untersuchungen in den Gebieten des ehemaligen Uranbergbaus in Sachsen lassen sind die folgenden Ergebnisse besonders hervorzuheben:

- Der im Rahmen des Altlastenkatasters ermittelte Erwartungswert für die **Ortsdosisleistung** über geogenen Böden der Verdachtsflächen von 105 nSv h^{-1} (GS = $1{,}4^{\pm1}$) stimmt sehr gut mit den Ergebnissen des Deutschen Grundpegelprogrammes für das Erzgebirge überein.
- Die im Rahmen des Flutfolgenprojektes ermittelten geogenen **Hintergrundwerte** für die spezifischen Aktivitäten der Nuklide ^{238}U, ^{226}Ra und ^{210}Pb in **Sedimenten** liegen bei 115, 108 sowie 101 Bq kg^{-1} (GS = $1{,}5^{\pm1}$–$1{,}6^{\pm1}$) und sind innerhalb als auch zwischen den Verdachtsflächen erheblichen Schwankungen unterworfen.
- Eine Auswertung der im Rahmen des Altlastenkatasters ermittelten geogenen **Hintergrundwerte für Böden** in den Verdachtsflächen zeigt, dass für die Nuklide ^{238}U, ^{226}Ra und ^{210}Pb Erwartungswerte von 71, 69 und 72 Bq kg^{-1} (GS = $1{,}5^{\pm1}$–$1{,}6^{\pm1}$) angegeben werden können, die auch mit den Ergebnissen anderer Untersuchungen übereinstimmen.
- Eigene Untersuchungen zur Ermittlung geogener **Hintergrundwerte für Böden** in den Verdachtsflächen im Jahr 2005 bestätigten die o.g. Untersuchungen mit Erwartungswerten für die Nuklide ^{238}U, ^{226}Ra und ^{210}Pb von 67, 61 und 75 Bq kg^{-1}. Zusätzlich konnten die spezifischen Aktivitäten von ^{228}Ra und ^{228}Th mit 51 bzw. 50 Bq kg^{-1} bestimmt werden.

- Es konnte gezeigt werden, dass ein Hintergrundwert von 50 Bq kg^{-1} für die Nuklide der Uran-Radium-Zerfallsreihe in der Gesamtbodenfraktion nach Vorgabe der **Berechnungsgrundlagen Bergbau** sowie der daraus abgeleitete Aufkonzentrierungsfaktor für Regionen mit natürlich erhöhten geogenen Bodengehalten eine konservative Annahme darstellt.
- Die Auswertung von Literaturdaten des BfS zu den geogenen Aktivitätskonzentrationen der natürlichen Radionuklide ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb und ^{210}Po in **Trinkwasser** zeigt, dass die Erwartungswerte unter Annahme einer logarithmischen Normalverteilung in Deutschland bei 10, 9, 3 und 1 mBq L^{-1} sowie im Bundesland Sachsen bei 82, 9, 48 und 11 mBq L^{-1} liegen. Die allgemein angegebenen Medianwerte werden durch die extreme Spannweite der Aktivitätskonzentrationen um einen Faktor von bis zu acht überstiegen.
- Die Ergebnisse des Flutfolgenprojektes zeigen, dass für die **Ortsdosisleistung am Gewässerverlauf des Muldesystems** sowie an den Gewässern innerhalb der Verdachtsflächen ein Erwartungswert von 199 nSv h^{-1} (GS = $1{,}2^{\pm1}$) angegeben werden kann.
- Eine Auswertung der Messdaten aus dem Altlastenkataster ergibt ergänzend einen Erwartungswert von 384 nSv h^{-1} (GS = $2{,}4^{\pm1}$) für die **ODL in den Verdachtsflächen**.
- Die Ergebnisse des Flutfolgenprojektes zeigen, dass für die spezifischen Aktivitäten der natürlichen Radionuklide in den **Gewässersedimenten** der Verdachtsflächen Erwartungswerte von 1.364 Bq kg^{-1} ^{238}U, 1.344 Bq kg^{-1} ^{226}Ra und 983 Bq kg^{-1} ^{210}Pb (GS = $4{,}9^{\pm1}$–$5{,}4^{\pm1}$) angegeben werden können.
- Im Abstrom der **IAA Zobes bei Neuensalz** wurden gegenüber früheren Untersuchungen im Sediment sehr stark erhöhte spezifische Aktivitäten für ^{226}Ra gemessen, welche aus der Verlagerung von Tailings infolge der Öffnung des Dammes bei dem Hochwasser im Herbst 2002 resultieren. Die Messwerte für ^{226}Ra sind mit 1.277–1.915 Bq kg^{-1} um einen Faktor 4,5–11,3 erhöht und zeigen eine starke Verschiebung des früher im Gleichgewicht liegenden $^{226}Ra/^{238}U$-Verhältnisses von 8,6 zugunsten von ^{226}Ra. Die Reichweite der Verlagerungen bleibt aber lokal begrenzt und ist bereits vor der Mündung des Rabenbaches in die Vorsperre Neuensalz nicht mehr feststellbar.
- Im Abstrom der uranbergbaulichen Objekte der **VF Zwickau-Oberrothenbach** (IAA Helmdorf, Halde Crossen) wurden im Vergleich zu früheren Untersuchungen stark verringerte Werte aller natürlicher Radionuklide im Sediment gefunden, welche auf den Rückgang der Emissionen infolge der Wasserbehandlung zurückzuführen sind. Insbesondere die Messwerte für den Oberrothenbacher Bach zeigen, bedingt durch die durchgeführten Sanierungsmaßnahmen, im Vergleich zu früheren Untersuchungen um den Faktor 10,0 niedrigere Werte für ^{238}U und ^{226}Ra im Bereich des geogenen Niveaus. Insgesamt liegen die Messwerte für die Zwickauer Mulde aber immer noch über dem geogenen Niveau der VF und dokumentieren damit den starken uranbergbaulichen Einfluss aus früherer Zeit.
- Die Auswertung der Messdaten aus dem Altlastenkataster zeigt, dass die spezifischen Aktivitäten in **Böden der Verdachtsflächen** stark durch den Uranbergbau beeinflusst sind und vielfach gegenüber dem geogenen Niveau um einen Faktor von 100–400 erhöhte Gehalte natürlicher Radionuklide zeigen. Bei den spezifischen Aktivitäten liegen gestörte logarithmische Normalverteilungen mit einem Untergrundanteil von ca. 100 Bq kg^{-1} und Erwartungswerten von 751 Bq kg^{-1} ^{238}U, 1.109 Bq kg^{-1} ^{226}Ra und 752 Bq kg^{-1} ^{210}Pb vor (GS = $4{,}3^{\pm1}$–$5{,}2^{\pm1}$).
- Die im Rahmen des Altlastenkatasters bestimmten Aktivitätskonzentrationen natürlicher Radionuklide im **Grundwasser der Verdachtsflächen** liegen mit Ausnahme von Uran, welches einen Bereich von fünf Größenordnungen abdeckt, innerhalb der Spannweite des geogenen Niveaus. Unter Annahme einer logarithmischen Normalverteilung ergeben sich

Erwartungswerte von 3.409 mBq L^{-1} ^{238}U, 214 mBq L^{-1} ^{226}Ra und 174 mBq L^{-1} ^{210}Pb (GS = $9{,}5^{\pm1}$, $5{,}0^{\pm1}$ und $2{,}9^{\pm1}$).

- Im Gegensatz zum Grundwasser handelt es sich bei den im Rahmen des Altlastenkatasters untersuchten **Oberflächenwässern der Verdachtsflächen** ausschließlich um uranbergbaulich beeinflusste Proben, weshalb die Messwerte nur zu einem geringen Anteil im Bereich des geogenen Niveaus liegen. Unter Annahme einer logarithmischen Normalverteilung ergeben sich Erwartungswerte von 686 mBq L^{-1} ^{238}U, 75 mBq L^{-1} ^{226}Ra, 78 mBq L^{-1} ^{210}Pb und 26 mBq L^{-1} ^{210}Po angegeben werden (GS=$5{,}6^{\pm1}$, $3{,}5^{\pm1}$, $2{,}6^{\pm1}$ und $2{,}4^{\pm1}$).
- Die im Rahmen des Altlastenkatasters untersuchten Proben von **Getreide, Gemüse und Wurzelgemüse** sind aufgrund der unzureichenden Probenvorbereitung nicht mit den vorhandenen Literaturdaten interpretierbar und können deshalb nicht für die Ermittlung der Strahlenexposition durch Ingestion weiterverwendet werden.
- Die für die Untersuchungen zum Altlastenkataster analysierten Proben von **Weidegras** weisen stark erhöhte Gehalte natürlicher Radionuklide auf und liegen zu 45 % über dem Richtwert der SSK für Futterpflanzen von 10 Bq kg^{-1} (FM). Unter Annahme einer logarithmischen Normalverteilung können Erwartungswerte von 14,8 Bq kg^{-1} ^{238}U, 8,9 Bq kg^{-1} ^{226}Ra, 9,7 Bq kg^{-1} ^{210}Pb und 4,1 Bq kg^{-1} ^{210}Po angegeben werden.
- Die im Rahmen des Altlastenkatasters untersuchten Proben von **Obst** aus den Verdachtsflächen zeigen insbesondere für Uran und die VF Freital stark erhöhte Gehalte natürlicher Radionuklide, welche um ca. eine Größenordnung über den Mittelwerten für Deutschland liegen und vielfach den Richtwert der SSK für Pflanzen zur Nahrungsgewinnung von 1 Bq kg^{-1} (FM) überschreiten. Unter Annahme einer logarithmischen Normalverteilung betragen die Erwartungswerte 18,8 Bq kg^{-1} ^{238}U, 1,3 Bq kg^{-1} ^{226}Ra, 1,2 Bq kg^{-1} ^{210}Pb und 0,5 Bq kg^{-1} ^{210}Po (GS = $7{,}0^{\pm1}$, $3{,}1^{\pm1}$, $2{,}2^{\pm1}$ und $2{,}2^{\pm1}$).
- Eine Betrachtung von **Transferfaktoren für Futterpflanzen** aus den im Rahmen des Altlastenkatasters untersuchten Verdachtsflächen ergab, dass der Transfer von Uran um rund eine Größenordnung über den in anderen Gebieten Deutschlands ermittelten Werten liegt und mit einer geometrischen Standardabweichung von 9,6 eine extreme Spannweite besitzt. Ursache dafür sind die unterschiedlichen chemischen Eigenschaften der abgelagerten, kontaminierten Materialien und die daraus resultierende Pflanzenverfügbarkeit von Uran, welche insbesondere bei den in der VF Freital zur Düngung verwendeten Aschen aus uranhaltiger Kohle sehr hoch ist. Bei den Transferfaktoren der Nuklide ^{226}Ra und ^{210}Pb konnten keine regionalen Trends erkannt werden.
- Die aus den Daten des Altlastenkatasters ermittelten **Transferfaktoren für Obst** liegen für Uran ebenfalls um eine Größenordnung über den deutschen Mittelwerten für Blattgemüse und zeigen die gleichen Tendenzen wie die o.g. Futterpflanzen. In der Literatur finden sich bis heute keine Vergleichsdaten zum Transfer natürlicher Radionuklide in Baumfrüchte.
- Die im Rahmen des Altlastenkatasters ermittelten **Radonkonzentrationen in der Freiluft** der Verdachtsflächen liegen mit 95 % zum überwiegenden Teil unterhalb des von der SSK angegebenen oberen Endes des Normalbereiches von 80 Bq m^{-3}. Unter Annahme einer logarithmischen Normalverteilung beträgt der Erwartungswert 26 Bq m^{-3} (GS = $1{,}9^{\pm1}$).

5.4 Sonderuntersuchung in der Verdachtsfläche Lengenfeld

Ein besonderer Schwerpunkt des bereits in Kapitel 5.2.2 und 5.3.3 vorgestellten Flutfolgenprojektes und weiterer eigener Untersuchungen war die Erfassung und Bewertungen von Tailingsabspülungen im Gewässersystem der Verdachtsfläche Lengenfeld [Knö04]. Dazu wurden umfangreiche Untersuchungen an Sedimenten und durch Tailings kontaminierten Böden sowie eine flächendeckende ODL-Kartierung von Teilgebieten der VF durchgeführt. Dieses Kapitel enthält eine Zusammenfassung der bei der Mitwirkung am Flutfolgenprojekt erzielten Ergebnisse.

Abbildung 46 und Abbildung 47 zeigen eine Übersicht der VF Lengenfeld mit den relevanten Untersuchungsgebieten und den Probenahmestellen für Gewässersedimente im Rahmen des Flutfolgenprojektes [Knö04].

Die Verdachtsfläche Lengenfeld (VF 09) überdeckt ein Gebiet von 45 km^2 und liegt im sächsischen Vogtland in der Nähe von Rodewisch im Kreis Plauen [Dus02b].

Etwa die Hälfte des Gebietes wird vom Westteil des Kirchberger Granitmassivs eingenommen, das sich insbesondere durch erhöhte Gehalte an Wolfram, Blei, Molybdän, Uran und Thorium auszeichnet.

Der größte Vorfluter in der VF ist die von Süden nach Norden fließende Göltzsch, die bei Greiz in die Weiße Elster einmündet. Den rechtsseitigen Hauptzufluss der Göltzsch innerhalb der Verdachtsfläche bildet der Plohnbach, der den Westteil des Kirchberger Granitmassivs entwässert. Unmittelbar nördlich der Einmündung des Plohnbaches fließt der Waldkirchener Bach der Göltzsch zu, der den Nordteil der Verdachtsfläche im Bereich des Kontakthofes des Kirchberger Granits entwässert. Eine Übersicht der hydrologischen Verhältnisse in der Verdachtsfläche kann Abbildung 45 entnommen werden.

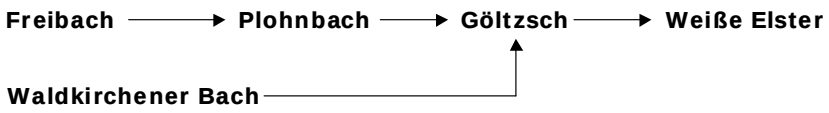

Abbildung 45. Gewässerschema der Verdachtsfläche Lengenfeld.

In seinem Unterlauf durchfließt der Plohnbach den Lenkteich, ein durch ein massives Wehr von ca. 3 m Höhe abgegrenzter Stauteich. Dieser Teich ist von besonderer Bedeutung, da das Wehr während der Betriebszeit der Uranaufbereitung intakt war [ALA01]. In 1954 kam es zu einem Dammbruch der IAA und die vom Plohnbach mitgeführten Schlammmassen (Tailings) wurden im Becken des Teiches abgelagert. Das Wehr ist bereits seit längerer Zeit defekt, der Teich ausgetrocknet und der bis 2 m mächtige stark kontaminierte Schlamm wird heute von dem durchfließenden Plohnbach gelegentlich bis in die Göltzsch verfrachtet.

Die Grundwasservorräte der Verdachtsfläche werden heute trotz des bestehenden öffentlichen Trinkwassernetzes teilweise durch Brunnen und Flachwasserfassungen genutzt.

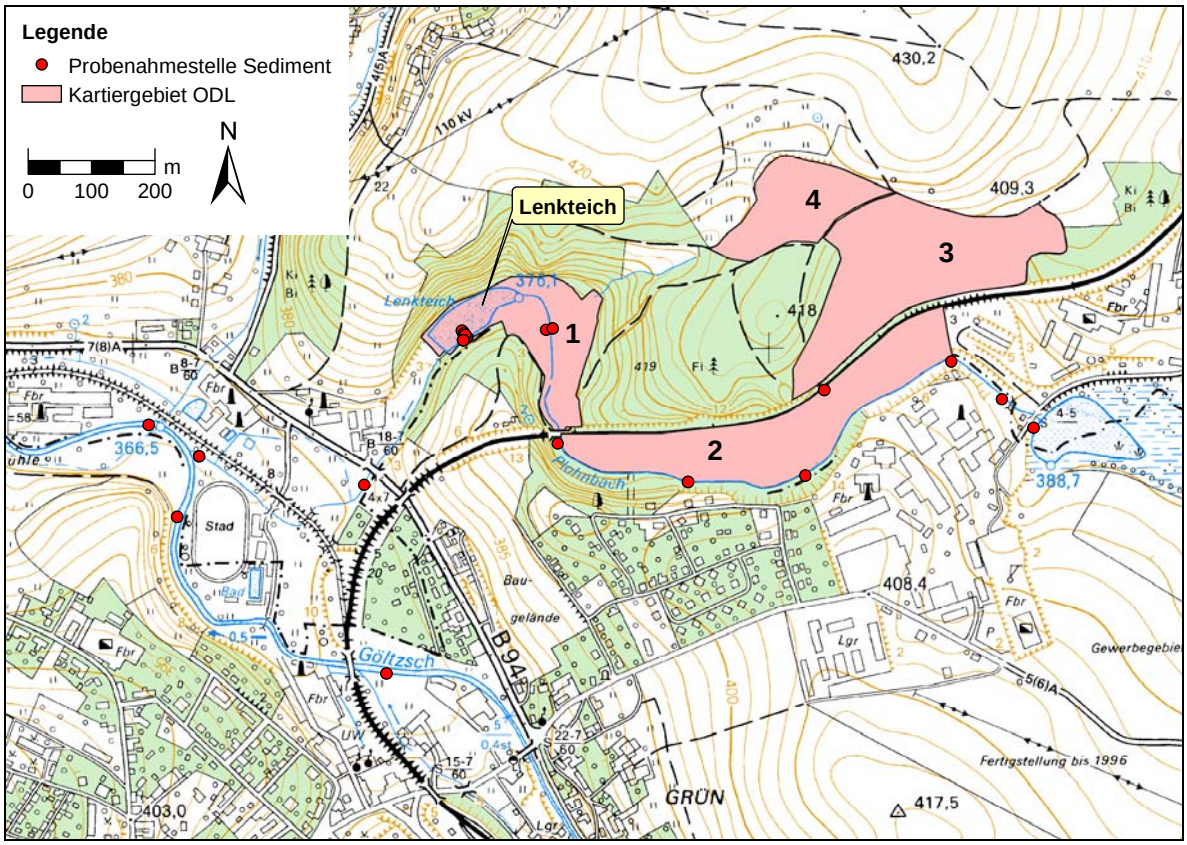

Abbildung 46. Topographische Karte der VF Lengenfeld (RD10 5440-NW) im Abstrom des Plohnbaches mit eingezeichneten Probenahmestellen (1 = Lenkteich mit Plohnbachaue, 2 = Südhalde, 3 = Nordhalde, 4 = ehemaliger Polizeiübungsplatz).

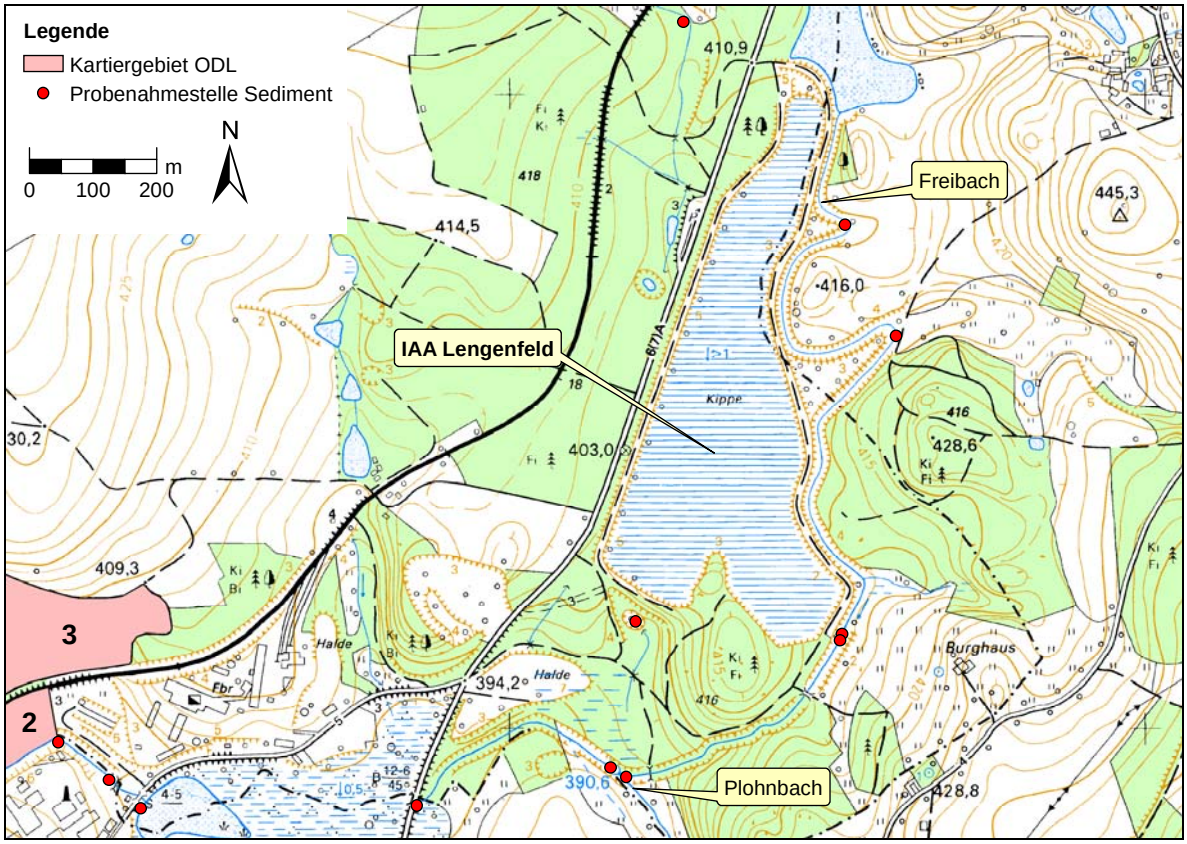

Abbildung 47. Topographische Karte der Verdachtsfläche Lengenfeld (RD10 5440-NW) im Abstrom des Plohnbaches mit eingezeichneten Probenahmestellen.

Besondere Bedingungen herrschen auch im Umfeld der Uranerzaufbereitungsanlage in Lengenfeld, da hier die angefallenen Aufbereitungsrückstände (Tailings) und nicht zur Laugung geeigneten Armerze teilweise unkontrolliert auf Halden abgelagert wurden. Das Gelände der Nordhalde ist von herausragender Bedeutung, da hier während der Tätigkeit der SDAG Wismut in massivem Umfang Tailings deponiert wurden. Ende der sechziger Jahre wurden die Halden konturiert und mit 0,1–0,3 m Granitgrus zum Teil unregelmäßig und lückenhaft abgedeckt [Fri01]. Im nordwestlichen Teil der Nordhalde, wo die Ablagerungen noch Mächtigkeiten von über 5 m aufweisen, wurde Anfang der siebziger Jahre ein Polizeiübungsplatz angelegt. Dabei kam es zum Ausbau eines Schießplatzes sowie zur Anlegung von Laufgräben, Schützengräben und Unterständen innerhalb der Ablagerungen. Während der nördliche und östliche Teil der Nordhalde nach der Konturierung aufgeforstet wurde und heute hier ein 30-jähriger Koniferenbestand herrscht, blieb das Gelände des Polizeiübungsplatzes weitgehend unbewachsen, lediglich durch Anflug hat sich ein stellenweise stärkerer Birkenbestand entwickelt. Das südlich der Schießplatzmulde anschließende Böschungsgelände ist frei von jeglicher Bedeckung und wird zeitweilig von Jugendlichen als Motocrossrennstrecke genutzt. Durch Fahrrinnen werden die hier freiliegenden Tailings bis in Tiefen von 0,5 m aufgewühlt.

5.4.1 Ortsdosisleistung

5.4.1.1 Lenkteich und Plohnbachaue

Bei den Untersuchungen im Rahmen des Flutfolgenprojektes [Knö04] wurden zunächst stichprobenartige Messungen der Ortsdosisleistung auf der Oberfläche des **Lenkteiches** durchgeführt. Abbildung 48 zeigt eine topographische Karte des Lenkteiches mit eingezeichneten Messwerten der ODL, diese wurden in einer Höhe von 1 m über dem Sediment erhoben und sind nicht um den Beitrag der kosmischen Komponente von ca. 32 nSv h^{-1} korrigiert.

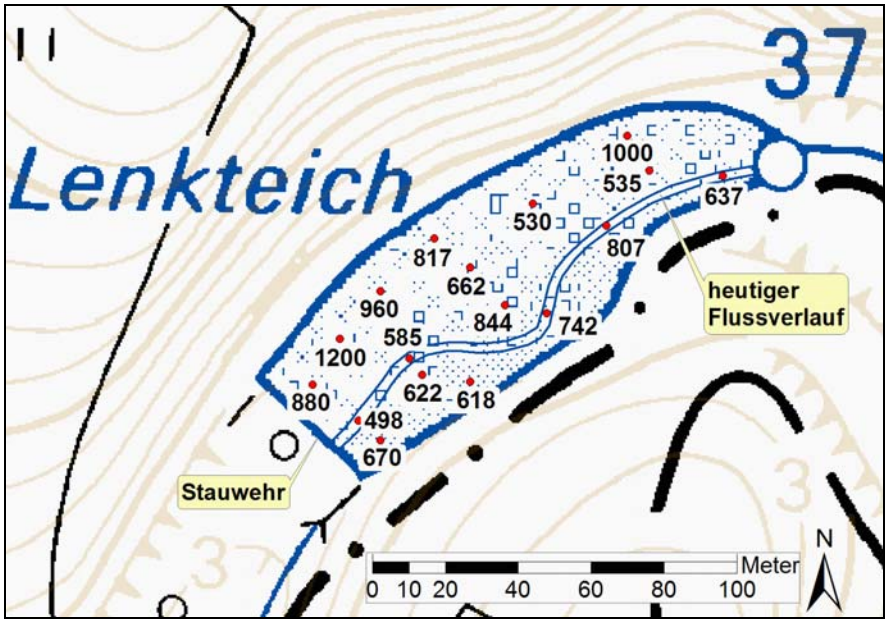

Abbildung 48. Topographische Karte des Lenkteiches mit eingezeichnenten ODL-Messwerten, alle Angaben in nSv h^{-1}.

Die ODL-Messwerte bewegen sich in einem Bereich von 498–1.200 nSv h^{-1}, was dem ca. 2- bis 4-fachen des geogenen Untergrundes entspricht. Der geogene Hintergrund wurde in diesem Bereich nach [Wil97] mit maximal 260 nSv h^{-1} abgeschätzt.

Weitere Untersuchungen im **Gebiet der Plohnbachaue um den Lenkteich** wurden in jüngster Zeit im Auftrag der Stadt Lengenfeld durch die Fa. C&E Consulting und Engineering GmbH durchgeführt [Fri01]. Veranlassung für die in 2001 durchgeführte Messkampagne war die Forderung der Stadt Lengenfeld eine genauere Abschätzung der Gefährdungen für Mensch und Umwelt durch eine exakte Kartierung der kontaminierten Flächen zu erhalten, insbesondere im Hinblick auf die bereits im Jahr 2005 geplante Sanierung der Plohnbachaue.

Der untersuchte Bereich um den Lenkteich umfasste hier eine Fläche von ca. 2,72 ha. Mit dem im Raster von 5 m × 5 m durchgeführten Messprogramm, einschließlich einiger Verdichtungen auf 2,5 m × 2,5 m, wurden insgesamt 1.202 ODL-Messungen realisiert. Die Messungen wurden analog der in Kapitel 4.3.2 beschriebenen Vorgehensweise mittels einer kalibrierten Szintillationssonde durchgeführt. Im Gegensatz zu früheren Untersuchungen, kann mit den Ergebnissen dieses Messprogrammes eine sehr detaillierte Zuordnung der kontaminierten Bereiche erfolgen. Abbildung 49 zeigt eine topographische Karte des Untersuchungsgebietes mit den farblich graduierten ODL-Messwerten. Für die Darstellung wurde eine Quantil-Einteilung mit einer jeweils gleichen Anzahl von Messwerten pro Klasse gewählt.

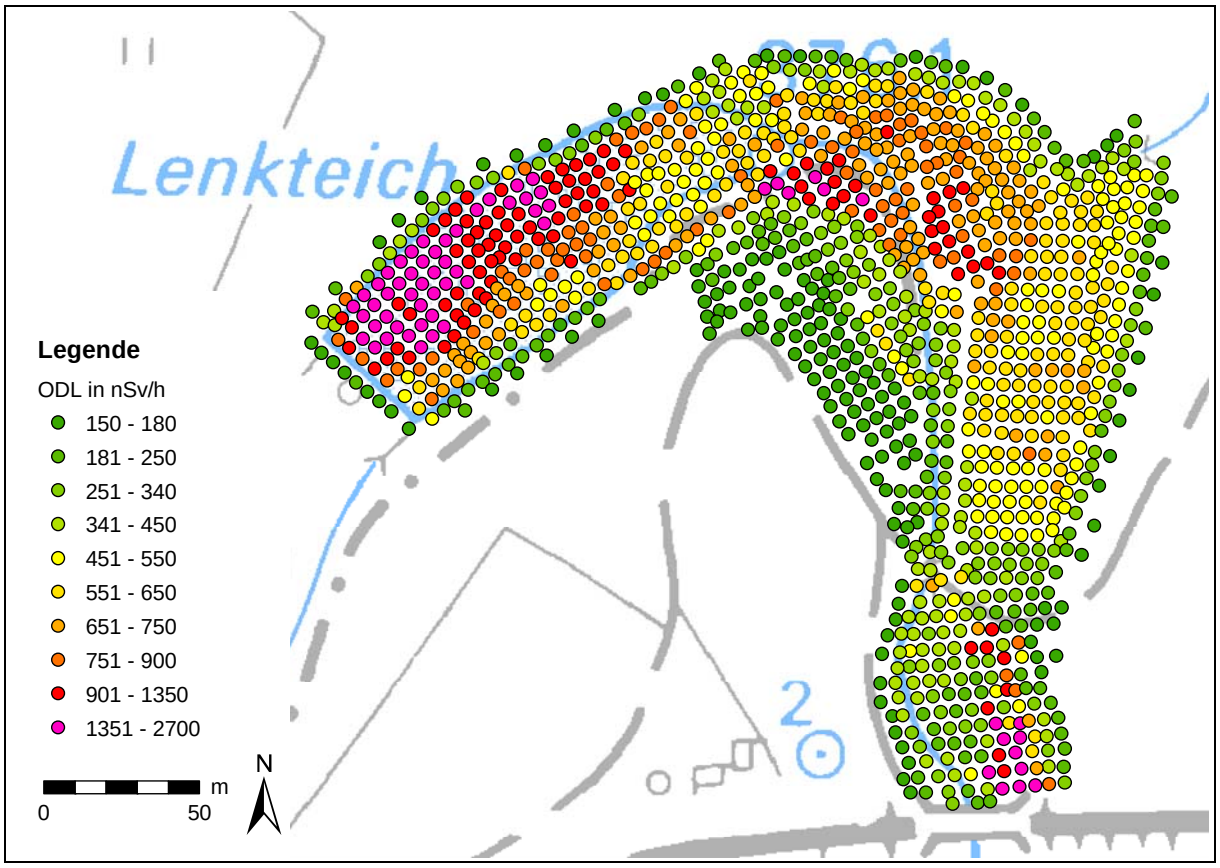

Abbildung 49. Topographische Karte der Plohnbachaue im Gebiet um den Lenkteich in Lengenfeld mit farblich graduierten ODL-Messpunkten; die Messwerte wurden [Fri01] entnommen.

Wie Abbildung 45 zu entnehmen ist, zeigen die Kontaminationen im Bereich der Plohnbachaue eine sehr inhomogene Verteilung. Diese wird erst verständlich, wenn man die Ausbreitung der abgespülten Tailingsmassen bei der Havarie im Jahr 1954 mit einbezieht. Die größten Kontaminationen, angenommen als die Bereiche der Klasse > 1.350 nSv h^{-1}, befinden sich deshalb am Prallhang des Plohnbaches und im unmittelbaren Staubereich vor dem Wehr des Lenkteiches. Erstaunlicherweise wurden die höchsten Messwerte mit 2.700 nSv h^{-1} östlich der Eisenbahnbrücke über den Plohnbach ermittelt, auf dem Lenkteich lagen die Maximalwerte lediglich bei 2.400 nSv h^{-1}. Insgesamt muss für die ODL-Messdaten die Annahme einer logarithmischen Normalverteilung (α = 0,05) abgelehnt werden. Wie in Abbildung 50 gezeigt wird, liegen Mischverteilungen aus Bereichen mit geogenen ODL-Werten und aus solchen, die mit Aufbereitungsrückständen kontaminiert wurden vor. Da im geogenen Bereich gerätebedingt mit einer Anzeigeungenauigkeit von ± 20 nSv h^{-1} gearbeitet wurde, können die Verteilungen nicht eindeutig getrennt werden. Aufgrund der geringen Abweichungen von den erwarteten Werten einer logarithmischen Normalverteilung, stellt deren Erwartungswert trotzdem den besten Schätzer für den Mittelwert dar (vgl. Tabelle 64).

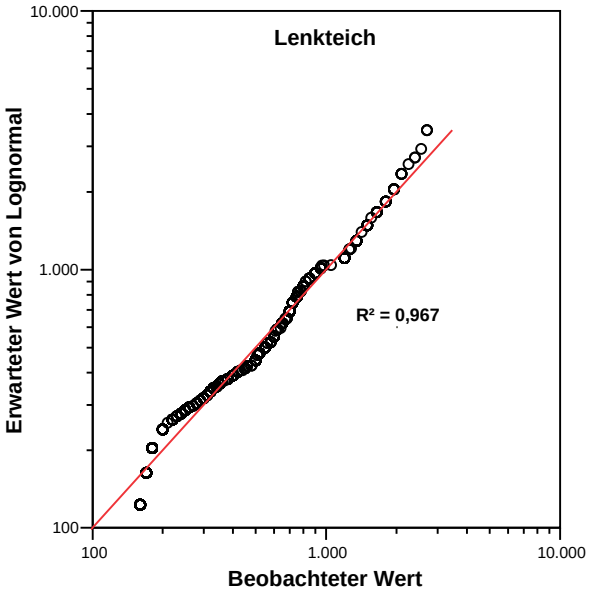

Abbildung 50. QQ-Plots für die ODL-Messwerte auf dem Lenkteich und in der Plohnbachaue in Lengenfeld, Angaben in nSv h^{-1}.

Da der **Bereich östlich der Eisenbahnbrücke** zu hoch liegt, um unmittelbar durch den Transport von Tailingsmaterial mit dem Plohnbach betroffen zu sein, wurden zur Klärung des Sachverhaltes eigene Untersuchungen durchgeführt. Abbildung 51 zeigt die am 22. September 2004 im Raster von 1 m × 1 m durchgeführten ODL-Messungen. Für die Darstellung wurde ebenfalls eine Quantil-Einteilung mit einer jeweils gleichen Anzahl von Messwerten pro Klasse gewählt.

Wie Abbildung 49 zeigt, liegen die stärksten Kontaminationen im Bereich der Eisenbahnbrücke in zwei kleinräumig abgegrenzten Bereichen direkt auf einem Wanderweg. In diesen Bereichen, mit Flächen von ca. 30 bzw. 5 m^2, werden Messwerte von bis zu 5.120 bzw. 3.600 nSv h^{-1} erreicht, die auch im weiteren Verlauf nicht unter 380 nSv h^{-1} abfallen. Die Ursache dieser Kontaminationen konnte durch eine Aufgrabung ermittelt werden, bei der eine Schicht unverdünnter Aufbereitungsrückstände unter der organischen Auflage gefunden wurde. Die

massive Aufkonzentrierung in diesem Gebiet ist wahrscheinlich auf die Verwendung von Tailings als Befestigungsmaterial zurückzuführen. Aufgrund der geringen Gesamtfläche von ca. 350 m^2 sind diese Kontaminationen aber eher zu vernachlässigen.

Insgesamt muss für die ODL-Messdaten die Annahme einer logarithmischen Normalverteilung (α = 0,05) abgelehnt werden. Wie in Abbildung 52 gezeigt wird, liegen zwei überlagerte Verteilungen vor, die durch ein mit Tailings kontaminiertes Gebiet entstehen, in welches kleinräumig unverdünnte Tailings künstlich eingebracht wurden. Aufgrund der geringen Abweichungen von den erwarteten Werten einer logarithmischen Normalverteilung, stellt deren Erwartungswert trotzdem den besten Schätzer für den Mittelwert dar (vgl. Tabelle 64).

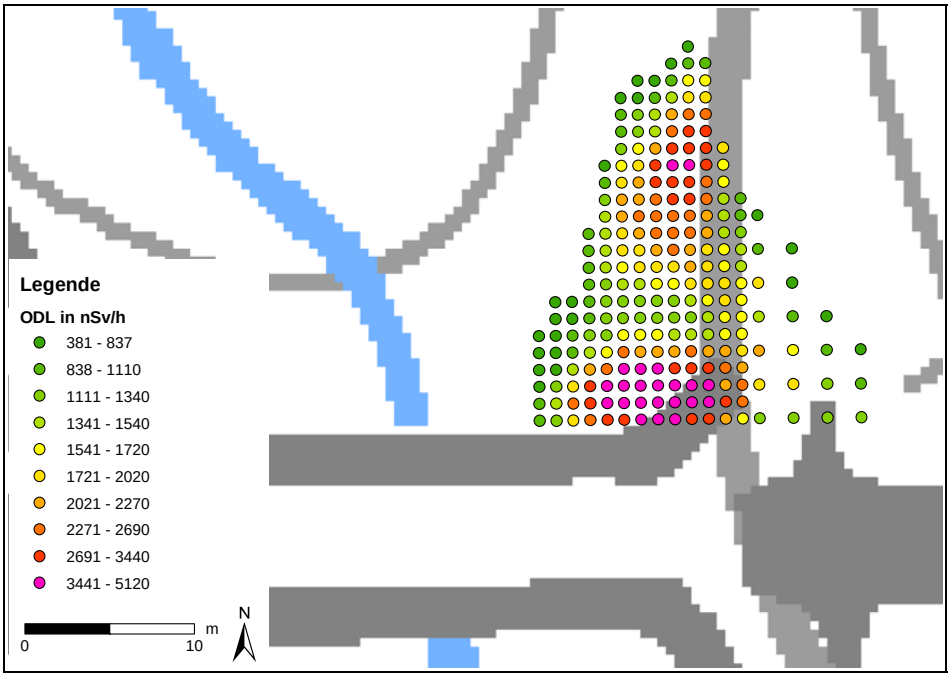

Abbildung 51. Topographische Karte der Plohnbachaue im Gebiet um die Eisenbahnbrücke in Lengenfeld mit farblich graduierten ODL-Messpunkten.

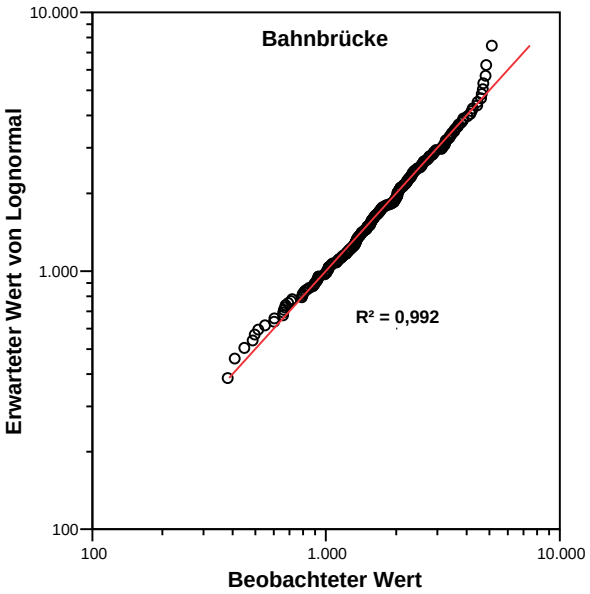

Abbildung 52. QQ-Plot für die ODL-Messwerte an der Eisenbahnbrücke über den Plohnbach in Lengenfeld, Angaben in nSv h^{-1}.

5.4.1.2 Gebiet der Süd- und Nordhalde

Weitere sensitive Gebiete stellen auch die inzwischen mit Nadelwald bewachsenen und als Naherholungsgebiet erschlossenen Halden in Lengenfeld dar. Deshalb wurde im September 2004 versucht, eine flächendeckende ODL-Kartierung der Süd- und Nordhalde im Raster 10 m × 10 m durchzuführen. In Abbildung 53 sind die Ergebnisse der Kartierung der **Südhalde** dargestellt, wobei hier ebenfalls eine Quantil-Einteilung mit einer jeweils gleichen Anzahl von Messwerten pro Klasse gewählt wurde.

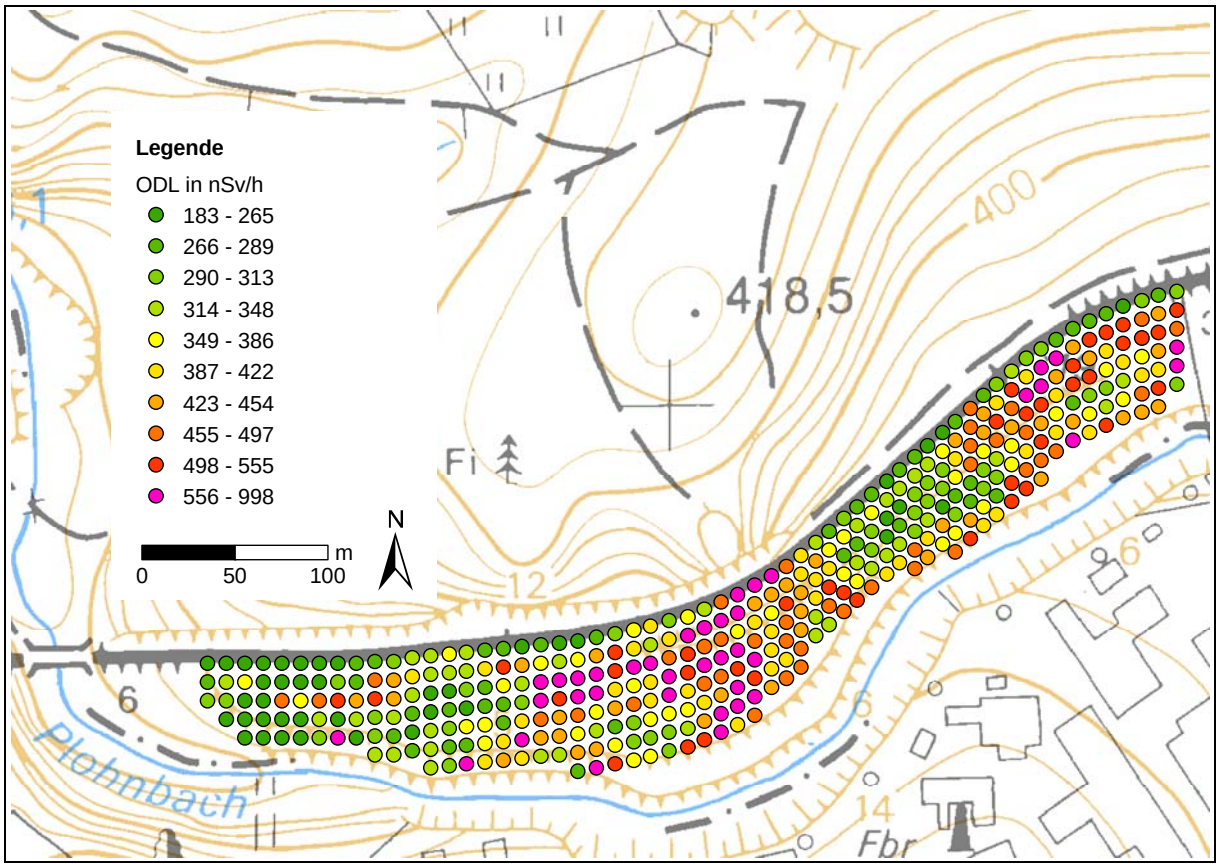

Abbildung 53. Topographische Karte der Südhalde in Lengenfeld mit farblich graduierten ODL-Messpunkten.

Die Südhalde wird durch den Bahndamm, der diese von der Nordhalde abtrennt, und den Weg am Plohnbach eingeschlossen. Das kartierte Gebiet von 3,6 ha verläuft vom Schießplatz Lengenfeld bis zur Eisenbahnbrücke über den Plohnbach. Wie Abbildung 53 entnommen werden kann, sind die Gebiete mit den höchsten ODL-Messwerten > 550 nSv h^{-1} sehr kleinräumig und besitzen Flächeninhalte von 200–1.000 m^2. Die ODL auf der Oberfläche der Halde wird hier primär durch die Mächtigkeit der Abdeckung bestimmt. Für die ODL-Messdaten der Gesamtfläche kann die Annahme einer logarithmischen Normalverteilung nach Abzug eines konstanten Untergrundwertes von 100 nSv h^{-1} nicht abgelehnt werden (Shapiro-Wilk-Test, $\alpha = 0{,}05$). Ein QQ-Plot für die untergrundkorrigierte Verteilung (vgl. Tabelle 64) ist in Abbildung 54 dargestellt.

Abbildung 55 zeigt die farblich graduierten Messpunkte der ODL-Kartierung auf der **Nordhalde** im Raster von 10 m × 10 m in einer Quantil-Einteilung. Zur Kartierung wurden

zunächst die befestigten Waldwege mittels GPS eingezeichnet und als Orientierungspunkte verwendet.

Die Nordhalde wird durch den oberen Waldweg zu den Ackerflächen hin und den Bahndamm abgegrenzt, dazwischen fällt sie zur Bahnlinie hin steil ab. Das kartierte Gebiet hat eine Gesamtfläche von 6,3 ha und besteht zum größten Teil aus Nadelwald, im oberen Teil aus Mischwald. Wie Abbildung 55 entnommen werden kann, konzentrieren sich die Bereiche mit den höchsten ODL-Messwerten > 700 nSv h^{-1} auf den Wegen über die Halde und am Haldenfuß.

Während auf einem mit Erzresten befestigten Teil des Haldenfußes der Maximalwert von 3.190 nSv h^{-1} gemessen wurde, lagen alle weiteren Messwerte bei ≤ 1.300 nSv h^{-1}. Für die gesamte Nordhalde wurde eine mittlere ODL von 415 nSv h^{-1} gemessen, während der Mittelwert für die Messpunkte an und auf Wegen bei 524 nSv h^{-1} (n = 226) lag. Die hier gemessenen Werte können vollständig auf die Verwendung von nicht ausreichend abgedecktem Haldenmaterial (Armerz) zur Befestigung der Wege zurückgeführt werden. Insgesamt muss für die ODL-Messdaten die Annahme einer logarithmischen Normalverteilung (α = 0,05) abgelehnt werden. Wie in Abbildung 56 gezeigt wird, liegen Mischverteilungen aus Bereichen mit geogenen ODL-Werten und solchen, die durch unnatürliche Aufkonzentrierungen von Aufbereitungsrückständen hervorgerufen werden vor. Die beiden Verteilungen können nach dem in Kapitel 5.1.2 beschriebenen Verfahren getrennt werden und sind in Abbildung 56 dargestellt. Von den Messwerten der Verteilung des bergbaulich beeinflussten Anteils wurde ein konstanter Untergrundwert von 160 nSv h^{-1} abgezogen (vgl. Tabelle 64). Auffällig ist hier die starke negative Abweichung von einer erwarteten Lognormalverteilung im Bereich sehr hoher ODL-Werte. Es ist davon auszugehen dass ein Prozess existiert, welcher die Ortsdosisleistung auf der Oberfläche der Nordhalde auf ca. 1.300 nSv h^{-1} begrenzt, wahrscheinlich verursacht durch die gezielte Auswahl des eingebrachten Haldenmaterials bei der Klassifizierung als Armerz.

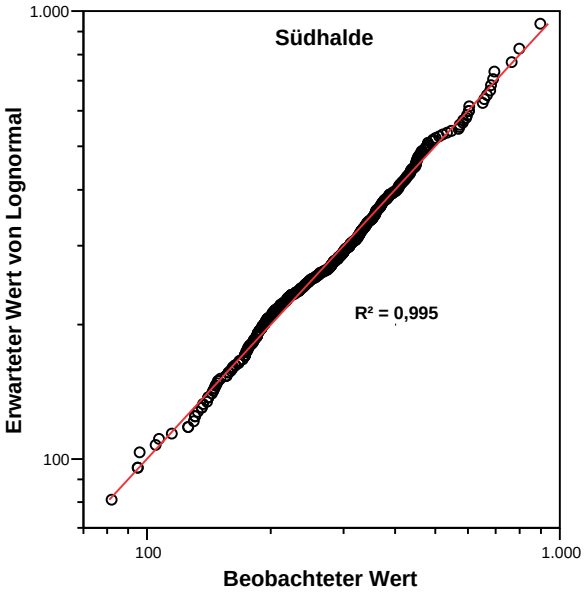

Abbildung 54. QQ-Plot für die korrigierten ODL-Messwerte auf der Südhalde in Lengenfeld, Angaben in nSv h^{-1}.

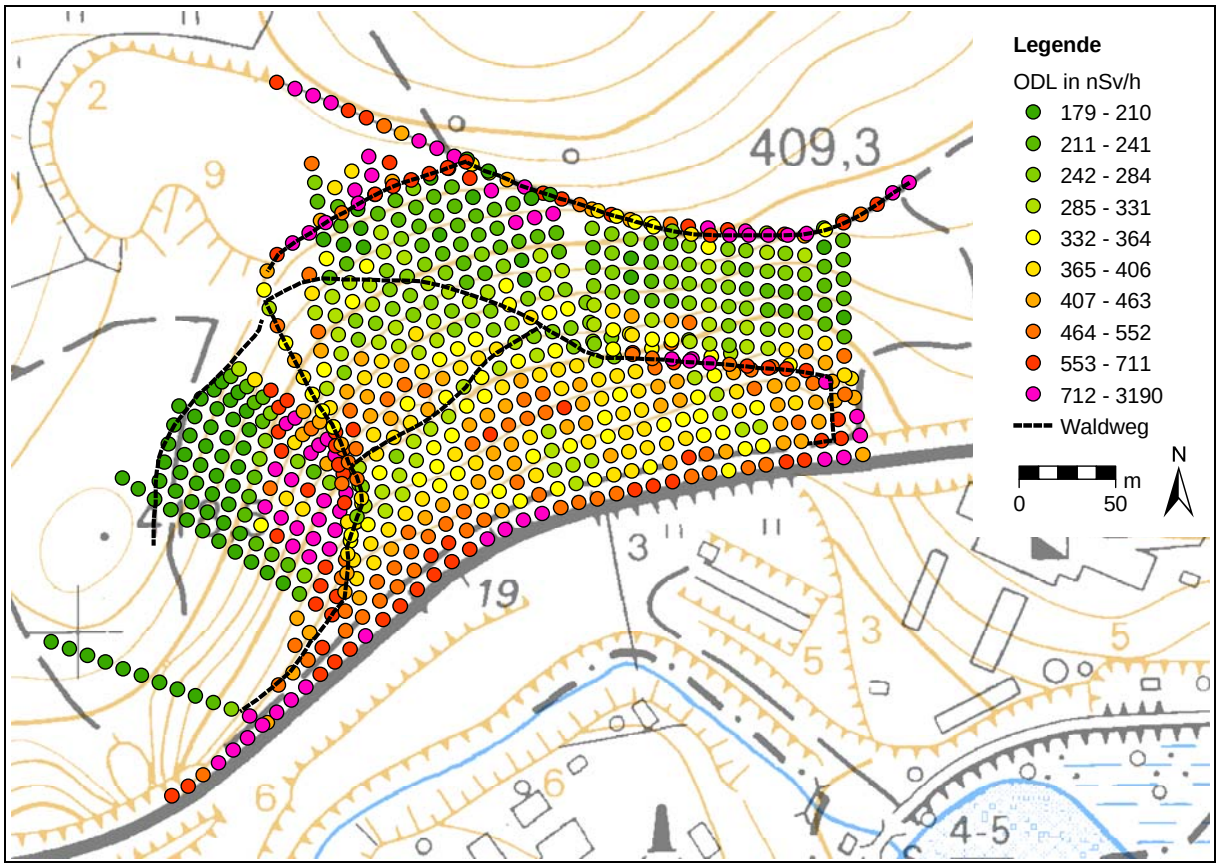

Abbildung 55. Topographische Karte der Nordhalde in Lengenfeld mit farblich graduierten ODL-Messpunkten und Waldwegen (Orientierungspunkte).

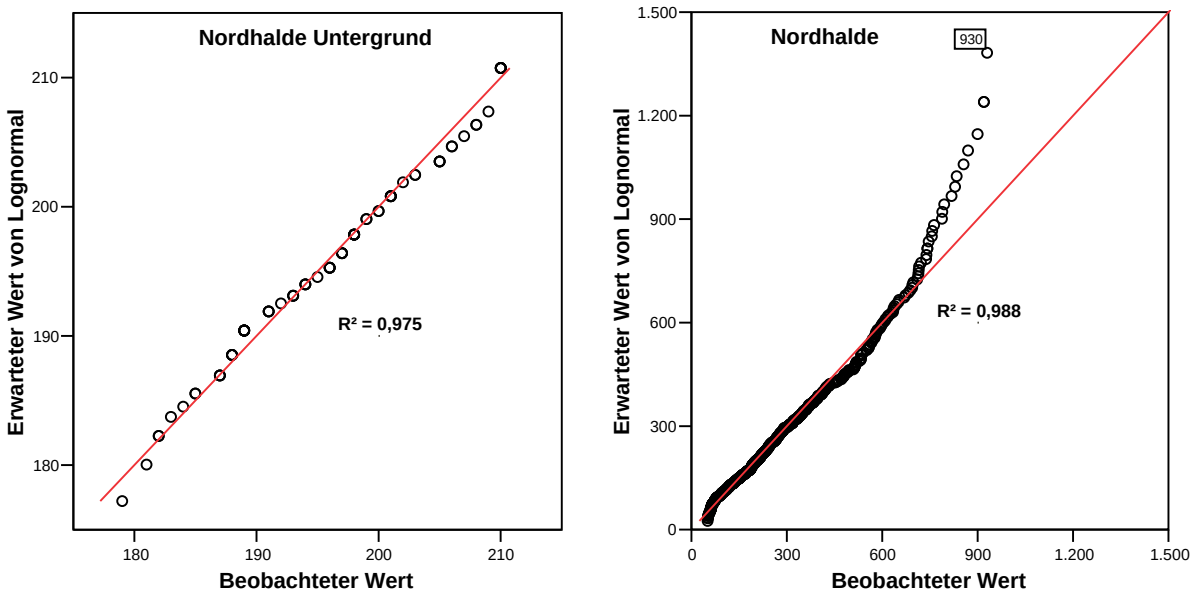

Abbildung 56. QQ-Plots für die geogenen Untergrundwerte (links) und bergbaulich beeinflussten Messwerte (rechts) auf der Nordhalde in Lengenfeld, Angaben in nSv h^{-1}.

Weitere Untersuchungen auf dem Gebiet der Nordhalde, mit besonderem Schwerpunkt auf dem ehemaligen Polizeiübungsplatz wurden in 2001 ebenfalls durch die Fa. C&E Consulting und Engineering GmbH durchgeführt [Fri01]. Abbildung 57 zeigt die farblich graduierten Messpunkte der ODL-Kartierung im Raster von 5 m × 5 m auf dem ehemaligen Polizeiübungsplatz (Nordhalde) in einer Quantil-Einteilung.

Das Gelände des ehemaligen Polizeiübungsplatzes hat eine Gesamtfläche von 2,8 ha und wird im Süden durch die Wanderwege zur Nordhalde sowie im Norden durch die landwirtschaftlich genutzten Flächen abgegrenzt. Wie in Abbildung 57 gezeigt wird, wurden die höchsten ODL-Werte > 900 nSv h^{-1} im unmittelbaren Bereich um die Schießanlagen gemessen. Im Gebiet um die Fahrrinne der Motocrossstrecke treten sogar ausschließlich Messwerte > 1.200 nSv h^{-1} auf. Die Höhe der gemessenen Werte ist verständlich, da hier ein unmittelbarer Einfluss von Aufbereitungsrückständen vorliegt, die durch den Bau der Schießanlagen und Unterstände offen liegen. Insgesamt muss für die ODL-Messdaten die Annahme einer logarithmischen Normalverteilung ($\alpha = 0{,}05$) abgelehnt werden. Aufgrund der geringen Abweichungen von einer logarithmischen Normalverteilung, stellt deren Erwartungswert trotzdem den besten Schätzer für den Mittelwert dar.

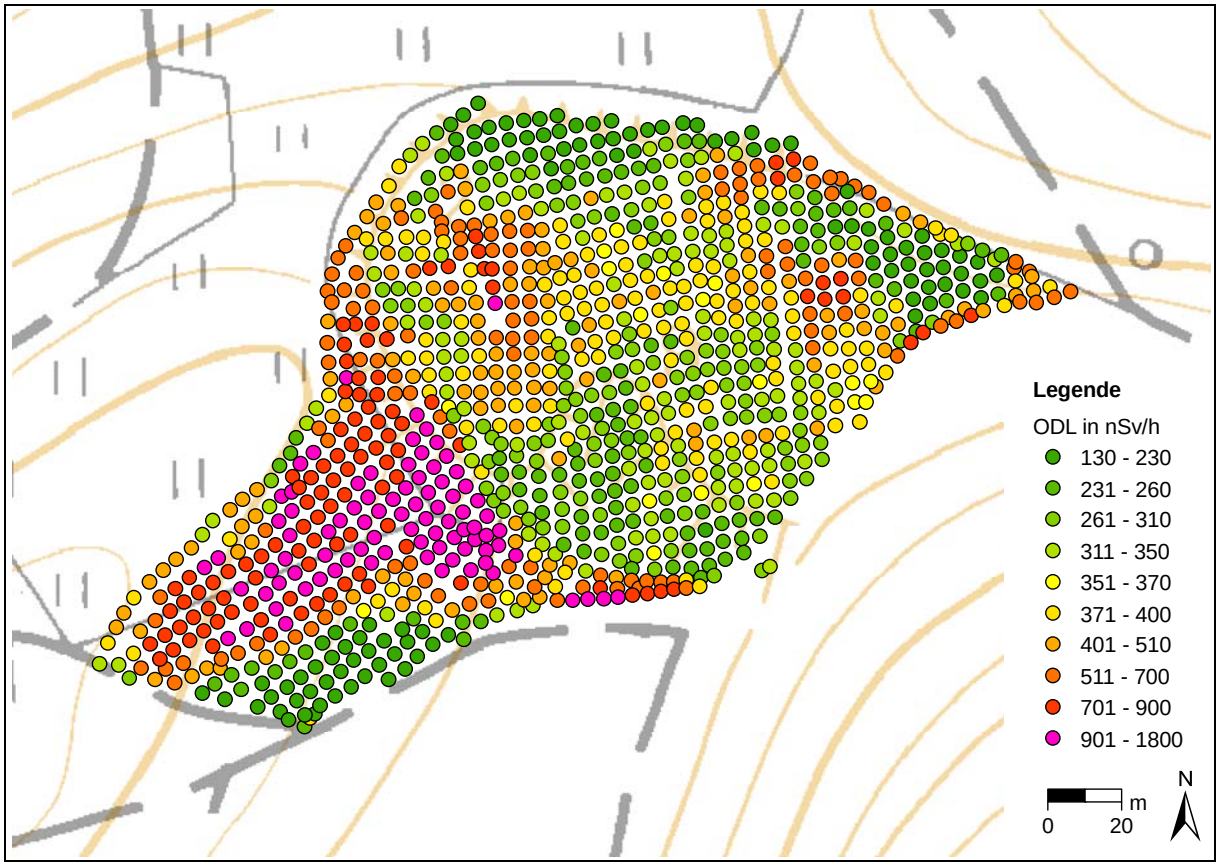

Abbildung 57. Topographische Karte des ehemaligen Polizeiübungsplatzes (Nordhalde) in Lengenfeld mit farblich graduierten ODL-Messpunkten.

Wie in Abbildung 58 gezeigt wird, liegen Mischverteilungen aus Bereichen mit geogenen ODL-Werten, aus solchen die mit Aufbereitungsrückständen kontaminiert wurden und Bereichen mit unnatürlich hohen Kontaminationen vor. Da im geogenen Bereich gerätebedingt mit einer Anzeigeungenauigkeit von ± 20 nSv h^{-1} gearbeitet wurde, können die Verteilungen nicht eindeutig getrennt werden, deshalb wurde von den Messwerten vor der Darstellung ein konstanter Untergrundwert von 80 nSv h^{-1} abgezogen (vgl. Tabelle 64). Auffällig ist hier die ebenfalls stark negative Abweichung von einer erwarteten Lognormalverteilung im Bereich sehr hoher ODL-Werte. Obwohl durch die offen liegenden Tailings einige Spitzenwerte von 1.800 nSv h^{-1} gemessen wurden, muss davon ausgegangen werden

dass hier ein ähnlicher Prozess wie auf der Nordhalde existiert, welcher die Ortsdosisleistung auf der Oberfläche bei ca. 1.300 nSv h^{-1} begrenzt.

Ergänzende Untersuchungen in einem **Kleingarten am Plohnbach** ergaben starke und flächendeckende Kontaminationen der Gemüsebeete, welche wahrscheinlich durch mehrfache Ablagerung von Aufbereitungsrückständen mit dem jährlichen Hochwasser des Plohnbaches verursacht wurden. Die Messwerte (n = 77) liegen hier in einem Bereich von 168–464 nSv h^{-1}, bei einem arithmetischen Mittelwert von 246 ± 85 nSv h^{-1} und einem geometrischen Mittelwert von $234 \times 1{,}4^{\pm 1}$ nSv h^{-1} ergibt sich unter Annahme einer logarithmischen Normalverteilung ein Erwartungswert von 246 nSv h^{-1}.

Entsprechend den Empfehlungen der Strahlenschutzkomission [SSK91b] liegen, bezogen auf die kartierte Fläche, nur 25 % der Südhalde, 34 % der Nordhalde und 24 % des ehemaligen Polizeiübungsplatzes unterhalb einer ODL von 300 nSv h^{-1} und könnten damit uneingeschränkt genutzt werden. Die übrige Fläche kann aber aufgrund ihrer Abdeckung von > 0,1 m weiterhin zur forstwirtschaftlichen Nutzung freigegeben werden. Tabelle 64 zeigt eine Übersicht der statistischen Kenndaten für die vorgestellten Teilgebiete der VF Lengenfeld.

Nach dem von Biesold et al. [Bie96] entwickelten Vorgehensschema (Abbildung 11) zur Bewertung der Altlasten des historischen und Uranbergbaus in den neuen Bundesländern, kann über die zukünftige Nutzung und eventuell erforderliche standortspezifische Untersuchungen und Sanierungsbedarf entschieden werden. Dementsprechend sind die Gebiete der Plohnbachaue um den Lenkteich und der ehemalige Polizeiübungsplatz eindeutig als sanierungsbedürftig einzuordnen. Dafür sprechen die ODL, welche im Untersuchungsgebiet über 300 nSv h^{-1} und sogar vielfach über dem zweifachen geogenen Untergrund (ca. 520 nSv h^{-1}) liegt sowie die nicht vorhandene Abdeckung bei einer Fläche von $A \geq 1$ ha.

Insgesamt wird das Untersuchungsgebiet bei einer flächengewichteten Betrachtung durch den Anteil der beiden Halden von 94,5 % dominiert. Die hoch kontaminierten Bereiche um die Eisenbahnbrücke und den Lenkteich sind mit einem Flächenanteil von 0,03 % bzw. 2,6 % gegenüber anderen Teilflächen zu vernachlässigen, wenn man eine gleichmäßige Aufenthaltswahrscheinlichkeit der Referenzpersonen voraussetzt. Unter Annahme einer logarithmischen Normalverteilung ergibt sich ein Erwartungswert der ODL für das Gesamtgebiet von 415 nSv h^{-1}.

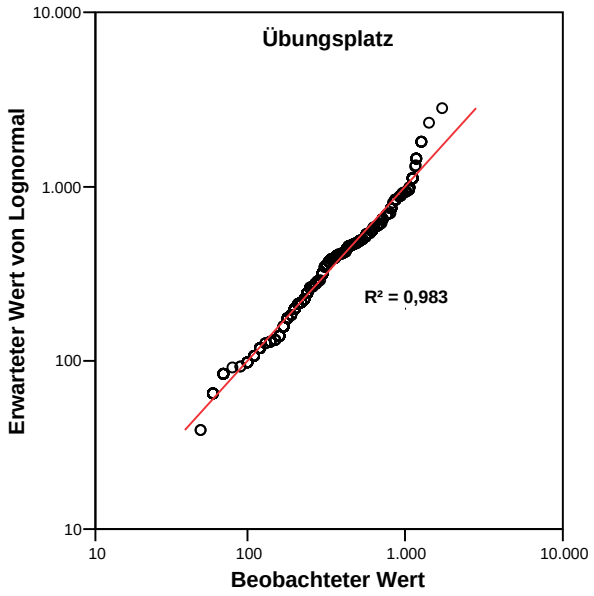

Abbildung 58. QQ-Plot für die korrigierten ODL-Messwerte auf dem ehemaligen Polizeiübungsplatz (Nordhalde) in Lengenfeld, Angaben in nSv h^{-1}.

Tabelle 64. Statistische Daten für die ODL-Messungen in verschiedenen Gebieten der Verdachtsfläche Lengenfeld, alle Angaben in nSv h^{-1}.

Parameter	Lenkteich	Bahnbrücke	Südhalde	Nordhalde	Übungsplatz
Fläche	2,72 ha	0,035 ha	36,00 ha	62,75 ha	2,80 ha
n	1.202	230	399	723	1.063
				(73)[a]	
			(399)[b]	(650)[b]	(1.063)[b]
arithm. Mittel	595 ± 412	1.940 ± 1.011	401 ± 128	415 ± 221	475 ± 276
geom. Mittel	$480 \times 1{,}9^{\pm 1}$	$1.696 \times 1{,}7^{\pm 1}$	$383 \times 1{,}4^{\pm 1}$	$374 \times 1{,}6^{\pm 1}$	$410 \times 1{,}7^{\pm 1}$
				$(196 \times 1{,}0^{\pm 1})$[a]	
			$(277 \times 1{,}5^{\pm 1})$[b]	$(220 \times 2{,}0^{\pm 1})$[b]	$(316 \times 2{,}0)$[b]
Untergrund[c]	0	0	100	160	80
EW[d]	597	1.954	401	412	472
				(196)[a]	
			(301)[b]	(281)[b]	(396)[b]
Bereich	150–2.700	381–5.120	183–998	179–3.190	130–1.800
				(179–210)[a]	
			(83–898)[b]	(51–3.030)[b]	(50–1.720)[b]
25 %-Quantil	280	1.240	300	263	280
Median	520	1.690	385	363	380
75 %-Quantil	720	2.400	467	503	600
95 %-Quantil	1.500	4.150	670	813	1.140

[a] Parameter für die Verteilung der geogenen Untergrundwerte.
[b] Parameter für die Verteilung der bergbaulich beeinflussten Werte.
[c] Subtrahierter Untergrundwert für die Verteilung der bergbaulich beeinflussten Werte.
[d] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.

5.4.2 Radionuklidkonzentrationen in Gewässersedimenten

Im Rahmen des Flutfolgenprojektes [Knö04] wurden innerhalb der Verdachtsfläche Lengenfeld 28 Proben von Gewässersedimenten entnommen und untersucht. Die Interpretation der Messergebnisse dieser Verdachtsfläche erfolgt am besten im Abstrom der industriellen Absetzanlage Lengenfeld am Freibach. Tabelle 65 gibt eine Übersicht der Mess-

und Literaturwerte [Dus02] für die Leitnuklide ^{238}U, ^{226}Ra und ^{210}Pb sowie für die im Text diskutierten Aktivitätsverhältnisse A($^{238}U/^{226}Ra$) und A($^{226}Ra/^{228}Th$). Zusätzlich sind in Abbildung 59 bzw. Abbildung 60 die Mess- und Literaturwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{238}U und ^{226}Ra sowie in Abbildung 61 die Aktivitätsverhältnisse A($^{226}Ra/^{228}Th$) in Abhängigkeit des Gewässerverlaufes dargestellt. Die geographische Lage der Probenahmepunkte kann der oben gezeigten Abbildung 46 bzw. Abbildung 47 entnommen werden. Für eine detailierte Beschreibung der Probenahmepunkte und deren Koordinaten wird auf den Abschlussbericht zum Flutfolgenprojekt verwiesen [Knö04].

Tabelle 65. Mess- und Literaturwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{238}U, ^{226}Ra und ^{210}Pb in Gewässersedimenten der VF Lengenfeld, Aktivitäten in Bq kg^{-1}.

Proben Nr.	**U-238**	**U-238** [Dus02b]	**Ra-226**	**Ra-226** [Dus02b]	**Pb-210**	**U-238/ Ra-226**	**Ra-226/ Th-228**
GEOGEN	75–191	56–77	74–142	52–71	60–102	-	-
7.112.001	126,4	1.500	117,7	1.400	122,0	1,1	1,9
7.112.002	2.148,5	77	1.175,8	89	1075,3	1,8	20,2
7.112.004[a]	74,5	74	92,0	61	90,9	0,8	1,4
9.004.094[a,b]	384,8	56	254,0	52	202,9	1,5	1,4
9.004.098[a]	191,0	74	141,5	71	102,4	1,3	1,4
9.004.103[a]	106,9	75	93,6	70	93,7	1,1	1,2
403.628.027[b]	273,3	82	512,7	50	258,8	0,5	3,0
403.628.028	236,6	120	189,0	50	148,5	1,3	1,9
403.628.030	108,7	324	134,6	750	94,4	0,8	1,3
403.628.031[b]	376,3	24	273,7	50	106,2	1,4	1,1
403.628.032[b]	355,2	468	328,7	1.890	336,9	1,1	2,4
403.628.034	103,5	324	91,1	250	74,6	1,1	1,0
403.628.035+36	2.791,8	2.976	4.601,9	2.140	450,3	0,6	13,6
403.628.037	206,5	116	150,2	50	94,5	1,4	1,5
403.628.038	413,0	372	352,4	630	269,0	1,2	2,6
403.628.040	489,7	1.248	634,6	750	462,4	0,8	5,2
403.628.041	1.573,4	3.120	336,5	880	210,4	4,7	5,5
403.628.042	624,7	1932	766,2	1.760	733,1	0,8	15,8
403.628.043	879,0	864	809,9	1.010	705,5	1,1	15,6
403.628.044	928,5	1.980	715,6	1.380	673,1	1,3	14,4
403.628.045	2.594,4	360	2.526,2	1.130	1.997,6	1,0	47,3
403.628.046[b]	1.264,4	1.560	1.075,9	1.380	1.057,4	1,2	20,6
403.628.053[b]	716,3	2.664–4.440	435,3	8.300 – 18.490	489,5	1,6	2,9
403.628.062	4.208,4	4.260 – 7.080	223,4	250 – 380	60,6	18,8	8,2
403.629.637[a]	80,9	77	74,1	50	59,6	1,1	1,1
403.629.638	81,8	92	94,2	50	85,2	0,9	1,2
403.629.641	200,0	252	195,2	750	176,2	1,0	2,6

[a] Geogener Bereich aus [Dus02b] / Messpunkt im unbeeinflussten Bereich der Verdachtsfläche.
[b] Probe wurde in Petrischalen-Geometrie gemessen (80 mL).

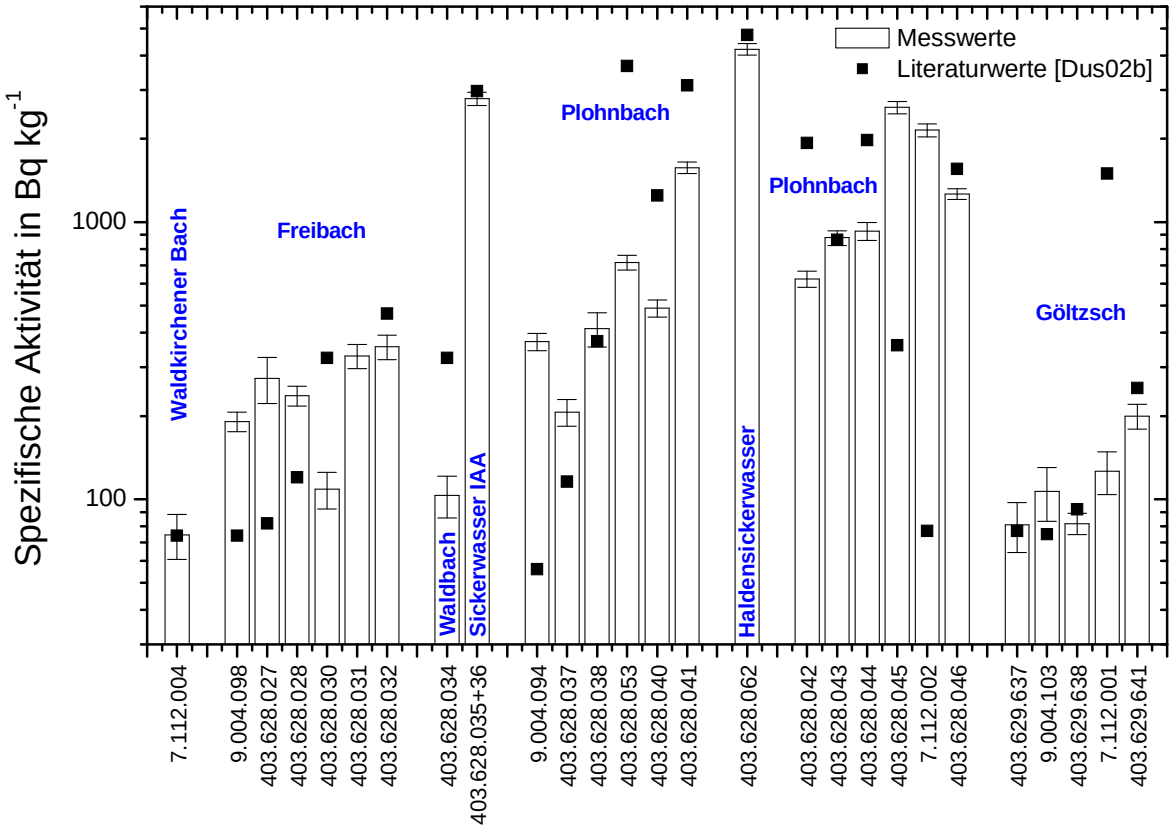

Abbildung 59. Mess- und Literaturwerte [Dus02b] der spezifischen Aktivitäten von ^{238}U in Gewässersedimenten der Verdachtsfläche Lengenfeld.

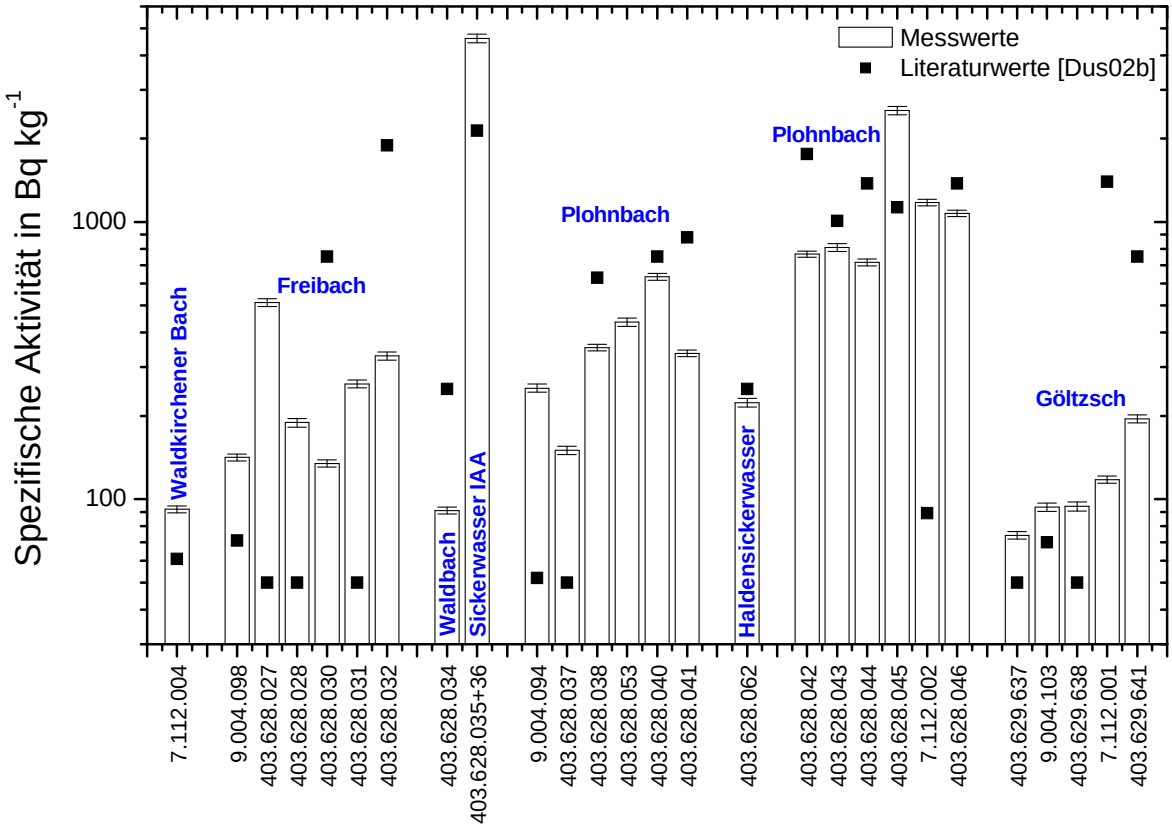

Abbildung 60. Mess- und Literaturwerte [Dus02b] der spezifischen Aktivitäten von ^{226}Ra in Gewässersedimenten der Verdachtsfläche Lengenfeld.

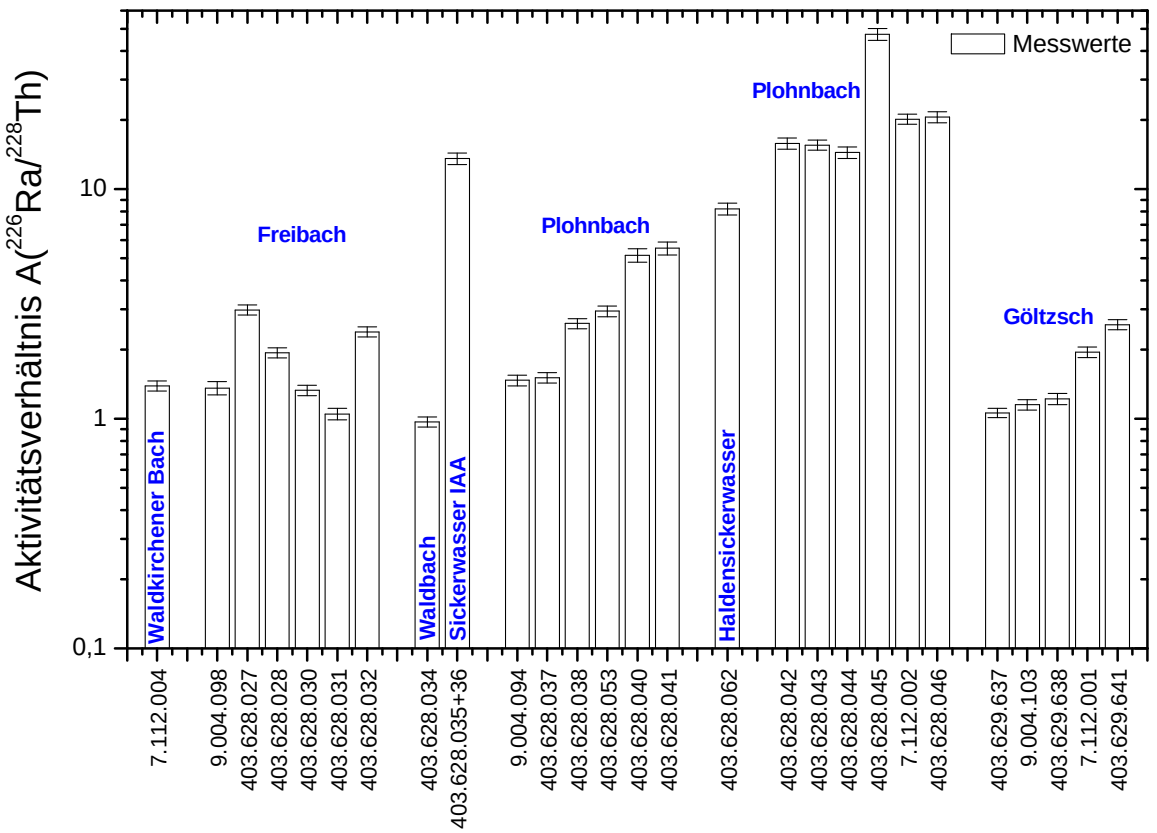

Abbildung 61. Aktivitätsverhältnisse von A(^{226}Ra/^{228}Th) in Gewässersedimenten der Verdachtsfläche Lengenfeld.

Als repräsentative Probenahmepunkte für das **geogene Niveau** der spezifischen Aktivitäten der Radionuklide ^{238}U, ^{226}Ra und ^{210}Pb in uranbergbaulich unbeeinflussten Sedimenten wurde der Freibach nördlich der IAA (9.004.098), die Göltzsch in der Höhe von Neuhütte (403.629.637) und Lengenfeld Süd (9.004.103) sowie der Waldkirchener Bach (7.112.004) definiert [Dus02b]. Die Messwerte früherer Untersuchungen wurden für die Sedimente der Göltzsch und des Waldkirchener Baches reproduziert. Im Freibach nördlich der IAA wurden für die spezifischen Aktivitäten von ^{238}U bzw. ^{226}Ra um einen Faktor von 2,6 bzw. 2,0 erhöhte Werte gemessen. Ursache ist wahrscheinlich ein Korngrößeneffekt, da das Aktivitätsverhältnis von ^{226}Ra/^{228}Th = 1,4 sonst auf natürliche Bedingungen hindeutet.

Der Bach im Wald nordwestlich der IAA (403.628.034) zeigt im Vergleich zu früheren Untersuchungen um einen Faktor 3,3 bzw. 2,5 niedrigere Werte der spezifischen Aktivitäten von ^{238}U bzw. ^{226}Ra.

Im **Freibach** in der Höhe des Ostrandes der IAA (403.628.027) wurde für die spezifische Aktivität von ^{226}Ra ein stark erhöhter Wert (Faktor 10,3) und ein erhöhter Wert für ^{238}U (Faktor 3,3) gemessen. Im Sediment des Freibaches in der Mitte der IAA (403.628.028) sind die Messwerte ebenfalls um einen Faktor von 3,8 bzw. 2.0 zugunsten von ^{226}Ra erhöht. Die gemessenen Werte können nur teilweise durch einen Korngrößeneffekt, z.B. infolge der geringen Probenmasse (höherer Feinkornanteil) begründet werden, da ein 10-fach erhöhter Gehalt an ^{226}Ra nicht natürlich entstehen kann.

Am **Südteil der IAA** wurden im Sediment vor dem Zufluss aus dem Abwasserrohr (403.628.030) für ^{238}U bzw. ^{226}Ra spezifische Aktivitäten gemessen, die um einen Faktor 3,3 bzw. 5,0 niedriger als die der vorherigen Untersuchung liegen. Im Abwasserrohr der IAA

selbst (403.628.031) wurden gegenüber dem Literaturwert um einen Faktor von 15,7 bzw. 5,5 stark erhöhte Werte gemessen. Diese hängen wahrscheinlich mit den im Abflussrohr befindlichen Eisenoxidhydrat-Schlämmen zusammen, aus denen die genommenen Proben hauptsächlich bestanden. Auffällig ist in diesem Bereich die Verschiebung des Aktivitätsverhältnisses A(^{238}U/^{226}Ra) von 0,5 auf 1,4 zugunsten des Urans. Der nach den früheren Untersuchungen erwartete ^{226}Ra-Überschuss konnte nicht mehr festgestellt werden.

In der Mischprobe aus den **Sickerwasserquellen** südlich des Dammes der IAA (403.608.035, 403.628.036) wurde eine spezifische ^{226}Ra-Aktivität von 4.602 Bq kg^{-1} gemessen, welche den Wert der vorherigen Untersuchung noch um einen Faktor 2,2 übersteigt. Da es sich um eine Mischprobe handelt, kann keine Aussage über die Spannweite der im Sediment der Sickerwasserquellen enthaltenden spezifischen Aktivitäten gemacht werden. Das Aktivitätsverhältnis A(^{238}U/^{226}Ra) = 0,6 ist deutlich zugunsten des Radiums verschoben und liegt weit unter dem Literaturwert von 1,4.

Wie bereits die Messwerte für den **Freibach** am Südteil der IAA vermuten lassen, ist die spezifische ^{226}Ra-Aktivität des Sedimentes vor der Einmündung in den Plohnbach (403.628.032) ebenfalls stark verringert (Faktor 5,0), das radioaktive Gleichgewicht zwischen Uran und Radium ist ungestört. Im weiteren Verlauf des **Plohnbaches**, nach der Einmündung des Freibaches, sind die Werte für die spezifische Aktivität des ^{226}Ra um einen Faktor 3,0 erhöht, bei gleichzeitiger Verschiebung des ^{238}U/^{226}Ra-Aktivitätsverhältnisses zugunsten von Radium. Dieses Ergebnis ist plausibel, da die Sedimente des Plohnbaches an dieser Stelle bereits durch die Sickerwasserquellen vom Süddamm der IAA beeinflusst sind. In den Sedimenten des Plohnbaches an der Bundesstraße (403.628.038) wurden wiederum nahezu die Gehalte der vorherigen Untersuchung ermittelt.

Bei der Analyse einer Mischprobe des Ufersedimentes aus dem **Stauteich in Lengenfeld** (403.628.053, .056, .058, .065) wurden für ^{238}U bzw. ^{226}Ra spezifische Aktivitäten von 716 Bq kg^{-1} bzw. 435 Bq kg^{-1} gefunden, das Aktivitätsverhältnis A(^{238}U/^{226}Ra) ist dementsprechend um einen Fakor von 1,6 zugunsten des Urans verschoben. Die Messwerte liegen um rund eine Größenordnung niedriger als die vorheriger Untersuchungen. Damals wurden in diesem Teich 2.664–4.440 Bq kg^{-1} bzw. 8.300–18.490 Bq kg^{-1} und ein Aktivitätsverhältnis A(^{238}U/^{226}Ra) von 0,3 bis 0,2 zugunsten von Radium bestimmt. Da die damaligen Untersuchungen am Sediment des Teichbodens durchgeführt wurden, können keine Aussagen über eventuelle Veränderungen der spezifischen Aktivitäten und Aktivitätsverhältnisse gemacht werden.

Im weiteren Verlauf des **Plohnbaches im Abstrom vom Stauteich** (403.628.040, 041, 042, 043, 044, 045) wurden an den Probenahmestellen insgesamt sehr inhomogene Messwerte für die spezifischen Aktivitäten von ^{238}U und ^{226}Ra erhalten; die stark schwankenden Werte liegen um einen Faktor 1,3 bis 2,5 niedriger als die der vorherigen Untersuchungen. Auch das Aktivitätsverhältnis A(^{238}U/^{226}Ra) verändert sich ohne erkennbares Muster zwischen 1,1 und 4,7. Die Einleitung der Sickerwasserquelle aus der Südhalde (403.628.062) zwischen den Punkten .041 und .042 scheint trotz der hohen Messwerte im Sickerwasser selbst keinen Einfluss auf die Sedimente des Plohnbaches zu haben. Mit den gemessenen spezifischen Aktivitäten von 4.208 Bq kg^{-1} für ^{238}U bzw. 223 Bq kg^{-1} für ^{226}Ra und einem ^{238}U/^{226}Ra-Aktivitätsverhältnis von 18,8 wurde der Literaturwert für das Sediment des Sickerwassergrabens bestätigt. Der Transport von ^{238}U in gelöster Form ist hier deutlich dominierend, was im vorherrschenden schwefelsauren Milieu (4.334 mg L^{-1} SO_4^{2-}) zu erwarten war. Der pH-Wert des Wassers betrug bei der Messung während der

Sedimentprobenahme nur 2,5, was auf die Bildung von Schwefelsäure durch mikrobielle Sulfidoxidation eingelagerter Erze zurückzuführen ist.

Eine Ausnahme bildet der Probenahmepunkt vor dem Lenkteich (403.628.045), bei dem gegenüber früheren Untersuchungen für ^{238}U bzw. ^{226}Ra spezifische Aktivitäten gemessen wurden, die um den Faktor 7,2 bzw. 2,2 höher als die Literaturwerte liegen. Die Ursache für diese Veränderung ist bei den teilweise abgerutschten Uferhängen zu suchen, welche große Anteile an Aufbereitungsrückständen enthalten. Hier wurden auch Stichproben dieser Tailingsmaterialien untersucht (vgl. Kapitel 5.4.3).

Die Messungen der Sedimente des **Plohnbaches im Abstrom vom Lenkteich** (7.112.002, 9.004.102) zeigen für ^{238}U und ^{226}Ra einen sehr starken Anstieg der spezifischen Aktivtäten mit Faktoren von 27,9 bzw. 13,2, während das Aktivitätsverhältnis A($^{238}U/^{226}Ra$) um einen Faktor von 1,8 zugunsten von Uran verschoben ist. Der extreme Anstieg deutet auf eine Verlagerung bzw. Auslaugung von Aufarbeitungsrückständen aus dem Lenkteich hin. Vor der Einmündung des Plohnbaches in die Göltzsch (403.628.046) wurden zwar im Vergleich zum geogenen Niveau immer noch stark erhöhte Werte gefunden, diese weichen aber nicht signifikant von denen vorheriger Messungen ab.

Während die spezifischen Aktivitäten von ^{238}U bzw. ^{226}Ra im Sediment der **Göltzsch** vor dem Zufluss des Plohnbaches (403.629.638) noch im Bereich des geogenen Niveaus der Verdachtsfläche Lengenfeld liegen, wurden nach dessen Zufluss (7.112.001) Werte ermittelt, die heute um einen Faktor 10,0 niedriger sind als die früherer Untersuchungen und damit das geogene Niveau nur leicht überschreiten. Im weiteren Verlauf der Göltzsch bei der Hammermühle (403.629.641) wurden gegenüber dem Literaturwert um einen Faktor 1,3 bzw. 3,3 niedrigere Werte gemessen, die damit ebenfalls nur gering über dem geogenen Niveau liegen. Das Aktivitätsverhältnis A($^{238}U/^{226}Ra$) liegt im Gegensatz zu den früheren Messungen an allen Punkten innerhalb der Messunsicherheiten bei ca. 1.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die auffälligsten Messpunkte im Abstrom uranbergbaulicher Objekte, insbesondere der IAAs, und weiterer nicht gesicherter Halden gefunden wurden. Ihre Sickerwässer enthalten gemäß den gemessenen pH und E_H-Werten und den Sulfatkonzentrationen grössere Mengen Schwefelsäure. Diese entstehen in den Halden durch mikrobielle Sulfidoxidation und laugen diverse Metallionen, einschließlich Uranyl (UO_2^{2+}) aus. Die bisher ungesicherten Objekte stellen von daher permanente Kontaminationsquellen dar.

Aufgrund der differenzierten hydraulischen und chemischen Situation im Untersuchungsgebiet folgen weder die Veränderungen der spezifischen Aktivitäten von ^{238}U und ^{226}Ra noch deren Aktivitätsverhältnisse einem einheitlichen Trend. Hervorzuheben sind folgende Punkte:

Am Ostrand der IAA wurden in den Sedimenten des **Freibaches** erhöhte ^{226}Ra-Aktivitäten gemessen. Als Ursache für diese Veränderungen kommen wahrscheinlich Konturierungsmaßnahmen der IAA-Abdeckung in Frage, die nach eigenen Beobachtungen große Mengen an sich im Bach niederschlagendem Staub freisetzen, der möglicherweise mit Aufbereitungsrückständen kontaminiert ist. Aus Gesprächen mit Bewohnern benachbarter Häuser wurde die Verwehung dieser Stäube bis in die angrenzenden Wohngebiete hinein deutlich. Es ist anzunehmen, dass die Kontaminationsquelle mit Abschluss der Bauarbeiten bereits beseitigt wurde.

Die spezifischen Aktivitäten von ^{238}U und ^{226}Ra in den Sedimenten des **Plohnbaches** im Abstrom des Lenkteiches zeigen im Vergleich zu früheren Messungen um Faktoren von 27,9 bzw. 13,2 erhöhte Werte. Das Aktivitätsverhältnis A($^{238}U/^{226}Ra$) ist um einen Faktor 1,8 zugunsten von Uran verschoben. Der extreme Anstieg deutet auf eine Verlagerung bzw. Auslaugung von Aufarbeitungsrückständen aus dem Lenkteich durch gelösten Transport von Uran und anschließende Ausfällung/ Sorption hin.

In den Sedimenten der **Göltzsch**, nach Eimündung des Plohnbaches, wurden im Vergleich zu früheren Untersuchungen für ^{238}U und ^{226}Ra um einen Faktor 10 geringere spezifische Aktivitäten und ein Aktivitätsverhältnis A($^{238}U/^{226}Ra$) von ca. 1 gemessen. Die Werte liegen damit heute im Bereich des geogenen Niveaus. Ob die niedrigen Messwerte in der Göltzsch durch eine Abspülung von Aufbereitungsrückständen im Bachbett verursacht wurden, lässt sich aus den vorhandenen Daten nicht abschließend klären, da die vorgegebenen Probenahmepunkte nicht in allen Fällen mit denen früherer Messungen übereinstimmten. Bei der Entnahme von wenigen Mischproben stellte sich generell die Frage der Repräsentativität, da noch an vielen Stellen „Reservoire" der damals abgelagerten Tailingsmaterialien bestehen. Nach Literaturangaben [ALA01] wurde in einigen Bereichen des Plohnbaches und der Göltzsch eine Sanierung des Bachbettes durchgeführt. Von daher können Probenahmen in diesem Bereich zu einer irrtümlichen Unterbewertung der Situation führen.

Für eine Einschätzung der Flutfolgen reicht die vorhandene Datenlage nicht aus. Dazu wäre im Anstrom und im Bereich des Lenkteiches insbesondere die Kenntnis notwendig, ob die an vielen Stellen beobachtete Freilegung von Tailingsmaterialien durch die Hochwasserereignisse verursacht wurde. Der heutige Verlauf des Plohnbaches im Lenkteich lässt jedoch vermuten, dass bei Hochwasserereignissen wie im August 2002 und hohem Wasserstand Tailings in partikulärer Form, insbesondere aber Uran durch Auslaugung aus den Tailingsmaterialien ausgetragen wird.

5.4.3 Radionuklidkonzentrationen in Böden

5.4.3.1 Plohnbachaue und Lenkteich

Zusammen mit den im Rahmen des Flutfolgenprojektes [Knö04] beprobten Gewässersedimenten wurden in Lengenfeld zusätzlich 16 Bodenproben aus dem Gebiet der Plohnbachaue entnommen und analysiert. Bei den dortigen Böden handelt es sich zum größten Teil um die dort nach der Havarie der IAA abgelagerten Hochflutsedimente, welche an manchen Stellen eine Mächtigkeit von über 2 m erreichen können. Da in diesem hoch kontaminierten Bereich in besonderem Maße mit Verlagerungen infolge der Starkregenfälle zu rechnen gewesen sein dürfte, wurden Proben aus dem Abstich eines besonders charakteristischen Spülhanges am Plohnbach entnommen. Abbildung 62 zeigt eine Photographie der Abstichkante und die mit Nummern markierten Horizonte. Die laminierten Schichten sind im gegenüberliegenden Schema abgegrenzt und in ihrer Morphologie und Farbe kurz beschrieben. Weiterhin wurden im Bereich des ehemaligen Lenkteiches aus 5 freistehenden Horizonten Stichproben von Aufbereitungsrückständen entnommen und radiometrisch untersucht. In der Umgebung des Probenahmepunktes 403.628.045 (vgl. Kapitel 5.4.2), der im Anstrom zum Lenkteich liegt, wurden ebenfalls Proben freistehender Tailingshorizonte entnommen.

In Tabelle 66 sind die spezifischen Aktivitäten in den aus der Abstichkante entnommenen Sedimenten sowie der Tailingshorizonte aus dem Lenkteich (VF Lengenfeld) zusammengefasst.

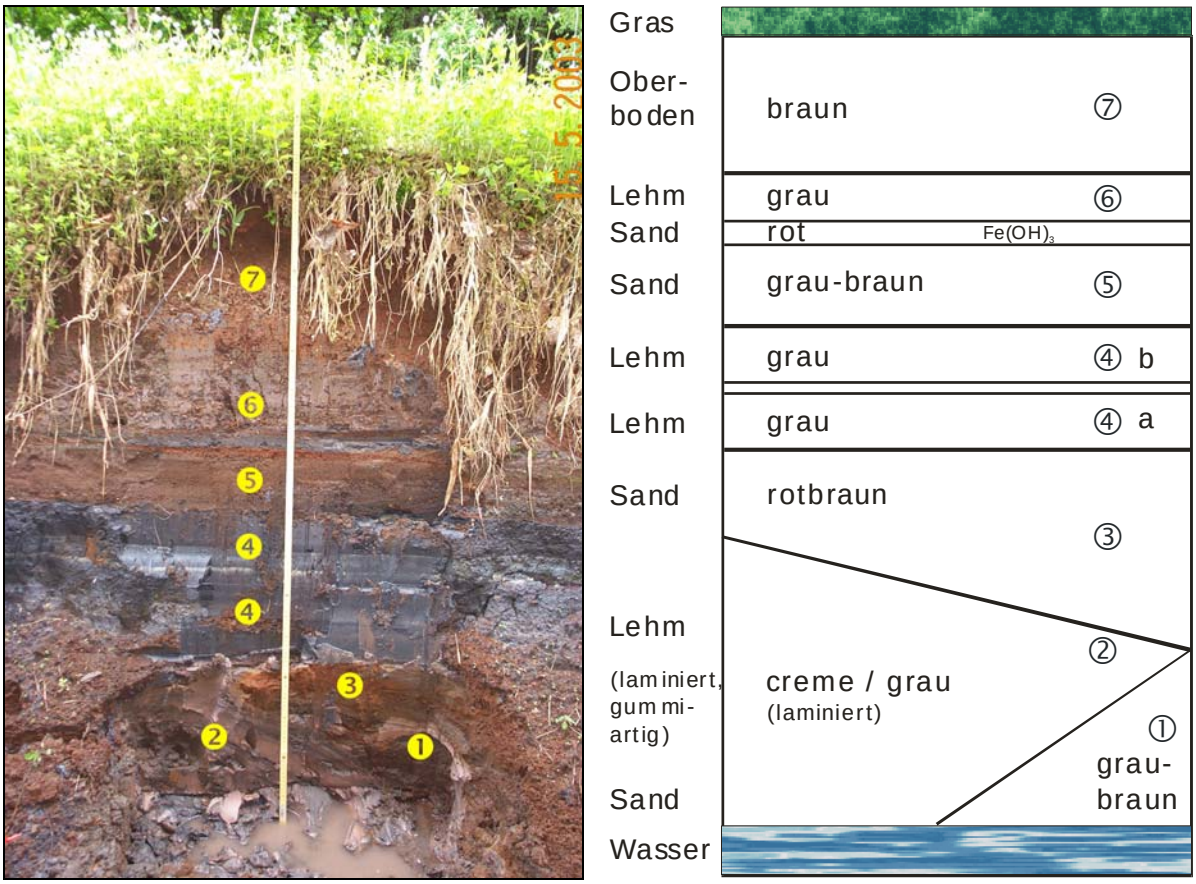

Abbildung 62. Photographie der Abstichkante am Lenkteich mit Probenahmestellen und Schema des Abstiches mit Schichteneinteilung.

Tabelle 66. Messwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{238}U, ^{226}Ra und ^{210}Pb in den Horizonten des Abstiches sowie in ausgewählten Tailingshorizonten, Aktivitäten in Bq kg^{-1}.

Proben Nr.	U-238	Ra-226	Pb-210	A(U-238/ Ra-226)	A(Ra-226/ Th-228)
Abstich 1	1.518	2.370	2.102	0,6	60,0
Abstich 2	5.093	3.916	3.470	1,3	81,2
Abstich 3	620	1.252	1.334	0,5	36,8
Abstich 4A	14.298	24.963	23.152	0,6	120,5
Abstich 4B	15.998	36.497	27.398	0,4	153,1
Abstich 5	4.138	5.532	6.229	0,7	114,9
Abstich 6	10.432	15.408	14.366	0,7	183,4
Abstich 7A	8.117	4.707	4.779	1,7	74,9
Abstich 7B	9.512	3.699	4.131	2,6	64,0
Tailing 1	15.805	33.492	28.766	0,5	157,1
Tailing 2	16.156	36.587	29.332	0,4	270,1
Tailing 3	17.657	34.112	24.562	0,5	150,7
Tailing 4	15.030	41.129	31.196	0,4	238,1
Tailing 5	18.959	41.241	28.594	0,5	221,3
Lehm 1	15.011	35.704	33.623	0,4	187,2
Lehm 2	18.046	43.242	32.556	0,4	282,6

Die als „Lehm 1" und „Lehm 2" bezeichneten Proben entsprechen den o.g. Tailingshorizonten in der Umgebung des Probenahmepunktes 403.628.045.

An den in Abbildung 62 gezeigten Horizonten mit der dunklen Farbe erkennt man deutlich die im Sediment abgelagerten Aufbereitungsrückstände (Horizont 4). In den Sedimenten der Abstichkante wurden für ^{238}U und ^{226}Ra spezifische Aktivitäten im Bereich zwischen 0,6 und 16 bzw. zwischen 1,3 und 36,5 kBq kg^{-1} gemessen. In nahezu allen Proben ist durch den hohen Gehalt an Aufbereitungsrückständen erwartungsgemäß eine starke Verschiebung des Aktivitätsverhältnisses A(^{238}U/^{226}Ra) zugunsten von ^{226}Ra zu beobachten (Faktor 1,3–2,3). Ausnahmen bilden der heutige Oberboden (Horizont 7a, 7b) des Lenkteiches mit A(^{238}U/^{226}Ra) = 1,7–2,6 und eine Lehmschicht (Horizont 2) mit A(^{238}U/^{226}Ra) = 1,3, bei denen die Uranaktivität dominiert.

In den „Tailingshorizonten" wurden für Aufbereitungsrückstände typische spezifische Aktivitäten von A(^{226}Ra) = 33,5–41,2 Bq g^{-1}, aber ein ungewöhnliches (^{238}U/^{226}Ra)-Aktivitätsverhältnis von 0,4–0,5 gefunden. Das Aktivitätsverhältnis A(^{226}Ra/^{228}Th) erreicht Spitzenwerte von bis zu 283 (!). Ähnliche Messwerte, mit spezifischen Aktivitäten für ^{226}Ra von 35,7 bzw. 43,2 Bq g^{-1}, zeigten auch die im Anstrom des Plohnbaches zum Lenkteich entnommenen, als „Lehm 1" und „Lehm 2" bezeichneten Bodenproben. Im Vergleich mit den üblichen Urankonzentrationen in Rückständen aus dem Uranbergbau nach [SMU00] (Haldenmaterial < 100 mg kg^{-1}, Armerz = 100–300 mg kg^{-1}, Erz für Laugung > 300 mg kg^{-1}, Thüringer Erz = 700–1.000 mg kg^{-1}, typische Tailings 80–240 mg kg^{-1} mit A(^{238}U/^{226}Ra) = 0,1), enthalten die untersuchten Proben für Aufbereitungsrückstände untypisch hohe Werte von c(^{238}U) = 1.200–1.500 mg kg^{-1}. Der Urangehalt übersteigt damit die Anforderungen für qualitativ hochwertiges Erz zur Urangewinnung. Von der Wismut GmbH [Lei04] wurde dazu erklärt, dass in der IAA Lengenfeld 1947–1955 die Rückstände nasschemischer Aufbereitungsversuche abgelagert wurden, bei denen es durch Extraktion mit Wasser nur zu geringen Uranabtrennungen kam. Die vorgefundenen Verhältnisse spiegeln die Situation nach dem 1954 erfolgten Dammbruch mit den ausgetretenen und in den Lenkteich verlagerten Tailingsmaterialien wieder. Die in einigen oberen Horizonten (7a, 7b) beobachteten hohen Urangehalte entstehen durch Migration aus den abgelagerten Tailings und zeigen die hohe Mobilität des Urans.

Eine mengenmäßige Abschätzung der im Lenkteich abgelagerten natürlichen Radionuklide ergab, unter Berücksichtigung der Messwerte aus Tabelle 66, einer Fläche von 15.000 m^2, bei einer Mächtigkeit von 0,4 m und einer Lagerungsdichte von 1,6 g cm^{-3}, ein Inventar von 10,1–13,7 t Uran, 6,1–11,0 g Radium (220–390 GBq ^{226}Ra) und 210–300 GBq ^{210}Pb.

5.4.3.2 Kleingarten und ehemaliger Polizeiübungsplatz auf der Nordhalde

Aufbauend auf die Ergebnisse des Flutfolgenprojektes wurden weitere Böden innerhalb der Verdachtsfläche Lengenfeld beprobt und analysiert.

Im Oktober 2004 wurde ein direkt am Plohnbach befindlicher **Kleingarten** in der Nähe des Freibades Lengenfeld beprobt. Zur Herstellung der Bodenmischprobe mit einer Entnahmetiefe von 0–10 cm wurde dabei die gesamte Fläche des Kleingartens im Raster von 2 m × 2 m, einschießlich der bepflanzten Beete mit einbezogen. Tabelle 67 zeigt eine Übersicht der Mess- und Literaturwerte.

Im Vergleich zu den schon mindestens 10 Jahre zurückliegenden Untersuchungen im Rahmen des Altlastenkatasters [Dus02b] konnten die dort angegebenen Messwerte für ^{238}U und ^{226}Ra

gut reproduziert werden. Daher kann angenommen werden, dass die jährlichen Überschwemmungsphasen bei Hochwasserführung des Plohnbaches zu keiner zusätzlichen Kontamination, bzw. zu keiner Abspülung von abgelagerten Rückständen führt. Auffällig ist lediglich das intakte radioaktive Gleichgewicht zwischen Uran und Radium, welches im Gegensatz zu den Verhältnissen in den Sedimenten eher auf eine Kontamination mit Uranerz hindeutet. Ein für diesen stark mit Tailings kontaminierten Bereich typisches Aktivitätsverhältnis mit A(^{238}U/^{226}Ra) = 0,3 zeigte die im Rahmen des Altlastenkatasters untersuchte Probe 403.628.073. Ein direkter Vergleich ist aber nicht möglich, da nur eine Gesamtmischprobe entnommen wurde.

Zusätzlich wurde im Juli 2005 ein Teil des ehemaligen **Polizeiübungsplatzes** oberhalb der Nordhalde in Lengenfeld beprobt, welcher von Jugendlichen oft als Motocrossrennstrecke genutzt wird. Zur Herstellung einer repräsentativen Bodenmischprobe mit einer Entnahmetiefe von 0–10 cm wurde die gesamte Fahrrinne mit den darin offenliegenden Tailings einbezogen, wozu ca. 50 Einstiche benötigt wurden. Die Messergebnisse für die getrennt untersuchte Grob- und Feinfraktion mit Korngrößen von < 2000 µm bzw. < 500 µm sind ebenfalls in Tabelle 67 dargestellt.

Wie die Ergebnisse zeigen, sind die spezifischen Aktivitäten im Vergleich zu den Werten im Oberboden des Lenkteiches relativ gering, die Herkunft der Kontaminationen aus Tailingsmaterial ist aber an dem (^{238}U/^{226}Ra)-Aktivitätsverhältnis von 0,4 deutlich zu erkennen.

Tabelle 67. Messwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb und ^{228}Ra im Oberboden eines Kleingartens am Plohnbach und auf der Motocrossrennstrecke in der Nähe des ehemaligen Polizeiübungsplatzes, Angaben in Bq kg^{-1}.

Probenbezeichnung	U-238	Ra-226	Pb-210	Ra-228
Kleingarten	1.217 ± 54	1.264 ± 33	956 ± 96	69,4 ± 4,4
403.628.072 [Dus02b]	1.444	503	-	-
403.628.073 [Dus02b]	1.164	4.320	-	-
Rennstrecke (d < 2.000 µm)	1.355 ± 65	3.603 ± 95	2.652 ± 266	31,4 ± 2,0
Rennstrecke (d < 500 µm)	1.405 ± 65	3.930 ± 104	2817 ± 282	31,0 ± 2,1

Im Rahmen der Untersuchungen zum Altlastenkataster [Dus02b] wurden 1997 innerhalb der Verdachtsfläche Lengenfeld 67 Bodenmischproben entnommen und untersucht. Eine Übersicht der statistischen Daten für die Bodenproben kann Tabelle 68 entnommen werden. Für die Messwerte von ^{238}U, ^{226}Ra und ^{210}Pb kann mit einer Korrelation im Q-Q-Plot von R^2 > 0,95 die Annahme einer logarithmischen Normalverteilung nicht abgelehnt werden. Wie bereits in Kapitel 5.3.4 diskutiert, wurde der höchste Messwert mit 47,3 kBq kg^{-1} ^{238}U und 67,9 kBq kg^{-1} ^{226}Ra auf einer Haldenschüttung südlich der IAA Lengenfeld ermittelt, die aber inzwischen beseitigt wurde. Der Messwert wurde daher von der Berechnung der statistischen Parameter in Tabelle 68 ausgenommen. Weitere stark erhöhte Messwerte im Bereich von 1,2–9,2 kBq kg^{-1} ^{238}U bzw. 1,2–25,5 kBq kg^{-1} ^{226}Ra wurden in der Talaue des Plohnbaches gemessen und sind primär auf die durch das Havarieereignis erzeugten Kontaminationen zurückzuführen. Das in diesem Gebiet ausschließlich zugunsten von Radium verschobene Aktivitätsverhältnis A(^{238}U/^{226}Ra) von 0,2–0,8 zeigt deutlich die Herkunft der Kontaminationen aus Aufbereitungsrückständen.

Tabelle 68. Statistische Daten zur spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide in Böden der VF Lengenfeld [Dus02b], Aktivitäten in Bq kg^{-1}.

Parameter	U-238	Ra-226	Pb-210	Po-210
n	66	41	25	5
arithm. Mittel	804 ± 1.506	2.694 ± 4.992	878 ± 1.709	3.087 ± 4.086
geom. Mittel	$280 \times 4{,}2^{\pm 1}$	$728 \times 5{,}7^{\pm 1}$	$248 \times 4{,}5^{\pm 1}$	-
EW [a]	777	3.330	765	-
$R^2_{(Ln)}$ [b]	0,980	0,956	0,959	-
Minimum	30	52	47	283
25 %-Quantil	88	141	93	-
Median	183	750	123	1.550
75 %-Quantil	830	3.520	800	-
95 %-Quantil	3.133	11.000	4.367	-
Maximum	9.200	25.537	7.500	10.300

[a] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.
[b] R^2 der Korrelation im Q-Q-Plot bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.

5.4.4 Radionuklidkonzentrationen in Grund- und Oberflächenwässern

Wasserproben wurden innerhalb der VF Lengenfeld lediglich im Rahmen der Untersuchungen zum Altlastenkataster [Dus02b] analysiert. Dabei wurden Proben an 25 Probenahmestellen für Grundwasser bzw. 54 Stellen für Oberflächenwasser entnommen.

5.4.4.1 Grundwässer

Die analysierten Grundwässer wurden in der Zeit von Januar 1993 bis Juni 1995 an den fest installierten Grundwassermessstellen der industriellen Absetzanlage sowie im Verlauf der Plohnbachaue entnommen. Um für diese Gebiete repräsentative Messwerte zu erhalten, wurde eine quartalsweise Beprobung der Pegel in den Jahren 1993–1995 durchgeführt. Tabelle 69 zeigt eine Übersicht der arithmetischen Mittelwerte für die Messwerte der natürlichen Radionuklide im Grundwasser der verschiedenen Pegel. Die Lage der Grundwassermessstellen kann dem in Abbildung 63 gezeigten hydrogeologischen Profil der VF Lengenfeld entnommen werden.

In Abhängigkeit von der Lage der Filterstrecken erfassen die Grundwasserpegel GWP 1–4 das Grundwasser im Bereich der Fluss- und Schwerspatsande bzw. Tailings der IAA. Der Messpunkt GWP 5 dient der Überwachung des Grundwasserabstromes im Bereich der IAA. Der Grundwasserpegel LeP 5 ist mit zwei Messstellen ausgestattet, um sowohl vertikal strömendes Sickerwasser aus den Aufbereitungsrückständen der Südhalde (LeP 5.1) als auch Grundwasser in der Verwitterungszone des Grundgebirges unter der Südhalde (LeP 5.2) erfassen zu können [Dus02b].

Wie der Tabelle zu entnehmen ist, liegen die Messwerte in Gewässerabschnitten ohne uranbergbaulichen Einfluss vollständig im Bereich des in Deutschland üblichen geogenen Niveaus für Grundwässer (vgl. Tabelle 47).

Im Bereich der IAA wird das geogene Niveau für ^{238}U und ^{226}Ra um bis zu zwei Größenordnungen überschritten. Die hohen Messwerte sind aufgrund des in der IAA abgelagerten Inventars und deren fehlender Basisabdichtung unmittelbar verständlich. Auftretende Streuungen der Messwerte werden durch die unterschiedliche Lage im Bereich

der Fluss-/Schwerspatsande und Tailings bzw. durch die Länge der Filterstrecke der einzelnen Grundwasserpegel verursacht. Auch im unmittelbaren Abstrom der IAA wurden für ^{238}U und ^{226}Ra Werte gemessen, die das geogene Niveau um bis zu zwei Größenordnungen überschreiten. Diese sind durch den Zutritt von kontaminierten Sickerwässern aus der IAA in das Grundwasser zu erklären.

Tabelle 69. Mittlere Aktivitätskonzentrationen natürlicher Radionuklide in Grundwässern der VF Lengenfeld, entnommen aus [Dus02b], Aktivitäten in mBq L^{-1}.

Nr.[a]	Pegel, Ortsbeschreibung	U-238	Ra-226	Pb-210
596[b]	Brunnen, Bahnwärterhaus, Pechtelsgrün	44		
601[b]	Brunnen ca. 170 m südöstlich der Weckmühle	87	25	
625[b]	Brunnen westl. der Eisenbahnbrücke ü.d. Plohnbach	37		
630[b]	Brunnen i. d. Plohbachaue abw. des Lenkteichs	44		
632[b]	Brunnen vor der Schule Waldkirchen	50		
640[b]	Tiefbrunnen, Baumwollspinnerei GmbH	25		
643[b]	Schachtbrunnen, Firma Schindler	25		
661	Brunnen des Bahnwärterhauses ca.200 m nordöstl.	124	50	
670	LeP 1 ca. 110 m südl. des Dammes der IAA	11.264	31	360
673	LeP 2 Plohnbachtal ca. 70 m nordöstl. der B 95	56	6	43
674	GWP 5 Hauptdamm der IAA Lengenfeld	2.138	201	120
677	GWP 13 nordöstl. Damm der IAA Lengenfeld	87	300	
679	GWP 15 Ostdamm der IAA Lengenfeld (Nord)	498	288	
680	GWP 16 Ostdamm der IAA Lengenfeld (Süd)	25	225	
683	LeP 3 nahe der Straßenbr. über den Plohnbach	42	59	120
684	LeP 4 am Wehr des Stauteichabflusses	725	69	62
685	LeP 5.1 am NO- Rand der Südhalde	8.460	163	
686	LeP 5.2 am NO- Rand der Südhalde	6.400	36	108
687	LeP 6 Abstrom südl. der Südhalde	113	23	160
688	LeP 7 am Bach westl. der Nordhalde	37	26	52
689	GWP 1 IAA Lengenfeld	1.928	739	740
690	GWP 2 IAA Lengenfeld	456	173	670
691	GWP 3 IAA Lengenfeld	16.422	3.104	8.200
692	GWP 4 IAA Lengenfeld	1.991	458	680
693	nördl. GWP 3 IAA Lengenfeld	3.857	538	

[a] Abgekürzte Probennummer der GRS, 403.629.XXX.
[b] Probenahmepunkte ohne uranbergbaulichen Einfluss.

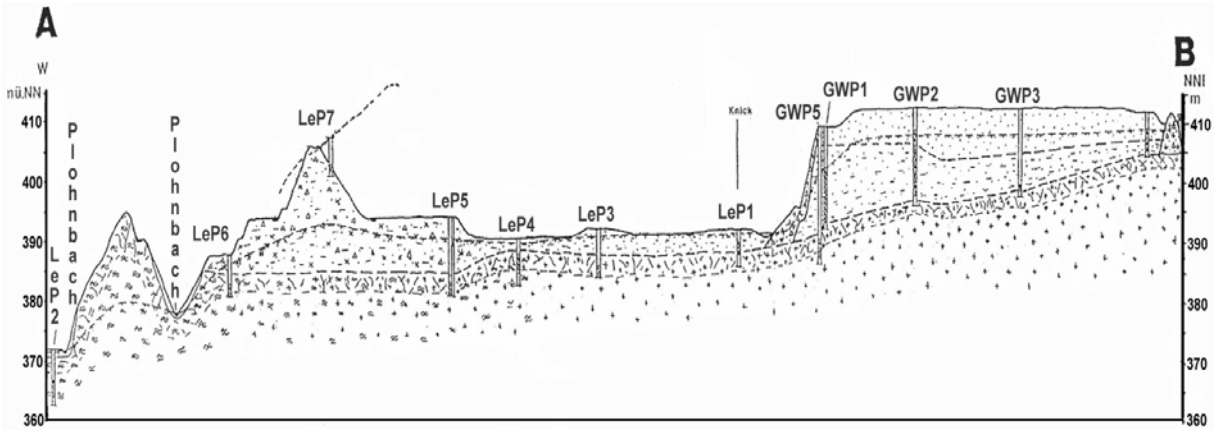

Abbildung 63. Hydrogeologisches Profil durch die VF Lengenfeld mit Lage der Grundwassermessstellen, entnommen aus [Dus02b].

Im Bereich der Südhalde erfährt die Urankonzentration erwartungsgemäß einen weiteren Anstieg, der das geogene Nievau um mindestens eine Größenordnung übersteigt und sowohl im vertikal strömenden Sickerwasser (LeP 5.1) als auch im Grundwasser (LeP 5.2) sichtbar ist.

5.4.4.2 Oberflächenwässer

Die analysierten Oberflächenwässer wurden ebenfalls in der Zeit von Januar 1993 bis Juni 1995 an 54 Probenahmestellen im An- und Abstrom der industriellen Absetzanlage und aus Nebengewässern entnommen. Eine statistische Übersicht der Messergebnisse kann Tabelle 70 entnommen werden. Durch Nummerierung der Gewässerverläufe des Freibaches oberhalb der IAA bis zu Mündung in den Plohnbach, bzw. des Plohnbaches bis zur Mündung in die Göltzsch mit fortlaufenden Gewässerkilometern, können die Ergebnisse graphisch dargestellt werden. Abbildung 64 zeigt die gemessenen Aktivitätskonzentrationen von ^{238}U und ^{226}Ra in Abhängigkeit des Gewässerverlaufes.

Tabelle 70. Statistische Daten zur Aktivitätskonzentration natürlicher Radionuklide in Oberflächenwässern der VF Lengenfeld [Dus02b], Aktivitäten in mBq L^{-1}.

Parameter	U-238	Ra-226	Pb-210	Po-210
n	52	25	6	0
arithm. Mittel	608 ± 2.642	22 ± 20	25 ± 13	-
geom. Mittel	$80 \times 3{,}6^{\pm 1}$	$16 \times 2{,}1^{\pm 1}$	-	-
EW [a]	183	21	-	-
Minimum	12	5	7	-
25 %-Quantil	37	10	15	-
Median	75	15	28	-
75 %-Quantil	124	20	30	-
95 %-Quantil	373	70	45	
Maximum	13.685	80	45	-

[a] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.

In uranbergbaulich unbeeinflussten Bach- oder Flussabschnitten und Teichen, wurden Aktivitätskonzentrationen von 12–87 mBq L^{-1} ^{238}U, 5–80 mBq L^{-1} ^{226}Ra und ca. 40 mBq L^{-1} ^{210}Pb ermittelt. Die Messwerte liegen damit leicht über dem Bereich des geogenen Niveaus für deutsche Oberflächenwässer (vgl. Tabelle 47). Die ^{238}U-Aktivitätskonzentration im Wasser der Göltzsch im uranbergbaulich unbeeinflussten Teil der VF Lengenfeld betrug durchschnittlich 25 mBq L^{-1}.

Das geogene Niveau der VF Lengenfeld für ^{226}Ra wurde bei keiner der untersuchten Proben von Oberflächenwässern überschritten.

Wie Abbildung 64 entnommen werden kann, steigt die ^{238}U-Aktivitätskonzentration im Freibach nach Zutritt der Sickerwässer der IAA vom geogenem Niveau ausgehend kontinuierlich an. Im Verlauf des Plohnbaches wurden stark erhöhte Messwerte nach Passage des Gebietes der Nord- und Südhalde gemessen. Die Analyse des Wassers aus dem Sickerwassergraben der Südhalde (403.629.651+652) ergab Werte von 13,7 Bq L^{-1} ^{238}U. Der höchste Messwert in einem der Vorfluter wurde mit 373 mBq L^{-1} ^{238}U in der Göltzsch nach Zufluss des Plohnbaches gemessen. Erfreulicherweise führt die Freisetzung von Uran aus den bergbaulichen Objekten der VF Lengenfeld aber im Unterlauf der Göltzsch zu einer gegenüber dem geogenen Niveau vergleichsweise gering erhöhten Belastung.

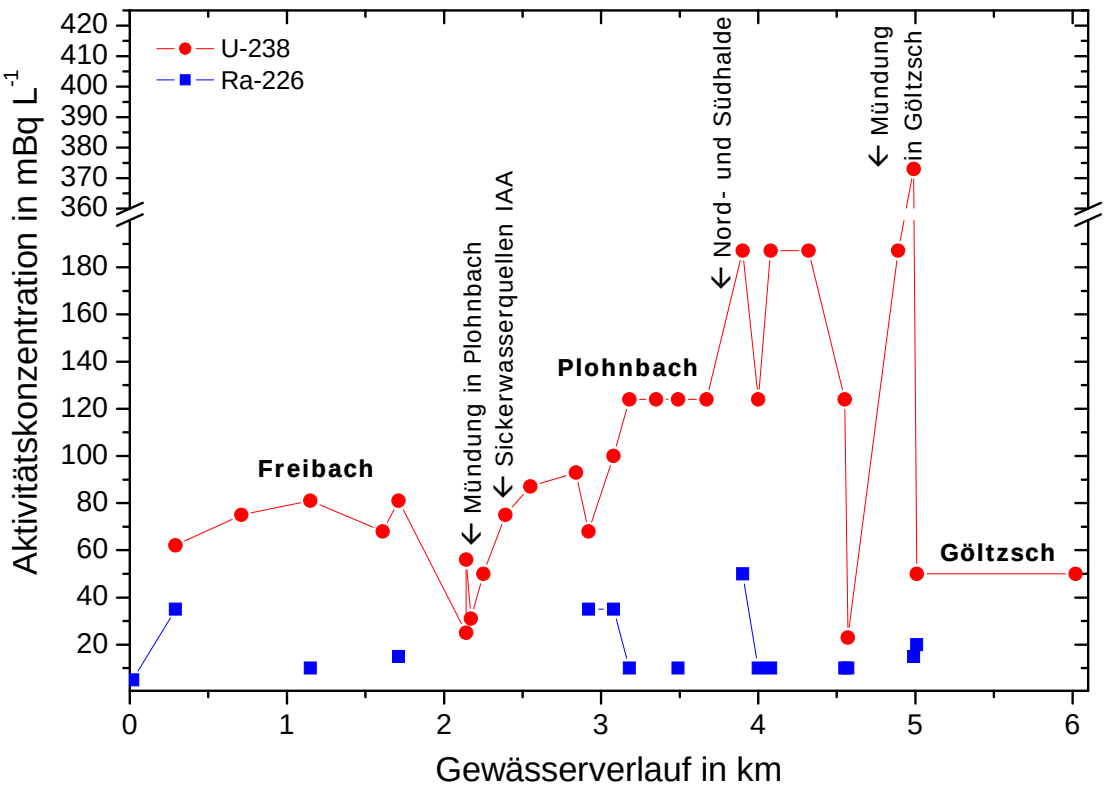

Abbildung 64. Aktivitätskonzentrationen von ^{238}U und ^{226}Ra in Oberflächenwässern der VF Lengenfeld in Abhängigkeit vom Gewässerverlauf; Daten entnommen aus [Dus02b].

5.4.5 Radionuklidkonzentrationen in Biomaterialien

Pflanzenproben wurden in der VF Lengenfeld lediglich im Rahmen der Untersuchungen zum Altlastenkataster [Dus02b] analysiert. Bei den entnommenen Pflanzen handelt es sich um zwei Grasproben und ein Wildkraut aus der Plohnbachaue. Es wurden spezifische Aktivitäten (bezogen auf die Frischmasse) von 1,5–17,9 Bq kg^{-1} ^{238}U, 4,2–27,2 Bq kg^{-1} ^{226}Ra, 4,4–17,6 Bq kg^{-1} ^{210}Pb und 1,5–12,3 Bq kg^{-1} ^{210}Po gemessen. Ursache für die hohen Messwerte sind in erster Linie die in der Plohbachaue abgelagerten Aufbereitungsrückstände der Uranerzgewinnung. Die spezifischen Aktivitäten in den dazugehörigen Böden betrugen bis zu 3,1 Bq g^{-1} ^{238}U, 4,8 Bq g^{-1} ^{226}Ra und 4,4 Bq g^{-1} ^{210}Pb bzw. ^{210}Po.

5.4.6 Sicherheitsrelevante Konsequenzen

Der Lenkteich enthält einen großen Teil der nasschemischen Aufbereitungsrückstände, die bei der Havarie der industriellen Absetzanlage Lengenfeld 1954 freigesetzt wurden. Sie sind zudem mit toxischen Flotationsrückständen der Schwerspatgewinnung vermischt. Die Ortsdosisleistung bewegt sich in diesem, für die Bevölkerung frei zugänglichen Gebiet zwischen 498 und 1.200 nSv h^{-1} und kann in der Nähe von offenliegenden Tailingsmaterialien noch um einen Faktor 4 höhere Werte annehmen. Neben dieser externen Dosis ist bei einer eventuellen Ingestion von Boden mit einer erheblichen zusätzlichen Strahlenbelastung zu rechnen, da die Schlämme bis zu 19 Bq g^{-1} Uran und bis zu 43 Bq g^{-1} Radium bzw. 34 Bq g^{-1} ^{210}Pb enthalten. Die beträchtlichen Massen an abgelagertem Tailingsmaterial und Flotationsrückständen im Lenkteich werden durch den durchfliessenden Plohnbach auch weiterhin die Sedimente der Göltzsch radioaktiv und mutagen toxisch kontaminieren. Es erscheint dringend geboten, die

bereits seit langer Zeit geplante Sanierung des Lenkteiches durchzuführen. Als Sanierungsmaßnahme wurde bereits eine Verrohrung des durchfliessenden Plohnbaches und eine Abdeckung und Versiegelung der hier abgelagerten Aufbereitungsrückstände vorgeschlagen [ALA01]. Die an einigen Stellen festgestellte Mutagenität des Sedimentmaterials ist wahrscheinlich auf die Wirkung der mitabgelagerten Flotationsrückstände zurückzuführen. Ihre Existenz und das Ausmaß ihrer Wirkung wurden bisher überhaupt nicht beachtet.

Kurzfristig wurde nach Abschluss der Arbeiten zum Flutfolgenprojekt [Knö04] eine Sperrung des Geländes vorgeschlagen, da sich Siedlungen in unmittelbarer Nähe befinden. Die Stadt Lengenfeld reagierte nach Vorliegen des Gutachtens von Fritsch [Fri01] im Sommer 2004 mit der Aufstellung von Hinweisschildern für die Bevölkerung. Dazu wurde der Text: „*Gefahr durch Radioaktivität – Betreten des Geländes auf eigenes Risiko! Längeren und mehrfachen Kontakt mit Sand und Wasser vermeiden*“ gewählt.

Da es sich bei dem Objekt nicht um einen Betrieb der SDAG Wismut im Sinne des Einigungsvertrages handelt, wurde die heutige Wismut GmbH inzwischen im Rahmen des Verwaltungsabkommens Altstandorte von 2002 als Unterauftragnehmer für eine zukünftige Sanierung aus Bundesmitteln beauftragt [Wis03a]. Begründung dafür ist die Einordnung als Wismut-Altstandort durch den Betrieb des Objektes 31 (IAA Lengenfeld) in den Jahren 1947–1961. Nach den Angaben in [Wis07b] befand sich das Sanierungsvorhaben Lenkteich, Plohnbachaue und Nordhalde Lengenfeld bereits in den Jahren 2004–2005 in der Phase der Entwurfs- und Genehmigungsplanung bis zur Beantragung der Sanierungsausführung.

Ziel der geplanten Sanierung ist eine vollständige Beräumung des Lenkteiches und lokaler Bereiche der Plohnbachaue unterhalb des Lenkteiches von radioaktiv kontaminierten Ablagerungen sowie die Verbringung und Einlagerung der Sanierungsrückstände in die Nordhalde. Der betroffene Teil soll nach Abschluss der Arbeiten abgedeckt und begrünt werden. Ebenso ist für den Lenkteich eine Wiederherstellung des ursprünglichen Zustandes nach Reparatur der Stauanlage geplant. Unter Projekt Nr. 1007 wurden dazu bereits in den Jahren 2003–2004 Untersuchungen zum Istzustand der Plohnbachaue durchgeführt [Wis07a] [Wis07b]. Das Objekt sollte im Jahr 2006 gemäß o.g. Konzeption saniert werden, wurde aber bis Ende 2007 noch nicht realisiert [Wis07c].

5.4.7 Zusammenfassende Bewertung für die Verdachtsfläche Lengenfeld

Bei der zusammenfassenden Bewertung der Untersuchungen in der Verdachtsfläche Lengenfeld im Vogtland sind die folgenden Ergebnisse besonders hervorzuheben:

- Aus den in der VF Lengenfeld durchgeführten **ODL-Kartierungen** der am höchsten kontaminierten Gebiete lassen sich unter Annahme einer logarithmischen Normalverteilung Erwartungswerte der ODL von 597 nSv h^{-1} für die Nordhalde, 401 nSv h^{-1} für die Südhalde, 597 nSv h^{-1} für die Plohnbachaue und den Lenkteich, 472 nSv h^{-1} für den Polizeiübungsplatz sowie 1.954 nSv h^{-1} für den Bereich unterhalb der Eisenbahnbrücke angeben.
- Die Kontaminationen werden im Wesentlichen durch Ablagerungen von Aufbereitungsrückständen in der Plohnbachaue, auf dem Polizeiübungsplatz und unterhalb der Eisenbahnbrücke sowie durch unzureichend abgedeckte Aufhaldungen von Armerz auf der der Nord- und Südhalde verursacht. Die Halden dominieren das **Gesamtgebiet Lengenfeld** mit einem Flächenanteil von 95 %, woraus sich ein flächengewichteter Erwartungswert der ODL von 415 nSv h^{-1} ergibt.

- Aufgrund der differenzierten hydrologischen und chemischen Situation im Untersuchungsgebiet folgen weder die Veränderungen spezifischen Aktivitäten an ^{238}U und ^{226}Ra in den **Gewässersedimenten**, noch die radioaktiven Gleichgewichte einem einheitlichen Trend. Im Abstrom des Lenkteiches und in der Göltzsch ergeben sich durch stark erhöhte bzw. in der Göltzsch stark verringerte Messwerte für ^{238}U und ^{226}Ra und eine Verschiebung des radioaktiven Gleichgewichtes zugunsten von ^{226}Ra Anhaltspunkte für eine Verlagerung von Aufbereitungsrückständen.
- Für eine Einschätzung der **Flutfolgen** reicht die vorhandene Datenlage nicht aus, da Kenntnisse über das Gebiet zur Situation unmittelbar vor den Hochwasserereignissen im August 2002 fehlen. Der heutige Verlauf des Plohnbaches im Lenkteich lässt vermuten, dass bei Hochwasserereignissen und hohem Wasserstand grundsätzlich Tailings in partikulärer Form sowie insbesondere Uran durch Auslaugung aus den Tailingsmaterialien ausgetragen und verlagert werden.
- Bei eigenen Untersuchungen an den **Böden des Lenkteiches** Lengenfeld (Tailings) wurden spezifischen Aktivitäten von 14–19 Bq g^{-1} ^{238}U, 25–43 Bq g^{-1} ^{226}Ra und 23–34 Bq g^{-1} ^{210}Pb gefunden. Das für Tailings ungewöhnlich niedrige Abreicherungsverhältnis für Uran von 1,7–2,7 wird durch die ineffiziente, aber zur damaligen Zeit angewandte Technologie der „nassmeschanischen“ Aufbereitung der Uranerze verursacht.
- Eine mengenmäßige Abschätzung des im **Lenkteich abgelagerten Inventars** natürlicher Radionuklide auf der Basis eigener Untersuchungen ergab eine, bedingt duch die Havarie der IAA Lengenfeld im Jahr 1954, abgelagerte Masse von 10–14 t Uran, 6–11 g Radium (220–390 GBq ^{226}Ra) und 210–300 GBq ^{210}Pb.
- Die im Flutfolgenprojekt erzielten Ergebnisse gaben einen weiteren Anstoß zur **Sanierung** des Gebietes, bei der eine vollständige Beräumung der im Bereich des Lenkteiches, der Plohnbachaue sowie der Nordhalde abgelagerten Aufbereitungsrückstände angestrebt wird.
- Die erneute Untersuchung des Bodens in einem **Kleingarten am Plohnbach** zeigte, dass sich die im Rahmen der Untersuchungen zum Altlastenkataster ermittelten spezifischen Aktivitäten von 1.200 Bq kg^{-1} ^{238}U und ^{226}Ra sowie 1.000 Bq kg^{-1} ^{210}Pb, bedingt durch die Verlagerungen infolge des jährlichen Hochwassers, auch heute noch reproduzieren lassen.
- Eigene Untersuchungen auf dem von Jugendlichen als Spielplatz genutzten ehemaligen **Polizeiübungsplatz** in Lengenfeld zeigen, dass für die ingestionsrelevante Fraktion des Oberbodens, bedingt durch die Kontamination mit Tailings, mit spezifischen Aktivitäten von 1,4 Bq g^{-1} ^{238}U, 3,9 Bq kg^{-1} ^{226}Ra und 2,8 Bq g^{-1} ^{210}Pb gerechnet werden muss.
- Die Auswertung der Messdaten aus dem Altlastenkataster zeigt, dass die **Böden** der VF Lengenfeld mit ($^{238}U/^{226}Ra$)-Aktivitätsverhältnissen von 0,2–0,8 stark durch die havariebedingte Kontamination mit Aufbereitungsrückständen beeinflusst sind. Unter Annahme einer logarithmischen Normalverteilung betragen die Erwartungswerte der spezifischen Aktivitäten 777 Bq kg^{-1} ^{238}U, 3.330 Bq kg^{-1} ^{226}Ra und 765 Bq kg^{-1} ^{210}Pb (GS = $4{,}2^{\pm1}$, $5{,}7^{\pm1}$ und $4{,}5^{\pm1}$).
- Die im Rahmen des Altlastenkatasters untersuchten **Grundwässer** in uranbergbaulich unbeeinflussten Bereichen der Verdachtsfläche liegen im Bereich des geogenen Niveaus für Sachsen, während in den übrigen Bereichen das geogene Niveau um ein bis zwei Größenordnungen überschritten wird.
- Die im Rahmen des Altlastenkatasters ermittelten Aktivitätskonzentrationen in **Oberflächenwässern** liegen in uranbergbaulich unbeeinflussten Bereichen der VF mit bis zu 80 mBq L^{-1} ^{238}U und ^{226}Ra leicht über dem geogenen Niveau und steigen im Abstrom der IAA Lengenfeld kontinuierlich an, insbesondere für ^{238}U auf bis zu 200 mBq L^{-1}.

5.5 Steinkohlenbergbau am Niederrhein

Im diesem Kapitel werden die Ergebnisse des Projektes „Radiologische Bewertung der Grubenwässer – Einleitungen des Steinkohlenbergbaus im Bereich Fossa Eugeniana“ [HGN05], im Folgenden kurz „Gutachten Fossa Eugeniana“ genannt, vorgestellt (vgl. Kapitel 1.3.1). Ziel des Projektes war die Erfassung und Bewertung der infolge der Ableitung von Grubenwässern des Steinkohlenbergbaus (Bergwerk West) verursachten Kontaminationen mit natürlichen Radionukliden am Niederrhein sowie die Abschätzung der daraus resultierenden Strahlenexposition für Personen der lokalen Bevölkerung. Die dazu notwendigen Feldarbeiten und Analysen wurden von den Universitäten Hannover (Zentrum für Stahlenschutz und Radioökologie, ZSR) und Duisburg-Essen (Fachbereich Geowissenschaften) im Zeitraum von März 2004 bis März 2005 gemeinsam ausgeführt. Im Rahmen des Projektes wurden umfangreiche Messungen der Ortsdosisleistung durchgeführt sowie Proben von Sedimenten, Böden, Biomaterialien, Grund- und Oberflächenwässern analysiert.

Die Ergebnisse wurden anschließend in Bezug auf Vergleichswerte und frühere Untersuchungen in den Gebieten des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus interpretiert. Dazu standen im Wesentlichen die Arbeiten von Feige [Fei97] und Schmidt [Sch01] zur Verfügung.

5.5.1 Geogener Hintergrund

Vor der Beurteilung von absoluten Konzentrationen natürlicher Radionuklide in Sedimenten, Böden, Gewässern und Biomaterialien war zunächst die Höhe des geogenen Hintergrundes im Untersuchungsgebiet und dessen Schwankungsbreite zu ermitteln. Dabei wurde weitestgehend auf eigene Messdaten aus den von Einleitungen des Steinkohlenbergbaus unbeeinflussten Teilgebieten zurückgegriffen und diese bei Bedarf durch Literaturwerte aus früheren Untersuchungen [Sch01] [Fei97] ergänzt.

5.5.1.1 Ortsdosisleistung in durch den Steinkohlenbergbau unbeeinflussten Gebieten

Die vorliegenden und in Kapitel 5.5.2 diskutierten ODL-Messungen können ebenfalls zu einer Abschätzung der Hintergrundwerte der externen Strahlenexposition im Untersuchungsgebiet herangezogen werden. Im Sinne einer realistischen Ermittlung nach den Berechnungsgrundlagen Bergbau sollte dabei die terrestrische Komponente der Photonenäquivalentdosisleistung für solche Flächen ermittelt werden, die den natürlichen und unkontaminierten Bereich des Untersuchungsgebietes repräsentieren. Damit ist die Hintergrundstrahlung vor allem aus solchen Messdaten abzuleiten, die am Gewässersystem selbst erhoben wurden. Nach den Ergebnissen des Kapitels 5.5.2 sind dies zunächst die Gewässer Oberer Moersbach, Jenneckes Gatt und Eyllsche Kendel. In diesen drei Bereichen ergibt sich für den geogenen Hintergrund im Untersuchungsgebiet (einschließlich des Beitrags der kosmischen Strahlung von 32 $nSv\,h^{-1}$) ein Mittelwert der Umgebungsäquivalentdosisleistung (ODL) von 118 ± 4 $nSv\,h^{-1}$, entsprechend einer Photonenäquivalentdosisleistung von 110 ± 4 $nSv\,h^{-1}$.

Für das Gebiet des Rheinberger Altrheins war, wie später in Abbildung 67 dargestellt, ebenfalls ein Häufigkeitspeak der ODL bei etwa 130 $nSv\,h^{-1}$ abzuleiten, der offensichtlich die unkontaminierten Randflächen der Kartierung widerspiegelt. Die Photonenäquivalentdosisleistung von 110 $nSv\,h^{-1}$ ist daher als Bezugsgröße für die untersuchten Flächen offensichtlich repräsentativ. Der so ermittelte Wert der Photonenäquivalentdosis ist damit etwas geringer als der in den Berechnungsgrundlagen Bergbau [BMU99] in Abzug gebrachte

Untergrundwert von 120 nSv h^{-1}, der jedoch für die Modellierung der potentiellen Strahlenexposition beibehalten werden kann. Die damit verbundenen Einflüsse auf die gesamte Strahlenexposition werden im Kapitel 7.2.6 im Einzelnen diskutiert.

Wie die Messdaten der Spielplätze zeigen, sind für den Aufenthalt auf sonstigen Flächen durchaus geringere Werte der ODL möglich. Die Höhe dieser Messwerte ist in erster Linie von der Zusammensetzung des Oberflächenmaterials abhängig.

Der oben abgeschätzte Hintergrundwert der Photonenäquivalentdosis für die gewässernahen Flächen liegt auch höher als der Wert von 89 nSv h^{-1}, den man aus dem vom BfS [Wil97a] angegebenen Mittelwert der terrestrischen Strahlung für Nordrhein-Westfalen von 59 nSv h^{-1} und dem Beitrag der kosmischen Strahlung von 32 nSv h^{-1} berechnet.

5.5.1.2 Sedimente in durch den Steinkohlenbergbau unbeeinflussten Gebieten

Im Rahmen des Gutachtens wurden keine speziellen Untersuchungen zur Ermittlung des geogenen Niveaus natürlicher Radionuklide in Gewässersedimenten durchgeführt. Die untersuchten Proben aus den durch Einleitungen des Steinkohlenbergbaus unbeeinflussten Gewässerabschnitten können jedoch zur Abschätzung der in dieser Region natürlich auftretenden Gehalte dienen.

Nach den Ergebnissen des Kapitels 5.5.3 sind dies die Gewässer Oberer Moersbach, Jenneckes Gatt und Eyllsche Kendel sowie der unbeeinflusste Nord- und Südteil des Hoerstgener Kendels. In diesen Gewässerabschnitten wurden spezifische Aktivitäten von 10–49 Bq kg^{-1} ^{238}U, 7 – 86 Bq kg^{-1} ^{226}Ra und 12–147 Bq kg^{-1} ^{210}Pb gemessen.

5.5.1.3 Böden in durch den Steinkohlenbergbau unbeeinflussten Gebieten

Zur Ermittlung des geogenen Niveaus natürlicher Radionuklide in Böden des Untersuchungsgebietes wurden ebenfalls keine speziellen Untersuchungen durchgeführt. Lediglich die Weideflächen am Rheinberger Altrhein können als unbeeinflusst von den Einleitungen des Steinkohlenbergbaus angesehen werden, wenn man nur die Teilflächen hinter dem Deich betrachtet. Diese Flächen sind von besonderer Bedeutung für die Modellierung des Expositionspfades Boden-Kuh-Milch/ Boden-Kuh-Fleisch. Tabelle 71 zeigt eine Zusammenstellung dieser Messwerte mit den Hintergrundwerten für Böden in Deutschland [Sie96], Ackerflächen in Ricklingen/Niedersachsen [Har04] und den Untergrundwerten der Berechnungsgrundlagen Bergbau [BMU99].

Tabelle 71. Vergleich des geogenen Hintergrundes natürlicher Radionuklide im Boden vom Rheinberger Altrhein (Weide) mit Mittelwerten für verschiedene Gebiete Deutschlands.

Gebiet	U-238	Ra-226	Pb-210	Ra-228	Th-228	K-40
Weidefläche Altrhein (WF1, WF1)	38 ± 5	46 ± 1	43 ± 4	44 ± 1	44 ± 1	700 ± 7
Boden Deutschland [Sie96]	40	40	40	42	42	508
Boden Ricklingen [Har04]	17	17	17	22	22	440
Bgdl Bergbau [BMU99]	50	50	50	40	40	-

Die spezifischen Aktivitäten der Proben aus Ricklingen liegen im Vergleich zur Weidefläche niedriger, da das niedersächsische Flachland ingesamt geringe Gehalte an natürlichen Radionukliden aufweist. Im Gegensatz dazu sind die in den Berechnungsgrundlagen Bergbau angegebenen Werte für die Nuklide der ^{238}U-Zerfallsreihe höher, da diese aus Daten für Sachsen und Thüringen abgeleitet wurden.

5.5.1.4 Grund-, Trink- und Oberflächenwässer in durch den Steinkohlenbergbau unbeeinflussten Gebieten

Im Rahmen des Gutachtens wurden keine Grund- und Trinkwässer untersucht, die nachweislich unbeeinflusst von Grubenwässern des Steinkohlenbergbaus sind. Zur Abschätzung des geogenen Niveaus natürlicher Radionuklide in Grund- und Trinkwässern des Untersuchungsgebietes können die vom BfS veröffentlichten Mittelwerte für Deutschland [BfS01] [BfS06a] [BMU03] verwendet werden, welche bereits in Kapitel 5.3.1.4 vorgestellt wurden (Tabelle 47 und Tabelle 48).

Bei den untersuchten Oberflächenwässern (Tabelle 90) können die Proben aus den Gebieten Oberer Moersbach, Jenneckes Gatt und Eyllsche Kendel sowie der Nord- und Südteil des Hoerstgener Kendels als unbeeinflusst von Einleitungen des Steinkohlenbergbaus gelten. Da die hier erzielten Messwerte jedoch für alle natürlichen Radionuklide unterhalb der jeweiligen Nachweisgrenze lagen, lassen sich keine Aussagen über den Bereich des geogenen Niveaus ableiten. Zur Abschätzung solcher Bereiche können hier ebenfalls die vom BfS veröffentlichten Werte für Deutschland [BMU03] herangezogen werden (vgl. Tabelle 47).

5.5.2 Ortsdosisleistung

Die Kartierung der Ortsdosisleistung (ODL) ermöglicht eine schnelle und direkte Prüfung auf oberflächig abgelagerte radioaktiv kontaminierte Sedimente und damit die Ausweisung von Bereichen, die für die genauere Überprüfung vertiefend zu untersuchen sind.

Ziel der ODL-Kartierung im Rahmen des Projektes war daher die überblicksweise Prüfung aller als relevant angenommener Gewässerabschnitte und damit das Identifizieren von kontaminierten Bereichen. Außerdem sollte in nachweislich durch den Steinkohlenbergbau unbeeinflussten Gebieten der geogene Hintergrund für die Region ermittelt werden. In Anbetracht der Länge des zu untersuchenden Gewässersystems und der differenzierten Verhältnisse in Bezug auf radioaktive Kontaminationen wurde die Kartierung, wie bereits in Kapitel 4.3.2 beschrieben, in verschiedenen Ausführungsvarianten durchgeführt.

Alle auf diesem Weg ermittelten ODL-Grunddaten für die Teilgebiete dienten als Eingangsgröße für die spätere Modellierung der äußeren Strahlenexposition in Kapitel 7.2.6.

Das wichtigste Gebiet für die ODL-Messungen war der Rheinberger Altrhein, welcher aufgrund der dortigen großflächigen Kontaminationen nahezu vollständig kartiert wurde (Variante d). Die übrigen Gebiete am Verlauf der Gewässer Moersbach, unterer Moersbach, Fossa Eugeniana, Große Goorley, Eyllsche Kendel, Issumer Fleuth und Hoerstgener Kendel wurden wiederum nahezu vollständig linear kartiert (Variante a oder b). Die Kartiergebiete wurden unter den Feldmannschaften der beiden Universitäten aufgeteilt. Tabelle 72 zeigt eine Übersicht der Bearbeiter und Bearbeitungszeiträume für die kartierten Teilbereiche. Im Zuge der Vorbereitung der Probenahme hochwasserbeeinflusster Böden sind an einigen Gewässerabschnitten zusätzliche ODL-Kartierungen vorgenommen worden. Dabei wurde auf einer

Weide am Rheinberger Altrhein das Messraster aufgrund der Größe der Fläche und der zu erwartenden geringen ODL-Werte aufgeweitet.

Tabelle 72. Bearbeiter und Bearbeitungszeiträume der ODL-Kartierung

Teilbereich	Abschnitt	Zeitraum	Hannover	Essen
R. Altrhein	Linkes Ufer	02.–07.04.04	X	
	Rechtes Ufer (S)	08.04.04	X	
	Rechtes Ufer (N)	02.04.–04.05.04		X
Moersbach	Unterer Teil	04.05.04	X	
	Oberer Teil	05.05.04	X	
Fossa Eugeniana	Oberlauf	04.05.04	X	
	Mittel- + Unterlauf	06.05.–11.05.04		X
Große Goorley		06.05.04	X	
Eyllsche Kendel		11.05.04	X	
Issumer Fleuth		10.05.04	X	
Hoerstgener K.		07.05.04	X	
	Nachkartierung	27.07.04		X
R. Altrhein[a]	Weidefläche	04.08.04	X	
R. Altrhein[a]	Spielplatz	03.08.04	X	
R. Altrhein[a]	Jenneckes Gatt	02.–03.08.04	X	
Hoerstgener K.[a]	Zulauf F. Heinrich	27.07.04		X

[a] Erfassung zusätzlicher Bereiche bei der Nachkartierung.

Die Ergebnisse der ODL-Messungen sind im Abschlussbericht zum Gutachten Fossa Eugeniana [HGN05] umfassend in Form digitaler Karten dokumentiert. Die Darstellung dieser Ergebnisse erfolgte mithilfe eines geographischen Informationssystems (GIS) auf der Basis der Grundkarten von Nordrhein-Westfalen im Maßstab 1:5.000. Die Messdaten in den Karten sind als punktförmige Objekte, farblich skaliert im Wertebereich 0 bis > 1.000 nSv h^{-1} dargestellt und werden hier nur auszugsweise wiedergegeben. Durch die farbliche Zuordnung und die Verdichtung der Messraster lassen sich Bereiche erhöhter ODL einfach erkennen.

Im Folgenden sollen die Messergebisse gebietsspezifisch erläutert werden. Für Detailinformationen zu den Teilbereichen und Kartendarstellungen wird auf den Abschlussbericht zum Gutachten [HGN05] verwiesen.

5.5.2.1 Rheinberger Altrhein

Eine Übersicht der statistischen Kenndaten für die ODL-Messungen in den Haupt- (HF) und Teilflächen (TF) des Rheinberger Altrheins zeigt Tabelle 73. Die ausgewiesenen Teilflächen entsprechen den Gebieten mit verdichtetem Messraster (2 m × 2 m). Die Lage der im nachfolgenden Unterkapitel diskutierten Flächen kann Abbildung 65 entnommen werden. Aus den Messergebnissen lassen sich die folgenden Schlussfolgerungen ableiten:

Die **rechte Flussseite** des Rheinberger Altrheins in Höhe der Ortschaft Ossenberg ist als besonders auffällig zu bezeichnen (TF 3–5). Es handelt sich dabei um einen flachen Böschungsbereich, der mit Röhricht bewachsen ist. Das Gebiet mit dem höchsten Mittelwert (325 ± 47 nSv h^{-1}) wie auch den höchsten Messwerten von bis zu 431 nSv h^{-1} befindet sich direkt am Ufer (TF 3a) und wird im Folgenden auch als „Schilfgürtel“ bezeichnet. Mit zunehmender Entfernung von der Uferlinie (landeinwärts) nimmt die ODL ab und nähert sich dem geogenen Hintergrund. Die beschriebene Teilfläche befindet sich im Naturschutzgebiet.

Wie Abbildung 66 zeigt, ist das **Gebiet des Schilfgürtels** (TF 3a) in Bezug auf die gemessene ODL mit einer geometrischen Standardabweichung von 1,2 sehr homogen. Die in Abbildung 68 dargestellte Verteilung der Messwerte zeigt eine logarithmische Normalverteilung ($R^2_{(Ln)}$ = 0,98) mit einem Erwartungswert von 325 nSv h^{-1} auf und kann vollständig auf Kontaminationen aus Einleitungen des Steinkohlenbergbaus zurückgeführt werden. Teilflächen mit natürlicher ODL sind in diesem Gebiet nicht zu erkennen.

Im **südlichen Bereich** des Altrheins befindet sich ein weiteres Gebiet mit erhöhten Ortsdosisleistungen (HF 2). Es wurden Maximalwerte von bis zu 373 nSv h^{-1} auf der linken Flussseite (TF 2e, 2f) gemessen. Das Ufer ist frei zugänglich und mit Gras bewachsen. In der Nähe befinden sich ein Jugendheim, ein Schulzentrum und mehrere Sportplätze. Auf der gegenüberliegenden rechten Seite des Altrheins (TF 4a) wurde ein Maximalwert von 398 nSv h^{-1} gemessen.

Auf der **Weidefläche** im südlichen Teil des Altrheins (HF 6, linke Seite) ergaben sich Maximalwerte von 393 nSv h^{-1} vor dem Deich (TF WFU) und 137 nSv h^{-1} hinter dem Deich (HF 6). Der Uferstreifen ist erwartungsgemäß stark durch die Einleitungen des Steinkohlenbergbaus kontaminiert während die mittlere ODL hinter dem Deich mit einem Erwartungswert von 118 nSv h^{-1} dem geogenen Hintergrund zugeordnet werden kann. Der Erwartungswert der nach Flächeninhalten gewichtete ODL des Gesamtgebietes beträgt 141 nSv h^{-1} (GM = 140 × $1{,}1^{\pm 1}$ nSv h^{-1})

Die Verteilung aller ODL-Messwerte im Gesamtgebiet des **Rheinberger Altrheins** bis zur Brücke B57 (HF 1–5) ist in Abbildung 67 dargestellt. Das Histogramm zeigt eine bimodale Verteilung mit Moden bei 130 nSv h^{-1} und 300 nSv h^{-1}. Ersterer kann als charakteristisch für weitgehend von den Einleitungen des Steinkohlenbergbaus unbeeinflusste Messpunkte angesehen werden. Der zweite Modus kennzeichnet die mittlere, durch die Einleitungen des Steinkohlenbergbaus erhöhte ODL. Die Verteilung der Flächen in den Histogrammen ist jedoch nicht repräsentativ für die Größen der jeweiligen, beeinflussten bzw. nicht beeinflussten Flächen, da in Bereichen erhöhter ODL-Werte die Messungen räumlich verdichtet wurden. Aussagen über die beeinflussten Flächen werden später anhand einer detaillierten Analyse der Teilflächen getroffen.

Die weitere Analyse der Messwerte zeigt starke Unterschiede zwischen den Flächen am linken (HF 1^n–2^n) und rechten Ufer (HF 3^n–5^n) an denen das Messraster nicht verdichtet wurde. Das linke Ufer ist nahezu im gesamten Bereich des Rheinberger Altrheins von den Einleitungen des Steinkohlenbergbaus beeinflusst, während im Bereich des rechten Ufers die Messwerte von unbeeinflussten Bereichen deutlich zu erkennen sind. Dies ist vor allem auf die geographischen Gegebenheiten zurückzuführen, die am rechten Ufer auch Flächen in größerer Entfernung vom Ufer beinhalten. Aus den in Tabelle 73 aufgeführten Daten für die Teilflächen im Rheinberger Altrhein können flächengewichtete Mittelwerte für die beiden Ufer berechnet werden. Der flächengewichtete Erwartungswert der ODL beträgt danach 218 nSv h^{-1} (213 × $1{,}2^{\pm 1}$ nSv h^{-1}) auf der linken Uferseite sowie 209 nSv h^{-1} (204 × $1{,}3^{\pm 1}$ nSv h^{-1}) auf der rechten Uferseite.

Betrachtet man nur die Messwerte entlang der **Uferlinie**, so verschwindet der Anteil der Messwerte, die auf unbeeinflusste Bereiche hinweisen. Auch am rechten Ufer erhält man eine monomodale Verteilung der Messwerte mit dem Modus bei etwa 300 nSv h^{-1}. Auf der linken Seite ist die Verteilung der ODL-Messwerte bimodal, wobei die beiden Moden bei 225 nSv h^{-1} und 325 nSv h^{-1} auf unterschiedlich starke Einflüsse der Einleitungen des Steinkohlenbergbaus hinweisen.

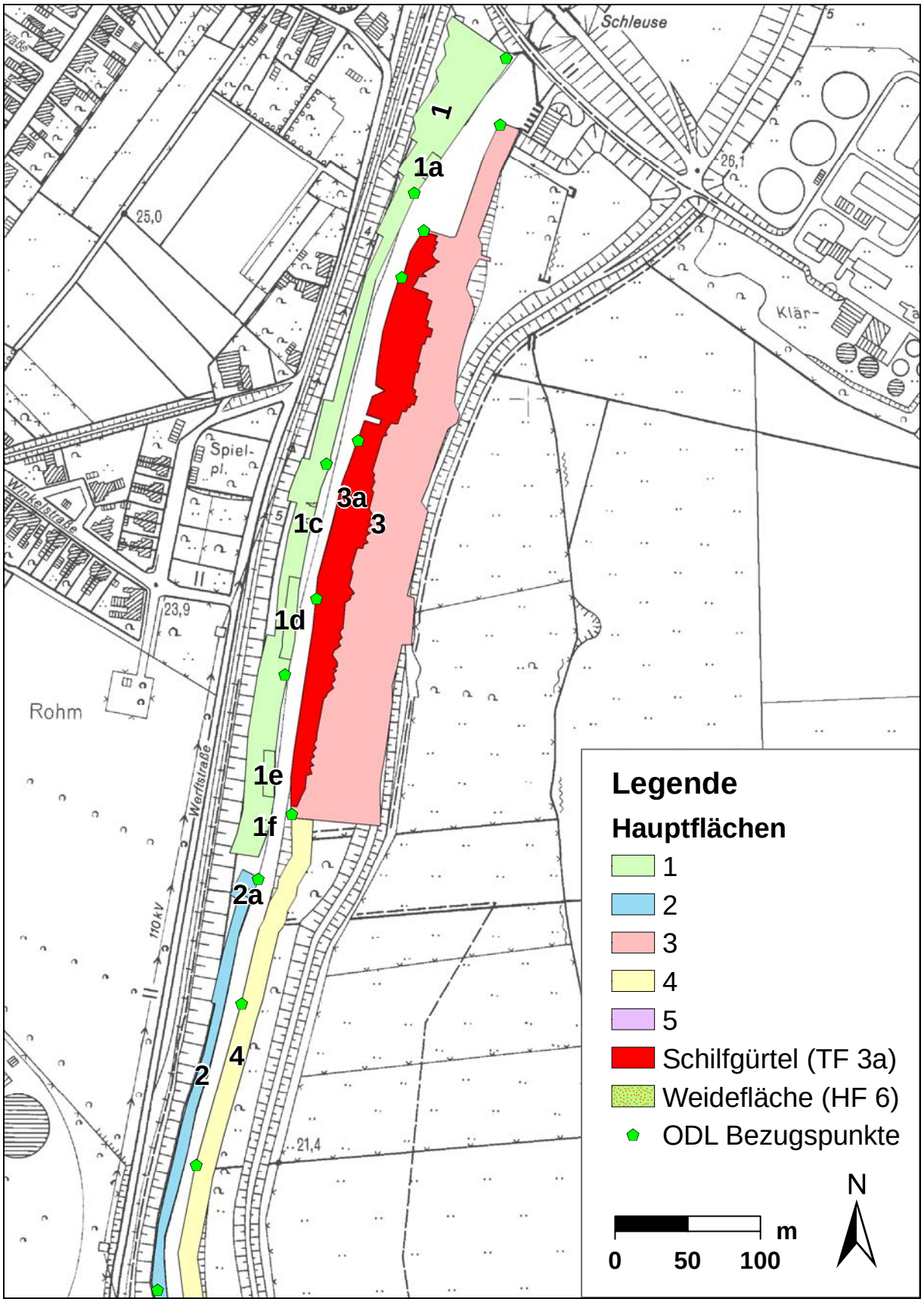

Abbildung 65. Topographische Karte des Rheinberger Altrheins mit ODL-Kartiergebieten (Teil 1).

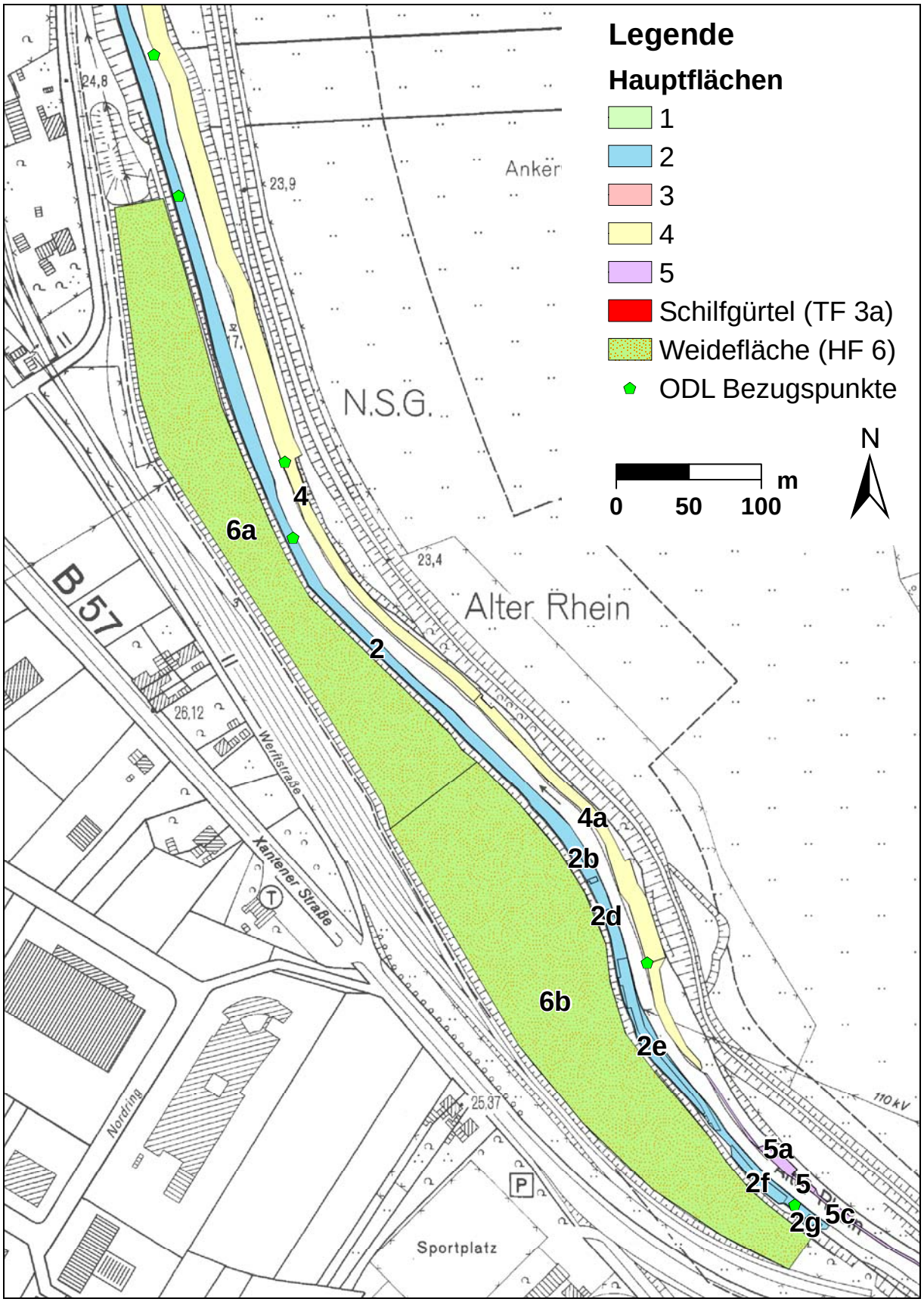

Abbildung 65. Topographische Karte des Rheinberger Altrheins mit ODL-Kartiergebieten (Teil 2).

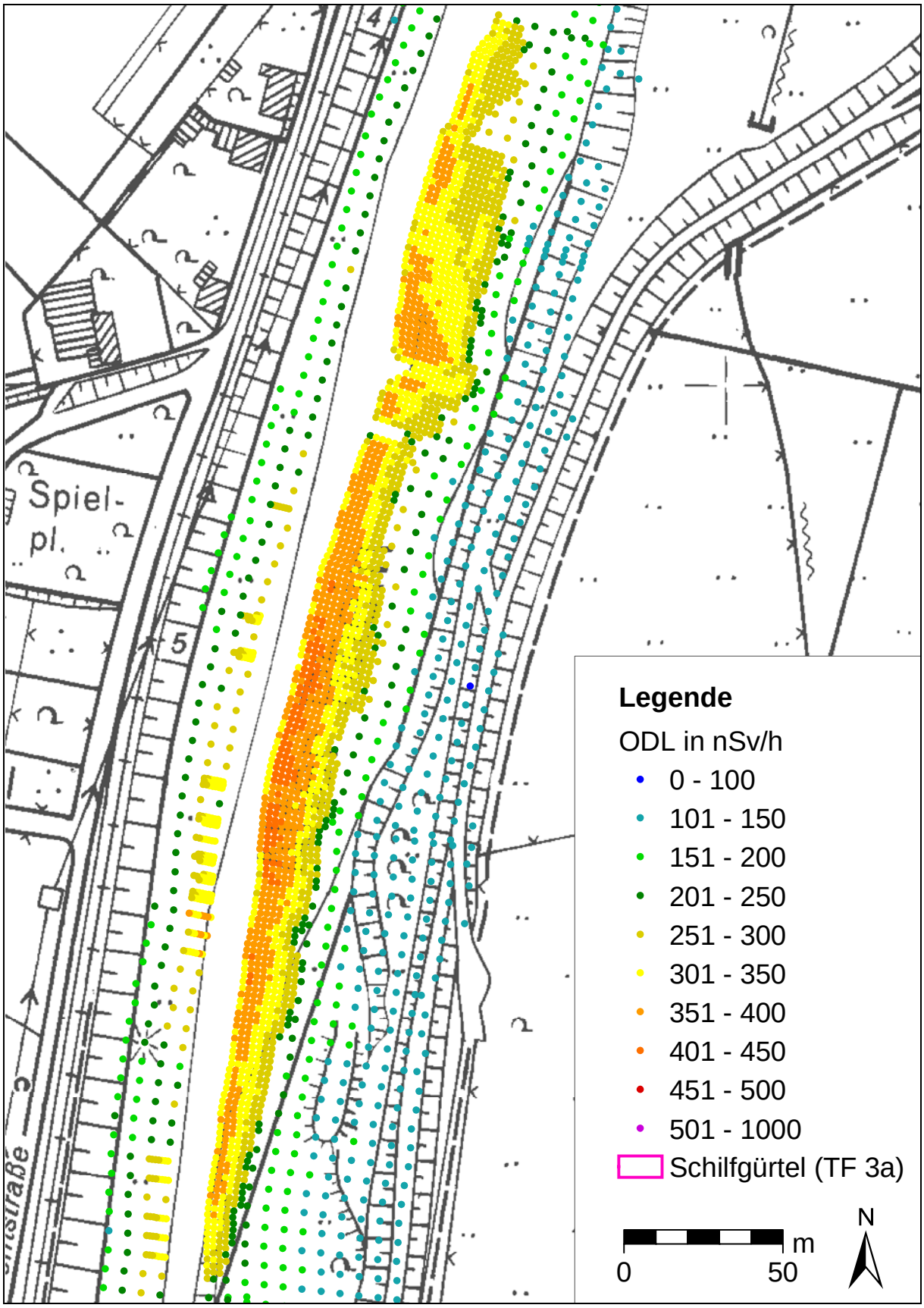

Abbildung 66. Topographische Karte des Schilfgürtels (TF 3a) am Rheinberger Altrhein mit farblich graduierten ODL-Messpunkten.

Tabelle 73. Statistische Daten zur Ortsdosisleistung über den kartierten Haupt- und Teilflächen im Rheinberger Altrhein, alle ODL-Werte in nSv h^{-1}.

TF[a]	n	AM	GM	EW	Min.	Med	P_{95}	Max	A[b]
1	560	238 ± 69	$227 \times 1{,}4^{\pm 1}$	238	114	241	336	371	10.724
1a	27	259 ± 29	$258 \times 1{,}1^{\pm 1}$	259	204	263	302	309	138
1b	13	294 ± 19	$293 \times 1{,}1^{\pm 1}$	294	249	300	315	315	13
1c	16	303 ± 13	$302 \times 1{,}0^{\pm 1}$	303	276	305	317	317	15
1d	126	318 ± 23	$317 \times 1{,}1^{\pm 1}$	318	236	319	354	371	449
1e	37	295 ± 17	$295 \times 1{,}1^{\pm 1}$	295	267	298	317	327	250
1f	11	297 ± 19	$296 \times 1{,}1^{\pm 1}$	297	267	297	328	328	44
2	514	274 ± 53	$268 \times 1{,}2^{\pm 1}$	274	136	280	349	373	10.844
2a	10	303 ± 18	$302 \times 1{,}1^{\pm 1}$	303	269	299	329	329	35
2b	10	312 ± 25	$311 \times 1{,}1^{\pm 1}$	312	258	325	332	332	32
2c	7	309 ± 27	$308 \times 1{,}1^{\pm 1}$	309	269	308	343	343	21
2d	9	294 ± 22	$294 \times 1{,}1^{\pm 1}$	295	257	306	315	315	29
2e	180	306 ± 32	$304 \times 1{,}1^{\pm 1}$	306	206	311	352	372	706
2f	77	310 ± 38	$308 \times 1{,}1^{\pm 1}$	310	220	317	361	373	304
2g	16	296 ± 44	$292 \times 1{,}2^{\pm 1}$	296	219	308	357	357	64
3	2.448	290 ± 83	$275 \times 1{,}4^{\pm 1}$	292	99	306	396	431	25.482
3a	1.933	**325** ± 47	$322 \times 1{,}2^{\pm 1}$	325	192	325	400	**431**	8.013
4	947	238 ± 70	$227 \times 1{,}4^{\pm 1}$	239	113	252	335	398	13.978
4a	477	285 ± 44	$281 \times 1{,}2^{\pm 1}$	285	144	292	350	398	2113
5	152	287 ± 46	$283 \times 1{,}2^{\pm 1}$	288	119	301	340	366	773
5a	48	306 ± 28	$304 \times 1{,}1^{\pm 1}$	306	236	313	341	352	182
5b	14	297 ± 39	$294 \times 1{,}1^{\pm 1}$	297	226	317	337	337	53
5c	20	283 ± 34	$281 \times 1{,}1^{\pm 1}$	283	229	295	322	336	79
5d	34	298 ± 49	$294 \times 1{,}2^{\pm 1}$	299	193	318	366	366	117
1[n]	330	192 ± 49	$185 \times 1{,}3^{\pm 1}$	192	114	188	283	300	9.815
2[n]	205	225 ± 38	$222 \times 1{,}2^{\pm 1}$	225	136	230	289	299	9.653
3[n]	515	155 ± 38	$151 \times 1{,}2^{\pm 1}$	155	99	138	245	280	17.469
4[n]	470	191 ± 59	$182 \times 1{,}4^{\pm 1}$	191	113	170	289	324	11.865
5[n]	36	251 ± 51	$245 \times 1{,}3^{\pm 1}$	252	119	273	301	301	342
6[c]	58	118 ± 7	$118 \times 1{,}1^{\pm 1}$	118	100	119	130	137	48.843
6a[d]	26	118 ± 8	$118 \times 1{,}1^{\pm 1}$	118	100	120	129	130	21.642
6b[d]	32	118 ± 7	$118 \times 1{,}1^{\pm 1}$	118	100	118	132	137	27.201
WFU[e]	29	282 ± 61	$276 \times 1{,}2^{\pm 1}$	283	182	284	373	393	7.852

Messungen 1 m über dem Grund, incl. des Beitrags der kosmischen Strahlung in Meereshöhe von 32 nSv h^{-1}.

[a] Symbole: n = Anzahl der Messwerte, AM = arithmetischer Mittelwert und Standardabweichung, GM = geometrischer Mittelwert und geometrische Standardabweichung, EW = Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung, Med = Median, Min. = Minimum, Max. = Maximum, P_{95} = 95 %-Perzentil.

[b] Flächeninhalt der Haupt- und Teilflächen in m^2.

[c] Weidefläche am Rheinberger Altrhein (HF 6).

[d] Teilflächen 6a und 6b der Weide am Rheinberger Altrhein (HF 6).

[e] Uferlinie der Weidefläche am Rheinberger Altrhein.

[n] Hauptflächen ohne Berücksichtigung der aufgeführten Teilflächen (Negativflächen).

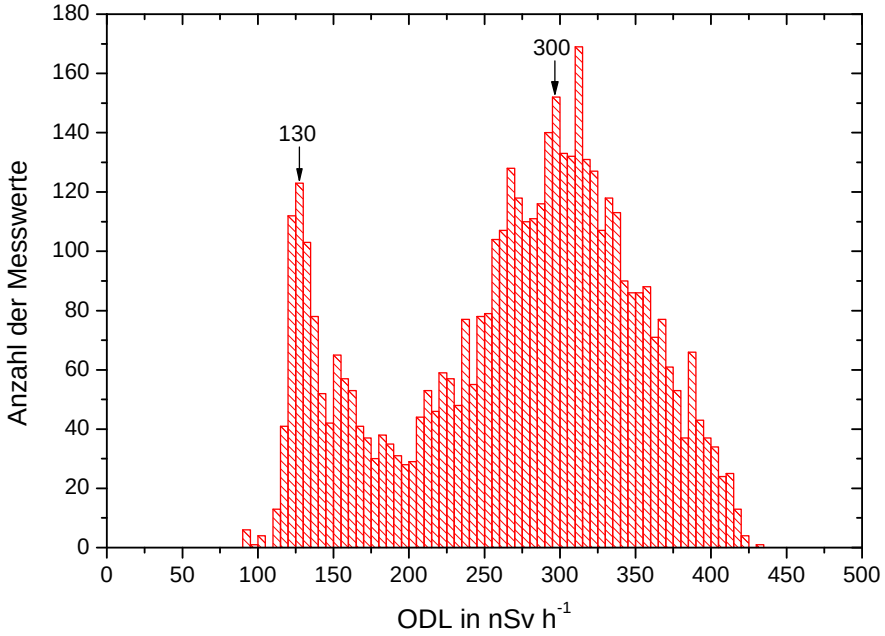

Abbildung 67. Histogramm der ODL-Messwerte im Gesamtgebiet des Rheinberger Altrheins.

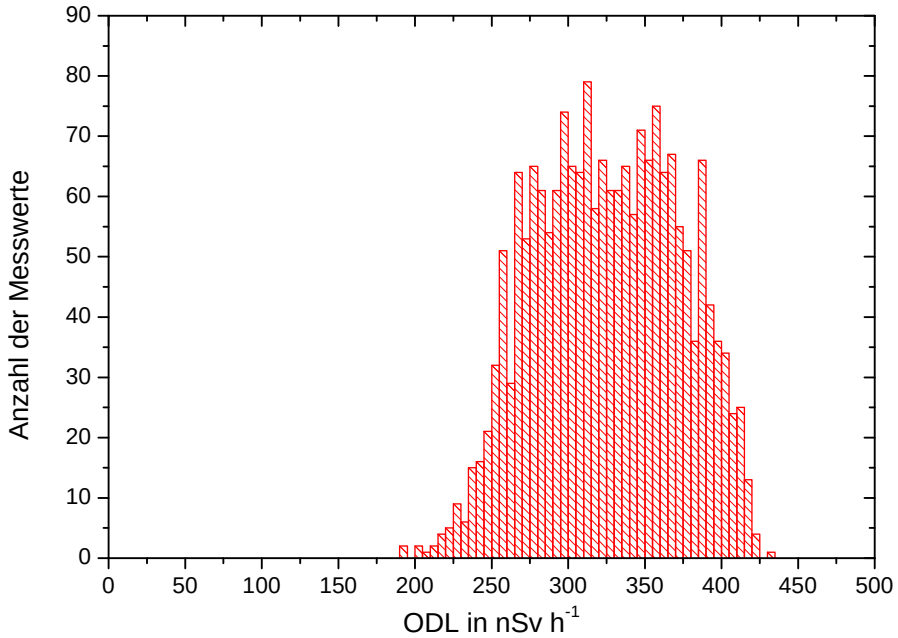

Abbildung 68. Histogramm der ODL-Messwerte im Schilfgürtel (TF 3a) des Rheinberger Altrheins.

Im Hinblick auf die Modellierung der potentiellen Strahlenexposition wurden die ODL-Messwerte im Altrheingebiet einer näheren Analyse unterzogen. Dabei wurde festgestellt, dass sich innerhalb des 2 m × 2 m Messrasters einzelne Hotspots identifizieren ließen. Da es im Hinblick auf die externe Strahlenexposition selbst für einen Angler extrem unrealistisch ist, dass er sich die gesamte Zeit an exakt derselben Stelle aufhält, wurde untersucht, wie sich der Einfluss geringer Ortsveränderungen als Mittelung der ODL-Werte auf die resultierende ODL auswirkt. Dazu wurde die in den geografischen Informationssystemen (GIS) verfügbare Methode der „Pufferung“ benutzt, bei dem über die in einem 4 m × 4 m großen Bereich um den jeweiligen Hotspot liegenden Daten gemittelt wurde. Durch die Festlegung dieser Puffer werden, wie in Abbildung 69 gezeigt, jeweils 8 umgebende ODL-Messpunkte incl. des

„Hotspots“ selbst, also insgesamt 9 Messwerte, zur Mittelung herangezogen. Die Ergebnisse dieses Verfahrens können als die realistisch zu erwartenden ODL-Werte an den ungünstigsten Einwirkungsstellen nach Vorgabe der Berechnungsgrundlagen Bergbau [BMU99] betrachtet werden und sind für die zehn höchsten Hotspots im Schilfgürtel [TF 3a] des Rheinberger Altrheins in Tabelle 74 dargestellt.

Tabelle 74. Übersicht der Messwerte an den „Hotspots“ im Schilfgürtel des Rheinberger Altrheins (TF 3a) und Ergebnisse der Pufferung, alle ODL-Werte in nSv h^{-1}.

Hotspot	Messwert	Koordinaten		Ergebnisse der Pufferung	
	ODL	Hochwert	Rechtswert	arithm. Mittel	geom. Mittel
Hotspot 1	431	2540863,8	5714892,9	391 ± 34	$389 \times 1{,}1^{\pm 1}$
Hotspot 2	422	2540862,6	5714889,1	388 ± 27	$387 \times 1{,}1^{\pm 1}$
Hotspot 3	421	2540859,4	5714877,4	387 ± 37	$385 \times 1{,}1^{\pm 1}$
Hotspot 4	420	2540858,9	5714857,4	406 ± 8	$406 \times 1{,}0^{\pm 1}$
Hotspot 5	420	2540867,1	5714904,5	390 ± 29	$389 \times 1{,}1^{\pm 1}$
Hotspot 6	418	2540871,4	5714905,5	405 ± 11	$405 \times 1{,}0^{\pm 1}$
Hotspot 7	418	2540860,6	5714883,3	390 ± 34	$389 \times 1{,}1^{\pm 1}$
Hotspot 8	418	2540862,6	5714882,8	412 ± 7	$412 \times 1{,}0^{\pm 1}$
Hotspot 9	418	2540863,6	5714878,4	410 ± 8	$410 \times 1{,}0^{\pm 1}$
Hotspot 10	417	2540869,4	5714906,0	412 ± 7	$412 \times 1{,}0^{\pm 1}$
Mittelwert	420				

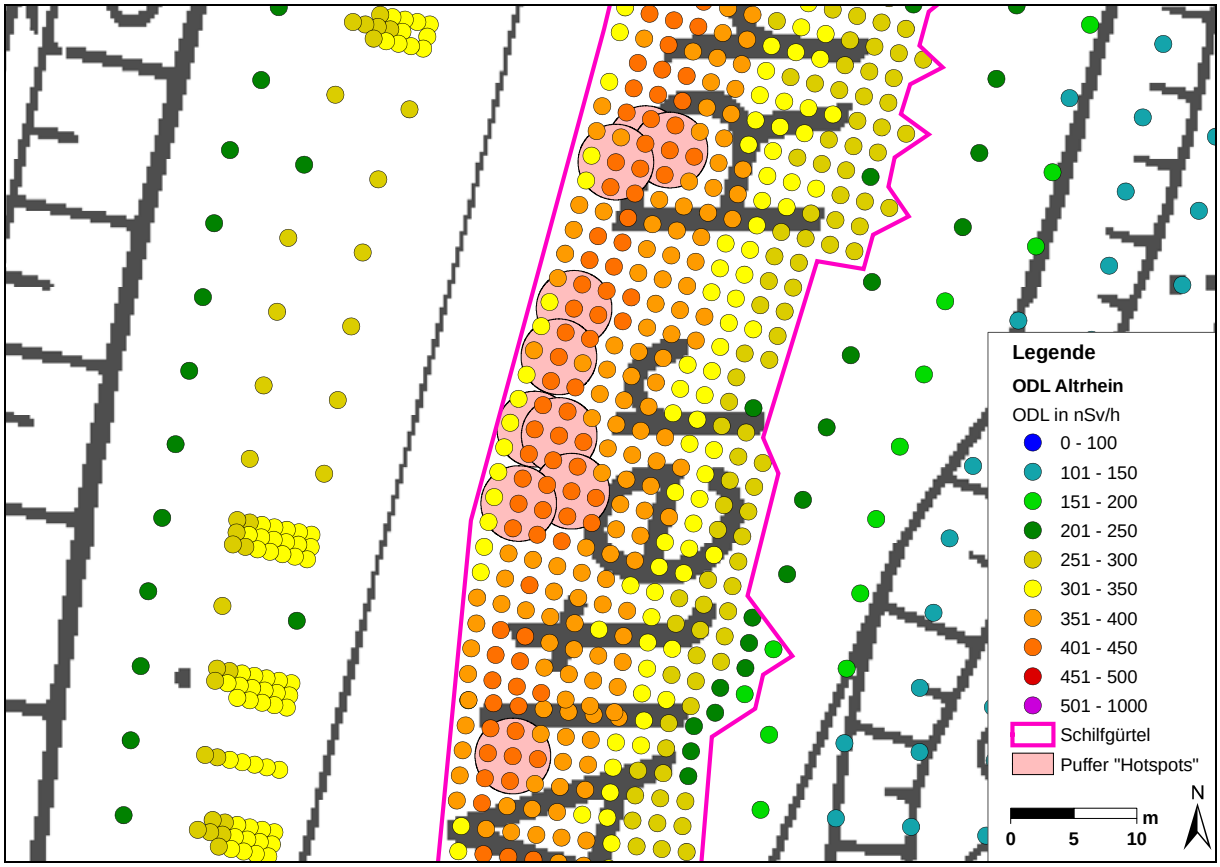

Abbildung 69. Topographische Karte des Rheinberger Altrheins mit Auswahl und Pufferung der 10 größten „Hotspots“ im Schilfgürtel (TF 3a).

Die gepufferten ODL-Werte sind grundsätzlich geringer als die ODL-Messwerte der Hotspots; die jeweiligen Werte unterscheiden sich jedoch nur um maximal 10 % voneinander und belegen, dass es sich bei dem gewählten Verfahren der Pufferung und Mittelwertbildung um ein stabiles Verfahren handelt. Der Mittelwert der ODL-Werte an den Hotspots im Schilfgürtel des Rheinberger Altrheins von 420 nSv h^{-1} (Tabelle 74) unterscheidet sich nur geringfügig von dem maximalen gepufferten ODL-Wert von 412 nSv h^{-1}, liegt aber deutlich höher als der arithmetische Mittelwert der ODL-Werte im Schilfgürtel des Rheinberger Altrheins von 325 ± 47 nSv h^{-1} (Tabelle 73). Die gewählte Pufferung ist ausschließlich für die Modellierung der externen Strahlenexposition der Referenzperson Angler von Bedeutung. Spielende Kinder und Spaziergänger im Bereich des Rheinberger Altrheins werden im Mittel größere Flächen als 4 m × 4 m nutzen und damit in Bezug auf die externe Strahlenexposition eher den Mittelwerten der ODL für die Hauptflächen nach Tabelle 73 ausgesetzt sein.

Der abdeckende Charakter der gepufferten ODL-Werte im Schilfgürtel am Rheinberger Altrhein wird auch deutlich, wenn man Längsprofile im Schilfgürtel in unterschiedlichen Abständen vom Ufer legt. Für Abstände zwischen 0 m und 20 m Entfernung vom Ufer wurde eine statistische Analyse der ODL-Werte durchgeführt. Die statistischen Kenndaten der Verteilungen der ODL-Messwerte entlang der Längsprofile sind in Tabelle 75 dargestellt. Die Maximalwerte werden in 2 m bis 6 m Abstand vom Ufer beobachtet, direkt am Ufer liegt die maximale Ortsdosisleistung bei 382 nSv h^{-1}. Ab einem Abstand von 14–20 m sind die Profile nach dem Shapiro-Wilk-Test (α = 0,05) logarithmisch normalverteilt. Die Darstellung der ODL-Werte entlang der Längsprofile in Form einer Box- und Whisker-Darstellung in Abbildung 70 zeigt, dass die ODL vom Ufer weg ansteigt und dann jenseits eines Uferabstandes von 4 m vom Ufer geringfügig bis zu 20 m hin abnimmt. Allerdings erreichen die ODL-Werte auch 20 m vom Ufer entfernt immer noch Werte oberhalb von 300 nSv h^{-1}.

Tabelle 75. Statistische Daten zur ODL über den Längsprofilen in 0–20 m Entfernung vom rechten Ufer des Rheinberger Altrheins, alle Angaben in nSv h^{-1}.

Par.	0 m	2 m	4 m	6 m	8 m	10 m	12 m	14 m	16 m	18 m	20 m
n	198	199	199	197	196	183	174	149	125	105	76
AM	330	372	368	353	336	324	309	300	292	282	286
	26	31	34	39	42	40	38	32	27	28	26
GM	329	371	366	350	333	321	306	299	290	281	285
	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1
EW	330	372	368	353	336	324	309	300[a]	292[a]	282[a]	286[a]
Min	240	248	256	247	233	229	225	220	230	209	218
Med	332	375	370	357	336,5	323	311	299	293	285	286
P_{75}	350	394	394	386	374	363	342	325	309	297	308
P_{95}	369	413	414	406	396	379	364	354	338	327	327
Max	382	431	420	418	405	389	386	380	375	353	335

Symbole: n = Anzahl der Messwerte, AM = arithmetischer Mittelwert und Standardabweichung, GM = geometrischer Mittelwert und geometrische Standardabweichung, EW = Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung, Med = Median, Min. = Minimum, Max. = Maximum, P_{75} und P_{95} die 75 %- und 95 %-Perzentile.

[a] Logarithmische Normalverteilung nach Shapiro-Wilk-Test liegt vor.

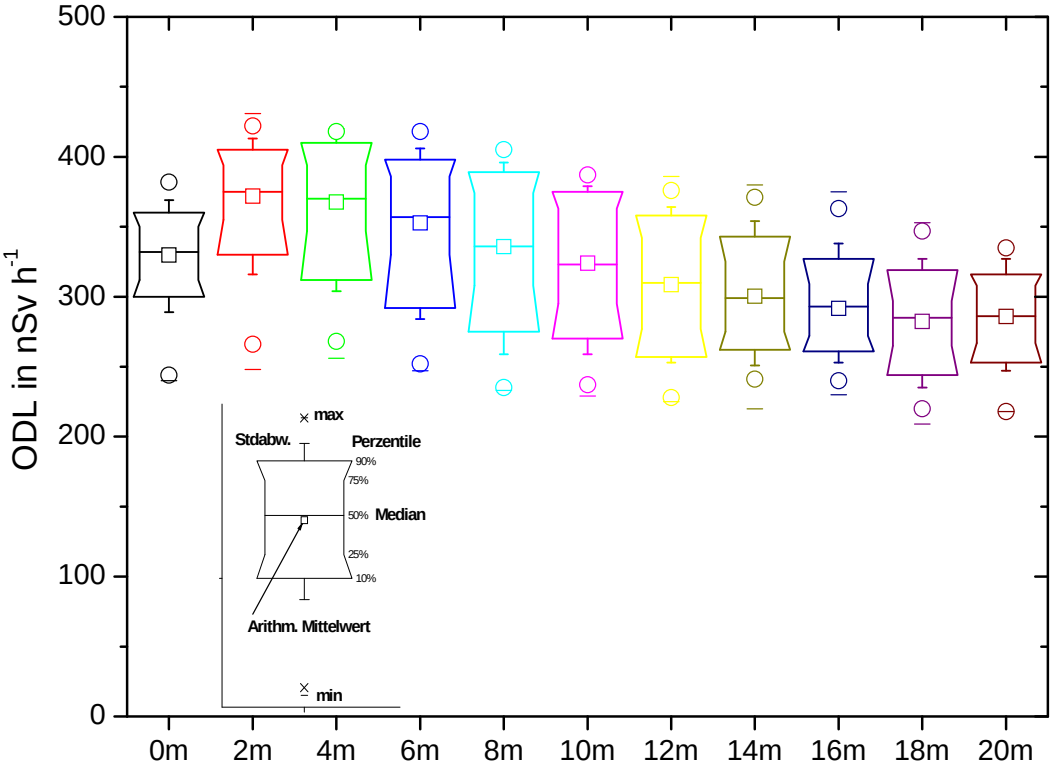

Abbildung 70. Box- und Whisker- Plot der ODL-Messwerte über den Längsprofilen in 0–20 m Entfernung vom rechten Ufer des Rheinberger Altrheins.

5.5.2.2 Teilbereiche der übrigen Gewässersysteme

Eine Übersicht der statistischen Kenndaten für die ODL-Messungen am Gewässerverlauf der übrigen Teilgebiete zeigt Tabelle 76. Aus den Messergebnissen lassen sich die folgenden Schlussfolgerungen ableiten:

Der Bereich des **unteren Moersbaches** vom Zufluss der Fossa Eugeniana bis zur Brücke an der Bundesstraße 57 zeigt ebenfalls deutlich die Einflüsse der Einleitungen des Steinkohlenbergbaus. An einzelnen Sedimentationsstellen wurden maximale ODL-Werte von bis zu 296 nSv h^{-1} ermittelt. Auch hier zeigt sich eine bimodale Verteilung der ODL-Messwerte mit Moden bei ca. 150 nSv h^{-1} und 300 nSv h^{-1}. Es gilt ebenfalls, dass die Anteile der beiden zugrunde liegenden Verteilungen der Messwerte aufgrund von Verdichtungen im Messraster nicht den flächenhaften Anteil der beeinflussten und weniger beeinflussten Gebiete charakterisieren. Der Teilbereich am unteren Moersbach muss wie der Rheinberger Altrhein durchgehend als von den Einleitungen des Steinkohlenbergbaus beeinflusst eingeschätzt werden. Auf der **Landzunge** beim Zufluss des Jenneckes Gatt (rechte Uferseite) wurden aufgrund der dort vorhandenen Sedimentationszonen sogar Maximalwerte von bis zu 485 nSv h^{-1} ermittelt. Die Werte (n = 147) zeigen eine logarithmische Normalverteilung ($R^2_{(Ln)}$ = 0,97) mit einem Erwartungswert von 283 nSv h^{-1} und liegen damit um einen Faktor von 1,6 höher als die zuvor an der Uferlinie gemessenen.

Auch das Ufer der **Fossa Eugeniana** zeigt deutlich die Einflüsse der Einleitungen des Steinkohlenbergbaus. Der Maximalwert wurde im direkten Bereich der Einleitung des Schachtes Rossenray mit maximal 816 nSv h^{-1} bestimmt. Im Bereich der Straßenbrücke stromabwärts der A 57 wurden Ortsdosisleistungen von maximal 408 nSv h^{-1} gemessen. Diese Kontaminationen wurden inzwischen beseitigt, wobei die Flächen heute den Wert von

300 nSv h^{-1} nicht mehr überschreiten. Im weitestgehend unbeeinflussten Oberlauf der Fossa Eugeniana wurde eine Ortsdosisleistung von maximal 87 nSv h^{-1} bestimmt. Die ODL-Messwerte zeigen jedoch eine völlig andere Form der Verteilung als am Rheinberger Altrhein oder am unteren Moersbach. Die Verteilung ist monomodal mit ihrem Modus unterhalb von 150 nSv h^{-1}. Die Form deutet mit $R^2_{(Ln)} = 0{,}97$ auf eine logarithmische Normalverteilung hin mit einem dominierenden Anteil der Messwerte im Bereich natürlicher ODL-Werte und einzelnen erhöhten Werten. Dies zeigt sich sogar ohne Berücksichtigung der Tatsache, dass an Orten erhöhter ODL-Werte die Messungen räumlich verdichtet wurden. Die Situation an der Fossa Eugeniana ist charakterisiert durch einzelne Hotspots die durch die Einleitungen des Steinkohlenbergbaus verursacht wurden. In weiten Bereichen ist die ODL an der Fossa Eugeniana unbeeinflusst vom Steinkohlenbergbau.

Der Uferbereich des **Hoerstgener Kendel** zeigt Einflüsse der Einleitungen des Steinkohlenbergbaus, wobei deutlich die Abschnitte von der Kläranlage bis zum Einleiter und nach dem Einleiter Schacht Hoerstgen unterschieden werden können. Die nachfolgende Darstellung bezieht sich auf die Kartierung der Uferbereiche des Hoerstgener Kendels im Rahmen der ODL-Messungen am Gewässersystem. Im Nachgang zu diesen Messungen wurde an der Einleitstelle ein kontaminiertes Areal gefunden und separat vermessen, die Ergebnisse der Kartierung dieser Fläche werden in Kapitel 5.5.2.4 beschrieben. In dem Abschnitt Kläranlage bis zum Einleiter Schacht Hoerstgen lag die maximale Ortsdosisleistung bei 84 nSv h^{-1}. Nach dem Einleiter erhöhte sich die ODL auf maximal 370 nSv h^{-1}. Die höchsten Werte wurden direkt am Ufer nach dem Zusammenfluss des Grubenwassers vom Schacht Hoerstgen gemessen. Die von Schwerdt [Sch04] im Gewässer gemessenen ODL von 2.000 bis 3.000 nSv h^{-1} konnten nicht reproduziert werden, da in dieser Untersuchung das Gewässerbett nicht erfasst wurde. Das Histogramm der ODL-Messwerte zeigt eine breite Verteilung mit einzelnen Messwerten oberhalb von 250 nSv h^{-1}.

Im Bereich der **Issumer Fleuth** sind die Einflüsse des Steinkohlenbergbaus nur unmittelbar nach Zufluss des Hoerstgener Kendels feststellbar. Nach der Verrohrung Hoerstgener Kendel bis zum Zufluss in die Issumer Fleuth wurde eine Ortsdosisleistung von maximal 213 nSv h^{-1} bestimmt. Ansonsten liegen die Werte in der Issumer Fleuth vom Beginn bis zum Pumpwerk Kamperbrück bei maximal 105 nSv h^{-1}. Die Messwerte zeigen eine logarithmische Normalverteilung mit einem Erwartungswert von 79 nSv h^{-1}. Aus diesem Grund kann die Issumer Fleuth als weitgehend unbeeinflusst betrachtet werden.

Im Bereich des **oberen Moersbaches**, wie auch in den untersuchten Bereichen der **Großen Goorley**, des **Jenneckes Gatt** und der **Eyllschen Kendel**, ist ein Einfluss der Einleitungen des Steinkohlenbergbaus nicht nachweisbar. Die Histogramme der ODL-Messwerte zeigen jeweils schmale logarithmische Normalverteilungen mit geometrischen Standardabweichungen zwischen 1,0–1,1. Im Bereich oberer Moersbach betrug die Ortsdosisleistung maximal 95 nSv h^{-1}, entlang der Großen Goorley maximal 105 nSv h^{-1} und am Jenneckes Gatt maximal 107 nSv h^{-1}. Der Bereich an der Eyllschen Kendel weist die niedrigsten ODL-Messwerte mit einem Maximalwert von 84 nSv h^{-1} auf. Zusammenfassend kann für die Bereiche oberer Moersbach, Jenneckes Gatt und Eyllsche Kendel festgestellt werden, dass zwar leichte Unterschiede in den gemessenen ODL-Werten zu verzeichnen sind, diese aber im Rahmen der geogenen Variabilität erklärbar sind. Die ODL-Werte sind gemessen an den geometrischen Standardabweichungen kleinräumig sehr homogen. Die Erwartungswerte der ODL bei Annahme einer logarithmischen Normalverteilung variieren in den o.g. Gebieten zwischen 73 und 95 nSv h^{-1}. Diese Bereiche können als nicht von den Einleitungen des

Steinkohlenbergbaus beeinflusst eingestuft werden und zur Schätzung des geogenen Hintergrundes der ODL benutzt werden.

Tabelle 76. Statistische Kenndaten der Ortsdosisleistung an ausgewählten Gewässern, Angaben in nSv h^{-1}.

Gebiet	n	AM	GM	EW	$R^2_{(Ln)}$	SW	Min	Med	P_{75}	P_{95}	Max
Große Goorley	65	86±7	$86\times1{,}1^{\pm1}$	86	0,975	ja	73	84	92	98	105
Issumer Fleuth	124	79±10	$78\times1{,}1^{\pm1}$	79	0,990	ja	60	78	85	99	105
oberer Moersb.	27	76±6	$75\times1{,}1^{\pm1}$	76	0,973	ja	68	75	80	83	95
Jenneck Gatt	24	95±5	$95\times1{,}0^{\pm1}$	95	0,958	ja	88	96	98	102	107
Eyllsche Kendel	14	73±4	$73\times1{,}1^{\pm1}$	73	0,965	ja	68	72,5	74	84	84
Hoerstg Kendel	106	132±59	$121\times1{,}5^{\pm1}$	131	0,948	nein	68	124	154	213	370
Fossa Eugen.	480	145±70	$132\times1{,}6^{\pm1}$	145	0,968	nein	30	149	181	255	816
unterer Moersb.	98	180±71	$164\times1{,}6^{\pm1}$	181	0,885	nein	76	191	245	281	296
Landz. J. G.	147	282±69	$274\times1{,}3^{\pm1}$	283	0,970	ja	101	273	318	412	485

Symbole: n = Anzahl der Messwerte, AM = arithmetischer Mittelwert und Standardabweichung, GM = geometrischer Mittelwert und geometrische Standardabweichung, EW = Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung, $R^2_{(Ln)}$ = R^2 der Korrelation im Q-Q-Plot bei angenommener logarithmischer Normalverteilung, SW = Logarithmische Normalverteilung nach Shapiro-Wilk-Test liegt vor (α = 0,05), Min. = Minimum, Med. = Median, Max. = Maximum, P_{75} und P_{95} die 75 %- und 95 %- Perzentile.

5.5.2.3 Sensitive Gebiete

Die Lage der vier für zusätzliche ODL-Messungen ausgewählten Gebiete mit sensitiver Nutzung sind in Abbildung 71 dargestellt. Es handelt sich hierbei um den Kinderspielplatz in der Nähe des Altrheins an der Werftstraße Ossenberg, den Kinderspielplatz am Moersbach am Ende der Kanalstraße in Rheinberg, den Sportplatz/ Bolzplatz am Moersbach zwischen den Kleingärten des Günter-Rehse-Weges sowie den Spielplatz an der Bahnhofstraße im Stadtpark Rheinberg am Moersbach oberhalb des Zuflusses der Fossa Eugeniana.

Im Bereich der Kinderspielplätze waren keine Einflüsse aus Einleitungen des Steinkohlenbergbaus nachweisbar. Die Verteilungen der ODL-Messwerte zeigen, wie bei bergbaulich unbeeinflussten Flächen erwartet, jeweils schmale, logarithmische Normalverteilungen mit geometrischen Standardabweichungen zwischen 1,0–1,2. Am Bolzplatz am Günter-Rehse-Weg betrug die Ortsdosisleistung maximal 108 nSv h^{-1}, am Spielplatz an der Kanalstraße maximal 102 nSv h^{-1} sowie an den Spielplätzen an Bahnhofstraße und Werftstraße maximal 106 bzw. 119 nSv h^{-1}. Die Erwartungswerte bei Annahme einer logarithmischen Normalverteilung liegen zwischen 96 und 116 nSv h^{-1} und damit im Bereich des geogenen Hintergrundes im Untersuchungsgebiet.

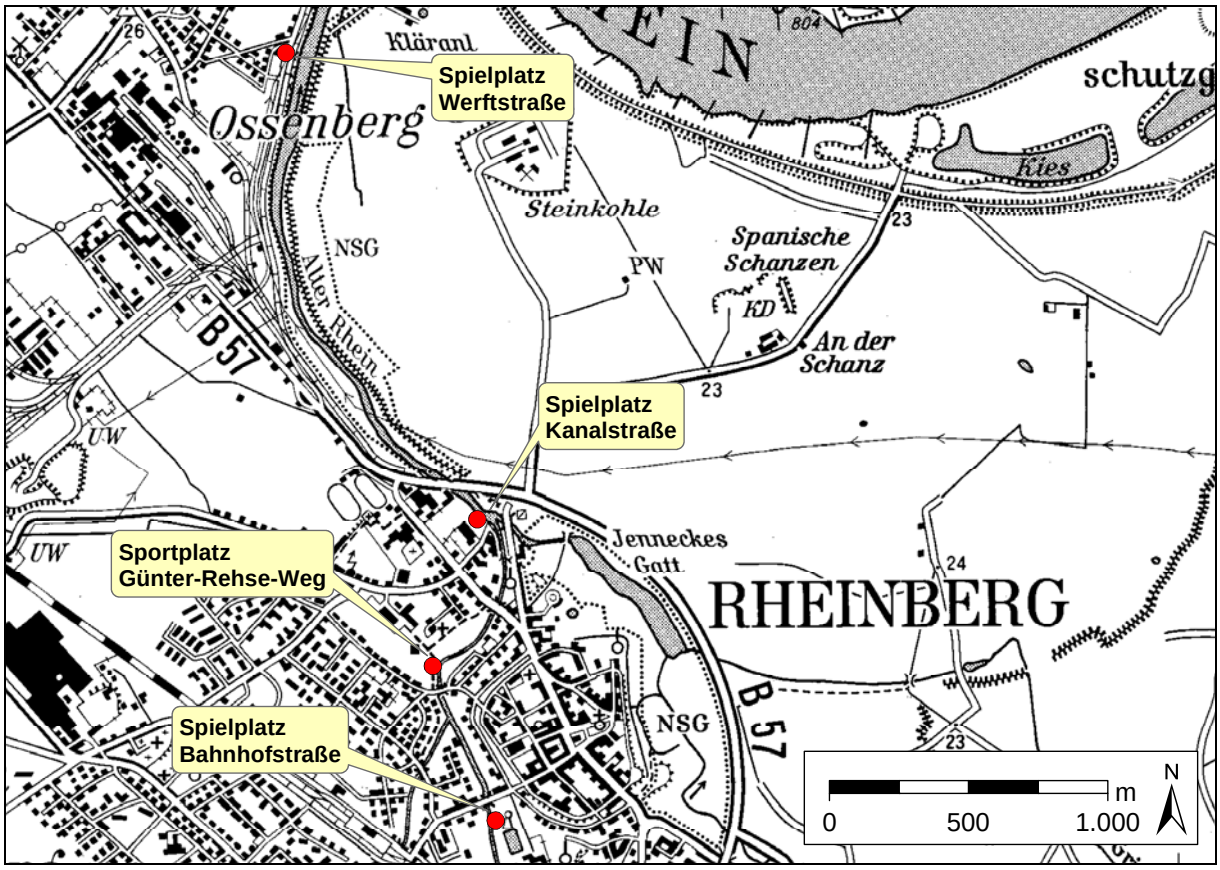

Abbildung 71. Topographische Karte des Untersuchungsgebietes mit Messpunkten für die ODL-Messungen in sensitiven Gebieten.

Tabelle 77. Statistische Kenndaten der Ortsdosisleistung in Gebieten am Gewässer mit sensitiver Nutzung, alle ODL-Werte in nSv h^{-1}.

Parameter	Spielplatz Bahnhofstr.	Spielplatz Günter-R-W.	Spielplatz Kanalstraße	Uferfläche[a] Kanalstraße	Spielplatz Werftstraße
n	21	81	13	33	68
aritm. Mittel	99 ± 3	100 ± 7	96 ± 3	116 ± 20	105 ± 5
geom. Mittel	99 × 1,0	100 × 1,1	96 × 1,0	115 × 1,2	105 × 1,0
EW[b]	99	100	96	116	105
SW[c]	ja	ja	ja	ja	ja
Minimum	94	48	92	97	95
25 %-Quantil	97	98	93	103	102
Median	98	101	96	109	105
75 %-Quantil	101	104	98	126	109
95 %-Quantil	104	107	102	173	112
Maximum	106	108	102	174	119

[a] Uferfläche unterhalb des Spielplatzes an der Kanalstraße.
[b] Erwarungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.
[c] Logarithmische Normalverteilung nach Shapiro-Wilk-Test liegt vor (α = 0,05).

5.5.2.4 Sonderuntersuchungen

Obwohl der **Kohlenhuck** nicht zum eigentlichen Untersuchungsgebiet gehört, wurden auch dort Orientierungsmessungen zur ODL vorgenommen. Abbildung 72 zeigt das Raster der Messungen am Kohlenhuck. Dabei sind die Bereiche der aktiven und der bereits renaturierten

Halde (Jagdgebiet) zu unterscheiden. Die mittlere ODL auf der Halde Kohlenhuck beträgt 131 ± 22 nSv h^{-1} und ist damit gegenüber den Mittelwerten der Bereiche Große Goorley, Issumer Fleuth, oberer Moersbach, Jenneckes Gatt und Eyllsche Kendel leicht erhöht. Ob diese Erhöhung auf den natürlichen Radionuklidgehalt des Bergematerials zurückzuführen ist oder ob eventuell Beiträge von Ablagerungen mit erhöhten Radiumgehalten für diese Erhöhung verantwortlich sind, ist aus den vorliegenden Daten nicht zu klären. Die Messwerte auf dem Kohlenhuck sind aber mit hoher Wahrscheinlichkeit durch die lithologische Zusammensetzung des Bergematerials bestimmt. Dafür spricht auch der starke Unterschied zwischen den arithmetischen Mittelwerten der aktiven und renaturierten Halde von 143 ± 6 nSv h^{-1} (n = 19) bzw. 94 ± 1 nSv h^{-1} (n = 6). Es kann jedoch zusammenfassend festgestellt werden, dass die Halden am Kohlenhuck mit ODL-Werten von deutlich unter 300 nSv h^{-1} das Kriterium für eine uneingeschränkte Nutzung nach SSK-Empfehlung [SSK91b] erfüllen, wenn es sich um Hinterlassenschaften des Uranbergbaus handeln würde.

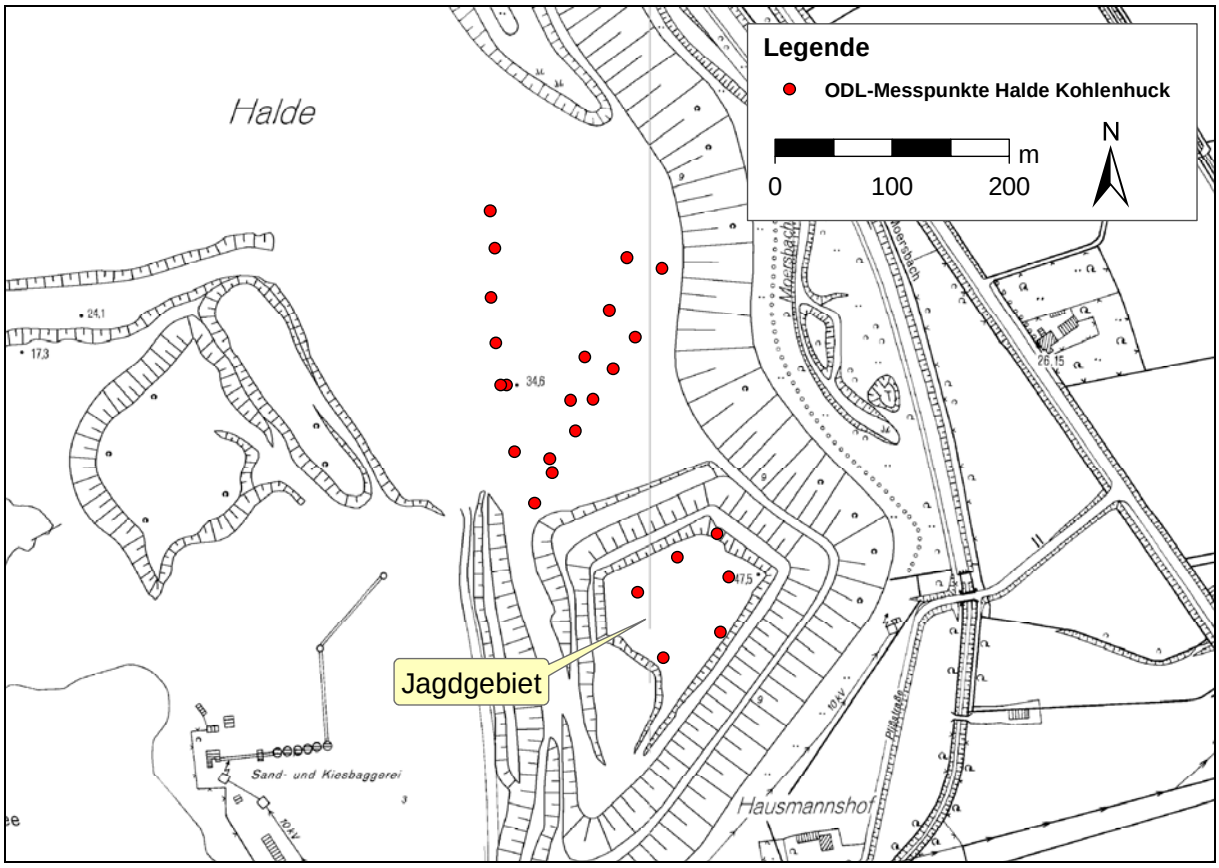

Abbildung 72. Topographische Karte der Halde Kohlenhuck mit ODL-Messpunkten.

Bei einer Kontrollbegehung durch das Team der Universtität Duisburg-Essen am 13. Juli 2004 wurden auf der Fläche rechts der Einleitstelle am **Hoerstgener Kendel** (Schacht Friedrich Heinrich 4) gegenüber dem geogenen Hintergrund deutlich erhöhte ODL-Werte festgestellt. Die am 27. Juli 2004 kartierte Verteilung der Messwerte in diesem Bereich ist in Abbildung 73 dargestellt. Der Maximalwert über der Gesamtfläche von 2.740 m^2 lag bei 764 nSv h^{-1} (n = 166). Die Messwerte der Kernfläche (n = 71) zeigen eine logarithmische Normalverteilung ($R^2_{(Ln)}$ = 0,98) mit einem Erwartungswert von 316 nSv h^{-1} (GM = 290 × $1{,}5^{\pm 1}$). Insgesamt sind die Kontaminationen sehr kleinräumig (280 m^2) und wurden offensichtlich durch

Aushubmassen verursacht, die im Rahmen der Gewässerunterhaltung anfielen und im Kernbereich (Abbildung 73) abgelagert wurden.

Der festgestellten Kontaminationen wurden bereits am 8. und 10. November 2004 durch auskoffern mit einem Bagger beseitigt. Als Zielwert der Maßnahme wurde eine maximale ODL von 300 nSv h^{-1}, gemessen in 1 m Höhe über der Fläche, festgelegt. Der Aushub wurden in Abhängigkeit der ODL in drei Chargen von 27,3 t, 11,7 t und 1,2 t unterteilt, die mittlere spezifische Aktivitäten von 1,1 Bq g^{-1}, 3,4 Bq g^{-1} und 6,2 Bq g^{-1} aufweisen. Für weitere Details zu dieser Maßnahme wird auf den Abschlussbericht zum Gutachten [HGN05] verwiesen.

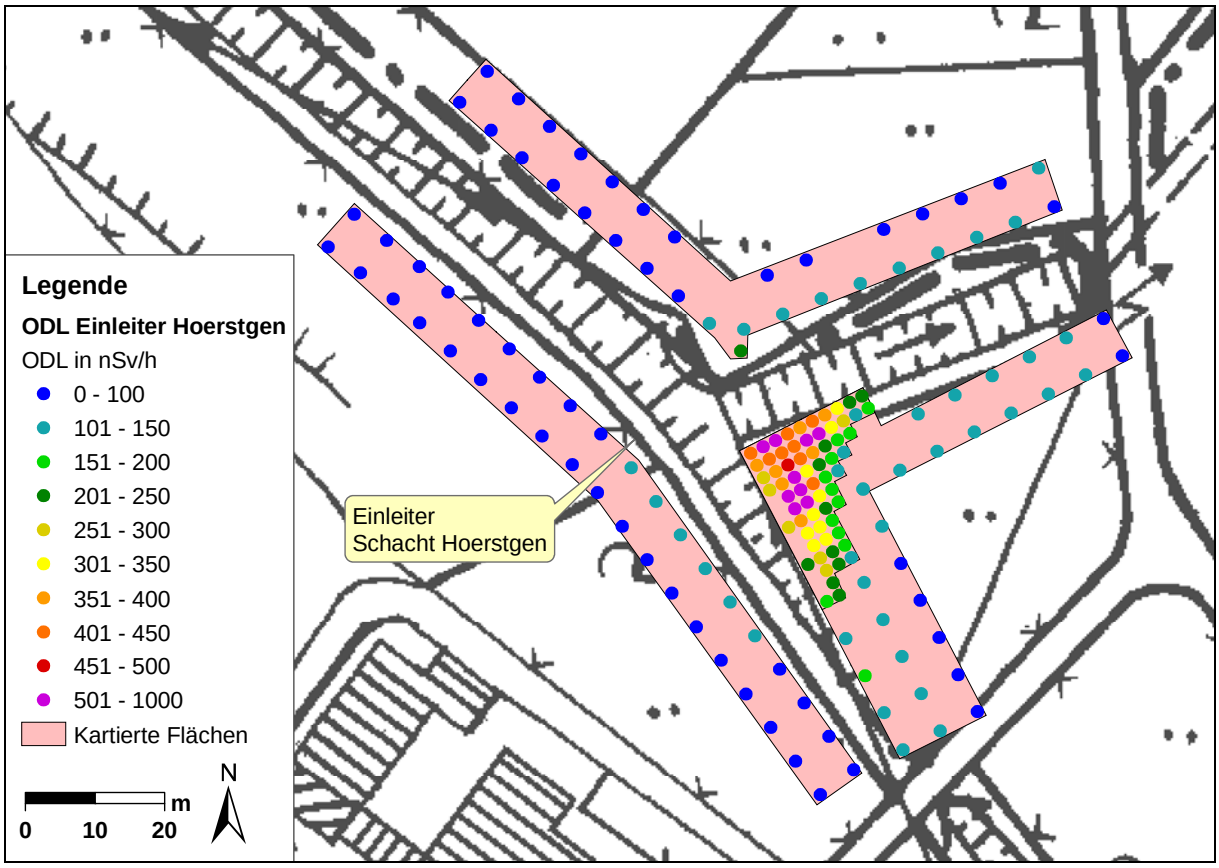

Abbildung 73. Topographische Karte der kontaminierten Flächen am Hoerstgener Kendel mit farblich graduierten ODL-Messpunkten.

5.5.3 Radionuklidkonzentrationen in Gewässersedimenten

Die durch Grubenwässer des Steinkohlenbergbaus beeinflussten Gewässersedimente stellen das Potential für die Kontamination von angrenzenden Flächen bei Hochwasserereignissen dar. Sie setzen Radionuklide in das Wasser frei und können direkt oder über Akkumulation im Fisch in die Nahrungskette gelangen. Bei Niedrigwassersituationen können trockengefallene Sedimente auch zu einer externen Strahlenexposition führen. Ziel der Untersuchungen im Rahmen des Gutachtens Fossa Eugeniana [HGN05] war deshalb die Ermittlung von spezifischen Aktivitäten und Nuklidzusammensetzungen der Gewässersedimente und gegebenenfalls auch von abgelagerten Inkrustierungen. Die Bestimmung der Aktivitätsverhältnisse A(^{226}Ra/^{210}Pb) und A(^{228}Ra/^{228}Th) kann zudem Aufschluss über Alter und Dynamik der Sedimente geben.

Dazu wurden von der Universität Hannover 18 Sedimentproben im südwestlichen Teil des Untersuchungsgebietes (Hoerstgener Kendel, Issumer Fleuth, Oberlauf Fossa Eugeniana, Große Goorley) entnommen; im nordöstlichen Teil des Untersuchungsgebietes war die Universität Duisburg-Essen für die Probenahme von 17 Sedimenten verantwortlich (Unterlauf Fossa Eugeniana, Moersbach, Rheinberger Altrhein). Eine Übersicht der Probenahmepunkte kann Abbildung 74 entnommen werden. Es wurden schwerpunktmäßig die von den bergbaulichen Ableitungen beeinflussten Sedimente beprobt, zu Vergleichszwecken wurden aber an unbelasteten Stellen ebenfalls Gewässerbettsubstrate beprobt. Nach dem Untersuchungskonzept wurden die Probenahmepunkte entlang des Gewässers im Abstand von 500 m festgelegt („500 m“). Die zusätzlichen Probenahmepunkte wurden im Ergebnis der Begehung so festlegt, dass die wichtigsten Sedimentakkumulationen erfasst wurden („gewählt“). Die zusätzlichen Probenahmepunkte befinden sich vor allem im Bereich von Sedimentfallen wie z.B. Gleithängen, Strömungshindernissen, Querschnittsaufweitungen, und Strömungsbeeinflussungen durch Vegetation.

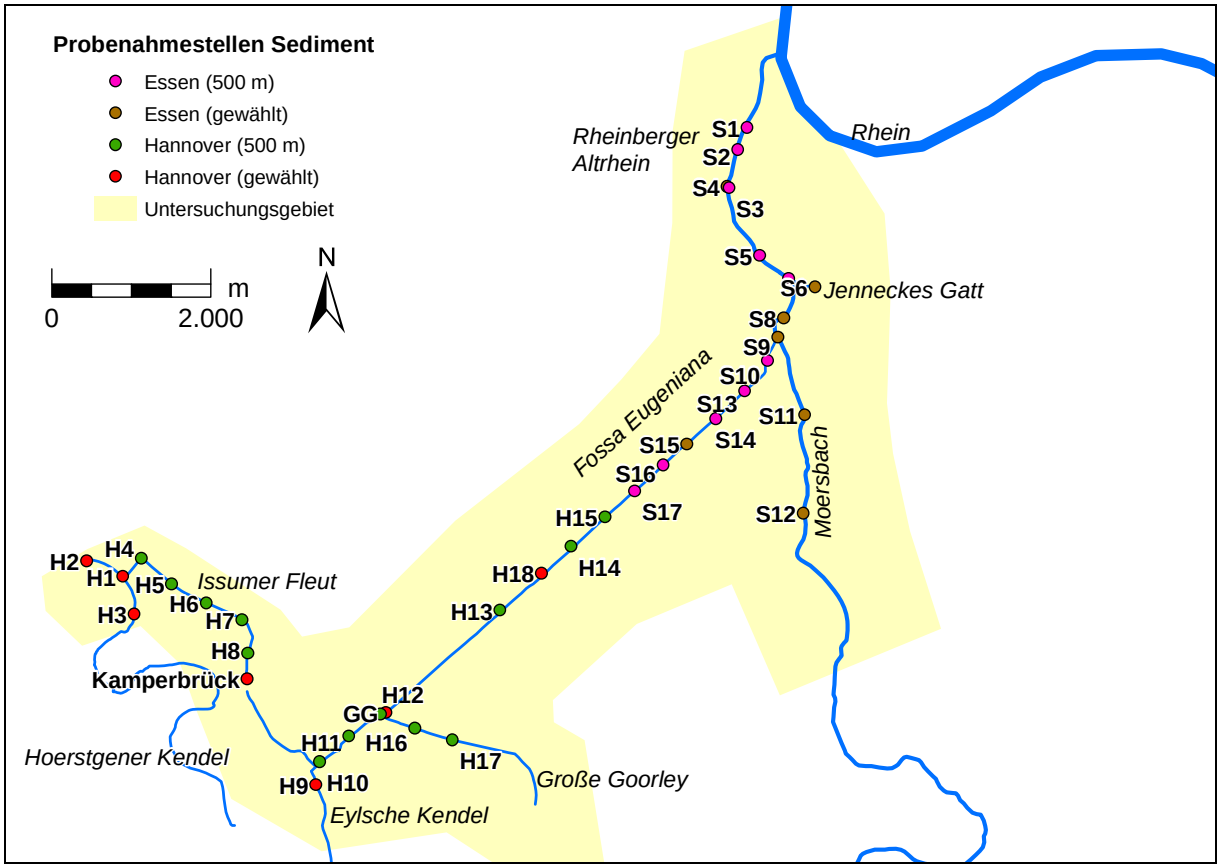

Abbildung 74. Übersichtskarte der Probenahmestellen für Gewässersedimente.

Die gemessenen spezifischen Aktivitäten der natürlichen Radionuklide ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb, ^{228}Ra und ^{228}Th in den Gewässersedimenten sind in Tabelle 78 zusammengestellt. Die aufgeführten Messwerte für ^{210}Pb enthalten bereits eine über den Massenschwächungskoeffizienten berechnete Selbstabsorptionskorrektur nach Kapitel 4.4.7.4. Für die Messwerte der Radionuklide ^{137}Cs und ^{40}K sowie für weitere Detailinformationen wird auf den Abschlussbericht zum Gutachten [HGN05] verwiesen.

Tabelle 78. Spezifische Aktivitäten der natürlichen Radionuklide ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb, ^{228}Ra und ^{228}Th in Gewässersedimenten vom Niederrhein (siehe Karte Abbildung 74), alle Angaben in Bq kg^{-1} (TM).

Probe	U-238	Ra-226	Pb-210	Ra-228	Th-228
H01 F[a]	< 126	12.286 ± 256	707,1 ± 71,4	1.135 ± 50	1.065 ± 30
H01 F[a]	82,6 ± 13,4	11.028 ± 228	650,6 ± 65,5	1.015 ± 44	953,8 ± 26,3
H01 G[a]	< 10,3	12.543 ± 432	494,1 ± 54,5	1.149 ± 71	1.099 ± 43
H02[a]	32,5 ± 1,7	86,4 ± 1,8	36,9 ± 4,1	62,7 ± 2,7	45,5 ± 1,2
H03[a]	50,0 ± 2,3	37,6 ± 0,8	48,0 ± 4,9	34,1 ± 1,5	31,0 ± 0,8
H04[a]	80,9 ± 26,0	4.252 ± 88	1.287 ± 130	373,3 ± 16,3	436,2 ± 12,1
H05[a]	39,1 ± 5,0	657,0 ± 13,6	241,1 ± 24,3	75,8 ± 3,4	84,5 ± 2,4
H06[a]	23,4 ± 2,2	285,3 ± 5,9	106,2 ± 12,5	45,1 ± 2,0	46,0 ± 1,2
H07[a]	61,3 ± 3,7	616,2 ± 12,8	392,3 ± 39,2	128,9 ± 5,7	110,9 ± 3,0
H08[a]	24,9 ± 1,5	131,4 ± 2,7	57,7 ± 5,9	40,7 ± 1,8	36,7 ± 1,1
H09[a]	11,0 ± 1,0	15,4 ± 0,3	10,1 ± 1,2	13,8 ± 0,6	12,0 ± 0,3
H10[a]	34,7 ± 1,7	88,5 ± 1,8	61,8 ± 6,3	37,2 ± 1,6	34,6 ± 1,1
H11[a]	14,7 ± 0,9	17,8 ± 0,4	20,2 ± 2,2	15,4 ± 0,7	14,6 ± 0,4
H12[a]	20,8 ± 1,4	37,3 ± 0,8	22,4 ± 2,4	27,5 ± 1,2	22,8 ± 0,7
H13[a]	29,8 ± 2,0	417,1 ± 8,6	159,4 ± 16,4	178,7 ± 7,8	75,8 ± 2,3
H14[a]	21,6 ± 1,6	271,8 ± 5,7	77,8 ± 8,3	74,6 ± 3,3	60,5 ± 1,9
H15[a]	57,7 ± 14,5	17.439 ± 361	338,0 ± 37,6	3.278 ± 142	3.183 ± 85
H16[a]	17,5 ± 1,5	320,2 ± 6,7	51,2 ± 5,8	135,4 ± 5,9	49,9 ± 1,4
H17[a]	39,0 ± 4,3	943,7 ± 19,7	118,3 ± 12,5	360,4 ± 15,7	121,7 ± 3,3
H18[a]	90,4 ± 29,0	5.644 ± 116	502,1 ± 50,8	891,4 ± 38,8	919,7 ± 24,5
S1[b]	<17	85,0 ± 13,0	27,0 ± 10,0	19,0 ± 1,5	21,0 ± 1,7
S2[b]	<19	43,0 ± 6,4	29,0 ± 9,4	24,0 ± 1,8	18,0 ± 1,4
S3[b]	<25	250,0 ± 15,0	128,0 ± 19,0	46,0 ± 3,3	45,0 ± 3,1
S4[b]	<20	92,0 ± 5,6	35,0 ± 11,0	27,0 ± 2,2	22,0 ± 1,8
S5[b]	<24	179,0 ± 11,0	57,0 ± 12,0	37,0 ± 2,7	35,0 ± 2,5
S6[b]	<21	40,0 ± 7,4	31,0 ± 9,3	37,0 ± 2,8	35,0 ± 2,5
S7[b]	<24	298,0 ± 18,0	100,0 ± 20,0	69,0 ± 3,9	61,0 ± 3,9
S8[b]	<21	206,0 ± 12,0	59,0 ± 14,0	49,0 ± 4,5	48,0 ± 4,0
S9[b]	<56	2.195 ± 131	554,0 ± 143,0	427,0 ± 26,0	447,0 ± 24,0
S10[b]	<62	2.192 ± 131	402,0 ± 111,0	480,0 ± 29,0	509,0 ± 27,0
S11[b]	<20	37,0 ± 2,5	136,0 ± 18,0	34,0 ± 2,6	34,0 ± 2,6
S12[b]	<8,7	7,0 ± 0,6	<11	8,1 ± 0,9	7,6 ± 0,8
S13[b]	<48	2.750 ± 164	958,0 ± 142	420,0 ± 23,0	492,0 ± 26,0
S14[b]	<57	1.869 ± 111	357,0 ± 100,0	351,0 ± 21,0	404,0 ± 22,0
S15[b]	<62	2.276 ± 136	834,0 ± 121,0	283,0 ± 17,0	370,0 ± 20,0
S16[b]	<37	1.020 ± 61	324,0 ± 84,0	197,0 ± 12,0	216,0 ± 12,0
S17[b]	<61	2.234 ± 133	603,0 ± 111,0	427,0 ± 26,0	411,0 ± 20,0
Kamp[c]	85,0 ± 25,0	580,0 ± 50,0	350,0 ± 50,0	112,0 ± 6,0	100,0 ± 4,0
GG[c]	14,0 ± 7,0	20,0 ± 4,0	12,0 ± 4,0	15,0 ± 2,0	13,0 ± 2,0

[a] Messung im Labor der Universität Hannover (ZSR).
[b] Messung im Labor der Universität Duisburg-Essen.
[c] Messung (Auftrag) im Labor des IAF Radioökologie GmbH, Dresden.

Zur Analyse von Korrelationen zwischen den gemessenen Radionukliden im Gewässersediment sind in Abbildung 75 bis Abbildung 78 die Messwerte von ^{238}U, ^{210}Pb, ^{228}Ra und ^{228}Th über den entsprechenden Werten von ^{226}Ra (bei ^{228}Th über ^{228}Ra) aufgetragen. Auf die Darstellung der Messunsicherheiten wurde in den Diagrammen aus Gründen der Übersichtlichkeit verzichtet. Sie sollten aber bei der Bewertung der Diagramme beachtet werden.

Aus den Messergebnissen und den unten gezeigten Abbildungen lassen sich die folgenden Schlussfolgerungen ableiten:

In den untersuchten Sedimentproben wurden, bedingt durch den Einfluss von Inkrustierungen aus den Grubenwässern des Steinkohlenbergbaus, deutliche Korrelationen zwischen den natürlichen Radionukliden ^{226}Ra, ^{210}Pb, ^{228}Ra und ^{228}Th beobachtet.

Die höchsten Kontaminationen wurden im Bereich der Einleiter in die Fossa Eugeniana, den Hoerstgener Kendel und in strömungsberuhigten Bereichen des unteren Moersbaches nachgewiesen.

Entgegen der allgemeinen Erwartungen wurde beobachtet, dass die Sedimentproben aus dem Rheinberger Altrhein relativ geringe Kontaminationen aufweisen, was vermutlich aus der Verlagerung von älteren Sedimenten mit höheren Kontaminationen in den Rhein resultiert. Damit zeigt sich, dass die in den letzten Jahren getroffenen Maßnahmen der Deutschen Steinkohle AG zur untertägigen Reinigung von Grubenwässern durch Fällung des gelösten Eisens als Eisenhydroxid inzwischen erfolgreich waren.

Die Korrelation von **^{238}U** mit ^{226}Ra ist, wie in Abbildung 75 dargestellt, zumindest tendenziell auch in den Gewässersedimenten zu erkennen. Ursache dafür sind wahrscheinlich natürliche Anreicherungsprozesse in der Feinkornfraktion der Sedimente, die durch Sorption gelöster Radionuklide an Schwebstoffen entstehen. In den Sedimenten des Moersbaches und in großen Teilen der Fossa Eugeniana lagen die Messwerte von ^{238}U unterhalb der Nachweisgrenze, welche im Diagramm als Ersatzwert aufgetragen wurde.

Die Messwerte von **^{210}Pb** zeigen eine ausgeprägte Korrelation zu ^{226}Ra, die durch die in Abbildung 76 eingezeichnete Gerade $A(^{210}Pb) = 0{,}3 \cdot A(^{226}Ra) + 10\ Bq\ kg^{-1}$ (Aktivitäten in $Bq\ kg^{-1}$) gut angepasst wird. Die damit vorliegende Disäquilibrierung zwischen ^{210}Pb und ^{226}Ra kann zur Altersbestimmung der Radiumkontamination in den Sedimenten genutzt werden (siehe unten).

Die spezifische Aktivität von **^{228}Ra** ist durch den Einfluss der Grubenwässer deutlich mit ^{226}Ra korreliert. Wie in Abbildung 77 gezeigt wird, können die Werte durch eine Gerade der Form $A(^{228}Ra) = 0{,}13 \cdot A(^{226}Ra) + 20\ Bq\ kg^{-1}$ (Aktiväten in $Bq\ kg^{-1}$) dargestellt werden. Das weist auf etwa 30 % höhere (^{228}Ra/^{226}Ra)-Aktivitätsverhältnisse in den Sedimenten als in den Böden hin und damit auf ein viel geringeres „Kontaminationalter“ (siehe unten).

Wie Abbildung 78 zeigt, ist in den Sedimenten ein sehr enger Zusammenhang zwischen **^{228}Ra und ^{228}Th** (^{224}Ra) zu beobachten, der praktisch auf ein intaktes Gleichgewicht zwischen diesen Radionukliden verweist. Nur die Messwerte der Großen Goorley (H13) und ein Wert aus der Fossa Eugeniana weichen davon deutlich ab. Die Messwerte fallen etwas geringer als theoretisch erwartet aus, sind aber im Wesentlichen plausibel.

Die Aktivitätsverhältnisse A(^{210}Pb/^{226}Ra) und A(^{228}Ra/^{226}Ra) wurden bei der Bewertung von Böden und Sedimenten zur **Altersbestimmung** der Kontaminationen genutzt. Dabei wurde davon ausgegangen, dass sich aufgrund der chemischen Trennung zum Zeitpunkt der

Entstehung der Inkrustierungen, d.h. bei der Ausfällung von Barium-/Radiumsulfat infolge der Mischung von bariumhaltigen Grubenwässer mit sulfathaltigen Oberflächenwässern, kein radioaktives zwischen ^{226}Ra und ^{210}Pb vorhanden ist. Ebenso wurde angenommen, dass das Anfangsverhältnis A(^{228}Ra/^{226}Ra), basierend auf der Untersuchung von Grubenwässern, ca. 0,3 beträgt. Das Alter der Kontaminationen in Böden bzw. Sedimenten kann deshalb unter Annahme eines säkularen Gleichgewichtes aus den Aktivitätsverhältnissen der überschüssigen, d.h. um den geogenen Untergrund korrigierten Aktivitäten, berechnet werden, wenn die Halbwertszeiten der Nuklide bekannt sind ($t_{½,Ra-226}$ = 1.600 a, $t_{½,Pb-210}$ = 22,3 a, $t_{½,Ra-228}$ = 5,7 a). Wie die Berechnungen zeigen, haben die Sedimente deutlich unterschiedliche „Kontaminationsalter“ von 1–8 Jahren im Hoerstgener Kendel, der Großen Goorley und in der Fossa Eugeniana sowie von 10–15 Jahren in der Issumer Fleuth. Für nähere Details zum Berechnungsverfahren wird auf den Abschlussbericht Phase A verwiesen [HGN05].

Die ebenfalls ermittelten Messwerte von **^{137}Cs** fallen mit einem Medianwert von 5,6 Bq kg^{-1} in den Sedimenten deutlich geringer als in den Böden aus (Median 16,2 Bq kg^{-1}). Ursache dafür ist der kontinuierliche Abtransport des leicht löslichen Cäsiums mit dem Gewässer. Eine Korrelation mit den Messwerten von ^{226}Ra zeigt sich nicht. Auch auf diesen Befund wird bei der Altersbestimmung näher eingegangen.

^{40}K ist in den Sedimenten mit einem Medianwert von 420 Bq kg^{-1} in den annähernd gleichen spezifischen Aktivitäten wie im Boden (Median 426 Bq kg^{-1}) enthalten. Es ist nicht korreliert mit ^{226}Ra. Die geringeren Messwerte in den Proben vom Einleiter Schacht Hoerstgen (130–200 Bq kg^{-1}) sind durch den geringen Kaliumgehalt des Gewässersubstrates zu begründen, welches zum größten Teil aus künstlich eingebrachtem Kies und Sand besteht.

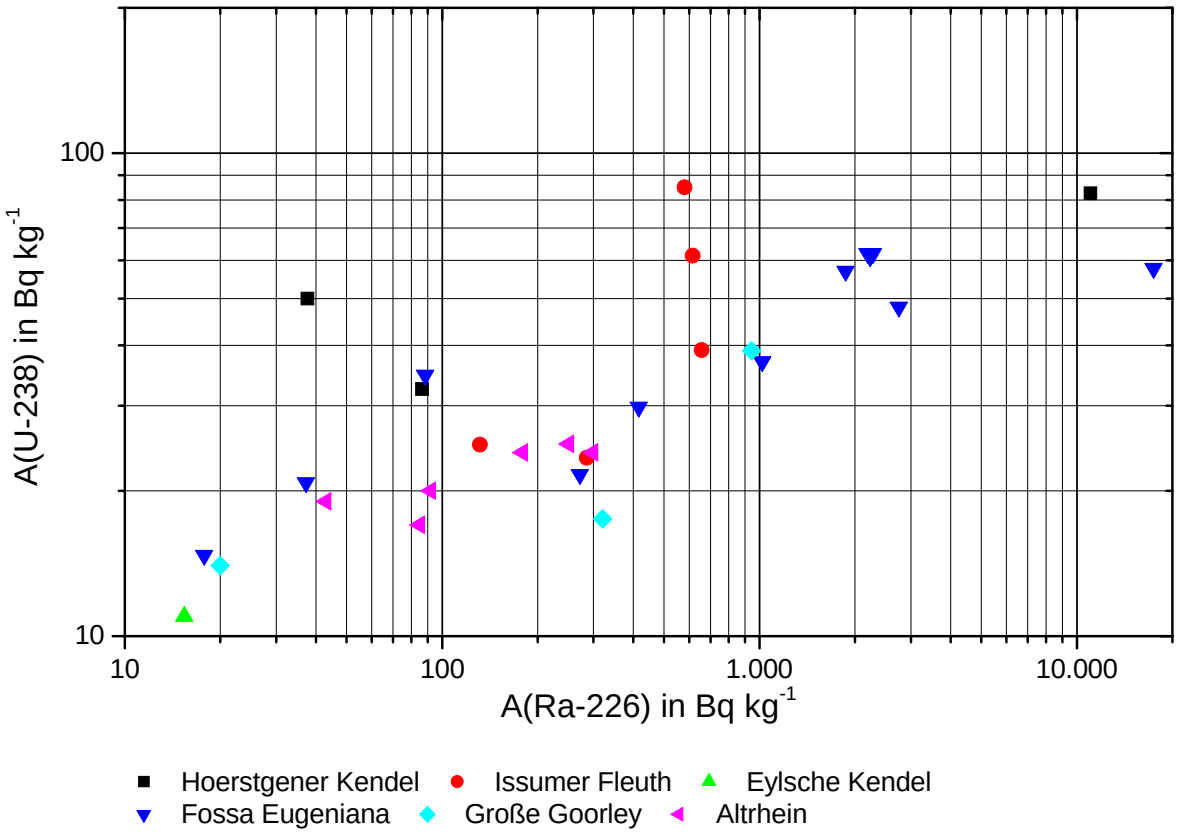

Abbildung 75. Messwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{238}U über ^{226}Ra in ausgewählten Gewässersedimenten vom Niederrhein.

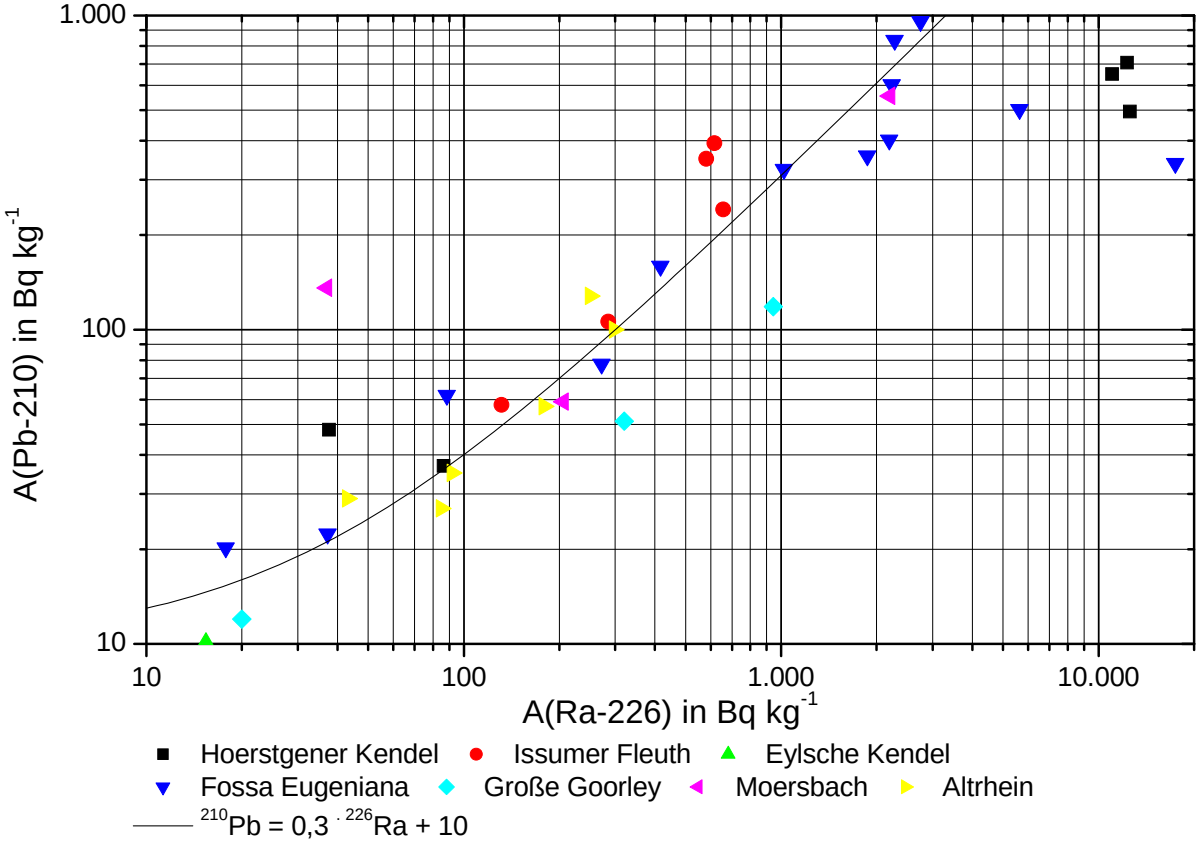

Abbildung 76. Messwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{210}Pb über ^{226}Ra in ausgewählten Gewässersedimenten vom Niederrhein.

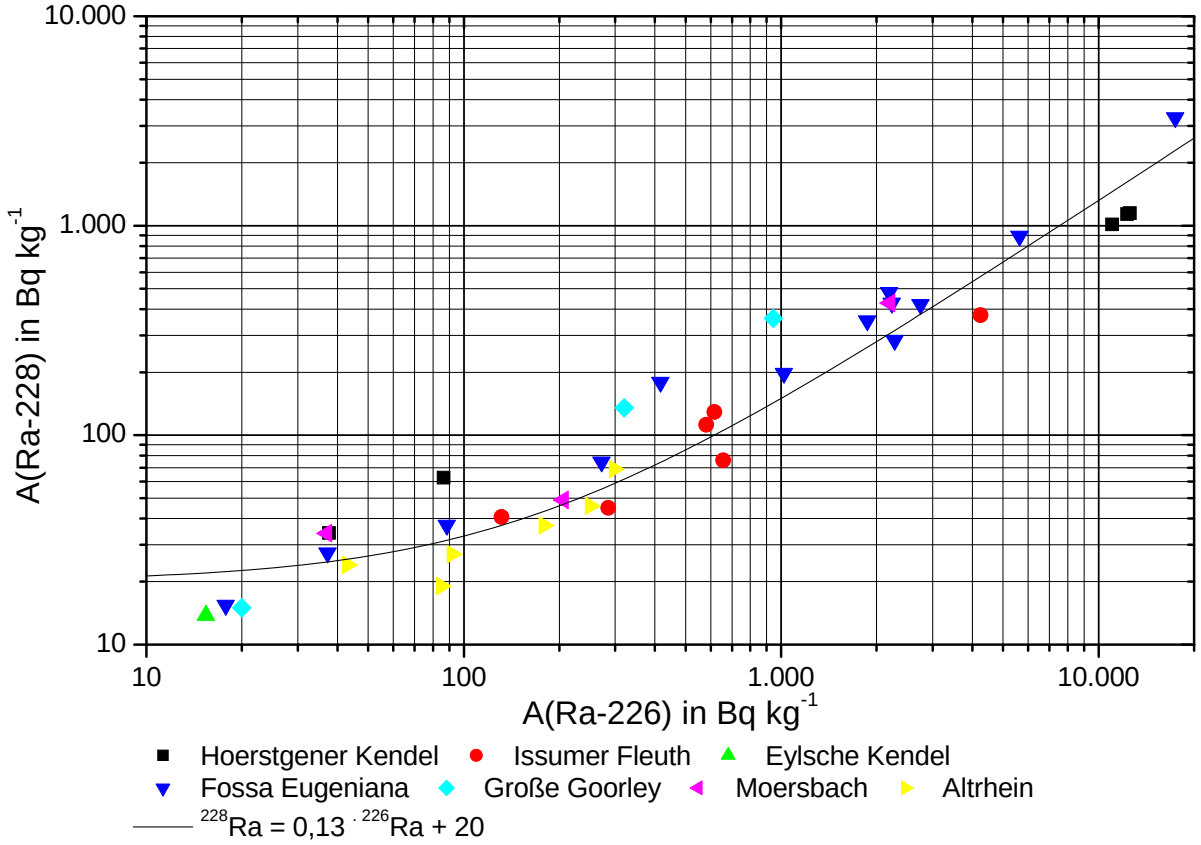

Abbildung 77. Messwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{228}Ra über ^{226}Ra in ausgewählten Gewässersedimenten vom Niederrhein.

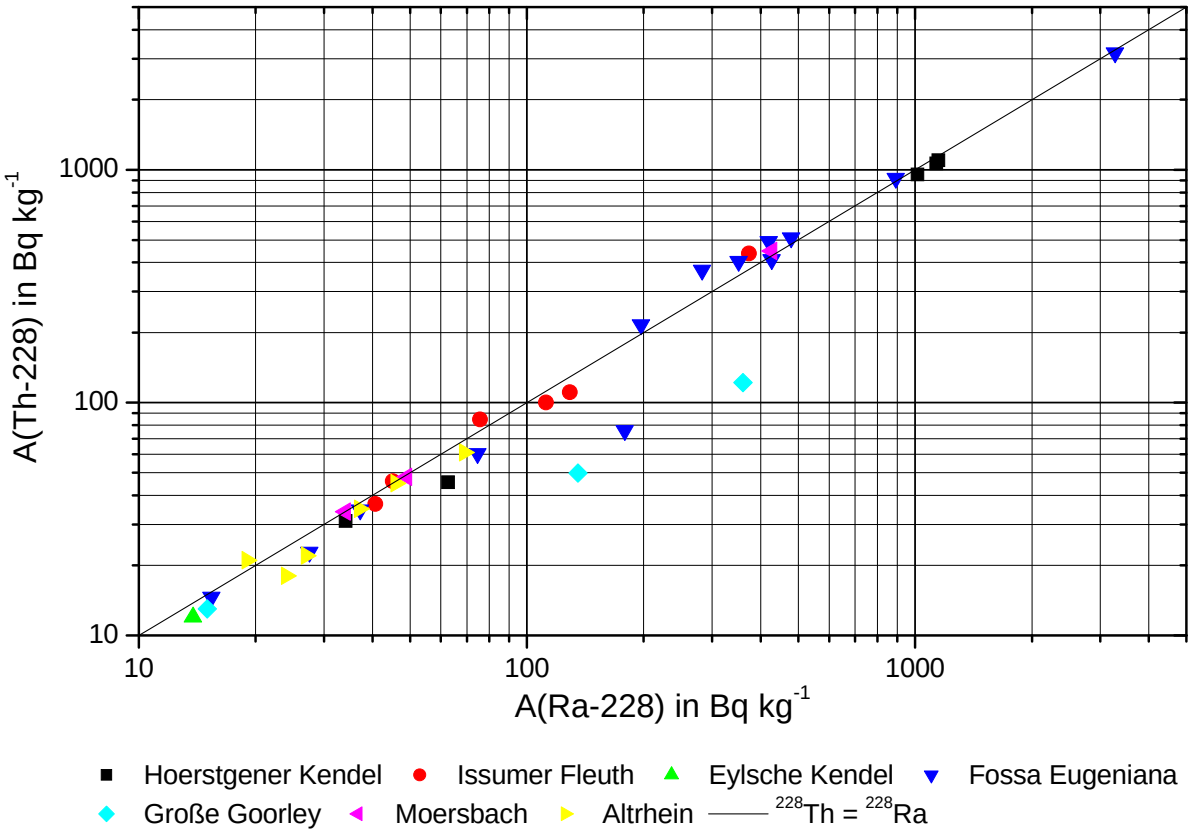

Abbildung 78. Messwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{228}Th (^{224}Ra) über ^{228}Ra in ausgewählten Gewässersedimenten vom Niederrhein.

5.5.4 Radionuklidkonzentrationen in Böden

In den Böden der Gebiete die nach der ODL-Kartierung als belastet erkannt wurden, waren generell erhöhte spezifische Aktivitäten der natürlichen Radionuklide ^{226}Ra und ^{228}Ra sowie deren Tochternuklide zu erwarten. Eine direkte Umrechnung von ODL in spezifische Aktivität ist dabei nur mit sehr grober Näherung möglich. Außerdem sind aus der ODL keine Angaben über die radioökologisch bedeutsame Nuklidzusammensetzung der Kontamination abzuleiten. Aus diesem Grund war es im Rahmen des Gutachtens Fossa Eugeniana [HGN05] notwendig, Bodenproben zu entnehmen und diese radioanalytisch zu untersuchen. Ziel der Untersuchungen war die Ermittlung der spezifischen Aktivitäten natürlicher Radionuklide und deren Aktivitätsverhältnisse in oberflächig anstehenden Sedimenten und Böden mit erhöhter ODL, als Grundlage zur Ermittlung der Ingestionsdosis und Bewertung des Expositionspfades Boden-Pflanze-Nahrung.

Dazu wurden von der Universität Hannover im Zeitraum vom 2. bis 5. August 2004 Bodenproben (0–20 cm) im Rheinberger Altrhein (F01–F04, F09–F11, F19, F20) sowie zusätzlich auf einer Weidefläche am Rheinberger Altrhein (WF), auf der Landzunge am Zufluss Jenneckes Gatt (JG1–JG4), unter einer Brücke über die Fossa Eugeniana (BR_L, BR_R) und am Uferstreifen unterhalb des Spielplatzes an der Kanalstraße (SPK) entnommen. Durch die Universität Duisburg-Essen wurde im gleichen Zeitraum eine Beprobung (0–20 cm) im Rheinberger Altrhein (F05–F08, F12–F18) und am Hoerstgener Kendel (HK1–HK3)

durchgeführt. Ergänzend dazu wurde vom 31. Mai bis 3. Juni 2005 durch die Universität Hannover eine Beprobung des Tiefenbereiches 0–10 cm im Rheinberger Altrhein (F01–F06, F09–F16) vorgenommen.

Insgesamt wurden 47 Proben von hochwasserbeeinflussten Böden entnommen. Die Probenahmestellen im Gebiet Rheinberger Altrhein und Moersbach sind in Abbildung 79 dargestellt, die gemessenen spezifischen Aktivitäten für die Tiefenbereiche 0–20 cm bzw. 0–10 cm können Tabelle 79 bzw. Tabelle 80 entnommen werden.

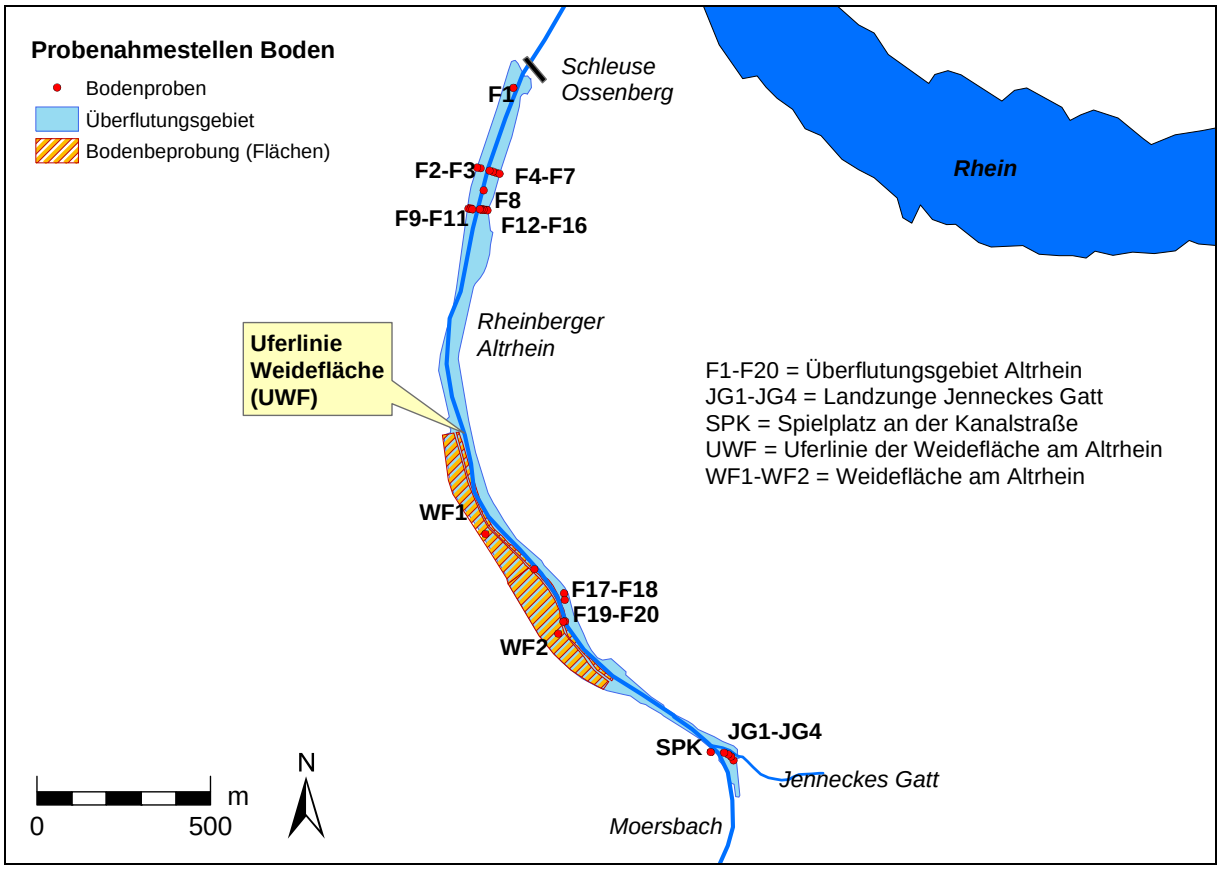

Abbildung 79. Übersichtskarte der Probenahmestellen für hochwasserbeeinflusste Böden (die Punkte BR_L, BR_R und HK1–HK3 liegen außerhalb).

Für die Messwerte der Radionuklide ^{137}Cs und ^{40}K sowie für weitere Detailinformationen zur Probenahme und Analytik wird auf den Abschlussbericht zum Gutachten [HGN05] verwiesen.

Die spezifischen Aktivitäten der Bodenproben entsprechen denen der Mischproben aus den oben aufgeführten Flächen und beziehen sich auf die Trockenmasse. Für zusätzliche Abschätzungen wurde die Dichte des feuchten und trockenen Bodens im Schilfgebiet des Rheinberger Altrheins durch Verwendung von Schlagringen bestimmt. Die arithmetischen Mittelwerte der Bodendichte (feucht) für die Tiefenbereiche 0–10 cm bzw. 0–20 cm betragen 1,16 ± 0,19 g cm^{-3} (n = 17) bzw. 1,17 ± 0,17 g cm^{-3} (n = 10) und unterscheiden sich nicht signifikant voneinander. Nach einer Trocknung bei 55°C betrug die Dichte der gleichen Böden 0,64 ± 0,18 g cm^{-3} bzw. 0,75 ± 0,20 g cm^{-3} (bezogen auf gleiches Volumen). Der mittlere Wassergehalt (in %) ist in den oberen Bodenschichten erwartungsgemäß höher und beträgt 45,4 ± 8,7 bzw. 37,2 ± 8,9. Diese Ergebnisse stimmen sehr gut mit der von HGN am 21.02.2005 an zwei Proben bestimmten Bodendichte [HGN05] von 1,25 g cm^{-3} und 1,04 g cm^{-3} (feucht) bzw. 0,67 g cm^{-3} und 0,53 g cm^{-3} (trocken) überein.

Tabelle 79. Spezifische Aktivitäten der natürlichen Radionuklide ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb, ^{228}Ra und ^{228}Th in hochwasserbeeinflussten Böden (0–20 cm) vom Niederrhein, Angaben in Bq kg^{-1} (TM).

ProbeNr.	U-238	Ra-226	Pb-210[c]	Ra-228	Th-228
BR_L[a]	69,3 ± 7,2	2.534 ± 52,9	691,0 ± 71,3	507,6 ± 22,2	499,7 ± 13,2
BR_R[a]	94,2 ± 15,5	2.425 ± 50,8	689,0 ± 69,4	461,3 ± 20,2	484,7 ± 12,8
F01[a]	22,7 ± 1,8	187,1 ± 3,9	118,2 ± 12,0	33,8 ± 1,5	36,8 ± 1,1
F02[a]	35,7 ± 2,5	317,6 ± 6,7	168,9 ± 17,3	43,4 ± 2,0	48,5 ± 1,4
F03[a]	37,9 ± 3,0	517,3 ± 10,9	227,2 ± 22,9	58,7 ± 2,6	66,9 ± 2,0
F04[a]	56,0 ± 6,9	1.199 ± 25,1	592,0 ± 59,5	93,2 ± 4,2	112,1 ± 3,1
F05[b]	< 46	609,0 ± 36,0	342,0 ± 40,0	55,0 ± 4,3	66,0 ± 1,6
F06[b]	< 26	267,0 ± 16,0	119,0 ± 18,0	35,0 ± 2,8	43,0 ± 3,1
F07[b]	27,0 ± 1,6	35,0 ± 23,0	22,0 ± 4,6	25,0 ± 2,0	22,0 ± 1,7
F08[b]	< 52	1.440 ± 86,0	700,0 ± 74,0	93,0 ± 10,0	160,0 ± 10,0
F09[a]	36,2 ± 2,8	453,7 ± 9,5	199,9 ± 20,3	55,1 ± 2,4	62,2 ± 1,7
F10[a]	41,8 ± 4,3	704,9 ± 14,7	309,3 ± 31,5	66,6 ± 3,0	79,2 ± 2,3
F11[a]	56,0 ± 4,8	1.098 ± 23,2	517,4 ± 51,9	103,5 ± 4,6	119,0 ± 3,5
F12[b]	< 64	1.495 ± 89,0	722,0 ± 75,0	128,0 ± 8,8	184,0 ± 11,0
F13[b]	< 61	1.311 ± 78,0	708,0 ± 73,0	91,0 ± 6,6	131,0 ± 8,4
F14[b]	< 52	935,0 ± 56,0	584,0 ± 61,0	63,0 ± 4,9	84,0 ± 15,0
F15[b]	< 38	454,0 ± 27,0	291,0 ± 36,0	43,0 ± 3,6	52,0 ± 3,9
F16[b]	42,0 ± 17,0	157,0 ± 9,5	58,0 ± 9,7	25,0 ± 2,1	26,0 ± 1,1
F17[b]	< 34	333,0 ± 20,0	167,0 ± 22,0	42,0 ± 3,3	50,0 ± 3,5
F18[b]	< 66	1.419 ± 85,0	563,0 ± 66,0	163,0 ± 11,0	207,0 ± 12,0
F19[a]	30,8 ± 3,0	186,3 ± 3,9	102,2 ± 10,3	38,8 ± 1,7	41,0 ± 1,3
F20[a]	50,4 ± 4,5	789,1 ± 16,5	358,5 ± 36,2	85,6 ± 3,8	97,4 ± 2,9
HK1[b]	< 56	1.817 ± 108,0	1.495 ± 154,0	36,0 ± 3,8	44,0 ± 3,6
HK2[b]	< 53	1.380 ± 46,0	1.287 ± 136,0	73,0 ± 5,5	109,0 ± 7,1
RP1[b]	<30	420,0 ± 25,0	264,0 ± 31,0	29,0 ± 2,6	39,0 ± 3,0
JG1[a]	46,6 ± 3,5	731,1 ± 15,4	367,9 ± 36,9	74,9 ± 3,3	83,4 ± 2,3
JG2[a]	51,4 ± 4,8	884,7 ± 18,5	385,7 ± 39,1	94,0 ± 4,2	104,2 ± 3,1
JG3[a]	55,3 ± 6,0	1.097 ± 23,0	437,9 ± 44,5	126,5 ± 5,6	139,3 ± 4,0
JG4[a]	57,0 ± 5,4	790,5 ± 16,6	313,1 ± 31,8	111,2 ± 4,9	119,3 ± 3,4
SPK[a]	21,8 ± 1,2	96,2 ± 2,0	58,4 ± 6,0	25,5 ± 1,1	26,1 ± 0,7
WF1[a]	42,2 ± 2,0	45,5 ± 1,0	38,7 ± 4,0	43,0 ± 1,9	43,2 ± 1,2
WF2[a]	34,6 ± 1,7	47,6 ± 1,0	46,5 ± 5,3	44,6 ± 2,0	44,4 ± 1,2
WFU[a]	48,9 ± 4,7	944,6 ± 19,7	387,5 ± 39,0	116,3 ± 5,2	131,0 ± 3,9
WF0[d]	39,5 ± 2,2	171,0 ± 3,6	90,7 ± 9,5	53,9 ± 2,4	55,9 ± 1,6

[a] Messung im Labor der Universität Hannover (ZSR).
[b] Messung im Labor der Universität Duisburg-Essen.
[c] Messwerte enthalten bereits eine Selbstabsorptionskorrektur.
[d] Flächengewichtet gemittelte Werte für die Gesamtfläche (Ufer und Weide).

Zur Analyse von Korrelationen zwischen den gemessenen Radionukliden im Oberboden (0–20 cm) sind in Abbildung 80 bis Abbildung 83 die Messwerte von ^{238}U, ^{228}Ra, ^{210}Pb und ^{228}Th über den entsprechenden Werten von ^{226}Ra (bei ^{228}Th über ^{228}Ra) aufgetragen. Die Messergebnisse für die Gewässersedimente im jeweiligen Darstellungsbereich wurden zu Vergleichszwecken mit aufgetragen. Auf die Darstellung der Messunsicherheiten wurde in den Diagrammen aus Gründen der Übersichtlichkeit verzichtet. Sie sollten aber bei der Bewertung der Diagramme beachtet werden. Angaben zu Korrelation und funktionellem Zusammenhang zwischen den o.g. natürlichen Radionukliden sind in Tabelle 81 zusammengefasst.

Aus den unten gezeigten Abbildungen lassen sich die folgenden Schlussfolgerungen ableiten:

In den Böden besteht, wie in Abbildung 80 dargestellt, offensichtlich eine Korrelation zwischen **^{238}U** und ^{226}Ra. Eine Außnahme bilden Böden an der Brücke über die Fossa Eugeniana, die nahezu vollständig aus Gewässersedimenten bestehen. Bleiben diese Proben unberücksichtigt, lässt sich ein ungefährer Zusammenhang von A(^{238}U) = 0,025 · A(^{226}Ra) + 28 Bq kg^{-1} (Aktivitäten in Bq kg^{-1}) erkennen. Da die erhöhten spezifischen Aktivitäten in den anderen Böden ebenfalls ausschließlich durch Kontamination mit Sedimenten verursacht werden, kann als Ursache für diese Korrelation die natürliche Anreicherung in der Feinkornfraktion der Sedimente angenommen werden. Bei Gewässersedimenten entsteht diese Anreicherung durch Sorption gelöster Radionuklide an Schwebstoffen.

Auf die Korrelation zwischen Ortsdosisleistung und der spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide im Oberboden (0–10 cm, 0–20 cm), insbesondere von ^{226}Ra, wird in Kapitel 5.5.5 näher eingegangen.

Die Messwerte von **^{210}Pb** zeigen mit Ausnahme der beiden Werte an der Brücke über die Fossa Eugeniana eine ausgeprägte Korrelation zu ^{226}Ra, die durch die in Abbildung 81 eingezeichnete Gerade A(^{210}Pb) = 0,30 · ^{226}Ra + 30 Bq kg^{-1} (Aktivitäten in Bq kg^{-1}) gut angepasst wird. Diese Relation kann zur Altersbestimmung der Radiumkontamination in den Böden genutzt werden. Der in Abbildung 86 dargestellte Vergleich zwischen einer dichte- und einer MSK-abhängigen Kalibrierung für ^{210}Pb zeigt, dass es aufgrund des hohen Bariumgehaltes der Böden zu massiven Abweichungen kommen kann. Mit einer dichteabhängigen Kalibrierung werden die Nachweiswahrscheinlichkeiten durch auftretende Selbstabsorptionseffekte überschätzt und damit die realen spezifischen Aktivitäten um einen Faktor von bis zu 2,4 unterschätzt.

Wie Abbildung 82 zeigt, ist **^{228}Ra** ebenfalls deutlich mit ^{226}Ra korreliert. Für die meisten Werte kann der Zusammenhang mit A(^{228}Ra) = 0,08 · A(^{226}Ra) + 21 Bq kg^{-1} (Aktivitäten in Bq kg^{-1}) gut approximiert werden. Die Werte vom Hoerstgener Kendel und von der Straßenbrücke über die Fossa Eugeniana fallen aus dieser Korrelation teilweise heraus.

Zwischen **^{228}Ra** und **^{228}Th** ist ebenfalls ein sehr enger Zusammenhang zu erkennen, der auf ein intaktes radioaktives Gleichgewicht zwischen den Radionukliden hindeutet. Wie in Abbildung 83 gezeigt wird, kann der Zusammenhang mit A(^{228}Th) = 1,19 · A(^{228}Ra) – 2 Bq kg^{-1} (Aktivitäten in Bq kg^{-1}) approximiert werden. Im Zusammenhang mit der Altersbestimmung zeigte sich, dass die Messwerte von ^{228}Th tendenziell etwas niedriger als theoretisch erwartet ausfallen, aber im Wesentlichen plausibel sind.

Die Aktivitätsverhältnisse A(^{210}Pb/^{226}Ra) und A(^{228}Ra/^{226}Ra) wurden bei der Bewertung von Böden und Sedimenten zur **Altersbestimmung** der Kontaminationen genutzt. Nähere Erläuterungen dazu finden sich im vorherigen Abschnitt 5.5.3. Wie die Berechnungen zeigen, ist das „Kontaminationsalter“ der eingetragenen Radionuklide in den Böden im Altrheingebiet relativ gleichförmig und liegt, mit Ausnahme der sehr jungen Kontaminationen unter der Straßenbrücke über die Fossa Eugeniana (3–4 a), bei etwa 15 Jahren.

Wie Abbildung 84 zeigt, ist in den Böden des Altrheingebietes mit einer Zunahme der spezifischen Aktivität von **^{137}Cs** bei höheren ^{226}Ra-Gehalten zu rechnen. Der durch Sorption und Einschluss von ^{137}Cs verursachte Effekt ist besonders deutlich bei ^{226}Ra-Aktivitäten über 500 Bq kg^{-1} ausgeprägt. Die Werte vom Hoerstgener Kendel (7–12 Bq kg^{-1}) und der Brücke über die Fossa Eugeniana (16 Bq kg^{-1}) zeigen diese Zunahme der spezifischen Aktivität nicht,

da es sich um sehr junge Kontaminationen handelt. Das künstliche Radionuklid ^{137}Cs kann auf den Tschernobyl-Fallout zurückgeführt werden und ist radiologisch nicht relevant.

^{40}K ist in den Böden des Untersuchungsgebietes nicht mit Radium korreliert. Die Messwerte liegen mit einem Mittelwert von 470 ± 97 Bq kg^{-1} innerhalb des geogenen Bereiches dieser Region. Die erhöhten spezifischen Aktivitäten von ^{40}K auf den Weideflächen am Rheinberger Altrhein mit 695–705 Bq kg^{-1} sind wahrscheinlich auf Düngung zurückzuführen. Die Messbefunde sind plausibel.

Die auf der **Weidefläche** am Rheinberger Altrhein (WF1, WF2) gemessenen spezifischen Aktivitäten der Radionuklide ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb, ^{228}Ra und ^{228}Th können als geogen normal angesehen werden (vgl. Tabelle 71). Der Uferstreifen der Weidefläche (WFU) ist erwartungsgemäß stark durch die ^{226}Ra-haltigen Einleitungen des Steinkohlenbergbaus kontaminiert. Durch flächengewichtete Mittelung der Teilbereiche WF1 und WF2 mit 48,8 ha und WFU mit 7,9 ha ergeben sich, wie Tabelle 79 zeigt, für die Gesamtfläche WF0 weitaus geringere spezifische Aktivitäten als für den Uferstreifen (WFU).

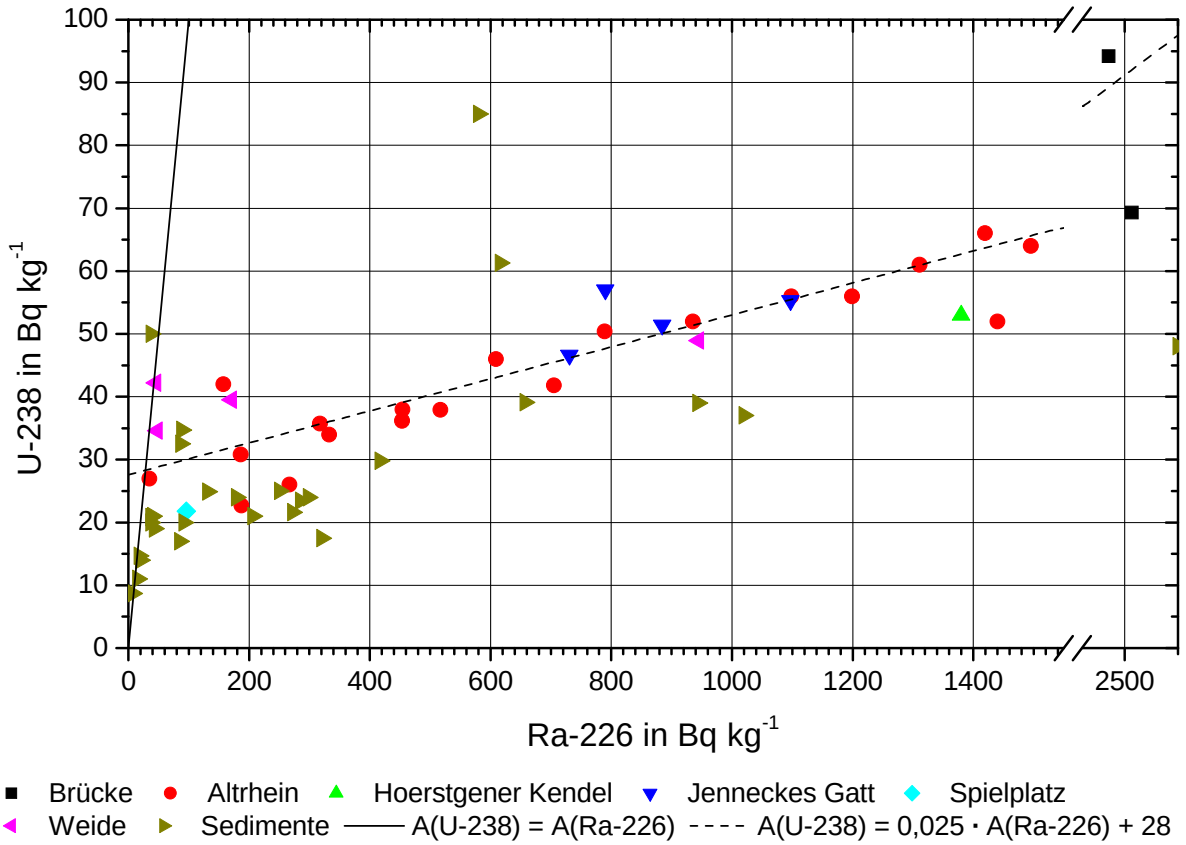

Abbildung 80. Messwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{238}U über ^{226}Ra in ausgewählten Bodenproben (0–20 cm) vom Niederrhein.

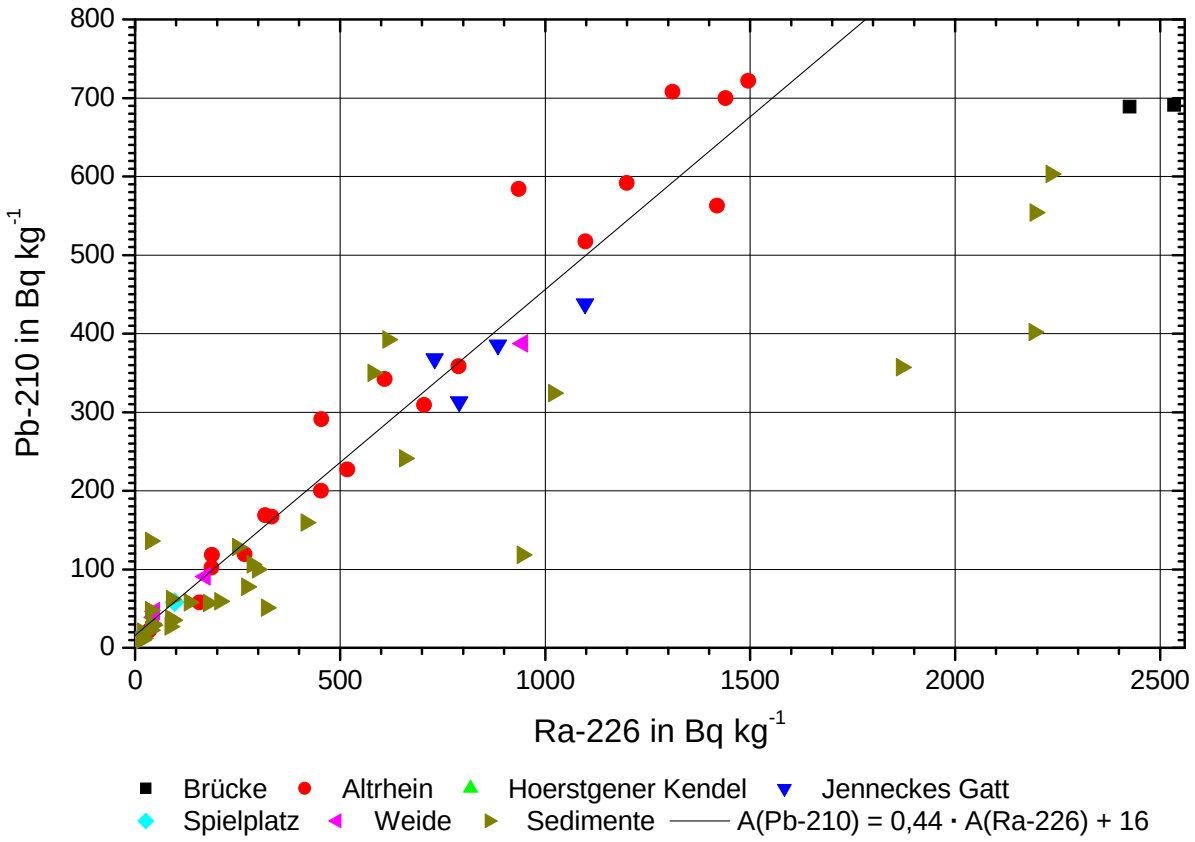

Abbildung 81. Messwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{210}Pb über ^{226}Ra in ausgewählten Bodenproben (0–20 cm) vom Niederrhein.

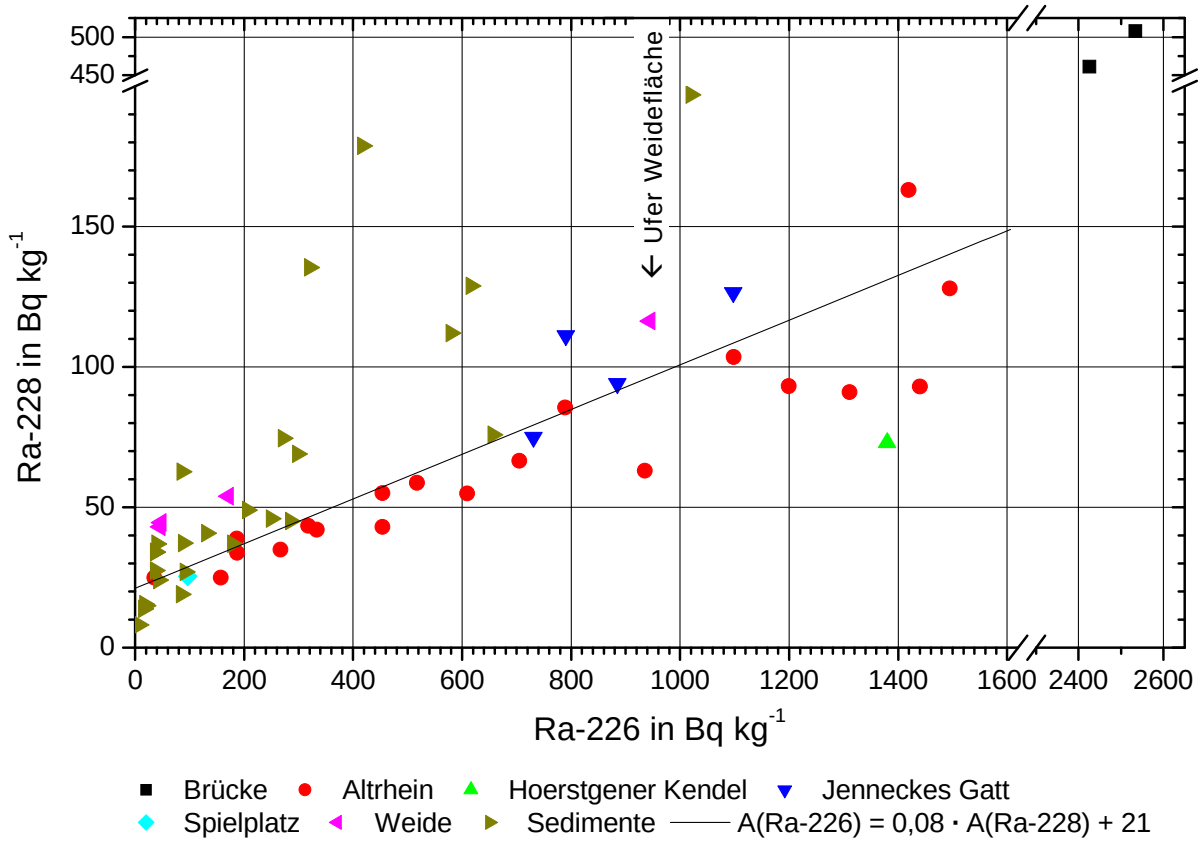

Abbildung 82. Messwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{228}Th über ^{226}Ra in ausgewählten Bodenproben (0–20 cm) vom Niederrhein.

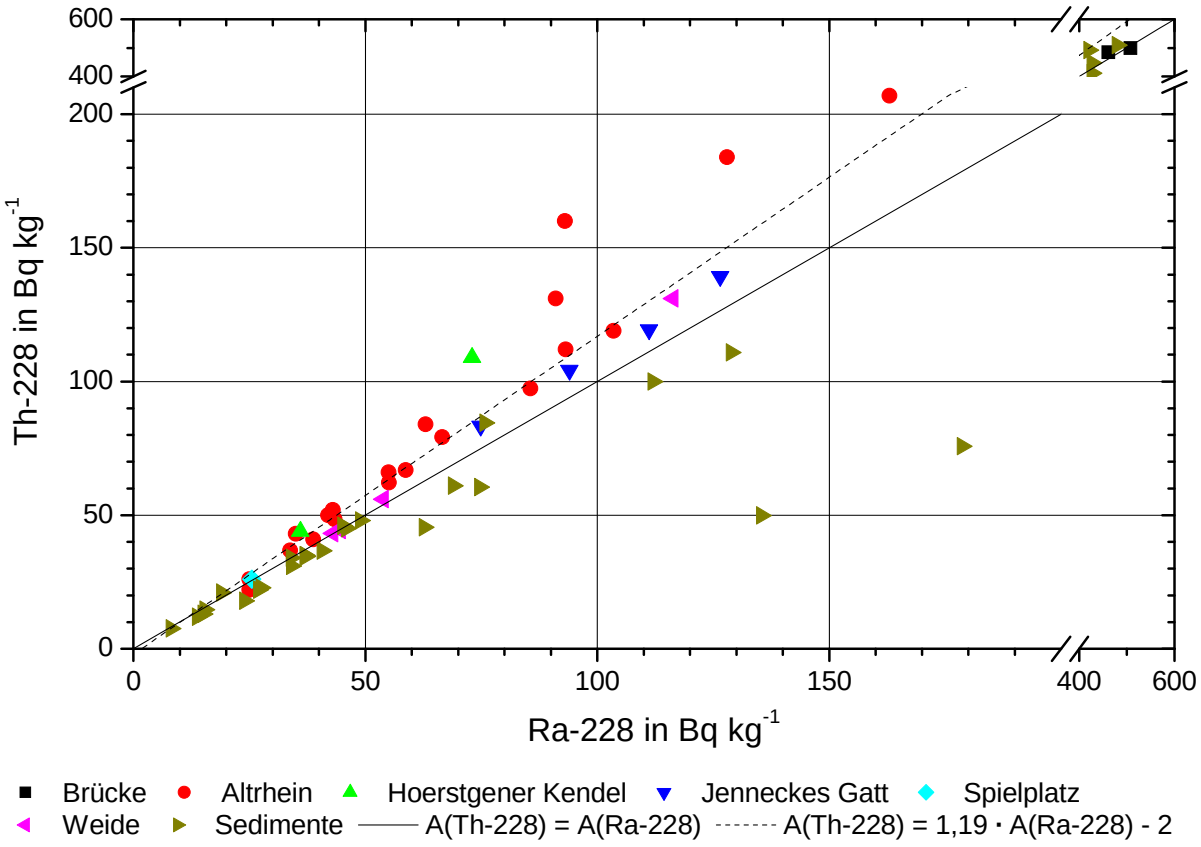

Abbildung 83. Messwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{228}Th über ^{228}Ra in ausgewählten Bodenproben (0–20 cm) vom Niederrhein.

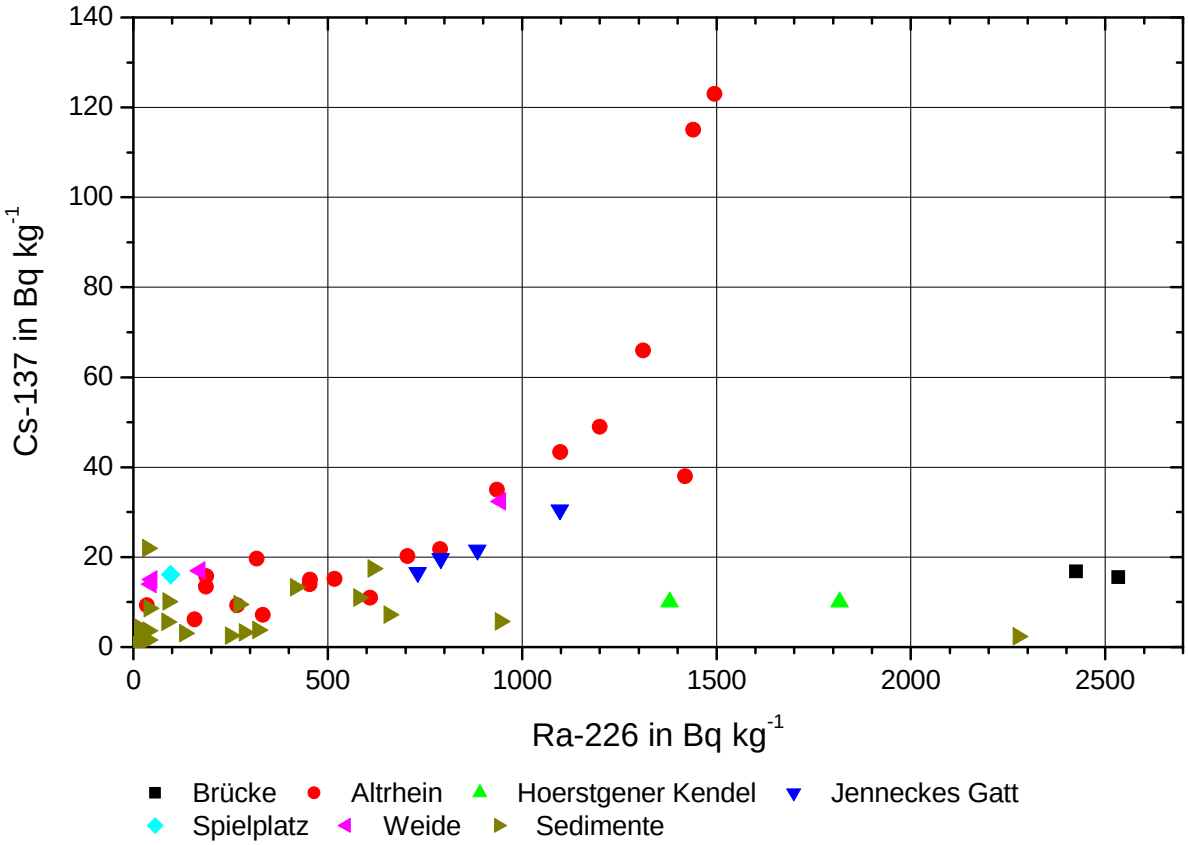

Abbildung 84. Messwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{137}Cs über ^{226}Ra in ausgewählten Bodenproben (0–20 cm) vom Niederrhein.

Da die Berechnungsgrundlagen Bergbau neben der Bodenschicht 0–20 cm für Ackerboden auch eine Bewertung auf der Basis des Tiefenbereiches 0–10 cm für Weideboden zulassen, war es notwendig, entsprechende Bodenproben bis 10 cm Tiefe zu entnehmen und radioanalytisch zu untersuchen. Dies erschien sinnvoll, da bereits bei früheren Untersuchungen [Sch01] erkannt wurde, dass in den oberen Dezimetern deutliche Unterschiede der spezifischen Aktivitäten auftreten. Die zur Modellierung benötigte Korrelation zwischen ODL und spezifischer Bodenaktivität (0–10 cm) erforderte zudem eine Kalibrierung anhand von Messungen. Die erzielten Ergebnisse dienen ebenfalls als Grundlage zur Ermittlung der Ingestionsdosis und Bewertung des Pfades Boden-Pflanze-Nahrung.

Tabelle 80 zeigt eine Übersicht der Messergebnisse für die Böden des Rheinberger Altrheins im Tiefenbereich 0–10 cm. Angaben zur Korrelation und funktionellem Zusammenhang zwischen den natürlichen Radionukliden im Boden sind in Tabelle 81 zusammengefasst. Die Korrelationen zwischen den Bodenschichten 0–20 cm und 0–10 cm für die natürlichen Radionuklide ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb, ^{228}Ra und ^{228}Th werden in Abbildung 85 dargestellt.

Wie Abbildung 85 zeigt, besteht für alle natürlichen Radionuklide eine gute Korrelation ($R^2 > 0{,}92$) zwischen den spezifischen Aktivitäten der Bodenschichten 0–20 cm und 0–10 cm. Die Nuklide ^{226}Ra, ^{228}Ra und ^{228}Th sind durch junge Ablagerungen auf der oberen Bodenschicht 0–10 cm im Mittel um einen Faktor von 1,2 gegenüber dem Tiefenbereich 0–20 cm angereichert, bei ^{210}Pb sogar um einen Faktor 1,4. Eine Korrelation zwischen den spezifischen Aktivitäten von ^{238}U in den beiden Bodenschichten konnte aufgrund der geringen Anzahl von Messwerten über der Nachweisgrenze nicht berechnet werden.

Tabelle 80. Spezifische Aktivitäten der natürlichen Radionuklide ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb, ^{228}Ra und ^{228}Th in hochwasserbeeinflussten Böden (0–10 cm) vom Niederrhein, alle Angaben in Bq kg^{-1} (TM).

ProbeNr.	U-238	Ra-226	Pb-210[a]	Ra-228	Th-228
F01	24,0 ± 2,2	182,8 ± 3,6	108,6 ± 11,0	33,2 ± 1,5	35,8 ± 1,1
F02	29,1 ± 3,0	293,3 ± 5,7	166,5 ± 16,9	42,0 ± 1,9	46,0 ± 1,4
F03	37,2 ± 4,6	670,8 ± 13,0	298,8 ± 30,3	71,7 ± 3,2	82,5 ± 2,4
F04	44,4 ± 5,5	1.305 ± 28	638,2 ± 64,2	108,1 ± 4,8	130,6 ± 4,6
F05	30,5 ± 3,4	682,8 ± 15,6	360,5 ± 36,2	57,4 ± 2,7	65,6 ± 2,4
F06	20,5 ± 1,8	297,5 ± 5,7	139,1 ± 14,2	37,5 ± 1,7	42,0 ± 1,2
F09	29,8 ± 3,6	596,6 ± 13,6	282,1 ± 28,3	64,7 ± 2,9	73,6 ± 2,6
F10	28,1 ± 4,5	1.001 ± 23	457,2 ± 46,2	89,4 ± 4,1	104,5 ± 3,4
F11	45,6 ± 5,4	1.397 ± 27	639,8 ± 64,9	132,8 ± 5,9	155,2 ± 4,3
F12	**46,3 ± 6,1**	**1.576 ± 30**	**710,1 ± 71,4**	**173,8 ± 7,6**	**207,1 ± 5,6**
F13	46,4 ± 6,2	1.300 ± 25	592,3 ± 59,8	115,5 ± 5,1	139,7 ± 4,0
F14	50,1 ± 6,3	1.281 ± 25	639,3 ± 64,1	98,4 ± 4,4	119,3 ± 3,5
F15	34,0 ± 4,7	858,3 ± 19,7	467,5 ± 47,3	71,2 ± 3,3	84,3 ± 3,2
F16	28,1 ± 3,2	453,1 ± 9,0	215,9 ± 21,8	48,0 ± 2,1	55,7 ± 1,7

[a] Messwerte enthalten bereits eine Selbstabsorptionskorrektur.

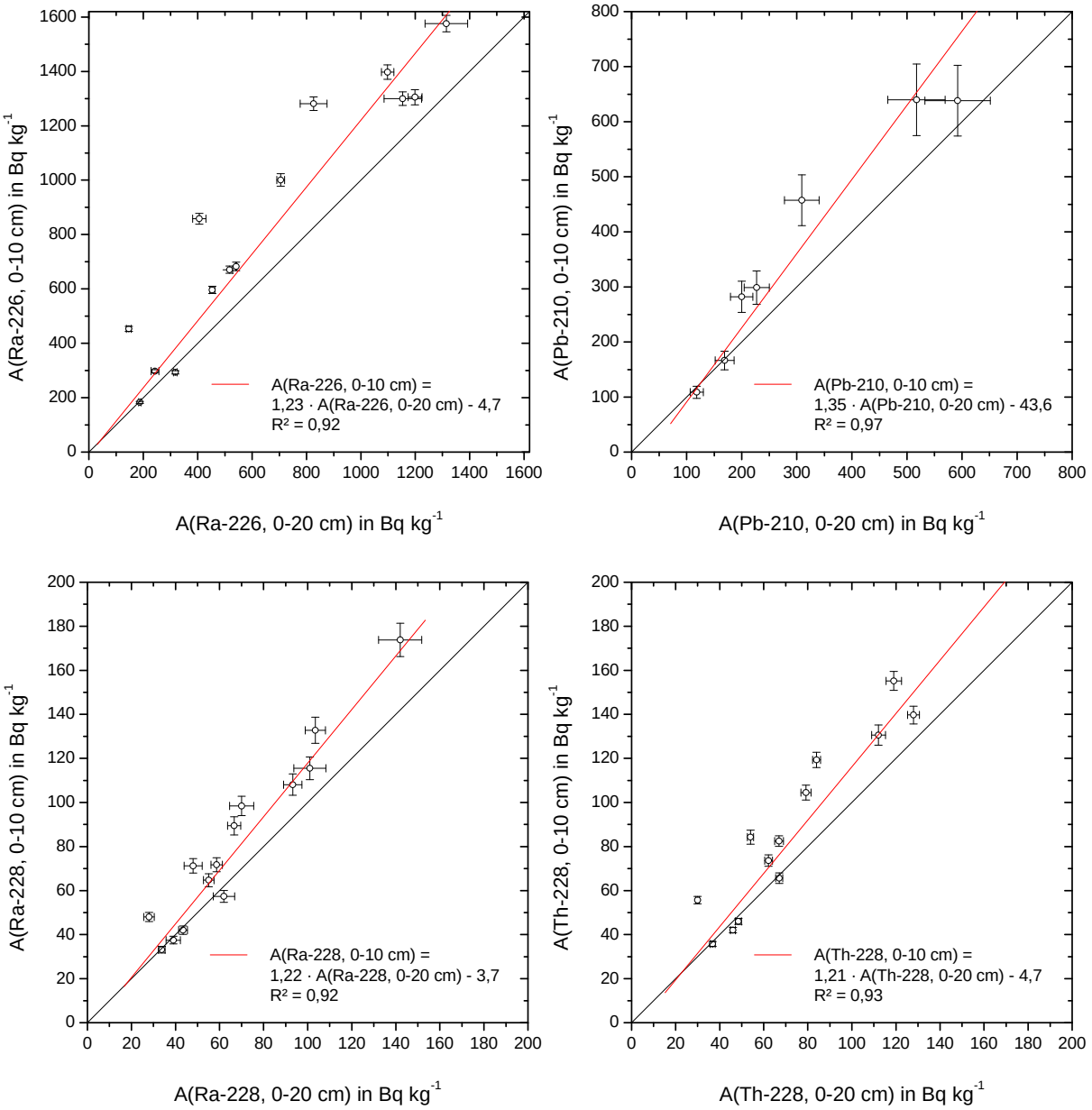

Abbildung 85. Korrelation zwischen den spezifischen Aktivitäten der Bodenschichten 0–10 cm und 0–20 cm für die natürlichen Radionuklide ^{226}Ra, ^{210}Pb, ^{228}Ra und ^{228}Th im Rheinberger Altrhein.

Tabelle 81. Parameter der linearen Regression (y = a·x + b) für die Radionuklide ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb, ^{228}Ra und ^{228}Th in Bodenproben vom Niederrhein (0–10 cm, 0–20 cm).

Nuklide	*a*	u(*a*)	*b*	u(*b*)	R^2
U-238 vs Ra-226 [a]	$1{,}855\cdot10^{1}$	$1{,}823\cdot10^{0}$	$1{,}876\cdot10^{-2}$	$2{,}760\cdot10^{-3}$	0,891
Pb-210 vs Ra-226 [a]	$2{,}094\cdot10^{1}$	$7{,}917\cdot10^{0}$	$4{,}537\cdot10^{-1}$	$1{,}624\cdot10^{-2}$	0,992
Ra-228 vs Ra-226 [a]	$1{,}943\cdot10^{1}$	$2{,}472\cdot10^{0}$	$6{,}803\cdot10^{-2}$	$4{,}220\cdot10^{-3}$	0,979
Th-228 vs Ra-226 [a]	$1{,}859\cdot10^{1}$	$2{,}480\cdot10^{0}$	$8{,}577\cdot10^{-2}$	$4{,}510\cdot10^{-3}$	0,985
Th-228 vs Ra-228 [a]	$-4{,}710\cdot10^{0}$	$7{,}308\cdot10^{-1}$	$1{,}230\cdot10^{0}$	$1{,}275\cdot10^{-2}$	0,999
U-238 vs Ra-226 [b]	$2{,}923\cdot10^{1}$	$2{,}193\cdot10^{0}$	$2{,}273\cdot10^{-2}$	$3{,}230\cdot10^{-3}$	0,844
Pb-210 vs Ra-226 [b]	$1{,}566\cdot10^{1}$	$3{,}368\cdot10^{0}$	$4{,}433\cdot10^{-2}$	$1{,}596\cdot10^{-2}$	0,982
Ra-228 vs Ra-226 [b]	$2{,}477\cdot10^{1}$	$2{,}930\cdot10^{0}$	$6{,}526\cdot10^{-2}$	$6{,}960\cdot10^{-3}$	0,871
Th-228 vs Ra-226 [b]	$2{,}408\cdot10^{1}$	$2{,}711\cdot10^{0}$	$8{,}438\cdot10^{-2}$	$7{,}110\cdot10^{-3}$	0,913
Th-228 vs Ra-228 [b]	$-4{,}481\cdot10^{0}$	$1{,}613\cdot10^{0}$	$1{,}191\cdot10^{0}$	$3{,}381\cdot10^{-2}$	0,989

[a] Parameter für die Bodenschicht 0–10 cm, [b] Parameter für die Bodenschicht 0–20 cm.

Durch die in Kapitel 4.4.7 beschriebene Kalibrierung der Detektoren für ^{210}Pb in Abhängigkeit des Massenschwächungskoeffizienten (MSK) der Probenmatrix, wurden die in Phase A des Gutachtens Fossa Eugeniana [HGN05] gemessenen spezifischen Aktivitäten zu höheren Werten hin korrigiert. Gegenüber der Messung mit dichteabhängig kalibrierten Detektoren werden damit für die Böden 0–10 cm bzw. 0–20 cm im Mittel um einen Faktor 1,3 höhere spezifische ^{210}Pb-Aktivitäten berechnet. Die Maximalwerte liegen bei Faktoren von 1,7 bzw. 2,4. Abbildung 86 gibt eine Übersicht über die Abhängigkeit der ermittelten ^{210}Pb-Aktivitäten vom Kalibrierverfahren für die Detektoren.

Die stärksten Abweichungen von den mit eine dichteabhängigen Kalibrierung errechneten Aktivitäten zeigen sich erwartungsgemäß in Bereichen, die mit nahezu unverdünnten Inkrustierungen kontaminiert sind, wie z.B. die Böden unterhalb der Brücke über die Fossa Eugeniana (Provinzialstraße). Abweichungen zwischen den Kalibrierungen werden in erster Linie durch Anteile von Elementen mit hoher Kernladungszahl verursacht, wie in diesem Fall durch Barium (Z = 56).

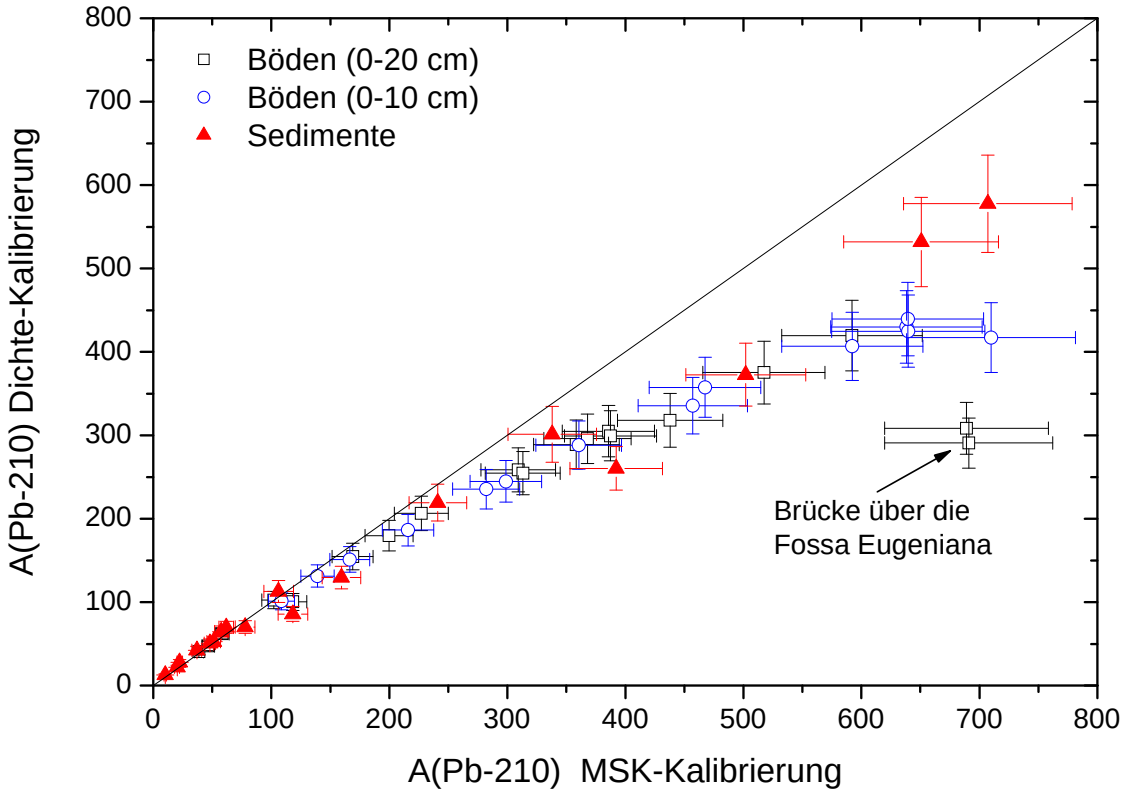

Abbildung 86. Messwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{210}Pb in ausgewählten Bodenproben (0–20 cm, 0–10 cm) und Sedimenten für eine dichteabhängige bzw. MSK-abhängige Kalibrierung.

Wie die in Abbildung 87 dargestellte Auftragung der Massenschwächungskoeffizienten der Böden (0–10 cm, 0–20 cm) in Abhängigkeit ihrer spezifischen ^{226}Ra-Aktivitäten zeigt, sind diese mit einem Bestimmtheitsmaß von R^2 = 0,97 sehr gut miteinander korreliert. Da der MSK dieser Böden unmittelbar durch ihren Anteil an Inkrustierungen ($BaSO_4$) bestimmt wird, kann ebenfalls eine sehr gute Korrelation zwischen dem Bariumgehalt und der spezifischen ^{226}Ra-Aktivität angenommen werden. Dieser Befund zeigt, dass der Bariumgehalt der

Grubenwässer bei der Bildung der hier abgelagerten Inkrustierungen relativ konstant gewesen sein muss.

Die Darstellung der Massenschwächungskoeffizienten für die Bodenschichten 0–10 cm und 0–20 cm in Abbildung 88 zeigt ebenfalls, dass die Probenahmeflächen mit den höchsten Kontaminationen auch die höchsten MSKs besitzen. Insbesondere die am rechten Ufer liegenden hoch kontaminierten Flächen F04, F08, F12 und F18 zeichnen sich durch stark erhöhte MSK-Werte aus. Normale Böden und Sedimente [Rit02] besitzten MSKs von 0,4–0,5 $cm^2\ g^{-1}$ mit Maximalwerten von bis zu 0,6 $cm^2\ g^{-1}$.

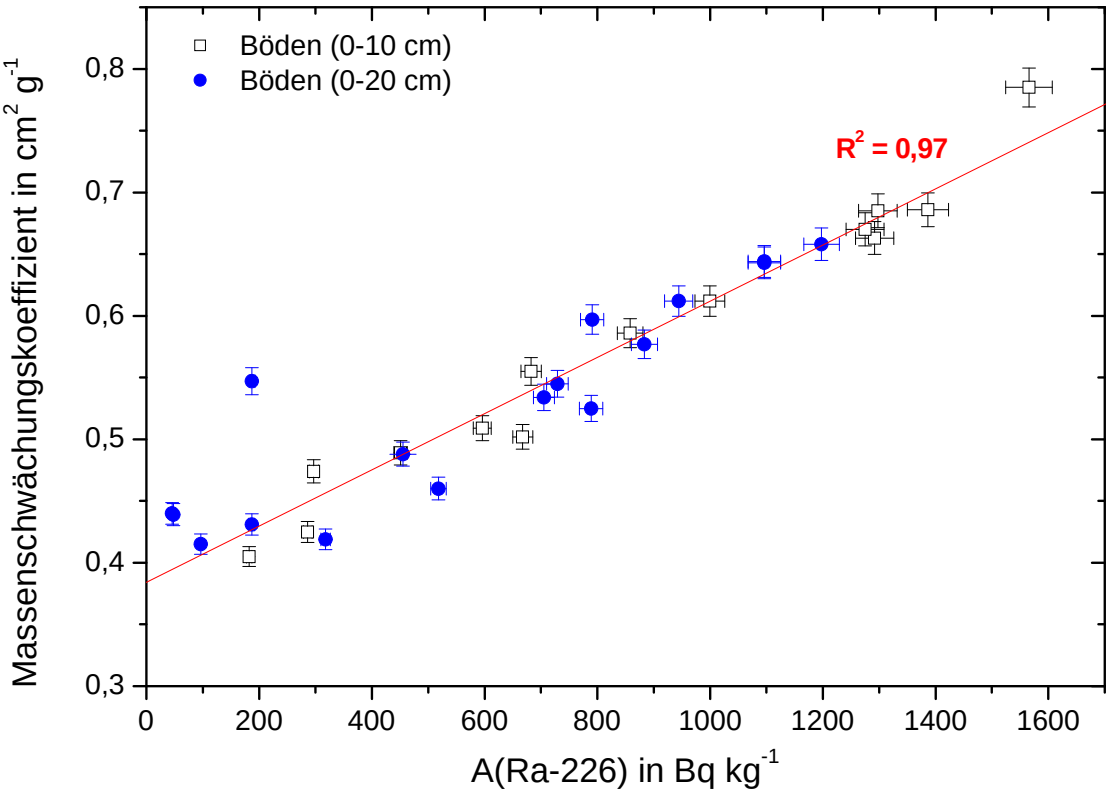

Abbildung 87. Massenschwächungskoeffizienten (E_γ = 46,5 keV) der Bodenproben (0–10 cm, 0–20 cm) vom Niederrhein in Abhängigkeit der spezifischen ^{226}Ra-Aktivitäten.

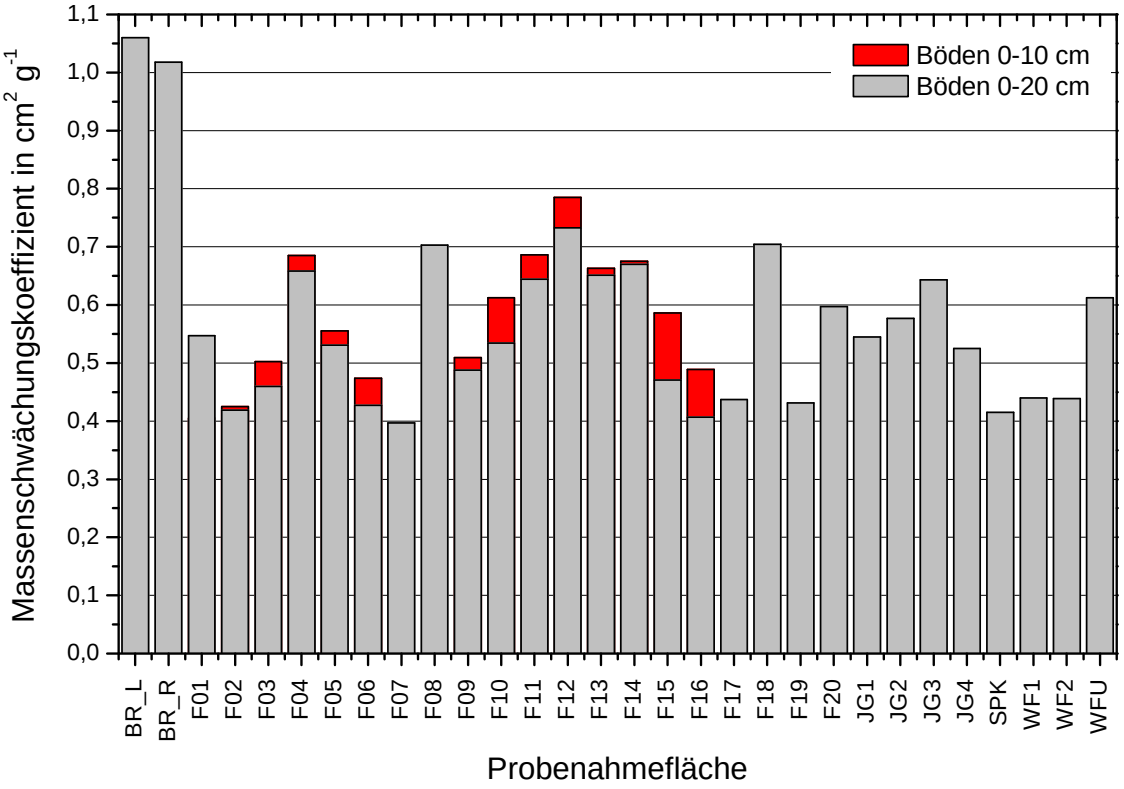

Abbildung 88. Massenschwächungskoeffizienten der Bodenproben (0–10 cm, 0–20 cm) vom Niederrhein nach Probenahmeflächen.

5.5.5 Korrelation zwischen ODL und spezifischer Aktivität im Oberboden

Die spezifischen Aktivitäten natürlicher Radionuklide in den Bodenproben der verschiedenen Probenahmestellen und ihre zugehörigen ODL-Messwerte in 1 m Höhe über dem Grund müssen zwangsläufig miteinander in Beziehung stehen. Über geogenen Böden wird die Ortsdosisleistung in erster Linie durch die Gehalte an ^{238}U, ^{232}Th und ^{40}K bestimmt, wobei die Gammaquanten der Tochternuklide von ^{226}Ra bereits einen Anteil von > 50 % an der gesamten ODL leisten. Durch die Kontamination der Böden im Untersuchungsgebiet mit ^{226}Ra, ^{228}Ra und ^{228}Th aus Ableitungen des Steinkohlenbergbaus wird dieser Anteil noch weiter erhöht. Geht man von der in Kapitel 5.5.4 gezeigten streng linearen Korrelation zwischen den spezifischen Aktivitäten von ^{226}Ra und ^{228}Ra bzw. ^{228}Th aus, so muss für das Verhältnis zwischen ODL und A(^{226}Ra) ebenfalls ein linearer Zusammenhang gelten.

Abbildung 89 zeigt eine Darstellung der ODL 1 m über den Probenahmeflächen in Abhängigkeit der spezifischen Aktivität von ^{226}Ra im Oberboden (0–10 cm, 0–20 cm). Die statistischen Kenndaten zur ODL über den Probenahmeflächen und die Parameter der linearen Regression sind in Tabelle 82 bzw. Tabelle 83 aufgeführt. Da die Unsicherheit der ODL einer Fläche nicht durch die Genauigkeit der Einzelmessungen, sondern die Homogenität/ Heterogenität der ODL auf der Probenahmefläche bestimmt wird, wurden als Fehlerindikatoren in Abbildung 89 die Standardabweichung innerhalb der jeweiligen Fläche verwendet. Die Fehlerindikatoren für die spezifischen Aktivitäten von ^{226}Ra entsprechen den Gesamtunsicherheiten der jeweiligen Mischprobe.

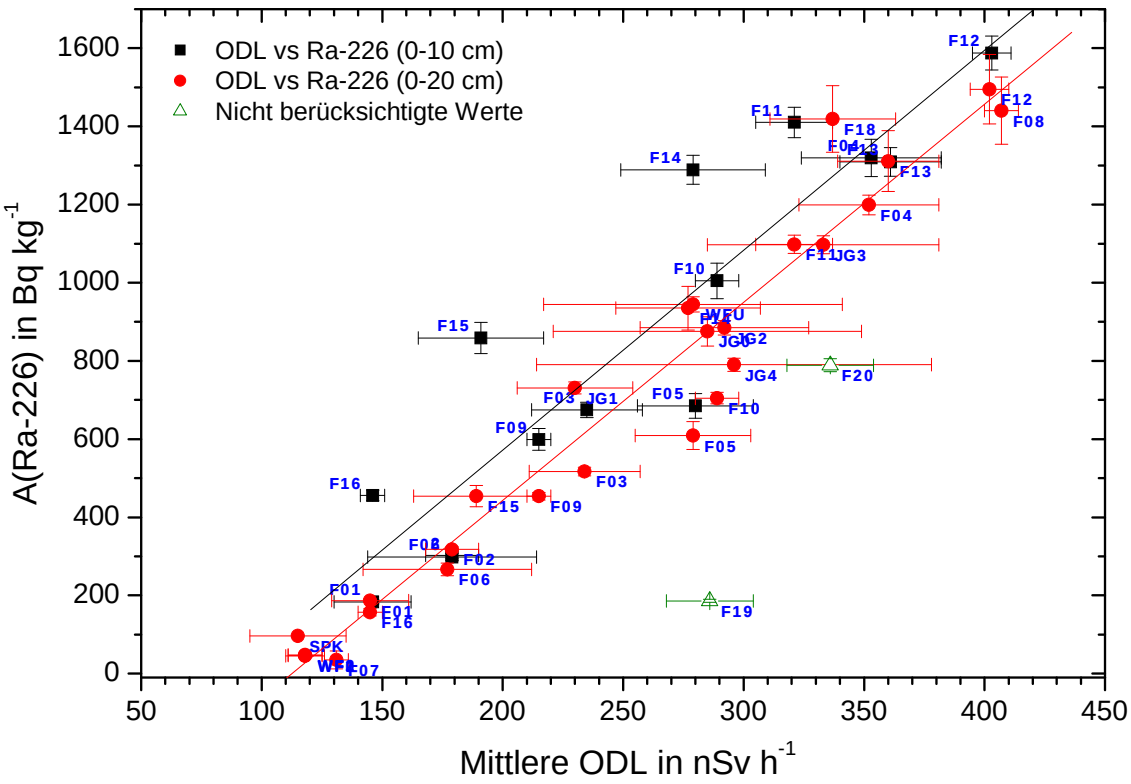

Abbildung 89. Zusammenhang zwischen spezifischer Aktivität von ^{226}Ra im Oberboden (0–10 cm, 0–20 cm) und ODL über der Probenahmefläche.

Wie Abbildung 89 zeigt, ist mit Ausnahme zweier Probenahmeflächen am Rheinberger Altrhein (F19 und F20) und an der Straßenbrücke (BR_L und BR_R, in der Abbildung nicht gezeigt) von einer guten Korrelation zwischen den Messwerten auszugehen. Bei der linearen Regression wurden die o.g. abweichenden Messwerte nicht berücksichtigt. Die aus den Daten des Rheinberger Altrheins und Jenneckes Gatt abgeleitete Regressionsgerade ergibt einen Zusammenhang zwischen ^{226}Ra und der gemessenen ODL für die Bodenschichten 0–10 cm bzw. 0–20 cm mit einer Steigung von 5,1 bzw. 4,7 Bq kg^{-1} je nSv h^{-1}.

Eine Ursache für die starke Abweichung der Probenahmeflächen BR_L und BR_R vom linearen Verhalten liegt an ihrem Standort am linken bzw. rechten Ufer unter der Straßenbrücke über die Fossa Eugeniana (Provinzialstraße Rheinberg). Die Flächen werden dort teilweise von der Brücke abgeschirmt und besitzen eine relativ geringe Mächtigkeit von < 10 cm, so dass die ODL nicht, wie im Modell angenommen, aus einer „dicken“ Ablagerung resultiert.

Die beiden Flächen am Rheinberger Altrhein, die in Abbildung 89 deutlich unter der Geraden liegen, gehören zur Weidefläche am linken Ufer und befinden sich mehr oder weniger am Hang. Dadurch erfasst die ODL-Messung bei F19 einen größeren Raumwinkel mit Boden als die im Modell angenommene 2π-Geometrie. Für F20 ist dieser Effekt weniger ausgeprägt.

Mit den Parametern aus Tabelle 82 und unter Berücksichtigung der Korrelation zwischen ^{226}Ra und den Radionukliden ^{238}U, ^{210}Pb, ^{228}Ra und ^{228}Th aus Tabelle 81 (Kapitel 5.5.4), können deren spezifische Aktivitäten im Oberboden abgeschätzt werden. Abbildung 90 zeigt eine Darstellung der zu erwartenden spezifischen Aktivitäten von ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb, ^{228}Ra und ^{228}Th für die Bodenschichten 0–10 cm und 0–20 cm in Abhängigkeit von der 1 m über dem Grund gemessenen ODL.

Tabelle 82. Statistische Daten zur Ortsdosisleistung[a] über den Boden-Probenahmeflächen, alle Angaben in nSv h^{-1}.

TF	n	AM	GM	EW	Min.	Med	P_{75}	P_{95}	Max.
F01	8	146 ± 16	$145 \times 1{,}1^{\pm 1}$	146	118	147	153	164	164
F02	2	179 ± 11	$179 \times 1{,}1^{\pm 1}$	179	171	179	187	187	187
F03	4	235 ± 23	$234 \times 1{,}1^{\pm 1}$	235	205	240	248	256	256
F04	37	353 ± 29	$352 \times 1{,}1^{\pm 1}$	353	286	361	378	393	395
F05	19	280 ± 24	$279 \times 1{,}1^{\pm 1}$	280	242	281	291	325	325
F06	2	179 ± 35	$177 \times 1{,}2^{\pm 1}$	181	154	179	204	204	204
F07	6	131 ± 5	$131 \times 1{,}0^{\pm 1}$	131	121	133	135	135	135
F08	30	407 ± 7	$407 \times 1{,}0^{\pm 1}$	407	391	406	412	418	420
F09	4	215 ± 5	$215 \times 1{,}0^{\pm 1}$	215	211	213	213	222	222
F10	11	289 ± 9	$289 \times 1{,}0^{\pm 1}$	289	274	289	299	302	302
F11	50	321 ± 16	$321 \times 1{,}1^{\pm 1}$	321	289	320	333	343	349
F12	33	403 ± 8	$402 \times 1{,}0^{\pm 1}$	403	389	403	407	414	420
F13	33	361 ± 21	$360 \times 1{,}1^{\pm 1}$	361	319	364	378	390	394
F14	33	279 ± 30	$277 \times 1{,}1^{\pm 1}$	279	209	279	299	335	335
F15	5	191 ± 26	$189 \times 1{,}1^{\pm 1}$	191	169	183	183	236	236
F16	4	146 ± 5	$145 \times 1{,}0^{\pm 1}$	146	139	147	149	150	150
F17	29	270 ± 21	$269 \times 1{,}1^{\pm 1}$	270	219	273	287	297	309
F18	33	338 ± 26	$337 \times 1{,}1^{\pm 1}$	338	297	334	354	390	398
F19	13	286 ± 18	$286 \times 1{,}1^{\pm 1}$	286	257	288	299	311	311
F20	30	337 ± 18	$336 \times 1{,}1^{\pm 1}$	337	305	336	350	366	372
BRL	10	293 ± 84	$282 \times 1{,}4^{\pm 1}$	295	167	296	374	408	408
BRR	9	216 ± 57	$209 \times 1{,}3^{\pm 1}$	218	131	217	258	287	287
JG0	121	292 ± 64	$285 \times 1{,}2^{\pm 1}$	292	161	290	324	412	485
JG1	29	231 ± 24	$230 \times 1{,}1^{\pm 1}$	231	161	234	246	260	272
JG2	33	294 ± 35	$292 \times 1{,}1^{\pm 1}$	295	212	305	314	350	373
JG3	28	336 ± 48	$333 \times 1{,}2^{\pm 1}$	336	214	333	372	415	420
JG4	31	305 ± 82	$296 \times 1{,}3^{\pm 1}$	305	208	289	340	476	485
SPK	33	116 ± 20	$115 \times 1{,}2^{\pm 1}$	116	97	109	126	173	174
WF1+2	58	118 ± 7	$118 \times 1{,}1^{\pm 1}$	118	100	119	123	130	137
WF1	26	118 ± 8	$118 \times 1{,}1^{\pm 1}$	118	100	120	123	129	130
WF2	32	118 ± 7	$118 \times 1{,}1^{\pm 1}$	118	100	118	122	132	137
WFU	27	285 ± 62	$279 \times 1{,}3^{\pm 1}$	286	182	290	338	373	393
HK0	166	192 ± 147	$156 \times 1{,}8^{\pm 1}$	187	86	118	244	519	805
HK1	65	330 ± 155	$298 \times 1{,}6^{\pm 1}$	330	135	306	409	598	805

[a] Umgebungsäquivalentdosisleistung 1 m über dem Grund, incl. des Beitrags der kosmischen Strahlung in Meereshöhe von ca. 32 nSvh^{-1}.

Symbole: TF = Teilfläche, n = Anzahl der Messwerte, AM = arithmetischer Mittelwert und Standardabweichung, GM = geometrischer Mittelwert und geometrische Standardabweichung, EW = Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung, Med = Median, Min. = Minimum, Max. = Maximum, P_{75} und P_{95} die 75 %- und 95 %-Perzentile.

Tabelle 83. Parameter[a] der linearen Regression zwischen spezifischer Aktivität von ^{226}Ra im Oberboden (0–10 cm, 0–20 cm) und der ODL 1 m über der Probenahmefläche.

Bodenschicht	*a*	u(*a*)	*b*	u(*b*)	R^2
0–10 cm	$-4{,}510 \cdot 10^{2}$	$1{,}730 \cdot 10^{2}$	$5{,}114 \cdot 10^{0}$	$6{,}458 \cdot 10^{-1}$	0,916
0–20 cm	$-5{,}042 \cdot 10^{2}$	$5{,}432 \cdot 10^{1}$	$4{,}656 \cdot 10^{0}$	$2{,}078 \cdot 10^{-1}$	0,976

[a] Parameter der linearen Funktion $A_{Ra\text{-}226}$ (Bq kg^{-1}) = a + b · ODL (nSv h^{-1})

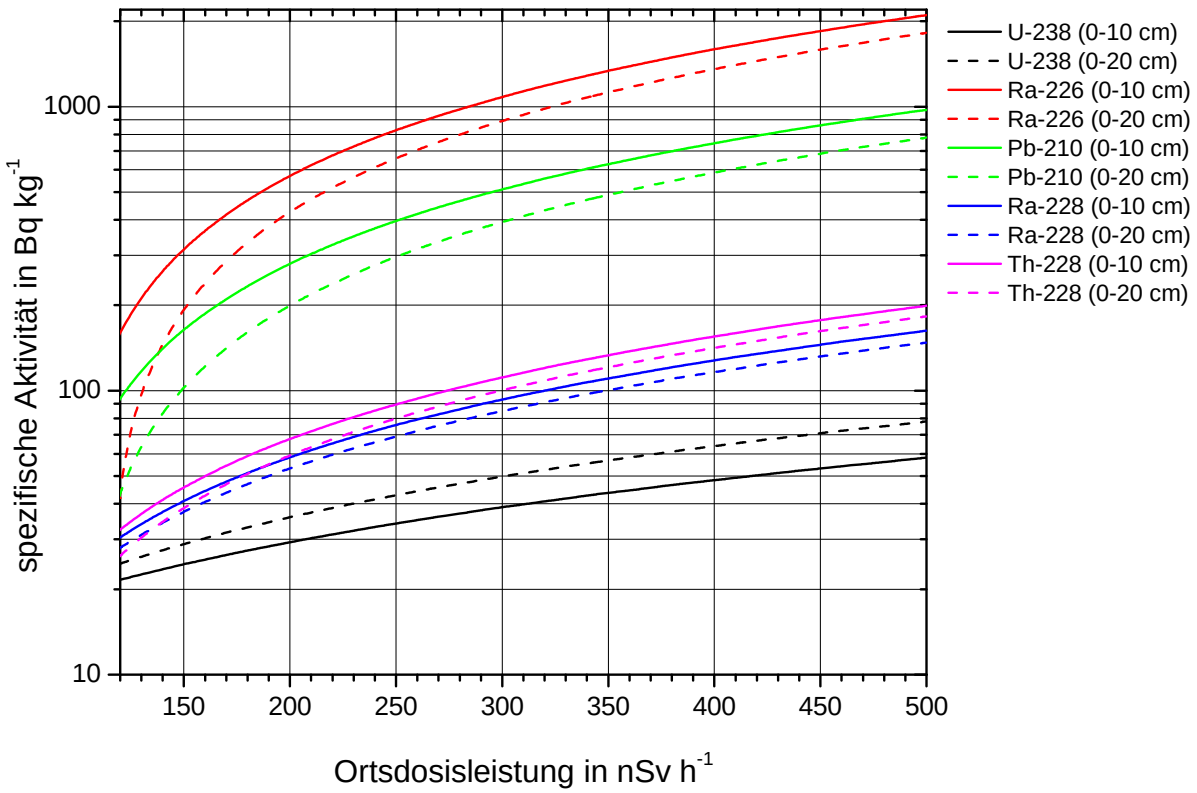

Abbildung 90. Spezifische Aktivitäten natürlicher Radionuklide im Oberboden (0–10 cm, 0–20 cm) in Abhängigkeit von der Ortsdosisleistung.

Sind die Konzentrationen von ^{238}U, ^{232}Th und ^{40}K in den untersuchten Böden bekannt, so kann die Ortsdosisleistung in 1 m Höhe über dem Grund berechnet werden. Die Dosisbeiträge für die Zerfallskette von ^{238}U bis ^{230}Th und von ^{232}Th selbst können dazu vernachlässigt werden. Ersetzt man ^{232}Th durch ^{228}Ra und ^{238}U durch ^{226}Ra, so erhält man die Möglichkeit, aus den Messwerten der massenbezogenen Aktivität im Oberboden (d = 20 cm) nach Gleichung (5.42) die Umgebungsäquivalentdosisleistung $H^*(10)$ zu berechnen (in dieser Arbeit als Ortsdosisleistung bezeichnet, vgl. Kapitel 7.2.1). Nach [Kem96] werden für das Berechnungsmodell die folgenden Annahmen gemacht:

- Die Verteilung der Elemente im Gesteinsverband wie auch der natürlichen Radionuklide wird als homogen angenommen, d.h. insbesondere lokal eventuell vorhandene An- oder Abreicherungen werden bei der Berechnung außer Acht gelassen.
- Die chemische Zusammensetzung der Böden sowie der saisonal variierende Wassergehalt in den Porenräumen des Bodens werden über die elementspezifischen Massenschwächungskoeffizienten abgeschätzt (vgl. Kapitel 4.4.7.1). Für die nachfolgend aufgeführten Berechnungen wird eine mittlere Zusammensetzung des Bodens mit 67,5 Gew.% SiO_2, 13,5 Gew.% Al_2O_3, 4,5 Gew.% Fe_2O_3 und 4,5 Gew.% CO_2 sowie ein Wassergehalt von 10 Gew.% angenommen.
- Die Schwankungsbreite der Lagerungsdichte bei humusarmen Böden liegt in der Größenordnung von 1,0 bis 2,0 g cm^{-3} (trocken). Für die Berechnungen wird ein sandiger Boden mit einer mittleren Trockendichte von 1,6 g cm^{-3} zugrunde gelegt.

- Die innerhalb der natürlichen Zerfallsreihen häufig anzutreffende Disäquilibrierung durch physikalische und geochemische Prozesse, insbesondere zwischen ^{238}U und ^{226}Ra, bzw. zwischen ^{226}Ra und seinen Tochternukliden, wird vernachlässigt. Da die Dosisbeiträge in der ^{238}U-Zerfallsreihe hauptsächlich von ^{226}Ra-Zerfallsprodukten resultieren, wird dessen Aktivität bei der Berechnung anstatt der des Mutternuklides ^{238}U angesetzt.

$$H^*(10) = \mathrm{f_D} \cdot \begin{bmatrix} A(\text{U-238}) \cdot \mathrm{g_{ext}}(\text{U-238}) + \\ A(\text{Th-232}) \cdot \mathrm{g_{ext}}(\text{Th-232}) + \\ A(\text{K-40}) \cdot \mathrm{g_{ext}}(\text{K-40}) \end{bmatrix} + H_{\mathrm{kosm}} \tag{5.42}$$

mit $H^*(10)$ = Umgebungsäquivalentdosis in 1 m Höhe am Expositionsort in nSv h^{-1},
$\mathrm{f_D}$ = Dichtekorrekturfaktor zur Berücksichtigung unterschiedlicher Bodendichten in Abhängigkeit des Wassergehaltes bzw. weitere Abweichungen vom Modell,
$\mathrm{g_{ext}}$ = Konversionsfaktoren zur Umrechnung der spezifischen Aktivität des Bodens (^{238}U, ^{232}Th, ^{40}K) in Umgebungsäquivalentdosis in nSv kg Bq^{-1} h^{-1} und
H_{kosm} = Anteil der kosmischen Strahlungskomponente und des Untergrundes an der Umgebungsäquivalentdosis (angenommen mit 32 nSv h^{-1}).

Für die Konversionsfaktoren $\mathrm{g_{ext}}$ in Gleichung (5.42) existieren in der Literatur [Bec72], [UNS88], [UNS93], [ICR94], [BMU99], und [UNS00] verschiedene Vorschläge, die in Tabelle 84 zusammengefasst sind. Zur weiteren Prüfung der Messdaten wurde analysiert, ob sich das Verhältnis zwischen den gemessenen spezifischen Aktivitäten im Rheinberger Altrhein und der ODL mit Gleichung (5.42) hinreichend beschreiben lässt. Die Ergebnisse sind ebenfalls in Tabelle 84 zusammengefasst.

Tabelle 84. Konversionsfaktoren für die Umrechnung der spezifischen Aktivität des Oberbodens in Umgebungsäquivalentdosisleistung $H^*(10)$ und Parameter der Anpassung an die Messdaten (Boden 0–20 cm).

Literatur[a]	$\mathbf{f_D}$	$\mathbf{g_{ext}(^{238}U)}$ [nSv kg Bq^{-1} h^{-1}]	$\mathbf{g_{ext}(^{232}Th)}$ [nSv kg Bq^{-1} h^{-1}]	$\mathbf{g_{ext}(^{40}K)}$ [nSv kg Bq^{-1} h^{-1}]	$\boldsymbol{H_{kosm}}$ [nSv h^{-1}]	$\boldsymbol{R^2}$
Beck (1972)	0,335	0,5750	0,8694	0,0550	92,6	0,968
UNSCEAR (1988)	0,391	0,4911	0,7613	0,0495	92,0	0,968
UNSCEAR (1993)	0,368	0,5302	0,7165	0,0476	93,7	0,969
ICRU (1994)	0,320	0,6107	0,7993	0,0552	93,8	0,969
UNSCEAR (2000)	0,368	0,5313	0,6946	0,0480	93,8	0,969
BglBb	0,406	0,5300	0,0000	0,0000	108,5	0,974

[a] Entnommen aus den Berichten [Bec72], [UNS88], [UNS93], [ICR94], [BMU99], und [UNS00].
[b] Umgerechnet aus den tabellierten Konversionsfaktoren für Luftkermaleistung $\dot{K}_a$ nach der Beziehung $H^*(10) = f_K \cdot K_a$ mit f_K = 1,15 Sv Gy^{-1}.

Wie die Ergebnisse zeigen, beschreiben alle aufgeführten Modelle die real gemessene ODL auf Grundlage der Bodenaktiviäten nur unzureichend, d.h. im Mittel werden die gemessenen ODL-Werte um einen Faktor von 2,6–3,1 überschätzt. Aus diesem Grund ist für die Berechnungen ein Dichtekorrekturfaktor $\mathrm{f_D}$ von 0,32–0,39 notwendig. Zudem wird ein y-Achsenabschnitt berechnet, der abzüglich der kosmischen Komponente (ca. 33 nSv h^{-1}) um ca. 60 nSv h^{-1} unterhalb der Messwerte liegt. Ein Vergleich der Korrelationskoeffizenten zeigt außerdem, dass die 3-Parameter-Modelle aufgrund der großen Dominanz von ^{226}Ra in den hier untersuchten Böden keine Vorteile bieten. Die Vorgehensweise nach [BMU99] unter

ausschließlicher Berücksichtigung der ^{226}Ra-Bodenaktivitäten ist bei dieser Situation klar im Vorteil.

Eine Ursache für die Abweichungen liegt im Massenbezug: Die Messwerte beziehen sich nach Kapitel 5.5.4 auf getrocknete Bodenproben, für die eine Lagerungsdichte von ca. 1,6 g cm^{-3} typisch ist. Die in situ Lagerungsdichte von bewachsenen Böden, insbesondere in Niederungsgebieten, ist deutlich geringer und liegt bei etwa 1,0 g cm^{-3}. Darüber hinaus enthält ein Volumenelement des Oberbodens neben den analysierten mineralischen Bodenkomponenten auch organisches Material wie z.B. Wurzeln, das bei der Analytik nicht berücksichtigt wurde. Nach einer Empfehlung von UNSCEAR 2000 [UNS00] ist bei durchschnittlichen Böden von einer Feuchtdichte von 1,6 g cm^{-3} und einem Wassergehalt von 30 Vol. % auszugehen, woraus ein Dichtekorrekturfaktor von f_D = 0,810 für die spezifische Aktivität resultiert. Bei eigenen Untersuchungen zur Bodendichte am Rheinberger Altrhein (Kapitel 5.5.4) wurden für die Bodenschichten 0–10 cm bzw. 0–20 cm Feuchtdichten von 1,16 ± 0,19 g cm^{-3} bzw. 1,17 ± 0,17 g cm^{-3} bei einem Wasseranteil von 45,4 ± 8,7 % bzw. 37,2 ± 8,9 % bestimmt. Aufgrund der hohen Wassergehalte der Böden ergibt sich ein Dichtekorrekturfaktor von f_D = 0,553 ± 0,106 bzw. 0,635 ± 0,152, welcher weit unterhalb der Angaben nach [UNS00] liegt.

Außerdem sind wahrscheinlich im Unterschied zu den von Schmidt [Sch01] untersuchten Bodenprofilen geringer aktive Ablagerungen an der Oberfläche vorhanden, die jüngerer Sedimentation entstammen. Unter Berücksichtigung der im Gegensatz zu den Annahmen des Modells stark inhomogenen Aktivitätsverteilung in den oberen Bodenschichten, erscheint der berechnete Dichtekorrekturfaktor von 0,320–0,391 plausibel.

Unabhängig von dem Zusammenhang zwischen massenbezogenen Aktivitäten und der Umgebungsäquivalentdosis kann Gleichung (5.42) genutzt werden, um die Anteile der einzelnen Zerfallsreihen an der gemessenen ODL zu beurteilen. Die mit den Parametern von [UNS00] berechneten Anteile der Zerfallsreihen von ^{238}U (hier repräsentiert durch ^{226}Ra), ^{232}Th (hier repräsentiert durch ^{228}Ra) und ^{40}K an der terrestrischen Komponente der ODL auf der Basis der Analysenergebnisse der Bodenproben sind in Abbildung 91 dargestellt. Die Abbildung zeigt, dass in unkontaminierten Böden nur etwa 30 % der ODL aus der ^{238}U-Reihe stammen, in den Bereichen mit erhöhter ODL über 200 nSv h^{-1} allerdings mehr als 80 % der Umgebungsstrahlung durch ^{226}Ra und seine Tochternuklide verursacht werden. Ergänzend dazu sind in den kontaminierten Böden ca. 10 bis 20 % der ODL auf ^{228}Ra und seine Tochternuklide zurückzuführen.

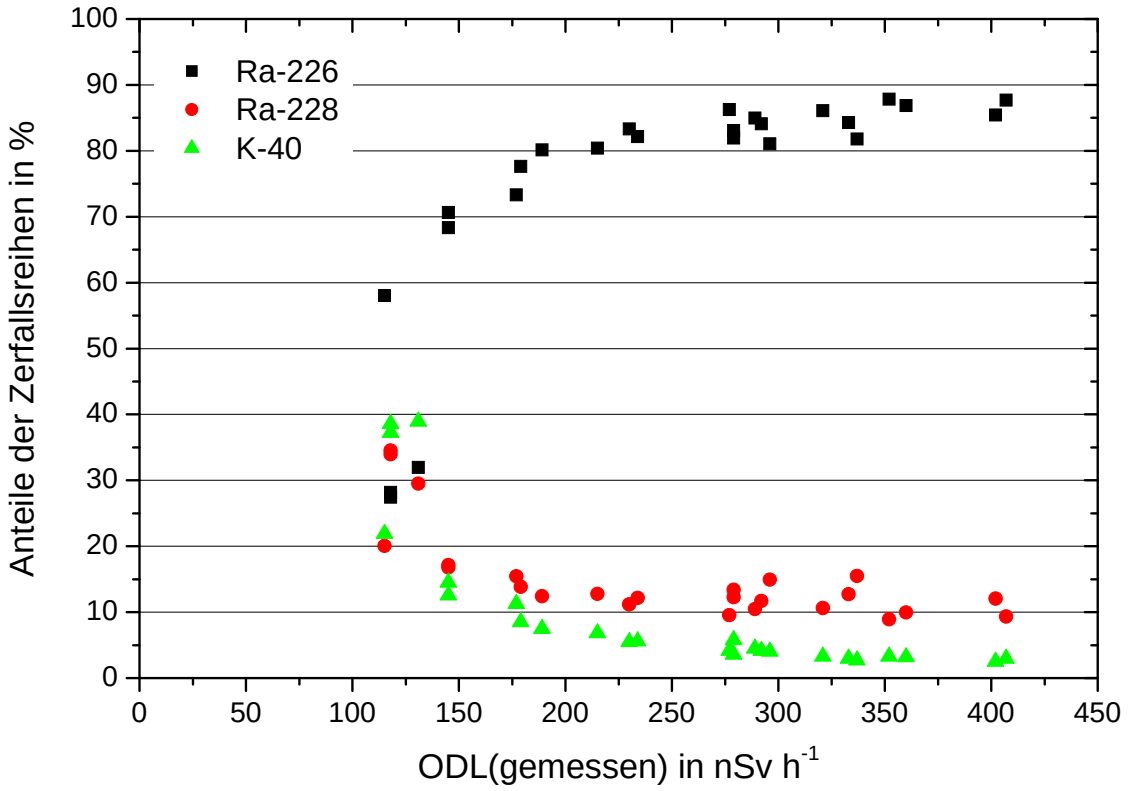

Abbildung 91. Anteile der natürlichen Zerfallsreihen von ^{238}U, ^{232}Th und von ^{40}K an der gemessenen Ortsdosisleistung (Bodenschicht 0–20 cm).

5.5.6 Radionuklidkonzentrationen in Grund- und Trinkwässern

5.5.6.1 Grundwasser

Das untersuchte Gewässersystem liegt im Bereich der Niederterrassen und der holozänen Talauen des Rheins. Die Grundwasser-Flurabstände betragen zwischen 3 m und 7 m. Grundwasserpumpanlagen (PAG) sind im Bereich der Gewässer nicht notwendig, um die nötigen Grundwasserflurabstände zu gewährleisten. Durch Gewässerpumpanlagen (PAV) wird die Fossa-Eugeniana über Geländehochpunkte gehoben. Mit einer Anzahl von Grundwassermessstellen werden Grundwasserstände und z.T. auch Grundwassergüte überwacht. Insgesamt ist festzustellen, dass das Grundwasser im Nahbereich der Fossa Eugeniana und des Rheinberger Altrheins durch Einträge aufgesalzener Wässer in seiner Beschaffenheit verändert ist. Für das vorliegende Gutachten wurden deshalb vor allem solche Messstellen beachtet, bei denen durch bergbaubedingte Aufsalzungen auch Radium in das Grundwasser eingetragen werden kann.

Zur Vorbereitung der Probenahmen und Auswahl geeigneter Messstellen für das Gutachten Fossa Eugeniana wurden Gewässerdaten der LINEG von ausgewählten Messstellen ausgewertet. Auf der Basis dieser Auswertungen wurden die in Tabelle 85 aufgeführten 8 Messstellen für eine erste Untersuchung ausgewählt und beprobt. Die Probenahme wurde am 13.und 14. September 2004 vom Zentrallabor der LINEG durchgeführt, wobei einige Grundwassermessstellen (GWMSt.) aufgrund von zu niedrigen Wasserständen nicht untersucht werden konnten. Das Untersuchungsprogramm beinhaltete die Bestimmung der Aktivitätskonzentrationen der natürlichen Radionuklide ^{238}U, ^{226}Ra, ^{228}Ra, ^{210}Pb und ^{40}K

mittels Gammaspektrometrie. Die Messung der ^{222}Rn-Konzentration war zudem an den Messstellen 1642-2, 2217, 1647, 1190, 1929, 1017, GB (Am Kanal 3), 1102 geplant.

Für die Probenahmeprotokolle mit den Messdaten der Feldparameter pH-Wert, Temperatur, Leitfähigkeit und Sauerstoffgehalt sowie die Auswertung der Gewässerdaten (LINEG) mit den Konzentrationen der Ionen Chlorid, Sulfat, Natrium, Kalium, Calcium und Magnesium wird auf den Abschlussbericht zum Gutachten [HGN05] verwiesen.

Tabelle 85. Beprobte Grundwassermessstellen am Niederrhein.

Gewässer	ProbeNr.	Anzahl
Rheinberger Altrhein, nördlicher Teil, oberhalb der Schleuse Ossenberg, rechtes Ufer	1102	1
Rheinberger Altrhein, nach Zulauf Jenneckes Gatt, rechtes Ufer	1017	1
Moersbach, nördlicher Teil, in Rheinberg, Gartenbrunnen, linkes Ufer	1929H	2
Fossa Eugeniana, nördlicher Teil bei A57, linkes Ufer	1190	1
Fossa Eugeniana, mittlerer Teil, unterhalb Einleiter Rossenray	1647	1
Fossa Eugeniana, mittlerer Teil, unterhalb der GWB[a] Rossenray, rechtes Ufer	2217	1
Fossa Eugeniana, südlicher Teil, unterhalb Zulauf Eyllsche Kendel	1642-2	1
Summe		*8*

[a] Grubenwasserbecken zur Sedimentation der Grubenwässer.

Eine Zusammenstellung der in den Grundwässern gemessenen Aktivitätskonzentrationen natürlicher Radionuklide sowie der Radonkonzentrationen kann Tabelle 86 bzw. Tabelle 87 entnommen werden. Auf die Angabe der Werte von ^{137}Cs wurde verzichtet, da alle Konzentrationen unterhalb der jeweils erreichten Nachweisgrenzen lagen. Die Angabe der Aktivitätskonzentrationen von ^{224}Ra erfolgt bezogen auf den Probenahmezeitpunkt.

Tabelle 86. Aktivitätskonzentrationen der natürlichen Radionuklide ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb, ^{228}Ra, ^{228}Th und ^{40}K in Grundwässern vom Niederrhein, Angaben in mBq L^{-1}.

GWMSt.	U-238	Ra-226	Pb-210	Ra-228	Th-228	K-40
1017[a]	< 87	< 6	< 95	< 17	< 14	110 ± 42
1102[a]	< 36	15 ± 2	< 47	17 ± 5	< 7	580 ± 33
1190[a]	< 78	8 ± 4	< 102	< 18	< 15	152 ± 46
1642-2[a]	< 73	10 ± 4	< 94	18 ± 11	< 12	< 76
1647[a]	< 72	11 ± 3	< 92	17 ± 8	< 13	164 ± 42
1929H[a]	< 74	< 6	< 94	< 17	< 12	224 ± 043
2217[a]	< 36	7 ± 2	< 47	16 ± 6	< 6	233 ± 34
Am Kanal[a]	< 87	5 ± 3	< 95	19 ± 11	< 13	217 ± 44
1102[b]	86 ± 9	13 ± 3	< 220	35 ± 7	106 ± 12	510 ± 30
2217[b]	96 ± 10	12 ± 2	< 150	42 ± 8	150 ± 17	780 ± 50

[a] Messung im Labor der Universität Duisburg-Essen.
[b] Messung im Labor des Vereins für Kernverfahrenstechnik und Analytik Rossendorf e.V. (VKTA).

Tabelle 87. Aktivitätskonzentrationen von ^{222}Rn in Grundwässern vom Niederrhein, alle Angaben in Bq L^{-1}.

GWMSt.	Datum	A(^{222}Rn)	u(A)
1.642/2	13.09.04	23,4	2,5
2.217	13.09.04	1,9	0,3
1.647	13.09.04	0,8	0,2
1.190	13.09.04	9,0	1,0
1.929	13.09.04	16,6	1,8
1.017	14.09.04	16,5	1,8
GB Am Kanal 3	14.09.04	8,0	0,9

Aus den in Tabelle 86 und Tabelle 87 aufgeführten Messergebnissen lassen sich für die Grundwässer im Untersuchungsgebiet folgende Schlussfolgerungen ableiten:

Die Konzentrationen der mittels Gammaspektrometrie gemessenen Radionuklide ^{238}U, ^{210}Pb, ^{228}Ra und ^{224}Ra liegen zumeist unter den jeweils erreichten Nachweisgrenzen. Bei den Messungen durch den VKTA konnten lediglich durch den Einsatz der ICP-MS Ergebnisse erzielt werden.

Die Aktivitätskonzentration von **^{238}U** wurde durch den VKTA mittels ICP-MS zu etwa 91 mBq L^{-1} ermittelt. Diese Konzentration entspricht einer Massenkonzentration von ca. 7,2 µg Uran pro Liter und liegt mit < 100 mBq L^{-1} im Bereich üblicher deutscher Hintergrundwerte für Grundwasser (vgl. Kapitel 5.3.1.4, Tabelle 47).

Durch die ICP-MS-Messungen wurde auch **^{232}Th** zu etwa 0,12–0,15 mBq L^{-1} (~ 0,03 µg L^{-1}) bestimmt. Aufgrund der geringen Löslichkeit von Thorium ist davon auszugehen, dass es sich hierbei um das an Schwebstoffe oder anorganisch gebundene Thorium handelt.

Die Radionuklide mit gammaspektrometrisch messbaren Konzentrationen sind **^{40}K, ^{226}Ra** und **^{228}Ra**. ^{40}K ist ein Indikator des Salzgehaltes und zeigt die Mineralisation der Wässer an. Trotz der wesentlich geringeren Mineralisation des Grundwassers verglichen mit den Oberflächenwässern, zeigt die Aktivitätskonzentration von ^{40}K in Abhängigkeit der Leitfähigkeit mit 0,1 mBq L^{-1} je µS cm^{-1} eine ähnliche Steigung wie die bei den Oberflächenwässern. Als nicht plausibler Ausreißer wurde der Messwert der Probe 2217 eingestuft. Die Ursache dieses Messbefundes ist nicht bekannt.

Grundsätzlich zeigt diese Auswertung ein konsistentes Bild mit sehr niedrigen **^{226}Ra**-Konzentrationen von 10 ± 5 mBq L^{-1}, wobei eine signifikante Abhängigkeit zur Mineralisation nicht erkennbar ist. Im Rahmen der Messunsicherheiten sind die Ergebnisse der beiden Labors Essen und VKTA hinreichend übereinstimmend.

Auch für das Nuklid **^{228}Ra** sind die Messbefunde generell sehr niedrig und liegen unter 50 mBq L^{-1}. Allerdings unterscheiden sich die Messergebnisse der beiden Labors um einen Faktor 2–3. Es ist daher derzeit nicht eindeutig festzustellen, ob die höheren Konzentrationen von ^{228}Ra im stärker mineralisierten Grundwasser einen realen Befund widerspiegeln oder nicht.

Die gemessenen **^{222}Rn**-Konzentrationen sind als gering bis mittel einzustufen. Mit einem arithmetischen Mittelwert von 12,1 Bq L^{-1} liegen sie im natürlich vorkommenden, durchschnittlichen Wertebereich. Die sehr geringen Radonkonzentrationen der Grundwasserproben 2.217 und 1.647 sind vermutlich auf einen Radonverlust bei den Probenahmen zurückzuführen.

5.5.6.2 Trinkwasser

Proben von Trinkwasser der im Untersuchungsgebiet lebenden Bevölkerung konnten im Rahmen des Gutachtens nicht untersucht werden. Vom Wasserwerk Moers-Gerdt wurden aber die Analysenergebnisse von Roh- und Reinwasser zu Verfügung gestellt, die dem örtlichen Trinkwassergewinnungsgebiet im Binsheimer Feld entstammen. Die gemessenen Aktivitätskonzentrationen der natürlichen Radionuklide ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb, ^{210}Po und ^{228}Ra sowie einiger Tochternuklide sind in Tabelle 88 zusammengestellt. Radon (^{222}Rn) wurde informell mitgemessen, ist aber für die Beurteilung der Einhaltung von Richtwerten nicht relevant.

Tabelle 88. Aktivitätskonzentrationen der natürlichen Radionuklide ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb, ^{210}Po und ^{228}Ra im Trinkwasser aus dem Binsheimer Feld, nach Angaben des Wasserwerkes Moers-Gerdt; Aktivitäten in mBq L^{-1}.

Nuklid	Rohwasser	Reinwasser
U-238	8	8,7
U-234[a]	8	8,7
U-235[a]	0,38	0,41
Pb-210	< 2	3,5
Po-210	0,75	1,2
Ra-226	2,4	2,0
Ra-228	< 2,6	3,3
Rn-222	17.000	13.000

[a] abgeschätzt aus der Aktivitätskonzentration des Mutternuklids ^{238}U.

Für die Bewertung der Messergebnisse lassen sich folgende Aussagen treffen:

Für die Dosisbestimmung nach **Trinkwasserverordnung** (TrinkwV) und damit die Überprüfung der Richtwerte sind dabei vor allem die Radionuklide **^{228}Ra** und **^{226}Ra** zu beachten [Tri03]. ^{238}U trägt nur wenig zur Dosis bei, wobei Radon vernachlässigt werden kann. Es kann gegebenenfalls zur Bewertung der Radonherkunft an Arbeitsplätzen nach Anlage XI Teil A StrlSchV [Str01] genutzt werden.

Zur Prüfung auf Einhaltung der Richtdosis nach TrinkwV muss eine Dosisberechnung durchgeführt werden, da sich die verschiedenen Radionuklide in ihrer radiologischen Wirkung unterscheiden und die gemessenen Aktivitätskonzentrationen nicht miteinander verglichen werden können. Die Strahlenexposition, die die Bevölkerung durch die Aufnahme der im Trinkwasser vorhandenen Radionuklide erfährt, erhält man durch Multiplikation des Trinkwasserkonsums mit der Aktivitätskonzentration und einem Dosiskoeffizienten. Da die TrinkwV Radontochternuklide ausklammert, bleiben bei der Berechnung die Dosisbeiträge von ^{210}Pb und ^{210}Po außer Betracht. Bei der Dosisberechnung wurden Messwerte von Einzelparametern, die unter den Nachweisgrenzen lagen, durch die Nachweisgrenze als maximalen Wert angesetzt. Damit wird gewährleistet, dass die ermittelte Dosis eventuell konservativ ausfällt. Genauere Angaben zum Berechnungsverfahren finden sich im Kapitel 7: Modellierung von Strahlenexpositionen.

Die Ingestionsdosis nach TrinkwV beträgt für die Gruppe der Kleinkinder (< 1 a) mit der höchsten Exposition 0,020 mSv a^{-1} (Reinwasser). Damit wird der **Dosisrichtwert der TrinkwV von 0,1 mSv a^{-1} deutlich unterschritten**. Etwas höhere Expositionen ergeben sich, wenn die Nuklide ^{210}Pb und ^{210}Po berücksichtigt werden. Auch diese Werte liegen jedoch mit 0,002–0,03 mSv a^{-1} für alle Altersgruppen deutlich unter 0,1 mSv a^{-1}.

Die festgestellten Aktivitätskonzentrationen liegen zumeist unter den Durchschnittswerten natürlicher Radionuklide in deutschen Trinkwässern (vgl. Kapitel 5.3.1.4, Tabelle 48) und können daher zur Abschätzung der regionalen Hintergrundwerte für Trinkwasser genutzt werden. Das im Binsheimer Feld gewonnene Trinkwasser zeigt damit keinerlei Hinweise auf anthropogene, speziell bergbaubedingte Erhöhungen der Radionuklidkonzentrationen.

5.5.7 Radionuklidkonzentrationen in Oberflächenwässern

Für die Vorbereitung der Probenahmen und Auswahl geeigneter Probenahmestellen wurden Gewässerdaten der LINEG von ausgewählten Messstellen ausgewertet. Auf der Basis dieser Auswertungen wurden die in Tabelle 89 aufgeführten 19 Probenahmepunkte ausgewählt und beprobt. Die geographische Lage der Entnahmepunkte für Oberflächenwässer ist zusätzlich in Abbildung 92 dargestellt.

Zusätzlich wurde eine Monitoringbeprobung von Oberflächenwasser im Untersuchungsgebiet durchgeführt, um die zeitliche Variabilität der Radionuklidkonzentrationen eingrenzen zu können. Das Programm war auf insgesamt 6 Probenahmestellen an den Einleitern (Friedrich Heinrich 1/2 und 4, Rossenray), an der Fossa Eugeniana (Fossastraße Rheinberg), am Rheinberger Altrhein und an der Eyllschen Kendel festgelegt.

Die gesamte Beprobung der Gewässer im Untersuchungsgebiet erfolgte durch die Universität Duisburg-Essen. Am 1. Juni und 15. Juli 2004 wurde die einmalige Probenahme ausgeführt und daraufhin im Zeitraum von Oktober 2004 bis Februar 2005 die monatlichen Monitoringbeprobungen (M1–M5).

Tabelle 89. Probenahmestellen für Oberflächenwasser am Niederrhein.

Gewässer	Probenahmestellen	Anzahl	PNr.
R. Altrhein	- Vor Ossenberger Schleuse	2	16
	- Zentralbereich mit angrenzender Weidenutzung		17
Moersbach	- Zulauf, Bereich Bahnhofstraße	1	14
Jenneckes Gatt	- Jenneckes Gatt	1	15
Fossa Eugeniana	- Unterlauf, Rheinberg Fossastraße	6	13
	- Einmündung Druckleitung Pattberg		12
	- Straßenbrücke B 510		11
	- Einleitstelle Schacht Rossenray (1/2)		10 (a, b)
	- Nach Einleitstelle Schacht Rossenray (1/2)		9
	- Einmündung Große Goorley		8
Große Goorley	- Einleitungen Friedrich Heinrich (1/2)	3	19 (a, b)
	- Nach Einleitungen Friedrich Heinrich (1/2)		6
	- Vor Mündung in Fossa Eugeniana		7
Eyllsche Kendel	- Südgrenze Untersuchungsbereich	1	5
Issumer Fleuth	- Mündung in Fossa Eugeniana	2	4
	- Einlauf Durchstich Hoerstgener Kendel		3
Hoerstgener Kendel	- Nordwestlicher Gewässerteil	3	1
	- Südöstlicher Gewässerteil		2
	- Einleitung Friedrich Heinrich (4)		18
	Summe	*19*	

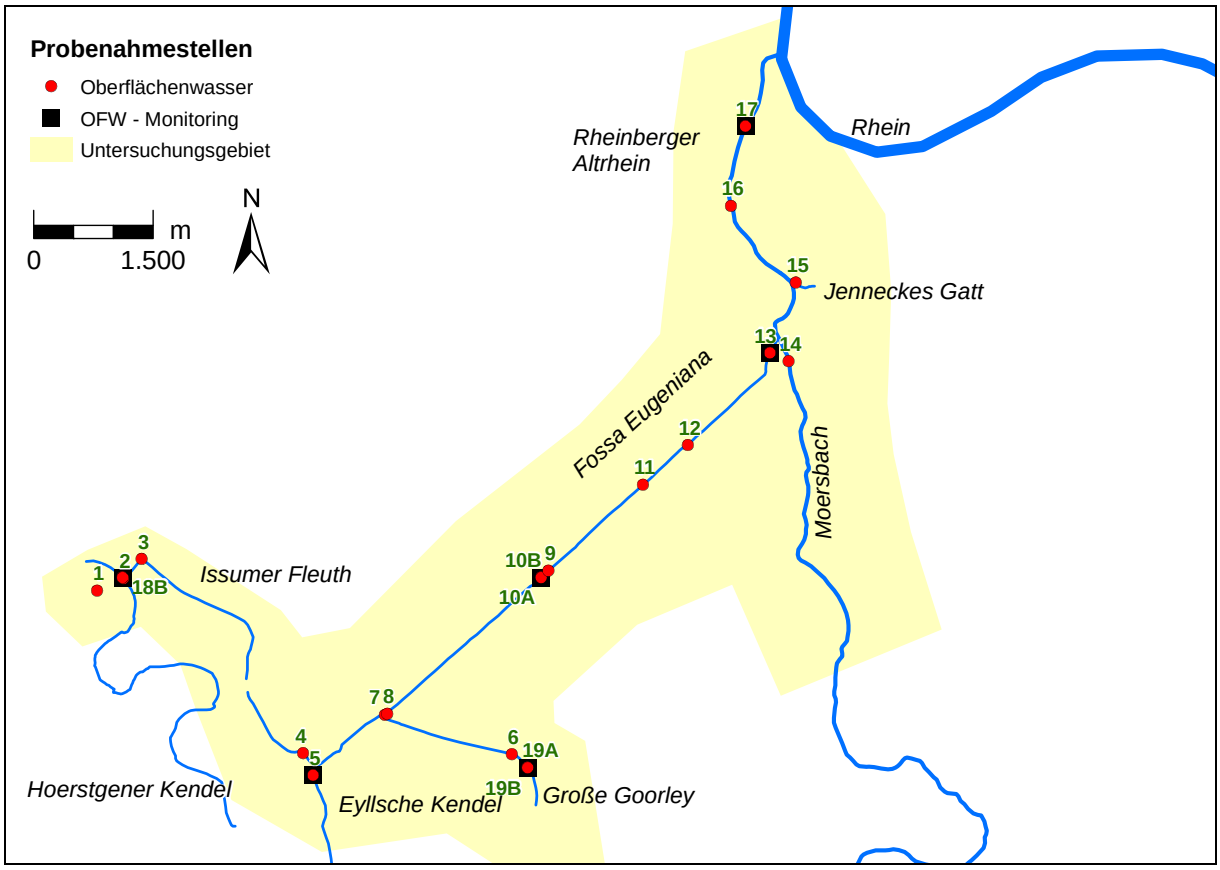

Abbildung 92. Übersichtskarte der Probenahmestellen für Oberflächenwässer bei der regulären und Monitoringbeprobung.

Eine Zusammenstellung der in den Oberflächenwässern gemessenen Aktivitätskonzentrationen natürlicher Radionuklide kann Tabelle 90 entnommen werden. Auf die Angabe der Werte von ^{137}Cs wurde verzichtet, da alle Konzentrationen unterhalb der jeweils erreichten Nachweisgrenzen lagen. Die Angaben von ^{224}Ra für die Messungen des VKTA erfolgen bezogen auf den Probenahmezeitpunkt und wurden aus 2 zeitlich versetzten Einzelmessungen rückgerechnet. Die Universität Essen analysierte die Proben erst nach längerer Lagerzeit, so dass von einem weitgehenden Zerfall des ^{224}Ra ausgegangen werden kann. Die angegebenen Werte für ^{224}Ra entsprechen in diesem Fall den ^{228}Th Aktivitätskonzentrationen des Wassers. Bei den Ergebnissen der Monitoringbeprobung wurden lediglich die gemittelten Messwerte über den Nachweisgrenzen für ^{226}Ra und ^{40}K angegeben, diese sind in Tabelle 91 aufgeführt.

Aus den in Tabelle 90 und Tabelle 91 aufgeführten Messergebnissen lassen sich für die Oberflächenwässer im Untersuchungsgebiet folgende Schlussfolgerungen ableiten:

Die Ergebnisse zeigen, dass in den untersuchten Wässern die Konzentrationen der Radionuklide ^{238}U, ^{210}Pb, ^{228}Ra und ^{228}Th gering sind und vielfach unter den Nachweisgrenzen liegen. Ein einziger, gegenüber den anderen Proben auffällig erhöhter Messwert für ^{238}U (gemessen als ^{234}Th) am Einleiter Rossenray von 220 mBq L^{-1} ist nicht als ^{238}U-Konzentration aufzufassen, sondern als erhöhte ^{234}Th-Konzentration.

Die Radionuklide mit überwiegend messbaren Konzentrationen über der Nachweisgrenze sind **^{226}Ra** und **^{40}K**.

Tabelle 90. Aktivitätskonzentrationen der natürlichen Radionuklide ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb, ^{228}Ra, ^{224}Ra und ^{40}K in Oberflächenwässern vom Niederrhein, Aktivitäten in mBq L^{-1}.

PNr.	U-238	Ra-226	Pb-210	Ra-228	Ra-224	K-40
1[a]	< 200	20 ± 10	< 250	< 80	< 10	250 ± 120
2[a]	< 200	< 20	< 260	< 80	< 10	< 240
2[b]	13,5 ± 1,4	3,4 ± 1,0	6,6 ± 2,0	7,2 ± 1,4	3,2 ± 0,5	182 ± 18
3[a]	< 200	< 20	< 300	< 90	< 10	< 230
4[a]	< 190	< 20	< 250	< 80	< 10	< 220
5[a]	< 190	< 20	< 290	< 70	< 10	< 220
6[a]	< 210	70 ± 10	< 270	80 ± 40	< 10	2.890 ± 180
7[a]	< 210	70 ± 10	< 300	< 90	< 10	2.600 ± 180
8[a]	< 250	40 ± 10	< 310	< 90	< 10	980 ± 150
9[a]	220 ± 150	30 ± 10	< 250	< 80	< 10	1.670 ± 160
10A[a]	< 430	120 ± 20	< 540	< 180	< 30	7.100 ± 410
10B[a]	< 410	110 ± 20	< 530	< 150	< 20	7.670 ± 410
10[b]	10,7 ± 1,1	63 ± 19	< 160	52 ± 19	9,9 ± 1,7	7.400 ± 400
11[a]	< 200	30 ± 10	< 260	< 80	< 10	1.450 ± 150
12[a]	< 200	< 20	< 250	< 80	< 10	300 ± 120
13[a]	< 200	40 ± 10	< 280	< 80	< 10	1.420 ± 150
14[a]	< 190	< 20	< 280	< 80	< 10	< 220
15[a]	< 230	< 20	< 280	< 70	< 10	< 230
16[a]	< 200	30 ± 10	< 260	< 80	< 10	830 ± 140
17[a]	< 200	20 ± 10	< 270	< 70	< 10	810 ± 140
18A[a]	< 410	110 ± 20	< 610	< 160	< 30	4.480 ± 350
18B[a]	< 410	70 ± 20	< 600	< 160	< 30	4.540 ± 340
19A[a]	< 560	60 ± 1	< 690	< 200	< 30	4.570 ± 390
19B[a]	< 380	130 ± 19	< 160	< 160	< 30	4.880 ± 340

[a] Messung im Labor der Universität Duisburg-Essen.
[b] Messung im Labor des Vereins für Kernverfahrenstechnik und Analytik Rossendorf e.V. (VKTA).

Tabelle 91. Arithmetische Mittelwerte der Aktivitätskonzentrationen von ^{226}Ra und ^{40}K aus der Monitoringbeprobung von Oberflächenwässern vom Niederrhein, Aktivitäten in mBq L^{-1}

Bezeichnung	PNr.	Ra-226[a]	Ra-226[b]	K-40[a]	K-40[b]
Eyllsche Kendel	5	< 6	< 6	160	146
Einleiter Rossenray	10	63 ± 30	152 ± 106	4.180	4.870
Fossa Eugeniana	13	23 ± 3	37 ± 18	1.310	1.360
Rheinberger Altrhein	16	7	26	820	820
Einleiter Hoerstgen	18	49	68	4.630	3.670
Einleiter Friedrich H.	19	47	95	4.180	4.190

[a] Messwert für die 0,45 µm-filtrierte Probe.
[b] Messwert für die unfiltrierte Probe.

Der Kaliumgehalt, gemessen über die Aktivitätskonzentration von **^{40}K**, ist ein Indikator des Salzgehaltes und zeigt die Mineralisation der Wässer an. Da es gammaspektrometrisch einfach messbar ist und mit der bei der Probenahme ebenfalls bestimmten Leitfähigkeit korreliert sein sollte, eignet es sich gut zur Prüfung der Messergebnisse auf Plausibilität. Die Ergebnisse für die Oberflächenwässer zeigen, dass praktisch alle ^{40}K-Messungen gut mit der Leitfähigkeit korrelieren und auch die Übereinstimmung von Messungen der Universität Duisburg-Essen mit denen des VKTA im Rahmen der Messunsicherheit gegeben ist. Die Messwerte können durch eine Gerade mit der Steigung von 0,12 mBq L^{-1} je 1 µS cm^{-1} angepasst werden.

Zur Veranschaulichung der Abhängigkeit der Messwerte von **^{226}Ra** wurden diese in Abbildung 93 in Bezug zum Indikator ^{40}K dargestellt. Die Abbildung enthält ebenfalls die Ergebnisse der Kontrollanalytik des VKTA und die zugehörigen Messungen der Universität Essen in jeweils eigener Signatur. Die Abbildung zeigt, dass sich die ^{226}Ra-Konzentrationen mit der Mineralisation erhöhen. In erster Näherung ist ein Trend erkennbar, der ausgehend von den niedrigen Werten bergbaulich unbeeinflusster Wässer zu höheren Werten in den bergbaulich beeinflussten Wässern zeigt. Dieses Ergebnis ist plausibel und zeigt die generelle Richtigkeit und Verwendbarkeit der Messergebnisse. Die analysierten Vergleichsproben stammen vom Einleiter Rossenray mit einem hohen Salzgehalt und hoher ^{40}K-Aktivität und wurden sowohl in Essen als auch vom VKTA als Doppelmessung an 2 Proben ausgeführt. Ein Vergleich der Messwerte des VKTA mit der Universität Essen lässt zumindest die Möglichkeit erkennen, dass die Konzentrationen der Universität Essen etwas höher ausfallen.

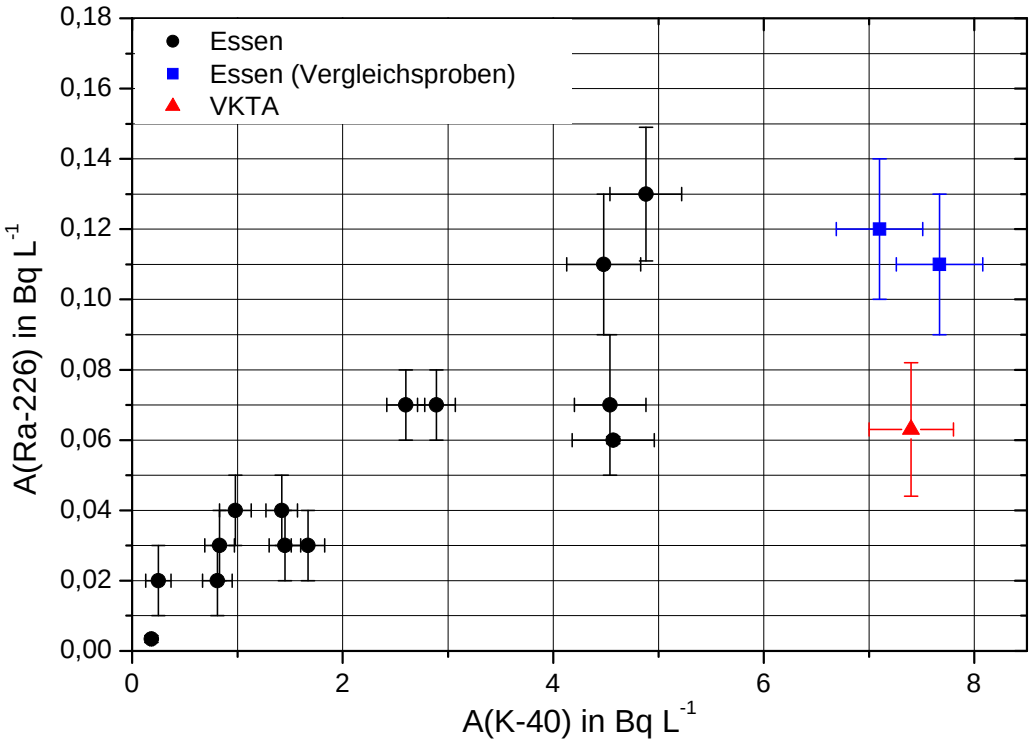

Abbildung 93. Messwerte der Aktivitätskonzentrationen von ^{226}Ra über ^{40}K in ausgewählten Oberflächenwässern vom Niederrhein.

5.5.8 Radionuklidkonzentrationen in Biomaterialien

Für die radiologische Beurteilung der Situation am Rheinberger Altrhein und in der Fossa Eugeniana ist die Kenntnis der spezifischen Aktivitäten natürlicher Radionuklide in Weidegras und in den dort lebenden und zum Verzehr geeigneten Tieren von ausschlaggebender Bedeutung. Daher wurden die Weideflächen am Altrhein als Probenahmeflächen nach den Messanleitungen zur Überwachung der Umweltradioaktivität [BMU92a] ausgewählt. Zur Gewinnung von Fischproben wurden die durch Grubenwässer des Steinkohlenbergbaus belasteten Gewässerabschnitte der Fossa Eugeniana und des Rheinberger Altrheins sowie ein unbelastetes Referenzgewässer ausgewählt. Die Bereitstellung von zum Verzehr geeigneten Kleintieren (Nutria, Kaninchen) sollte ausschließlich aus den Weide- und Wiesenflächen um den Rheinberger Altrhein erfolgen.

Durch Bestimmung der spezifischen Aktivitäten in Weidegras und Fleisch sollten die Grundlagen zur Ermittlung der Ingestionsdosis über den Expositionspfad Weide-Kuh-Milch, Weide-Kuh-Fleisch bzw. Ingestion von Fisch und Fleisch geschaffen werden.

Die Entnahme von Biomaterialien für das Gutachten Fossa Eugeniana erfolgte zu verschiedenen Zeitpunkten. Die Elektrobefischung wurde im Auftrag der LINEG durch einen Spezialisten vom 25. bis 27. September 2004 durchgeführt. Im Januar 2005 wurden die zur Untersuchung benötigten Nutrias durch einen von der LINEG beauftragten Jäger mittels Tierfallen eingefangen. Die im März 2005 erlegten Kaninchen wurden ebenfalls durch einen Jäger bereitgestellt. Am 26. April 2005 wurden auf den Weideflächen am Rheinberger Altrhein Grasproben mit Unterstützung durch die LINEG entnommen. Eine Übersicht über die Kenndaten der untersuchten Biomaterialien und die Analysenergebnisse gibt Tabelle 92 bzw. Tabelle 93.

Tabelle 92. Kenndaten der untersuchten Biomaterialien vom Niederrhein.

Code	Probe	Gebiet	Anzahl	FM/TM[a]	Ausbeute[b]
WEI	Weidegras	R. Altrhein	20 Teilproben	20,7 kg / 3,2 kg	11,44 %[d]
FAA	Fisch (Aal)	Fossa E.	23 Tiere	7,2 kg / 3,3 kg	0,95 %
AAL	Fisch (Aland)	R. Altrhein	8 Tiere	5,9 kg / 3,3 kg	1,38 %
RAA[c]	Fisch (Aal)	Referenzg.	23 Tiere	8,5 kg / 4,7 kg	1,01 %
NUT	Nutria	R. Altrhein	3 Tiere	- / 3,2 kg	1,96 %
KAN	Kaninchen	R. Altrhein	2 Tiere	- / 1,7 kg	1,33 %

[a] (FM) Frischmasse bezogen auf unbehandelte Probe bzw. Lebendgewicht der Tiere, (TM) Trockenmasse bezogen auf konstantgetrocknete Probe bzw. essbaren Anteil an Muskelfleisch.
[b] Aschausbeute aus dem Verhältnis Aschegewicht zu Trockengewicht bzw. verzehrbarer Anteil.
[c] Probe aus Referenzgebiet zur Bestimmung von Vergleichswerten.
[d] Die Gesamtausbeute (Aschemasse/Frischmasse) ergibt sich aus beiden Anteilen zu 1,75 %.

Tabelle 93. Spezifische Aktivitäten der natürlichen Radionuklide ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb, ^{228}Ra, ^{228}Th und ^{40}K in Biomaterialien (FM) vom Niederrhein.

Code	U-238 [mBq kg^{-1}]	Ra-226 [mBq kg^{-1}]	Pb-210 [mBq kg^{-1}]	Ra-228 [mBq kg^{-1}]	Th-228 [mBq kg^{-1}]	K-40 [Bq kg^{-1}]
WEI[a]	133 ± 37	239 ± 7	1.324 ± 140	245 ± 18	104 ± 6	180 ± 7
FAA[b]	< 124	15 ± 6	< 152	< 52	13 ± 3	34,3 ± 1,8
AAL[b]	< 179	22 ± 9	< 220	< 76	10 ± 4	117,7 ± 6,1
RAA[b]	< 212	18 ± 8	332 ± 133	< 87	< 17	72,6 ± 3,8
NUT[a]	< 284	602 ± 25	< 629	< 92	90 ± 10	160 ± 7
KAN[a]	-	-	-	-	-	-
BglBb-WEI[c]	50	100	150	100	20	-
[Vah04][d]	67 ± 59	131 ± 147	2.352±1.529	157 ± 112	112 ± 80	114 ± 38
BglBb-FIS[e]	20	100	200	100	25	-
BglBb-FLE[f]	10	50	50	50	2	-

[a] Messung im Labor der Universität Hannover (ZSR).
[b] Messung im Labor des Vereins für Kernverfahrenstechnik und Analytik Rossendorf e.V. (VKTA).
[c] Untergrundwerte für Weidegras nach den Berechnungsgrundlagen Bergbau [BMU99].
[d] Untergrundwerte für Weidegras aus Niedersachsen [Vah04], umgerechnet auf Feuchtmasse mit einem mittleren Trockenanteil von 19,6 % nach [Far88].
[e] Untergrundwerte für Fischfleisch nach den Berechnungsgrundlagen Bergbau [BMU99].
[f] Untergrundwerte für Fleisch (Schwein, Rind) nach den Berechnungsgrundlagen Bergbau [BMU99].

Wie die in Tabelle 93 aufgeführten Messergebnisse für **Weidegras** zeigen, liegen die spezifischen Aktivitäten von ^{238}U, ^{226}Ra und ^{228}Ra um einen Faktor von ca. 2 über den Hintergrundwerten der Berechnungsgrundlagen Bergbau, die Messwerte für ^{210}Pb sogar um einen Fakor 9. Ein Vergleich mit den von Vahlbruch [Vah04] in Weide- und Wiesenbewuchs aus Niedersachsen gemessenen spezifischen Aktivitäten (n = 13) zeigt jedoch, dass diese Werte noch im oberen Bereich des natürlichen Hintergrundes liegen. Für ^{210}Pb wurde von Vahlbruch sogar ein gegenüber den Untergrundwerten nach [BMU99] 16-fach erhöhter Wert gemessen. Dieser Befund ist nicht ungewöhnlich, da ^{210}Pb zum größten Teil durch atmosphärische Deposition auf die Weidepflanzen aufgetragen wird und damit großen zeitlichen Schwankungen unterworfen ist (vgl. Kapitel 5.3.6). Ein weiterer mit starken Unsicherheiten behafteter Faktor ist das Feuchtgewicht der Probe. Dessen Ermittlung als Bezugsgröße ist vor allem bei Proben wie Gras oder Stroh sehr schwierig, da bereits Schwankungen der Luftfeuchtigkeit kurz vor der Probenahme zu Variationen im Feuchtgewicht um einen Faktor zwei führen können. Bei den hier diskutierten Grasproben wurde an 12 Teilproben ein mittlerer Trockenanteil von 15,3 ± 0,9 % ermittelt, der relativ gut mit dem Literaturwert [Far88] von 19,6 % übereinstimmt.

Die gemessenen spezifischen Aktivitäten bzw. die erreichten Nachweisgrenzen für die **Fisch**proben liegen in allen Gebieten und für alle natürlichen Radionuklide weit unter den Hintergrundwerten der Berechnungsgrundlagen Bergbau [BMU99]. Lediglich für ^{238}U kann aufgrund der hohen Nachweisgrenzen eine erhöhte Belastung nicht ausgeschlossen werden. Dieser Fall ist aber sehr unwahrscheinlich, da durch die Ableitungen des Steinkohlenbergbaus grundsätzlich keine erhöhten Urankonzentrationen in den betroffenen Gewässern resultieren (vgl. Kapitel 5.5.7).

In den Proben der **Nutrias** wurden im Vergleich zu den Hintergrundwerten der Berechnungsgrundlagen Bergbau für Fleisch stark erhöhte spezifische Aktivitäten von ^{226}Ra und ^{228}Th gefunden, wobei insbesondere der Wert für ^{226}Ra um einen Faktor 12 über dem Hintergrundwert lag. Für die übrigen natürlichen Radionuklide kann keine Aussage getroffen werden, da die mit der Gammaspektrometrie erreichten Nachweisgrenzen für eine Beurteilung nicht ausreichen. Der erhöhte Gehalt an ^{226}Ra kann auf einen unzureichend vom Knochenmaterial separierten Anteil an Muskelfleisch in der untersuchten Probe erklärt werden.

Die zur Verfügung gestellten **Kaninchen** reichten wegen des zu geringen Anteils an Muskelfleisch für eine gammaspektrometrische Untersuchung nicht aus. Eine Aktivitätsbestimmung konnte deshalb nicht durchgeführt werden.

5.5.9 Radon-Exhalation

Nach dem Untersuchungskonzept des Gutachtens Fossa Eugeniana [HGN05] sollte auf flächenhaft kontaminierten Böden in der Nähe sensibler Nutzungen die Radon-Exhalationsrate bestimmt werden. Dazu wurden die bereits bei der Diskussion der Bodenproben in Kapitel 5.5.4 gezeigten Flächen (F04–F07, F12–F15) im Rheinberger Altrhein ausgewählt (Abbildung 79). Ziel dieser Messungen war die Erhebung von Kenngrößen für die Ermittlung von ^{222}Rn-Inhalationsdosen.

Die Bestimmung der Radon-Exhalationrate der Böden wurde nach der Akkumulationsmethode durchgeführt. Dazu wurde die Probenahme zweimal zu verschiedenen Jahreszeiten durchgeführt, bei feuchtem Boden am 25. November 2004 und bei trockener Witterung am 9.

September 2005. Die letzten Niederschläge davor fielen am 23. November 2004 bzw. am 26. August 2005. Tabelle 94 zeigt eine Übersicht der Messergebnisse für die beiden Beprobungszeiträume.

Der globale Mittelwert für die Exhaltion von ^{222}Rn aus Böden beträgt 50 Bq m^{-2} h^{-1} [HGN05] und entspricht damit ungefähr dem Mittelwert für Deutschland. Die Messergebnisse der Radon-Exhalationsraten von Böden im Rheinberger Altrhein überschreiten diesen Wert mit 20 ± 10 Bq m^{-2} h^{-1} bzw. 62 ± 28 Bq m^{-2} h^{-1} nicht signifikant. Mit dem aus allen Messwerten berechneten geometrischen Mittelwert von 31 Bq m^{-2} h^{-1} und einer geometrischen Standardabweichung von 2,2 ergibt sich unter Annahme einer logarithmischen Normalverteilung ein Erwartungswert der Exhalationsrate von 42 Bq m^{-2} h^{-1}. Mit einer Spannweite von 7–110 Bq m^{-2} h^{-1} liegen alle gemessenen Werte innerhalb des für Deutschland üblichen geogenen Niveaus.

Der Grund für die im Vergleich zu den Radiumgehalten der abgelagerten Sedimente insgesamt niedrigen Exhalationsraten ist vor allem in der geringen Emanationsrate des Radiobaryts begründet, der einen Großteil des in den Boden eingetragenen Radiums fixiert. Die Messwerte im Herbst fallen durch die größere Bodenfeuchte allgemein geringer als im Sommer aus und besitzen eine große Variabilität. Insgesamt sind so erhebliche Exhalationsraten, die eine spezielle radiologische Untersuchung erfordern, nicht gegeben.

Tabelle 94. Radon-Exhalationsraten der Böden im Gebiet des Rheinberger Altrheins mit ihren statistischen Kenndaten, Angaben in Bq m^{-2} h^{-1}.

Fläche Nr.	**Exhalationsrate (Q)**	**u(Q)**	**Exhalationsrate (Q)**	**u(Q)**
	Beprobung am 25.11.2004		Beprobung am 09.09.2005	
4	15	12	36	10
4	–	–	71	14
5	7	9	28	9
5	–	–	27	10
6	25	17	62	12
6	–	–	41	10
7	23	12	–	–
12	22	14	103	19
12	24	71	110	18
12	22	16	–	–
13	35	16	79	16
13	15	12	66	15
14	39	15	78	16
14	5	13	42	11
15	19	14	–	–
15	11	21	–	–
Anzahl (n)	25	Minimum	5	
Arithm. Mittel	40 ± 29	Median	28	
Geom. Mittel	$31 \times 2{,}2^{\pm 1}$	Maximum	110	
Erwartungswert	42			

5.5.10 Zusammenfassende Bewertung für die Gebiete des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus

Bei der zusammenfassenden Bewertung der Untersuchungen in den Gebieten des niederrheinschen Steinkohlenbergbaus sind die folgenden Ergebnisse besonders hervorzuheben.

- Für die **Ortsdosisleistung** (ODL) in unkontaminierten Bereichen des Untersuchungsgebietes am Niederrhein wurde eine Obergrenze des geogenen Bereiches von 110 nSv h^{-1} ermittelt, die hauptsächlich von der Zusammensetzung des Oberflächenmaterials abhängt.
- In den **Sedimenten** der unkontaminierten Gewässerabschnitte wurden spezifische Aktivitäten von bis zu 49 Bq kg^{-1} ^{238}U, 86 Bq kg^{-1} ^{226}Ra und 147 Bq kg^{-1} ^{210}Pb ermittelt.
- Die **Böden** der Weideflächen am Rheinberger Altrhein können als unbeeinflusst von den Einleitungen des Steinkohlenbergbaus angesehen werden und zeigen spezifische Aktivitäten im Bereich des geogenen Niveaus von 38±5 Bq kg^{-1} ^{238}U, 46±1 Bq kg^{-1} ^{226}Ra und 43±4 Bq kg^{-1} ^{210}Po.
- Das Gebiet mit den höchsten Kontaminationen und einer Fläche von ca. 8000 m^2 liegt in einem **Schilfgürtel** am Rheinberger Altrhein und zeigt eine homogene ODL mit einen Erwartungswert von 325 nSv h^{-1} (GS = 1,2) bei Maximalwerten von bis zu 431 nSv h^{-1}.
- **Längsprofile** entlang des Schilfgürtels am Rheinberger Altrhein zeigen, dass die ODL jenseits eines Uferabstandes von 4 m geringfügig abnimmt und auch in einem Abstand von 20 m am Dammfuß noch ODL-Werte von > 300 nSv h^{-1} erreichen kann.
- Die flächengewichteten Erwartungswerte der ODL für die linke bzw. reche Uferhälfte des **Rheinberger** Altrheins betragen 218 nSv h^{-1} bzw. 209 nSv h^{-1} (GS = 1,2–1,3).
- Der Erwartungswert für die flächengewichtete ODL auf der ausschließlich im Uferbereich kontaminierten **Weidefläche** beträgt 141 nSv h^{-1} (GS = 1,1).
- Die Ufer der **Fossa Eugeniana** und des **Hoerstgener Kendels** zeigen deutliche Einflüsse durch Ablagerungen der Ableitungen des Steinkohlenbergbaus, wobei die Flächen mit den höchsten Kontaminationen inzwischen durch Sanierungsmaßnahmen beseitigt wurden.
- An den Ufern der Gewässer **oberer Moersbach**, **Große Goorley**, **Jenneckes Gatt** und **Eyllsche Kendel** konnte kein Einfluss durch die Einleitungen des Steinkohlenbergbaus nachgewiesen werden.
- Die untersuchten **Kinderspielplätze und Freizeitanlagen** zeigten mit Erwartungswerten der ODL von 96–116 nSv h^{-1} ebenfalls keine Beeinflussung durch Ableitungen des Steinkohlenbergbaus und lagen damit im geogenen Bereich des Untersuchungsgebietes.
- Die untersuchten **Sedimente** mit den höchsten Kontaminationen stammten aus den strömungsberuhigten Bereichen im Abstrom der Einleitstellen des Steinkohlenbergbaus für Grubenwässer in die Fossa Eugeniana, den Hoerstgener Kendel und entlang dem unteren Bereich des Moersbaches.
- In den **Sedimenten aus dem Rheinberger Altrhein** wurden, bedingt durch Transport alter Kontaminationen in den Rhein und geringerer Emissionen in den letzten Jahren, relativ geringe Aktivitäten von < 0,3 Bq g^{-1} ^{226}Ra und < 0,1 Bq g^{-1} ^{210}Pb, ^{228}Ra und ^{228}Th ermittelt.
- In den am **höchsten kontaminierten Sedimenten** wurden spezifischen Aktivitäten von bis zu 12,5 Bq g^{-1} ^{226}Ra, 0,7 Bq g^{-1} ^{210}Pb und 1,1 Bq g^{-1} ^{228}Ra bzw. ^{228}Th ermittelt.
- Aufgrund der Beeinflussung durch Inkrustierungen aus den Grubenwässern wurden in allen **Sedimenten** deutliche Korrelationen zwischen den mitgefällten Nukliden ^{226}Ra, ^{210}Pb, ^{228}Ra und ^{228}Th gefunden, die zu deren Datierung verwendet werden können.

- Die untersuchten **Böden** mit den höchsten Aktivitäten wurden in den Schilfgebieten am Ufer des Rheinberger Altrhein und in anderen Überschwemmungsgebieten gefunden, in denen es infolge von Hochwasserereignissen zur Ablagerung von durch Ableitungen des Steinkohlenbergbaus kontaminierten Sedimenten (Inkrustierungen) kommt.
- In den am **höchsten kontaminierten Böden** im Schilfgürtel am Rheinberger Altrhein wurden spezifische Aktivitäten von bis zu 1,5 Bq g^{-1} ^{226}Ra, 0,7 Bq g^{-1} ^{210}Pb und 0,2 Bq g^{-1} ^{228}Ra bzw. ^{228}Th ermittelt.
- Aufgrund der Beeinflussung durch abgelagerte kontaminierte Sedimente wurden in allen **Böden** ebenfalls deutliche Korrelationen zwischen den mitgefällten Nukliden ^{226}Ra, ^{210}Pb, ^{228}Ra und ^{228}Th gefunden, die auch zu deren Datierung verwendet werden können.
- Die ermittelten **Bodendichten** der Horizonte 0–10 cm und 0–20 cm unterscheiden sich nicht signifikant voneinander und betragen im feuchten Zustand 1,2 ± 0,2 g cm^{-3}.
- Die spezifischen Aktivitäten in den **Bodenhorizonten** 0–10 cm und 0–20 cm zeigen gute Korrelationen, wobei die Nuklide ^{226}Ra, ^{228}Ra und ^{228}Th durch jüngere Ablagerungen in den oberen Horizonten um einen Faktor 1,2 (bzw. 1,4 für ^{210}Pb) angereichert sind.
- Durch eine Kalibrierung der Detektoren in Abhängigkeit des Massenschwächungskoeffizienten der Matrix konnte gezeigt werden, dass mit dieser optimierten Methode gegenüber der dichteabhängigen Kalibrierung im Mittel um einen Faktor 1,3 (Spannweite 1,7–2,4) höhere spezifische **^{210}Pb-Aktivitäten in Bodenproben** ermittelt werden.
- Die sehr gute Korrelation zwischen dem **Massenschwächungskoeffizienten** und dem ^{226}Ra-Gehalt der Böden zeigt, dass dieser unmittelbar durch den Gehalt an abgelagerten Inkrustierungen bestimmt wird, welche im Wesentlichen aus Bariumsulfat bestehen.
- Es konnte gezeigt werden, dass die **Ortsdosisleistung über den Probenahmeflächen** ebenfalls gut mit den spezifischen Aktivitäten der Nuklide ^{226}Ra, ^{210}Pb, ^{228}Ra und ^{228}Th in den oberen Bodenschichten korreliert und deshalb zu einer für die Expositionsmodellierung ausreichenden Abschätzung der Bodenaktivität herangezogen werden kann.
- Aufgrund einer unterschiedlichen **Lagerungsdichte und Zusammensetzung** der untersuchten Böden weicht die aus den Bodenaktivitäten mittels aus der Literatur bekannten Konversionsfaktoren berechnete Ortsdosisleistung um einen Faktor 2,6–3,1 vom gemessenen Wert ab, was durch einen Korrekturfaktor berücksichtigt werden muss.
- Die **Beiträge von Nukliden der ^{238}U-Zerfallsreihe zur Ortsdosisleistung** betragen bei geogenen Böden nur etwa 30 %, während in kontaminierten Gebieten mit einer ODL über 200 nSv h^{-1} mehr als 80 % durch ^{226}Ra und seine Tochternuklide verursacht werden.
- In den untersuchten **Grundwässern** wurden sehr niedrige Konzentrationen natürlicher Radionuklide gefunden, welche mit Mittelwerten von < 100 mBq L^{-1} ^{238}U, 10 ± 5 mBq L^{-1} ^{226}Ra und 12,1 Bq L^{-1} gelöstem ^{222}Rn im Bereich des regionalen geogenen Niveaus liegen. Die Aktivitätskonzentration von ^{40}K wird vom Zutritt aufgesalzener Wässer bestimmt.
- Die Aktivitätskonzentrationen im **Trinkwasser** liegen nach Angaben der örtlichen Wasserwerke mit 8 mBq L^{-1} ^{238}U sowie < 3 mBq L^{-1} ^{226}Ra, ^{210}Pb und ^{228}Ra im Bereich des geogenen Niveaus. Der Dosisrichtwert für die Nutzung nach TrinkwV von 0,1 mSv a^{-1} wird auch unter konservativsten Annahmen mit < 0,03 mSv a^{-1} deutlich unterschritten.
- Bei den untersuchten **Oberflächenwässern** wurden lediglich für ^{226}Ra und ^{40}K Messwerte über der Nachweisgrenze erzielt. Die Aktivitätskonzentrationen von ^{226}Ra zeigten eine starke Korrelation zur Mineralisation der Wässer und lagen im Bereich von 20–130 mBq L^{-1}. Die Konzentration von ^{40}K ist direkt mit der Salinität der Wässer korreliert.
- Im verzehrbaren Anteil der **Biomaterialien** aus dem Untersuchungsgebiet (Fisch, Nutria) wurden spezifische Aktivitäten natürlicher Radionuklide gefunden, die weit unterhalb der Hintergrundwerte der BglBb liegen. Das untersuchte Weidegras weicht vom BglBb-

Hintergrundwert um einen Faktor zwei ab, liegt aber aufgrund der hohen natürlichen Variabilität noch im oberen Bereich der in Niedersachsen ermittelten Normalwerte.

- Die im Rheinberger Altrhein ermittelten **Radon-Exhalationsraten** sind unauffällig und liegen mit einem Erwartungswert von 42 Bq m^{-2} h^{-1} und einer Spannweite von 7–100 Bq m^{-2} h^{-1} innerhalb des geogenen Bereiches für Deutschland von ca. 50 Bq m^{-2} h^{-1}.

6. Diskussion der geo- und radiochemischen Aspekte

In diesem Kapitel sollen die geo- und radiochemischen Aspekte der im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Untersuchungen kurz dargestellt werden.

In Kapitel 6.1 soll dazu zunächst auf die Umweltchemie der Nuklide der natürlichen Zerfallsreihen von Uran und Thorium, insbesondere aber auf das Verhalten von Uran in wässrigem Milieu eingegangen werden. Dazu werden die physikalischen und geochemischen Eigenschaften sowie die Redoxchemie der Elemente in kurzer Form dargestellt.

Desweiteren sollen in Kapitel 6.2 die in Kapitel 5 vorgestellten Ergebnisse der Projektarbeiten anhand von radioaktiven Ungleichgewichten diskutiert werden, welche durch das unterschiedliche chemische Verhalten der natürlichen Radionuklide in der Umwelt verursacht werden. In diesem Zusammenhang werden die im Muldesystem und in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus auftretenden Disäquilibrierungen der Uran- und Thoriumzerfallsreihe diskutiert und die daraus erkennbaren bergbaulichen Einflüsse herausgearbeitet [Knö04] [Mic05]. Abschließend wird kurz auf die chemischen Ursachen des hohen Radiumgehaltes der Grubenwässer aus dem niederrheinischen Steinkohlenbergbau und die daraus resultierenden Kontaminationen der Oberflächengewässer eingegangen [HGN05] [HGN06].

6.1 Umweltchemie der natürlichen Radionuklide

6.1.1 Uran

6.1.1.1 Physikalische und chemische Eigenschaften

Uran natürlicher Isotopenzusammensetzung besteht zu 99,283 % aus ^{238}U, zu 0,711 % ^{235}U und nur zu 0,005 % aus ^{234}U [Röm95]. Die langlebigen Mutternuklide ^{238}U ($t_{1/2} = 4{,}47 \cdot 10^9$ a) und ^{235}U ($t_{1/2} = 7{,}04 \cdot 10^8$ a) bilden dabei die Ausgangsnuklide für die in Abbildung 94 gezeigten Zerfallsreihen mit den stabilen Endgliedern ^{206}Pb bzw. ^{207}Pb, während ^{234}U lediglich als Zwischenprodukt in der ^{238}U-Zerfallsreihe entsteht [Pfe95]. Alle drei natürlich vorkommenden Isotope sind reine Alphastrahler. Das Isotopenverhältnis $^{238}U/^{235}U$ ist in natürliche Materialien konstant, lediglich in fossilen Kernreaktoren (Oklo-Phänomen) [Sie96] kam es im Verlauf der Erdgeschichte zu Abreicherungen von ^{235}U.

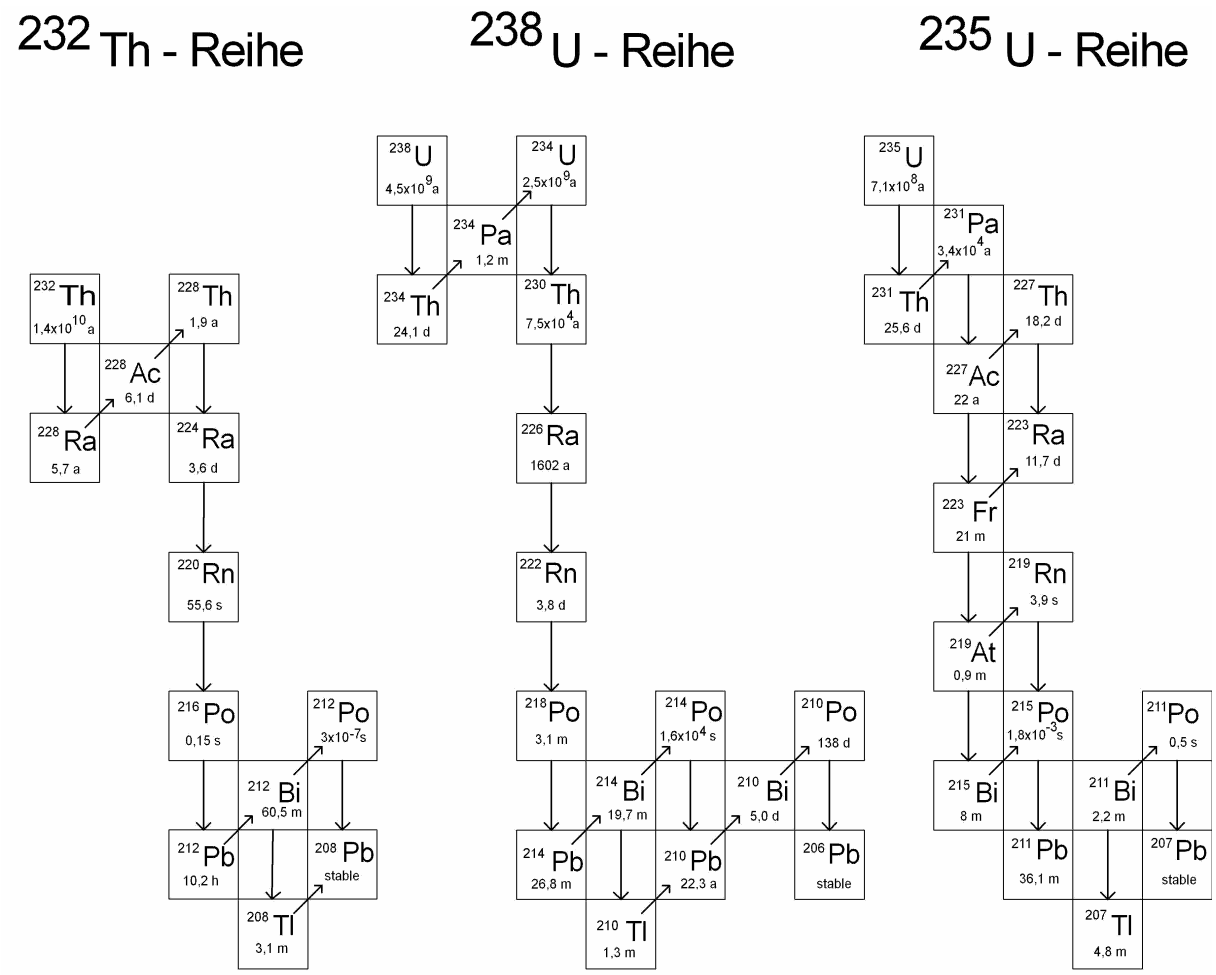

Abbildung 94. Zerfallsreihen der natürlichen Radionuklide ^{232}Th, ^{238}U und ^{235}U.

In der Natur tritt Uran vorwiegend in den Oxidationsstufen +IV und +VI auf, obwohl Verbindungen in allen vier möglichen Wertigkeiten +III bis +VI bekannt sind. Das Vorkommen der schwer löslichen vierwertigen oder der leicht löslichen sechswertigen Form in der Umwelt hängt sehr stark vom chemischen Milieu ab. In primär gebildeten Mineralen ist

deshalb überwiegend die vierwertige Form anzutreffen, die ausschließlich unter reduzierendem Milieu mit sehr geringer Löslichkeit (Löslichkeitsprodukt D = 10^{-52}) stabil ist. Bei der Oxidation des vierwertigen Urans entsteht die instabile fünfwertige Zwischenform UO_2^+, die nur in einem eng begrenzten Milieubereich mit sehr geringem Redoxpotential existieren kann und in wässrigen Lösungen ansonsten sehr schnell nach Gleichung (6.1) in die vier- und sechswertige Stufe disproportioniert [Wib95] (siehe auch Abbildung 95). In oxidierendem Milieu ist das sechswertige Uran in der Form des Uranylkomplexes (UO_2^{2+}) die stabilste Spezies und besitzt eine hohe Löslichkeit (D = 10^{-23}).

$$2U^{V}O_2^+ + 4H^+ \rightleftharpoons U^{4+} + U^{VI}O_2^{2+} + 2H_2O \tag{6.1}$$

6.1.1.2 Geochemie

Da Uran einen ähnlich großen Ionenradius (U^{IV}: 105 pm, U^{VI}: 80 pm) wie Thorium aufweist, ist es ein für viele Erze geochemisch inkompatibles Element. In den wichtigsten gesteinsbildenen Mineralien ist es daher nur als Spurenelement mit durchschnittlich 2,5 mg kg^{-1} zu finden. Da Uran bei der magmatischen Differentiation in der fluiden Phase angereichert wird, findet man es vor allem in Mineralien der spätmagmatischen Kristallisation, wie z.B. Apatit ($Ca_5(Al,Fe)_3Si_3O_{12}(OH)$), Zirkon ($ZrSiO_4$) oder Monazit ($(Ce,La,Th)PO_4$) mit Gehalten von mehr als 1.000 mg kg^{-1}. Da Uran nicht in das Kristallgitter der gesteinsbildenden Minerale eingebaut wird, findet man es hier vor allem entlang von Rissen und Korngrenzen. Die wichtigsten silikatreichen Gesteine (> 65 Gew.% SiO_2) von diesem Typ sind Granite und Pegmatite, wie z.B. der Kirchberger Granit in Sachsen mit ca. 20 mg kg^{-1} Uran [Sie96].

Für das Verhalten von Uran bei der Verwitterung spielt einerseits seine Einbindung in die Mineralien, andererseits seine Fähigkeit zur Komplexbildung in wässrigen Lösungen eine Rolle. In Abhängigkeit des geochemischen Milieus dominieren bei diesen Prozessen unterschiedliche Urankomplexe, in erster Linie die Hydroxid-, Fluorid-, Sulfat-, Phosphat- und Carbonatkomplexe. Auf diese Art entstehen durch Transport und chemische Ausfällung Sekundärmineralien des Urans. Hierfür ist häufig der Wechsel von einem oxidierenden zu einem reduzierenden Milieu, bei dem leicht lösliches U^{VI} zu schwer löslichem U^{IV} reduziert wird, oder auch eine Änderung von Temperatur oder pH-Wert verantwortlich.

Eine Adsorption von Uran an den Tonmineralen in tonigen Sedimenten kann ebenfalls zu einer erheblichen Erhöhung der Konzentrationen führen. Bei günstigen Mobilisationsbedingungen im Liefergebiet und der Ausbildung reduzierender Bedingungen im Sedimentationsraum kann es sogar zu einer lagerstättenbildenden Anreicherung von Uran kommen, wie z.B. im Falle des bitumenreichen Ronneburger Schwarzschiefers in Thüringen mit bis zu 1.200 mg kg^{-1} Uran [Gat96].

6.1.1.3 Redoxchemie

Die Oxidationsstufe des Urans wird in erster Linie durch das vorherrschende Redoxpotential des Systems bestimmt. Da im Allgemeinen wässrige Lösungen vorliegen, wird das Redoxpotential durch die Redoxreaktionen des Wassers nach Gleichung (6.2) und (6.3) limitiert.

$$H^+ + e^- \rightleftharpoons \tfrac{1}{2}H_2 \tag{6.2}$$

$$\tfrac{1}{4}O_2 + H^+ + e^- \rightleftharpoons \tfrac{1}{2}H_2O \tag{6.3}$$

$$E_h = E_0 - \frac{R \cdot T}{\nu \cdot F} \cdot \ln\left(\frac{c_{Ox}}{c_{Red}}\right) \tag{6.4}$$

mit: E_h = Redoxpotential der Gleichgewichtsreaktion in V.
E_0 = Normalpotential des Redoxsystems in V.
R = Gaskonstante (R = 8,31441 J K^{-1} mol^{-1}).
T = Standard-Umgebungstemperatur (T = 25°C = 298,15 K).
ν = Anzahl der umgesetzten Elektronen.
F = Faraday-Konstante (F = 9,64846·10^4 C mol^{-1}).
c_{Ox} = Konzentration der oxidierten Form.
c_{Red} = Konzentration der reduzierten Form.

In saurer Lösung (pH = 0) betragen die entsprechenden Normalpotentiale E_S^0 = 0,000 V für H_2/H^+ bzw. E_S^0 = 1,229 V für H_2O/O_2. Mit zunehmendem pH-Wert sinken diese Potentiale gemäß der Nernst-Gleichung (6.4) und erreichen bei pH = 14 einen Wert von E_S^0 = –0,828 V für H_2/H^+ bzw. E_S^0 = 0,401 V für H_2O/O_2 [Wib95]. In wässriger Lösung können deshalb nur Redoxsysteme bestehen, deren Potentiale zwischen denen für die Oxidation bzw. Reduktion des Wassers liegen, sofern keine Reaktionshemmungen vorliegen. So ist eine wässrige Lösung von dreiwertigem Uran auch im sauren Bereich (pH = 0) nicht stabil, da diese Wasser mit E_S^0 = –0,52 V für U^{3+}/U^{4+} unter Wasserstoffentwicklung zersetzen würde. Abbildung 95 zeigt ein Pourbaix-Diagramm für Uran mit den nach der Nernst-Gleichung berechneten Bereichen für die Vorherrschaft der verschiedenen Oxidationsstufen.

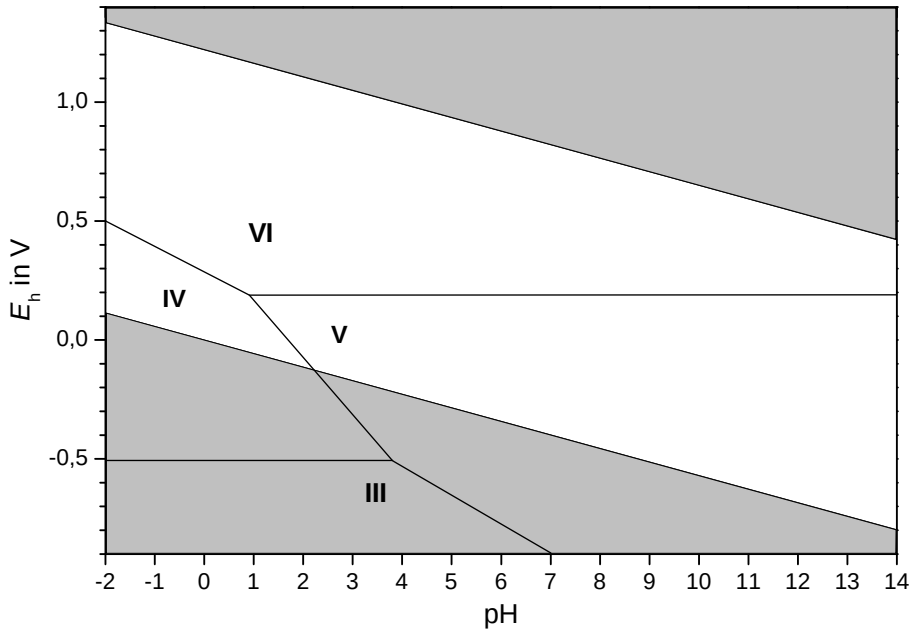

Abbildung 95. Pourbaix-Diagramm für Uran in wässriger Lösung ohne Berücksichtigung von Komplexen oder schwerlöslichen Verbindungen.

Die in der Natur vorkommenden Wässer einschließlich der in Böden enthaltenen Porenwässer decken einen großen Teil des in Abbildung 95 gezeigten pH-Bereiches ab. Typische pH-Werte reichen von pH ≈ 2 für Haldensickerwässer (sulfidische Oxidation), pH ≈ 4 für Grubenwässer b.z.w. sauren Regen und bis zu pH ≈ 10 für salinische und kalkhaltige Wässer. Die

Redopotentiale von Wässern mit Kontakt zur Atmosphäre liegen überwiegend in der oberen Hälfte des Existenzbereiches, z.B. für Regenwasser mit einem pH-Wert von 4–6 bei etwa 0,9 V. Unter Luftabschluss und Einfluss von reduzierenden Bakterien kann das Redoxpotential aber auch leicht Werte von $E_h < 0$ annehmen. Typische Oberflächen- und Regenwässer wirken durch ihren Kontakt zur Atmosphäre aber hinreichend oxidierend ($E_h > 0{,}17$ V), damit sechswertiges Uran in der Form von UO_2^{2+} zur einzig stabilen Spezies in wässrigen Lösungen wird.

6.1.1.4 Komplexbildung mit anorganischen Liganden

Uran bildet mit den in natürlichen Wässern verbreiteten Liganden Hydroxid, Carbonat, Sulfat, Phosphat, Fluorid, Chlorid, Nitrat und Silicat eine Vielfalt von anorganischen Komplexverbindungen. Die Stabilität der Urankomplexe lässt sich nach Gleichung (6.5) in drei Gruppen unterteilen [Sil95].

$$OH^-, CO_3^{2-} > F^-, HPO_4^{2-}, SO_4^{2-} > NO_3^-, Cl^- \tag{6.5}$$

Die Stabilitäten der Hydroxo- und Carbonato-Komplexe folgen dem generellen Trend $UO_2^+ < U^{3+} \leq UO_2^{2+} < U^{4+}$. Durch den Kontakt mit der Atmosphäre oder mit carbonathaltigen Mineralien enthalten alle natürlichen Wässer eine Konzentration an Carbonat, die in erster Linie von ihrem pH-Wert abhängig ist.

Wie bereits eingangs diskutiert, liegt Uran in stark saurem Milieu als UO_2^{2+} vor, während oberhalb eines pH ≈ 5 die Hydrolysereaktion unter Bildung von UO_2OH^+ überwiegt, welches ab pH ≈ 6 zum größten Teil zu $(UO_2)_3(OH)_5^+$ weiterreagiert. Andere Hydrolyseprodukte, die bei nierigen Urankonzentrationen auftreten können, sind die Hydroxokomplexe $(UO_2)_2(OH)_2^{2+}$ und $(UO_2)_4(OH)_7^+$. Ab einem pH-Wert von ca. 7 wird ausschließlich $UO_2(OH)_2$ gebildet, welches durch Ausfällung, Mitfällung oder Adsorption aus der Lösung entfernt werden kann. Durch die bevorzugte Bildung des Carbonatokomplexes $UO_2(CO_3)_2^{2-}$ mit atmosphärischem CO_2 ab pH ≈ 7,5 wird die Löslichkeit und Mobilität von Uran in der Umwelt erheblich gesteigert. Oberhalb von pH ≈ 8,5 geht dieser in den vollständig koordinierten Komplex $UO_2(CO_3)_3^{4-}$ über [Cho01] [Kat86] [NRC03] [Cla95].

6.1.1.5 Komplexbildung mit organischen Liganden

In der Umwelt kommen verschiedenste organische Verbindungen vor, die Uran vergleichsweise stark komplexieren und damit dessen Transportverhalten beeinflussen können [Sil95]. Die wichtigsten natürlich vorkommenden organischen Liganden sind die Huminsäuren und die sich von ihnen ableitenden Fulvinsäuren. Diese entstehen im Verlauf der Humusbildung in Böden durch chemische und biologische Umsetzungen aus abgestorbenem Pflanzenmaterial und setzen sich aus einem undefinierten polycyclischen aromatischen Kern mit locker gebundenen Polysacchariden, Proteinen und Phenolen zusammen [Röm95].

Die Chelatisierung von Metallionen durch Huminsäuren erfolgt über Hydroxyl-, Carbonyl- und insbesondere Carboxylgruppen, wobei die Komplexstabilitäten ungefährt mit denen der entsprechenden Carbonato- und Hydroxokomplexe vergleichbar sind [Röm95]. Die in sauren Lösungen (pH < 6) vorliegenden Uranylionen bilden mit Huminsäuren Komplexe der Form UO_2Hu, wodurch die Hydrolyse des Hydroxokomplexes UO_2OH^+ zurückgedrängt wird. Im

alkalischen Milieu dominiert jedoch weiterhin die Bildung der stabilen Carbonatokomplexe $UO_2(CO_3)_2^{2-}$ bzw. $UO_2(CO_3)_3^{4-}$ [Sil95].

6.1.1.6 Sorption an festen Oberflächen

Bei der Adsorption von Uran an festen Oberflächen treten verschiedene Mechanismen der Wechselwirkung in Abhängigkeit der Beschaffenheit der Oberfläche auf. Die Fixierung kann durch ionische Bindungen (Ionenaustausch), kovalente Bindungen, Wasserstoffbrückenbindungen oder Van-der-Waals-Kräfte erfolgen. Eine stärkere chemische Bindung an die Oberfläche, sogenannte Chemisorption, ist dabei in der Praxis häufig irreversibel, während die schwächere elektrostatische Adsorption reversibel ist und in vielen Fällen schneller abläuft [Sil95]. Darüber hinaus kann eine Sorption auch durch Ionenaustausch im Inneren des Festkörpers, Ausfällung, Mitfällung oder Okklusion stattfinden. Es handelt sich dabei überwiegend um Vorgänge die in eine Richtung verlaufen und auch bei sehr geringen Konzentrationen, wie z.B. bei trägerfreien Radionukliden, auftreten.

Unter den verschiedenen Sorptionsmechanismen ist für Uran die Reaktion der Hydroxokomplexe mit Hydroxylgruppen an der Oberfläche der Feststoffe, wie z.B. $X_3Si–OH$, $X_2Al–OH$ oder $X_2Fe–OH$ von besonderer Bedeutung. Bei der sogenannten hydrolytischen Adsorption entstehen durch Kondensationsreaktionen nach Gleichung (6.6) vergleichsweise starke, kovalente Bindungen [Lie95].

$$X_3Si-OH + HO-An^{(n-1)+} \rightleftharpoons X_3Si-O-An^{(n-1)+} + H_2O \tag{6.6}$$

Uran kann als UO_2^{2+} nur in einem begrenzten Bereich (pH ≈ 5–7,5) durch hydrolytische Adsorption fixiert werden, da bei höheren pH-Werten ebenfalls die Bildung der Carbonatokomplexe $UO_2(CO_3)_2^{2-}$ bzw. $UO_2(CO_3)_3^{4-}$ überwiegt und in saureren Lösungen das unhydrolysierte UO_2^{2+}-Ion vorliegt. Die eventuelle Komplexbildung mit löslichen Huminsäuren konkurriert besonders im schwach sauren Bereich mit der Hydrolyse, wodurch UO_2^{2+} bei pH < 6 gegen die Sorption stabilisiert werden kann.

Die grundlegende Eigenschaft aller für die Sorptionsprozesse infrage kommenden festen Oberflächen ist ihre effektive Ladung unter den jeweiligen Bedingungen. Sie kann zum Beispiel durch Protonierung und Deprotonierung von amphoteren Hydroxylgruppen oder anderen ionisierbaren funktionellen Gruppen entstehen. In sauren Lösungen dominieren deshalb die positiv geladenen Oberflächen, welche aber mit steigendem pH-Wert zunehmend deprotoniert werden, so dass in alkalischer Lösung die negativ geladenen Oberflächen dominieren. Abhängig von der Säurestärke der betroffenen funktionellen Gruppen ist bei einem bestimmten pH-Wert, dem sogenannten isoelektrischen Punkt (IEP) nach Gleichung (6.7), die effektive Ladung der Oberfläche gleich null.

$$pH_{IEP} = \frac{1}{2}\left(pK_1 + pK_2\right) \tag{6.7}$$

Die meisten silicathaltigen Mineralien reagieren überwiegend sauer (pH_{IEP} von Quarz, Feldspat ca. 2,0–2,4), weshalb diese in neutralen Wässern grundsätzlich negativ geladen sind. An solchen Oberflächen werden bevorzugt kationische Lösungsbestandteile sorbiert, deshalb werden im Labor Lösungen von Actinoiden zweckmäßigerweise in stark sauren Lösungen gehandhabt, um Adsorptionen an Glasgefäßen zu vermeiden.

Der beschriebene Sorptionsmechanismus durch geladene Oberflächen kann aber nur eingeschränkt auf Umweltbedingungen übertragen werden, da Uran in saurer Lösung dazu neigt als Kation und in alkalischer Lösung hauptsächlich in Form von anionischen Komplexen vorzuliegen. Beispielsweise bildet UO_2^{2+} bei pH ≈ 7,5–8,5 den Komplex $UO_2(CO_3)_2^{2-}$ und oberhalb von pH = 8,5 den Komplex $UO_2(CO_3)_3^{4-}$, welche eine Abstoßung durch die unter diesen Bedingungen überwiegend deprotonierten Mineraloberflächen erfahren.

6.1.2 Radium

Vom Element Radium sind heute 25 Isotope bekannt, die alle radioaktiv sind und mit Ausnahme von ^{228}Ra durch Alphazerfall in andere Nuklide umgewandelt werden [Kem96]. Von den natürlich vorkommenden Isotopen existieren auf der Erde die Nuklide ^{224}Ra ($t_{1/2}$ = 3,6 d) und ^{228}Ra ($t_{1/2}$ = 5,7 a) aus der ^{232}Th-Zerfallsreihe, das Nuklid ^{223}Ra ($t_{1/2}$ = 11,7 d) aus der ^{235}U-Zerfallsreihe sowie das langlebigste Nuklid ^{226}Ra ($t_{1/2}$ = 1.602 a) aus der ^{238}U-Zerfallsreihe [Pfe95] (siehe Abbildung 94, Seite 262).

Radium gehört zur Gruppe der Erdalkalimetalle und ähnelt in seinen chemischen Eigenschaften dem Barium, obwohl es mit 152 pm einen größeren Ionenradius als dieses (143 pm) hat. Im geologischen Bereich ist aufgrund seiner Halbwertszeit lediglich ^{226}Ra von Bedeutung. Radium-226 befindet sich in Gesteinen normalerweise im radioaktiven Gleichgewicht mit seinen Tochternukliden, während in Böden und Sedimenten aufgrund geochemischer Prozesse häufig Ungleichgewichte beobachtet werden können. In wässriger Phase können in der Umwelt neben anderen Spurenelementen auch die Radiumnuklide mobilisiert und durch Ausfällung von ihren langlebigen Mutternukliden abgetrennt werden. Während das Chlorid des Radiums gut wasserlöslich ist, besitzt das Carbonat, insbesondere aber das Sulfat, eine sehr geringe Löslichkeit (2,1 mg L^{-1} bei 20°C) [Kir64], die wegen der extrem kleinen ^{226}Ra-Gehalte von Oberflächenwässern (10^{-15}–10^{-10} g L^{-1}) aber kaum von Bedeutung ist. Die Chemie des Radiums in der Umwelt wird in erster Linie durch die Gehalte des chemisch äquivalenten Bariums in Grund- und Oberflächenwässern bestimmt, in dessen Verbindungen Radium eingebaut wird.

Hohe Aktivitätskonzentrationen von Radium in Gewässern, wie diese z.B. in den Grubenwässern des Steinkohlenbergbaus auftreten, sind primär auf natürliche Auslaugungsprozesse im Gestein durch die Tiefengrundwässer zurückzuführen und werden auch bei geogen normalen Urangehalten beobachtet. Bedingung für erhöhte Aktivitätskonzentrationen von Radium in Tiefenwässern ist zunächst eine Freisetzung aus den Mineralien durch deren Zerstörung (Auflösung) oder selektive Auslaugung. Das unter reduzierenden Bedingungen ausgelaugte Radium wird anschließend häufig an umgebenden Gesteinsoberflächen, bevorzugt an Tonmineralien, adsorptiv gebunden. Beim Prozess der Auslaugung wird Radium im ersten Schritt durch Rückstoßeffekte in die wassergefüllten Kapillaren der Gesteine und Minerale freigesetzt. Im nächsten Schritt stellt sich an der Grenzfläche zwischen Gestein und Wasser bzw. zwischen Mineralkorn und Wasser ein Adsorptions-/ Desorptionsgleichgewicht ein, aus dem durch Diffusionsvorgänge ein Gleichgewicht zwischen den Aktivitätskonzentrationen im Kapillar- und im Porenwasser resultiert. Die an den Gesteinsoberflächen adsorbierten Radiumionen können anschließend in Abhängigkeit von Mineralisation und Gehalt der Grubenwässer durch Ionenaustausch in Lösung gehen. Insbesondere Barium ist aufgrund seiner chemischen Ähnlichkeit in der Lage Radium von seinen Adsorberplätzen zu verdrängen. Eine hohe Gesamtmineralisation erschwert generell die Resorption der

Radiumionen, da diese bei Besetzung der Adsorptionsplätze auf den Mineraloberflächen durch andere Ionen in Lösung bleiben. In den Tiefenwässern des Ruhr-Reviers findet man z.B. durchschnittliche Bariumkonzentrationen von 2,5 g L^{-1}, wobei bereits weit niedrigere Gehalte Radiumionen in der Lösung stabilisieren können [Sch01].

Im Allgemeinen nimmt die Gesamtmineralisation und damit auch das in die Grubenwässer freigesetzte Radium im Ruhr-Revier mit der Tiefe zu. Durch den Eintrag von aufsteigenden wärmeren und hochsalinen Wässern aus Tiefen unterhalb des Abbauniveaus können zusätzliche Einträge von Radium resultieren. Eine Auslaugung großer Mengen an Radium aus Gesteinen ist durch diese Prozesse auch ohne das Vorhandensein von Gesteinen mit erhöhten Urankonzentration möglich [Fei97].

Gelangen die hochsalinen und infolge der bakteriellen Sulfatreduktion von Baryt stark bariumhaltigen Tiefenwässer über das Grubenwasser in die lokalen Vorfluter, so kommt es zur Durchmischung mit den sulfathaltigen Oberflächenwässern. Aufgrund der ebenfalls sehr geringen Löslichkeit von Bariumsulfat (L = 2,2 mg L^{-1} bei 18°C, [Röm95]) kommt es in den Gewässern zu massiven Ausfällungen von Baryt, den sogenannten Inkrustierungen, und damit verbunden zur Mitfällung der chemisch verwandten Radiumisotope ^{226}Ra, ^{228}Ra und ^{224}Ra aus der Uran- und Thoriumzerfallsreihe.

6.1.3 Thorium

In der Erdkruste kommen sechs natürliche Thoriumisotope vor, wobei das langlebigste Isotop ^{232}Th mit $t_{1/2} = 1{,}4 \cdot 10^{10}$ a Ausgangspunkt einer eigenen Zerfallsreihe ist, die über 10 Zwischenstufen bis zum stabilen ^{208}Pb reicht. In dieser Zerfallsreihe findet man das Tochternuklid ^{228}Th mit einer Halbwertszeit von 1,9 a. Ebenso werden in der ^{238}U-Zerfallsreihe die Isotope ^{234}Th ($t_{1/2}$ = 24,1 d) und ^{230}Th ($t_{1/2} = 7{,}5 \cdot 10^4$ a) sowie in der ^{235}U-Zerfallsreihe die Isotope ^{231}Th ($t_{1/2}$ = 25,6 d) und ^{227}Th ($t_{1/2}$ = 18,2 d) gebildet [Pfe95].

Thorium ist in der Erdkruste, abgesehen von geogenen Anomalien, mit einem mittleren Gehalt von 13 mg kg^{-1} anzutreffen und damit fünfmal häufiger als Uran. Mit seinem Ionenradius von (Th^{4+}:110 pm) und der ausschließlich vorkommenden Oxidationsstufe +4 ist Thorium ein geochemisch immobiles Element, das in den Hauptmineralen nur in Spurengehalten von wenigen ppm vorkommt und wie Uran einen stark lithophilen Charakter aufweist. Erhöhte Gehalte an Thorium mit ca. 80 mg kg^{-1} werden in Deutschland vor allem in Graniten aus dem ostbayerischen Raum gefunden [Kem96].

In natürlichen Wässern kommt Thorium ausschließlich in der Oxidationsstufe +4 vor und ist im Gegensatz zu Uran aufgrund seiner geringen Löslichkeit nahezu immobil, weshalb es nur in unbedeutendem Ausmaß als Anionenkomplex oder durch hydroxidische und silicatische Kolloide transportiert werden kann. Den wichtigsten Beitrag zur Verlagerung bildet deshalb der partikuläre Transport von verwittertem Gestein im Gewässer.

6.1.4 Kalium

Im Gemisch der natürlich vorkommenden Kaliumisotope ^{39}K (93,2 %) und ^{41}K (6,73 %) ist auch das primordiale radioaktive Isotop ^{40}K ($t_{1/2} = 1{,}28 \cdot 10^9$ a) mit einem Anteil von 0,0117 % vorhanden [Pfe95]. Es ist ein Beta- und Gammastrahler und wandelt sich durch Elektroneneinfang (89,3 %) zu ^{40}Ar und durch β^--Zerfall (10,7 %) in ^{40}Ca um [Nuc00].

Kalium ist ein in der Natur weit verbreitetes Element und stellt ein wichtiges Kation bei der Bildung der verschiedenen gesteinsbildenden Silicate dar, wobei vor allem Feldspate, Glimmer und Tonmineralien zu nennen sind. In Gesteinen reichen die Kaliumgehalte von 0,004 % in Ultrabasit bis zu über 5 % in einigen Graniten und Tongesteinen, mit einer entsprechenden spezifischen ^{40}K-Aktivität von 1–1.700 Bq kg^{-1} [Kem96]. Kalium nimmt als einwertiges Kation sehr intensiv am biologischen Kreislauf teil und wird aufgrund der hohen Verfügbarkeit leicht in Pflanzen eingebaut. An Tonmineralien oder organische Substanzen kann Kalium oberflächlich reversibel gebunden sein und steht somit durch Ionenaustausch in unterschiedlichen Konzentrationen zur Verfügung.

6.2 Radioaktive Gleich- und Ungleichgewichte

Nach der Bestimmung von absoluten Konzentrationen natürlicher Radionuklide in Umweltmaterialien stellt sich häufig die Frage, wie eine Unterscheidung zwischen natürlichen und anthropogenen Anreicherungen getroffen werden kann. Ein erster Schritt zur Lösung dieser Probleme ist die Betrachtung von radioaktiven Gleich- und Ungleichgewichten innerhalb der natürlichen Zerfallsreihen und die Ableitung von typischen „Radionuklidmustern“ für verschiedene Gebiete. Die Anwendung der Betrachtung von Disäquilibrierungen in der Literatur sind vielfältig, vgl. [Iva82]. Die relevanten Radionuklidpaare, in dieser Arbeit solche die einfach gammaspektrometrisch erfasst werden können, sind ^{228}Th und ^{226}Ra, ^{228}Ra und ^{238}U, ^{238}U und ^{226}Ra sowie ^{226}Ra und ^{210}Pb.

Leider sind Messwerte für die spezifischen Aktivitäten von ^{228}Ra und ^{228}Th nur aus den eigenen Untersuchungen im Rahmen des Flutfolgenprojekts (Sedimente) und des Gutachtens Rheinberg (Böden, Sedimente, Grund- und Oberflächenwässer, Biomaterialien) vorhanden.

6.2.1 Die Uran-Radium-Zerfallsreihe

Das chemische Verhalten von gelöst transportiertem Uran lässt, entsprechend den vorherrschenden Milieubedingungen folgende Szenarien erkennen:

- **Gleichgewichtssituation**: Das Gleichgewicht zwischen ^{238}U und ^{226}Ra bleibt ungestört von chemischen Prozessen. Diese Situation wird besonders bei Urangehalten im Bereich des geogenen Niveaus beobachtet, da hier Uran und Folgeprodukte bevorzugt in den Akzessorien, d.h. in der Silikatmatrix der Sedimente oder Böden gebunden vorliegen. Sind die Gehalte bei einer Gleichgewichtssituation gegenüber dem geogenen Niveau stark erhöht, so kann von einer Belastung durch Erzreste infolge partikulären Transports von Bergematerial ausgegangen werden.
- **Anreicherung von Uran gegenüber Radium**: Dieses Verhalten wird in der überwiegenden Anzahl der im Rahmen des Flutfolgenprojektes untersuchten Sedimentproben beobachtet (Median A(^{238}U/^{226}Ra) = 1,2) und ist auf eine sekundäre Fällung zurückzuführen. Der Eintrag des unter oxidierenden Bedingungen selbst bei neutralem pH-Wert mobilen Uran^{VI} in das Gewässer geschieht in gelöster Form z.B. aus Stollen oder industriellen Absetzanlagen, mit der Folge dass später eine Anlagerung an feste Partikel bzw. unter reduzierenden Bedingungen eine Anreicherung über Ausfällung von Uran^{IV} stattfindet. Entsprechende Szenarien sind auch für Böden, die mit kontaminierten Sedimenten belastet sind denkbar.
- **Abreicherung von Uran gegenüber Radium**: Diese Situation ist bei stark erhöhten Gehalten ausschließlich auf einen technogenen Uranverlust zurückzuführen. Entsprechende Verhältnisse werden im Abstrom von Anlagen der Uranerzaufbereitung und bei allen durch Aufbereitungsrückstände belasteten Sedimenten und Böden beobachtet. Natürliche Abreicherungsprozesse des Urans sind nur bei Konzentrationen im Bereich des geogenen Niveaus denkbar.

Die chemischen Eigenschaften des Radiums begründen sein im Vergleich zu Uran anderes Migrationsverhalten, das bewirkt, dass sich die beiden Nuklide im exogenen Kreislauf trennen, wenn Transportprozesse in wässriger Phase eine Rolle spielen. Radium ist in neutralen Wässern nahezu unlöslich, während im oxidierenden Bereich bereits Spuren von Barium in Kombination mit sulfathaltigen Wässern eine vollständige Mitfällung des Radiums als Bariumsulfat (Ba, Ra)SO_4 bewirken. Erhöhte Radiumgehalte ohne die dazugehörigen

Uranwerte treten nur selten auf und beschränken sich auf Gebiete mit offensichtlichem Einfluss von Aufarbeitungsrückständen.

6.2.2 Die Thorium-Zerfallsreihe

Das Radiumisotop ^{228}Ra entstammt der Zerfallsreihe des ^{232}Th und steht damit nicht in genetischem Zusammenhang mit der Zerfallsreihe des ^{238}U. Da es weiterhin keine Literaturhinweise gibt, dass Uran und Thorium in den Erzen des Erzgebirges vergesellschaftet auftreten, kann das Verhältnis der Konzentrationen ^{226}Ra/^{228}Ra als Indikator für bergbauliche Aktvitäten dienen [Beu99] [GRS96]. Die Mittelwerte der Aktivitätsverhältnisse von A(^{226}Ra/^{228}Ra) für uranbergbaulich unbeeinflusste Gebiete lagen bei 1,4 ± 0,3. Ursache für das konstante Aktivitätsverhältnis von ^{226}Ra/^{228}Ra ≤ 2 in bergbaulich unbeeinflusstem Sediment ist ein natürliches Angebot an ^{228}Ra und ^{226}Ra, das ungestört bleibt, solange kein weiterer Prozess zusätzliches ^{226}Ra anbietet ohne entsprechende Äquivalente an ^{228}Ra verfügbar zu haben. Dies wird verständlich, da Thorium lithogener Natur ist und im Wesentlichen eingebettet in der Silikatmatrix der Sedimente vorliegt. Bedeutende geogene oder technogene Thoriumanreicherungen, welche Auswirkungen auf die hier untersuchten Proben haben, sind nicht bekannt.

6.2.3 Beurteilung des bergbaulichen Einflusses

In den folgenden Darstellungen zur Diskussion der Gesamtgebiete soll das Aktivitätsverhältnis A(^{228}Ra/^{238}U) anstelle von A(^{226}Ra/^{228}Th) bzw. A(^{226}Ra/^{228}Ra) verwendet werden. Das oben vorgestellte Kriterium, dass ein Aktivitätsverhältnis A(^{226}Ra/^{228}Ra) > 2 auf Veränderungen durch den Menschen schließen lässt wird hier durch die präzisere Aussage ersetzt, das ein Aktivitätsverhältnis A(^{228}Ra/^{238}U) < 0,5 eine anthropogene Anreicherung von Uran durch gelösten Transport anzeigt. Die Auftragung als drei-Isotopen-Plot in der Form A(^{226}Ra/^{238}U) in Abhängigkeit von A(^{228}Ra/^{238}U) vereint alle diese Informationen in einem Diagramm.

Für die Interpretation der drei-Isotopen-Plots ergeben sich, abgeleitet aus den in Kapitel 6.2.1 und 6.2.2 gezeigten Kriterien, die folgenden Szenarien:

- **Natürliche geochemische Bedingungen** sind durch ein Aktivitätsverhältnis A(^{228}Ra/^{238}U) > 0,5 und ein weitgehendes radioaktives Gleichgewicht zwischen ^{238}U und ^{226}Ra sowie zwischen ^{226}Ra und ^{210}Pb charakterisiert.
- Ein **Einfluss von Bergematerial** aus dem Uranbergbau mit erhöhter natürlicher Radioaktivität zeigt sich durch ein Aktivitätsverhältnis A(^{228}Ra/^{238}U) < 0,5, zusammen mit einem radioaktiven Gleichgewicht zwischen ^{238}U und ^{226}Ra sowie zwischen ^{226}Ra und ^{210}Pb.
- Der **Einfluss von gelöst transportiertem Uran** mit anschließender Adsorption an Sedimente zeigt sich durch ausgeprägte Disäquilibrierungen zwischen ^{238}U und ^{226}Ra, mit Aktivitätsverhältnissen von A(^{226}Ra/^{238}U) << 1. Der Anteil von ^{226}Ra und ^{210}Pb in den Akzessorien wird davon nicht beeinflusst und bleibt im radioaktiven Gleichgewicht.
- Eine **Kontamination mit Aufbereitungsrückständen** kann durch ein Aktivitätsverhältnis von A(^{226}Ra/^{238}U) >> 1, in Zusammenhang mit einer starken Disäquilibrierung zwischen ^{226}Ra und ^{210}Pb (A(^{210}Pb/^{226}Ra) << 1) erkannt werden.

- Die **Anreicherung von ^{226}Ra durch Fällung**, z.B. durch eine (Ba, Ra)SO_4 Mitfällung kann ebenfalls zu einer starken Disäqulibrierung zwischen ^{238}U und ^{226}Ra bzw. ^{210}Pb mit Aktivitätsverhältnissen A(^{226}Ra/^{238}U) >> 1 und A(^{210}Pb/^{226}Ra) <<1 führen. In diesen Fällen treten jedoch ausschließlich Aktivitäten von ^{238}U im Bereich des geogenen Niveaus auf.
- Durch **Atmosphärische Deposition von ^{210}Pb** auf Oberflächen bzw. anschließenden Eintrag durch Auswaschung mit dem Niederschlag, ist zusätzlich eine Disäquilibrierung zwischen ^{226}Ra und ^{210}Pb möglich. Diese wird bei Böden bzw. Sedimenten aus Bergtälern oder in Gebieten mit verstärkter Radonexhalation beobachtet und ist durch ein Aktivitätsverhältnis von A(^{210}Pb/^{226}Ra) > 1 zu erkennen.

An einzelnen Probenahmepunkten können auch Kombinationen der o.g. Szenarien auftreten die zu Übergängen zwischen den beschriebenen Extremen führen.

Vereinfacht können aufgrund der oben diskutierten Aktivitätsverhältnisse die in Abbildung 96 gezeigten Szenarien des uranbergbaulichen Einflusses unterschieden werden. Von den 8 aufgeführten möglichen Fällen traten dabei nur 7 Fälle im Untersuchungsgebiet auf. Eine anthropogene Anreicherung von ^{238}U gegenüber dem geogenen Niveau bei einem gleichzeitigen ^{226}Ra/^{228}Ra-Aktivitätsverhältnis von ≤ 2 gemäß Fall 3 wurde bei keiner Probe beobachtet. Dieses Szenario ist lediglich durch eine Kontamination mit bereits chemisch gereinigtem Uran denkbar, wie es als Endprodukt bei der Uranerzaufbereitung entsteht.

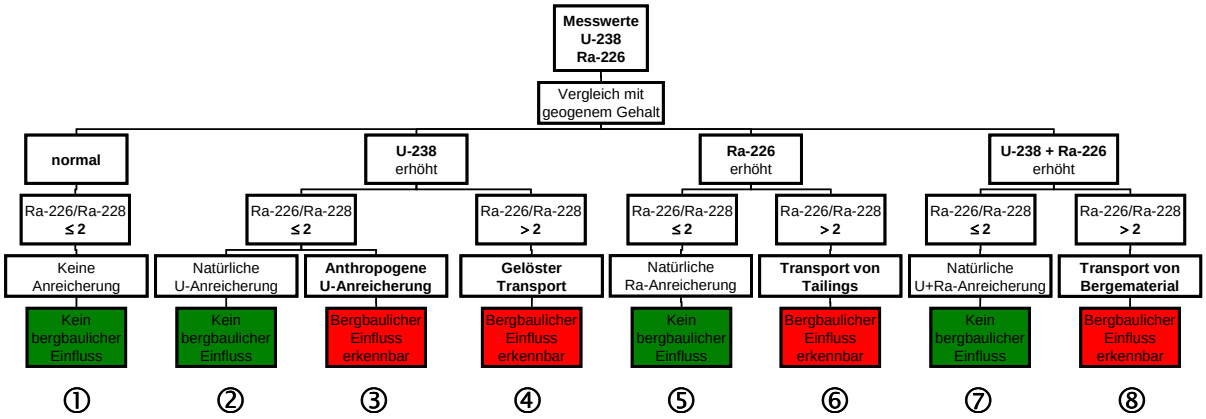

Abbildung 96. Szenarien des Einflusses durch den Uranbergbau in Sedimenten.

6.2.4 Bergbaulicher Einfluss im Muldesystem

Die Aktivitätsverhältnisse A(^{228}Ra/^{238}U) in Abhängigkeit von A(^{226}Ra/^{238}U) bzw. A(^{210}Pb/^{226}Ra) in Abhängigkeit von A(^{238}U/^{226}Ra) für das Muldesystem sind in Abbildung 97 und Abbildung 98 in doppeltlogarithmischer Darstellung aufgetragen.

Wie Abbildung 97 entnommen werden kann, sind die Urankonzentrationen in der Freiberger Mulde mit einem Aktivitätsverhältnis A(^{228}Ra/^{238}U) > 0,5 und weitestgehendem Gleichgewicht zwischen ^{238}U und ^{226}Ra sowie zwischen ^{226}Ra und ^{210}Pb (Abbildung 98) geogenen Ursprungs. Veränderungen gegenüber früheren Untersuchungen [Beu99] konnten nicht erkannt werden.

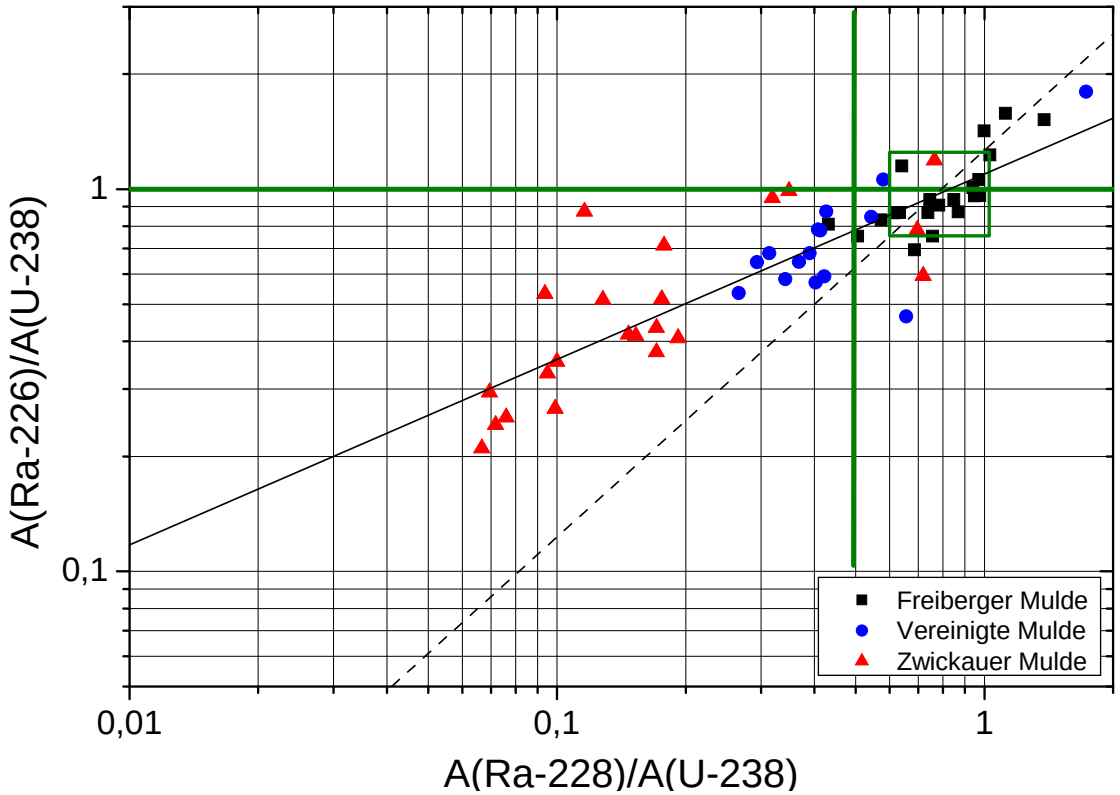

Abbildung 97. Drei-Isotopen-Plot $A(^{226}Ra/^{238}U) = f[A(^{228}Ra/^{238}U)]$ für Gewässersedimente aus dem Muldesystem.

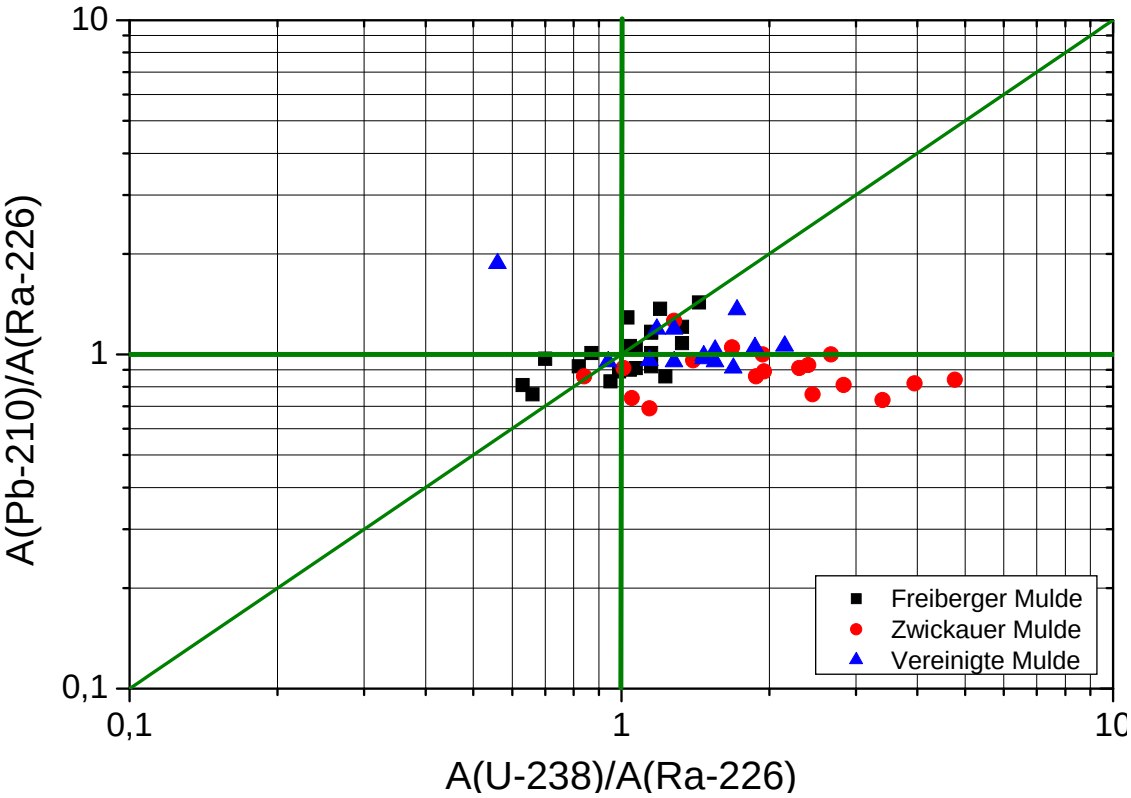

Abbildung 98. Drei-Isotopen-Plot $A(^{210}Pb/^{226}Ra) = f[A(^{238}U/^{226}Ra)]$ für Gewässersedimente aus dem Muldesystem.

Für die Nuklide der ^{232}Th-Zerfallsreihe kann in den Sedimenten des Muldesystems von einem säkularen Gleichgewicht zwischen den ^{228}Ra und ^{224}Ra (^{228}Th) ausgegangen werden, wobei das Aktivitätsverhältnis A(^{228}Ra/^{228}Th) für alle Proben 1,15 ± 0,18 beträgt. Innerhalb der angegebenen Unsicherheiten kann die spezifische Aktivität von ^{228}Ra deshalb als Schätzwert für die Thoriumkonzentration in den Sedimenten dienen. Daraus abgeleitet kann das mittlere Aktivitätsverhältnis A(^{228}Ra/^{238}U) = 0,82 ± 0,22 als Schätzwert für das ^{232}Th/^{238}U-Aktivitätsverhältnis in den Sedimenten genutzt werden.

Das in Abbildung 97 eingezeichnete Rechteck zeigt das geogene Verhältnis ± einer Standardabweichung an und wurde aus den Werten der Freiberger Mulde mit A(^{226}Ra/^{238}U) = 1,00 ± 0,24 und A(^{228}Ra/^{238}U) = 0,82 ± 0,22 abgeleitet. Das beobachtete Aktivitätsverhältnis A(^{228}Ra/^{238}U) ist damit geringer als das natürliche Verhältnis A(^{232}Th/^{238}U) in Granit oder Sandstein mit ca. 1,17 bzw. 1,24 [Sie96]. Die höchsten gemessenen Werte des Aktivitätsverhältnisses A(^{228}Ra/^{238}U) wurden deshalb bei chemisch unbeeinflussten geogenen Sedimenten gefunden.

Uran wird in Fließgewässern bevorzugt in gelöster Form transportiert, während Thorium unter normalen Umweltbedingungen unlöslich ist und primär in partikulärer Form verlagert wird. Das aus dem Zerfall von ^{238}U gebildete ^{234}Th wird deshalb leicht durch Hydrolyse aus der wässrigen Phase entfernt und auf der Oberfläche von Sedimenten sorbiert. Zusätzlich wird Uran in Abhängigkeit des chemischen Milieus ebenfalls leicht auf der Oberfläche von Sedimenten adsorbiert bzw. wieder remobilisiert. Die in Kapitel 6.1 beschriebenen unterschiedlichen chemischen Eigenschaften von Uran und Thorium verursachen die vielfältigen Disäquilibrierungen in der Zerfallskette ^{238}U-^{234}Th-^{234m}Pa-^{234}U-^{230}Th-^{226}Ra. Am häufigsten wird dabei das Aktivitätsverhältnis A(^{238}U/^{226}Ra) durch den Transport des unter oxidierenden Bedingungen leicht löslichen Urans verringert.

Das Aktivitätsverhältnis A(^{226}Ra/^{238}U) in Abhängigkeit von A(^{228}Ra/^{238}U) in der Freiberger Mulde ist mit einem Bestimmtheitsmaß von R^2 = 0,54 nur schwach korreliert. Die Steigung der Ausgleichsgerade von 0,54 zeigt deutlich die Beeinflussung der Sedimente infolge von Auflösungs-, Transport-, Adsorptions- und Fällungsprozessen. Für das gesamte Muldesystem erhält man eine bessere Korrelation (R^2 = 0,76) mit einer nur geringfügig veränderten Steigung der Ausgleichsgerade von 0,48.

Die gestrichelte Linie in Abbildung 97 zeigt ein konstantes ^{226}Ra/^{228}Ra-Aktivitätsverhältnis von 1,2 an, wie es bei Sedimenten auftreten würde, die ohne chemische Veränderungen transportiert werden. Wie der Abbildung entnommen werden kann, ist dies bei der überwiegenden Anzahl der Proben nicht der Fall, da durch menschlich beeinflusste Transportprozesse ein Überschuss an ^{226}Ra erzeugt wird.

6.2.5 Bergbaulicher Einfluss in den Verdachtsflächen

Die Aktivitätsverhältnisse A(^{228}Ra/^{238}U) in Abhängigkeit von A(^{226}Ra/^{238}U) bzw. A(^{210}Pb/^{226}Ra) in Abhängigkeit von A(^{238}U/^{226}Ra) für die Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus sind in den folgenden Abbildungen in doppeltlogarithmischer Darstellung aufgetragen. Dabei wurde zwischen Standorten ohne Einfluss von Uranerzaufbereitungsanlagen oder industriellen Absetzanlagen (Abbildung 101 und Abbildung 100) bzw. mit derartigen Einflüssen (Abbildung 101 und Abbildung 102) unterschieden.

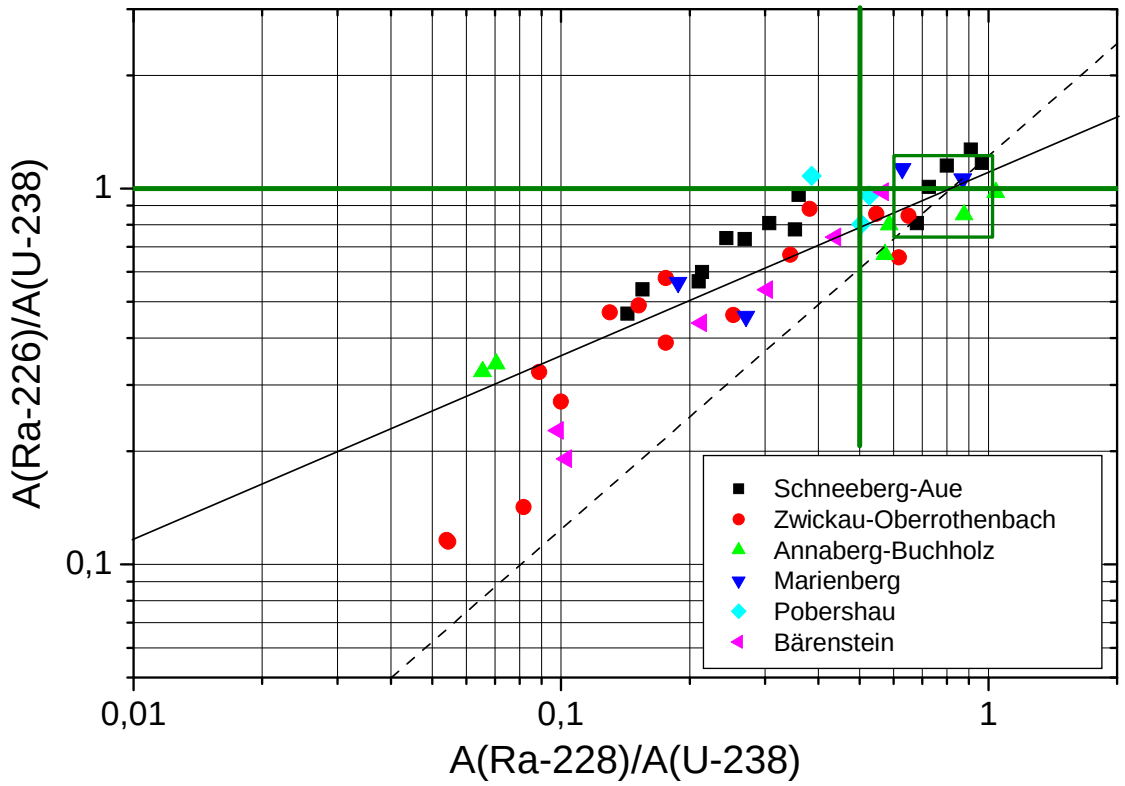

Abbildung 99. Drei-Isotopen-Plot A(^{226}Ra/^{238}U) = f[A(^{228}Ra/^{238}U)] für die Gewässersedimente der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen (Teil 1).

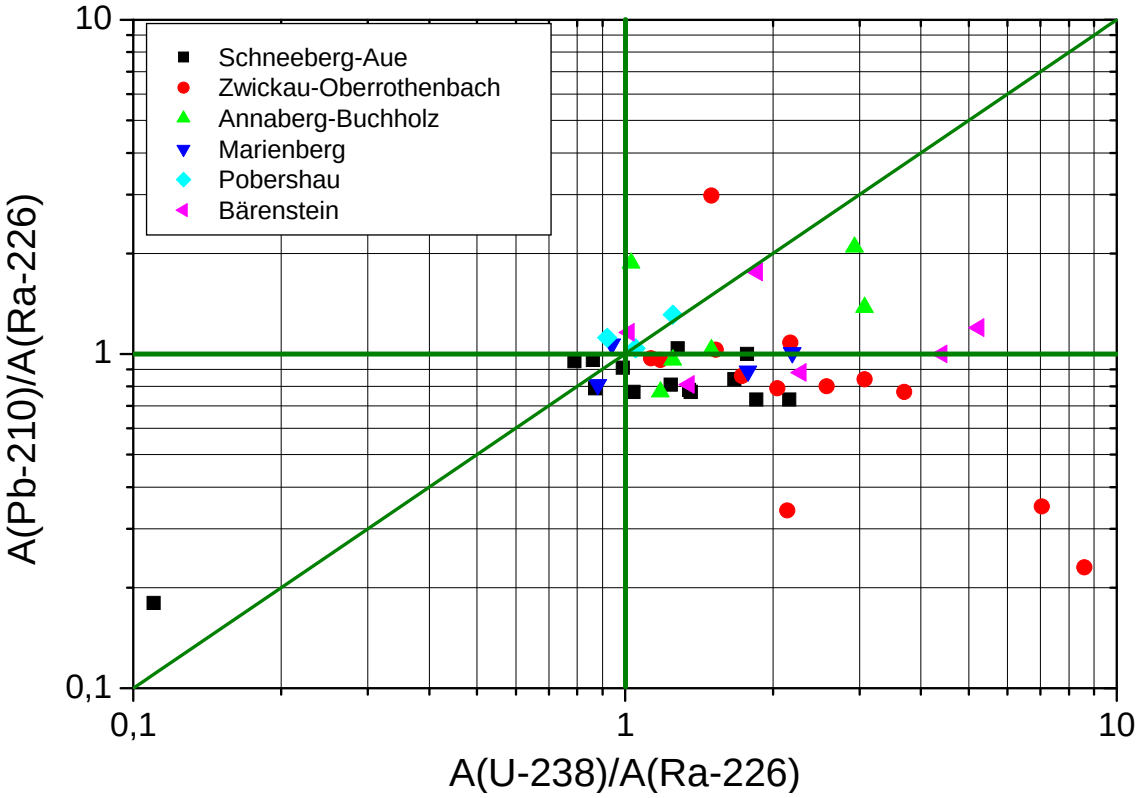

Abbildung 100. Drei-Isotopen-Plot A(^{210}Pb/^{226}Ra) = f[A(^{238}U/^{226}Ra)] für die Gewässersedimente der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen (Teil 1).

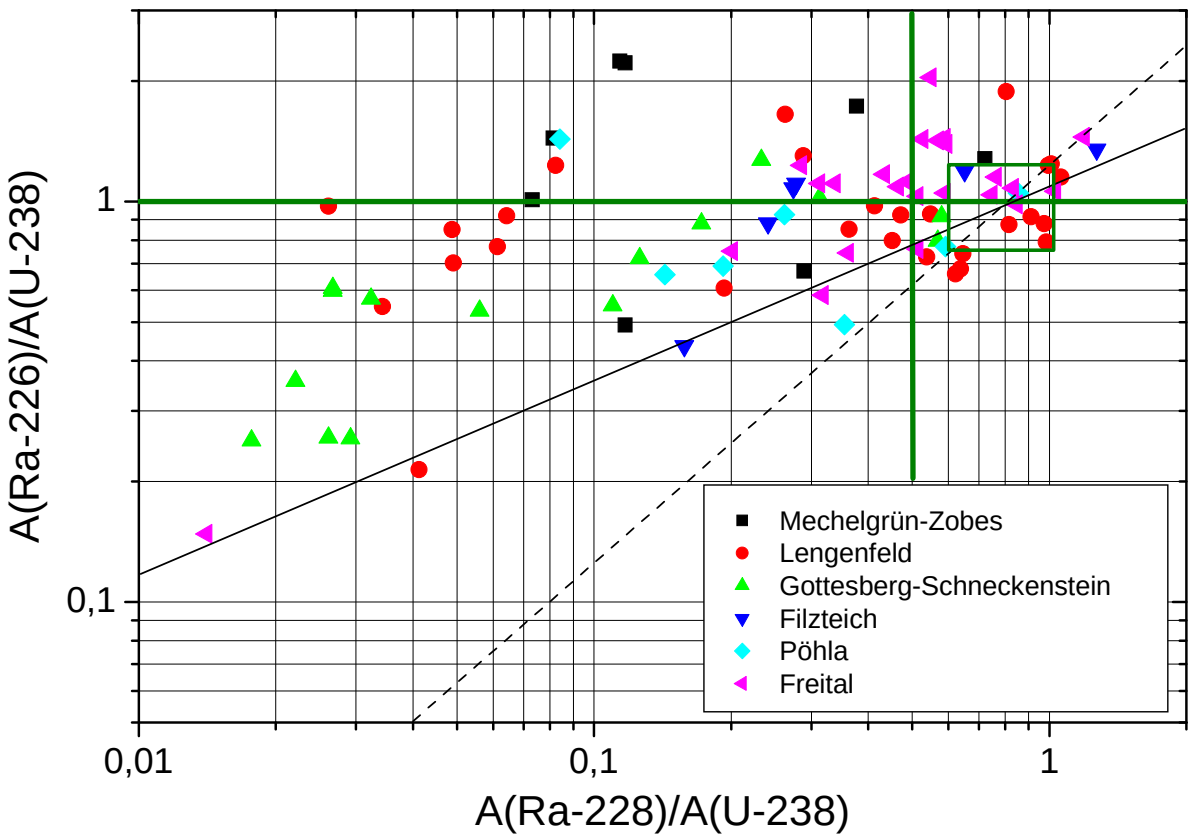

Abbildung 101. Drei-Isotopen-Plot $A(^{226}Ra/^{238}U) = f[A(^{228}Ra/^{238}U)]$ für die Gewässersedimente der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen (Teil 2).

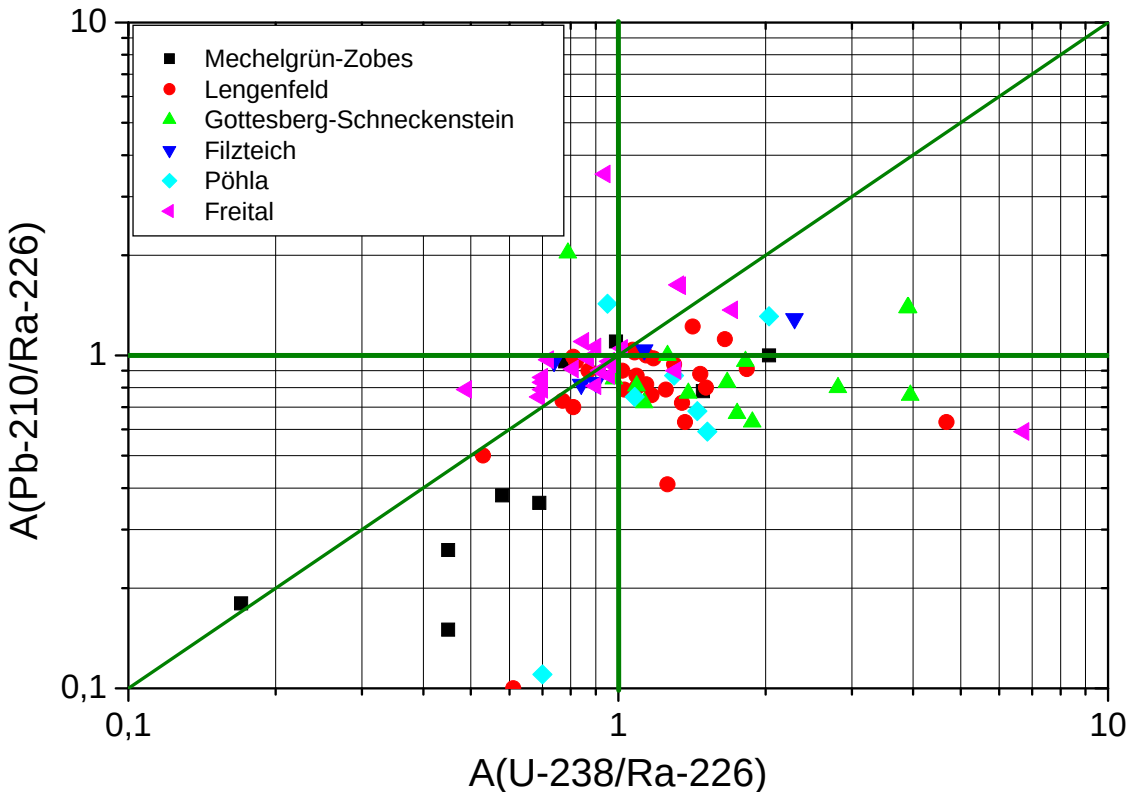

Abbildung 102. Drei-Isotopen-Plot $A(^{210}Pb/^{226}Ra) = f[A(^{238}U/^{226}Ra)]$ für die Gewässersedimente der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen (Teil 2).

Die in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus entnommenen Sedimente weisen alleine aufgrund ihres $^{228}Ra/^{238}U$-Aktivitätsverhältnisses einen weitaus stärkeren menschlichen Einfluss auf, als die Proben aus dem Muldesystem. Im Allgemeinen zeigen sich bei der Auftragung der Aktivitätsverhältnisse $A(^{226}Ra/^{238}U)$ in Abhängigkeit von $A(^{228}Ra/^{238}U)$ der verschiedenen Verdachtsflächen auch zwischen diesen starke Unterschiede. Die in Abbildung 101 und Abbildung 100 aufgetragenen Aktivitätsverhältnisse für die Verdachtsflächen Schneeberg-Aue, Zwickau-Oberrothenbach, Annaberg-Buchholz, Marienberg, Pobershau und Bärenstein zeigen die gleichen Muster, wie diese in den Sedimenten des Muldesystems gefunden wurden, während die Aktivitätsverhältnisse in den VF Mechelgrün-Zobes, Lengenfeld, Gottesberg-Schneckenstein, Filzteich, Pöhla und Freital (Abbildung 101 und Abbildung 102) zum Teil durch einen starken Überschuss an ^{226}Ra charakterisiert sind. Diese Unterschiede werden in erster Linie durch Kontaminationen mit ^{226}Ra-angereicherten Rückständen aus der Uranerzaufbereitung (Tailings) verursacht, wie sie in letzgenannteren Verdachtsflächen, insbesondere in der VF Lengenfeld, häufig zu finden sind.

Bei der Beurteilung der verschiedenen Transportprozesse im Muldesystem und dem Einfluss des Uranbergbaus auf die o.g. Verdachtsflächen ist ebenfalls die Zerfallskette ^{226}Ra-^{210}Pb von Interesse. Im Muldesystem ist das $^{210}Pb/^{226}Ra$-Aktivitätsverhältnis weitestgehend konstant und bewegt sich, unberührt vom starken uranbergbaulichen Einfluss der Zwickauer Mulde, innerhalb der Messunsicherheiten im Bereich des radioaktiven Gleichgewichtes. Während bei den in Abbildung 101 und Abbildung 100 gezeigten Verdachtsflächen mit einzelnen Ausnahmen ein ähnliches Verhalten zu beobachten ist, zeigen die durch die Uranerzaufbereitung beeinflussten Standorte vielfach eine Abreicherung von ^{210}Pb gegenüber ^{226}Ra. Die beobachteten Disäquilibrierungen sind unmittelbare Folge der Uranerzaufbereitung und werden in erster Linie durch die verringerte Nachbildung von ^{210}Pb infolge des ^{222}Rn-Verlustes der feinkörnigen Prozessrückstände verursacht.

6.2.6 Bergbaulicher Einfluss am Niederrhein

Obwohl Uran aufgrund der reduzierenden Bedingungen im Tiefengrundwasser nicht mit dem Grubenwasser transportiert wird und in Böden und Sedimenten des Untersuchungsgebietes lediglich in geogenen Konzentrationen auftritt, ist eine deutliche Korrelation zur spezifischen ^{226}Ra-Aktivität zu beobachten. Dieser Umstand ist durch eine Mitfällung bzw. Adsorption von natürlich vorkommendem Uran bei der Ausbildung der $(Ba,Ra)SO_4$-Inkrustierungen zu begründen, welche eine Konservierung des Urans in den Partikeln zur Folge hat (vgl. Kapitel 5.5.3, Abbildung 75 und Kapitel 5.5.4, Abbildung 80).

Das im Vergleich zum geogenen Hintergrund überschüssige ^{226}Ra wird bevorzugt als Lösung von Radium in salinaren Tiefenwässern in die Oberflächenwässer eingetragen, wo es durch Ausfällung und Sorption zu radioaktiven Ungleichgewichten in Sedimenten führt und dadurch auch in Böden, auf denen Gewässersedimente abgelagert werden (vgl. Kapitel 6.1.2). Bei Sedimenten (Abbildung 77) und Böden (Abbildung 82) ist das Aktivitätsverhältnis $A(^{228}Ra/^{226}Ra)$ durch die gemeinsame Fällung von ^{226}Ra und ^{228}Ra bei der Bildung der Inkrustierungen zunächst nahezu konstant und wird lediglich durch deren Alterung verändert ($t_{1/2,\ Ra\text{-}228}$ = 5,7 a). Dieser Umstand kann unter Annahme eines zunächst konstanten Aktivitätsverhältnisses von 0,5 in Grubenwässern zur Datierung von Sedimenten und Böden ausgenutzt werden [Sch95]. Bei den Untersuchungen zum Gutachten Fossa Eugeniana wurde jedoch festgestellt, dass das Anfangsverhältnis $A(^{228}Ra/^{226}Ra)$ in frischen Inkrustierungen

erheblichen Schwankungen unterworfen ist, je nachdem aus welchem Bergwerk diese entstammen (vgl. Kapitel 5.5.3 bzw. 5.5.4). Bei den hier untersuchten und bereits gealterten Böden und Sedimenten betrug das Verhältnis 0,10 bzw. 0,13.

Da ^{224}Ra aufgrund seiner kurzen Halbwertszeit von 3,6 d im säkularen Gleichgewicht mit seinem Tochternuklid ^{228}Th vorliegt und zu diesem Zeitpunkt eine eventuell vorhandene überschüssige Aktivität bereits am Zerfallen ist, muss dessen Messwert als Aktivität von ^{228}Th interpretiert werden. ^{228}Th liegt wiederum aufgrund seiner Halbwertszeit von 1,9 a in den hier untersuchten Sedimenten (Abbildung 78) und Böden (Abbildung 83) weitestgehend im Gleichgewicht mit ^{228}Ra vor.

Bei den Messwerten für ^{210}Pb in Sedimenten (Abbildung 76) und Böden (Abbildung 81) ist bei einem mittleren Aktivitätsverhältnis A(^{210}Pb/^{226}Ra) von ca. 0,3 eine ausgeprägte Korrelation zu ^{226}Ra zu beobachten. Blei ist als Bleisulfid (L = 0,86 mg L^{-1}) [Gib61] oder Bleichlorid in Grubenwässern nahezu unlöslich, so dass zum Zeitpunkt der Fällung und Ausbildung der (Ba,Ra)SO_4-Inkrustierungen davon ausgegangen werden kann, dass das ^{210}Pb/^{226}Ra-Aktivitätsverhältnis im Niederschlag vernachlässigbar gering ist und lediglich durch den geogenen Gehalt an ^{210}Pb bestimmt wird. Aus dem Aktivitätsverhältnis der überschüssigen Anteile A($^{210}Pb_{exc.}$/$^{226}Ra_{exc.}$) kann deshalb ein für die Mischprobe repräsentatives mittleres Alter der Sedimente und Böden abgeschätzt werden.

Ebenso wie bei Uran kann für die spezifische Aktivität von ^{137}Cs eine schwache Korrelation zum ^{226}Ra-Gehalt der Böden (Abbildung 84) und bedingt auch zum ^{226}Ra-Gehalt der Sedimente beobachtet werden. Das durch atmosphärischen Fallout aus Kernwaffentests eingetragene ^{137}Cs wird hier ebenso wie Uran durch Einschluss in die $BaSO_4$-Niederschläge oder durch Sorption an der Oberfläche der $BaSO_4$-Kristalle konserviert.

7. Modellierung von Strahlenexpositionen

In diesem Kapitel sollen die Ergebnisse der Modellierung von Strahlenexpositionen diskutiert werden, welche auf Grundlage der in Kapitel 5 vorgestellten Ergebnisse zum Vorkommen und zur Verteilung von natürlichen Radionukliden in Umweltmedien durchgeführt wurden.

Dazu wird in Kapitel 7.1 zunächst auf die verwendeten Modelle zur Berechnung von Strahlenexpositionen und die Durchführung der Monte-Carlo-Simulationen mit der Software CHRYSTAL BALL® eingegangen.

Die folgenden Kapitel befassen sich getrennt mit den Expositionspfaden „Externe Bestrahlung“ (Kapitel 7.2), „Direktingestion von Boden“ (Kapitel 7.3), „Ingestion von Nahrungsmitteln“ (Kapitel 7.4), „Inhalation von Radon und seinen Folgeprodukten“ (Kapitel 7.5) sowie mit der „Inhalation von Staub“ (Kapitel 7.6). Die Kapitel sind nach den Untersuchungsgebieten gegliedert und behandeln jeweils die Strahlenexposition in Deutschland und seinen Bundesländer im Allgemeinen, in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus sowie in den Gebieten des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus.

Abschließend werden in Kapitel 7.7 die o.g. Expositionspfade zu Szenarien der gesamten jährlichen Strahlenexposition zusammengefasst und für die jeweiligen Untersuchungsgebiete diskutiert.

Zur Verbesserung des Überblicks über die Ergebnisse der Expositionsmodellierungen wurde an jedes der Unterkapitel eine stichwortartige Zusammenfassung der wesentlichen Ergebnisse angefügt.

7.1 Allgemeines

7.1.1 Modelle zur Berechnung von Strahlenexpositionen

Das Bundesumweltministerium (BMU) hat im Jahr 1999 nach einer Empfehlung der SSK und gemäß seiner Richtlinienkompetenz nach § 6 StrVG Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität, im Folgenden kurz als „Berechnungsgrundlagen Bergbau“ (BglBb) bezeichnet, erlassen [BMU99] [BMU99a]. Diese dienten primär der Berechnung der potentiellen Strahlenexpositionen durch die Hinterlassenschaften des Uranbergbergbaus in Sachsen und Thüringen und sollen in der aktuell vor der Veröffentlichung stehenden novellierten Fassung auch für bergbauliche Hinterlassenschaften im Allgemeinen gelten. Die Berechnungsgrundlagen tragen der Realismusforderung von Artikel 45 der Euratom-Richtlinie 96/29 durch eine realistisch-konservative Modellierung Rechnung [EUR96].

Im Folgenden soll kurz auf die Grundlagen des Berechnungsmodells der BglBb eingegangen werden, welches weitestgehend für die in diesem Kapitel durchgeführten Berechnungen verwendet wurde. Über weitere Details zu den verwendeten Parametern informieren die jeweiligen Unterkapitel zu den Expositionspfaden.

Die BglBb gelten für die Ermittlung der Strahlenexposition des Menschen in Interventionssituationen aufgrund bergbaulicher Hinterlassenschaften. Sie sind anzuwenden bei der Nachweisführung zur Einhaltung von Dosisgrenzwerten für Beschäftigte und Einzelpersonen der Bevölkerung sowie zur Durchführung von Expositionsabschätzungen an bergbaulichen Hinterlassenschaften bei der Planung und Optimierung von Expositionsverringernder Maßnahmen, d.h. bei Interventionsmaßnahmen.

Bei der Anwendung der Berechnungsgrundlagen sind nur die im konkreten Anwendungsfall tatsächlich relevanten Szenarien und Expositionspfade zu berücksichtigen.

Die Auswahl der bei der Ermittlung der bergbaubedingten Strahlenexposition zu berücksichtigenden Expositionsszenarien und -pfade, Berechnungsparameter und Radionuklide hat vorrangig anhand qualitativer Bewertungen zu erfolgen. Zweifelsfälle sind durch vertiefende Untersuchungen der Standort- und Expositionsverhältnisse zu klären.

Die Strahlenexposition ist für Referenzpersonen mit relativ hoher Exposition an ungünstigsten Einwirkungsstellen und unter Annahme realistischer, hoher, aber nicht unsinnig konservativer Aufenthaltszeiten und Verzehrsgewohnheiten für die sechs in der StrlSchV benannten Altersgruppen zu ermitteln. Ungünstigste Einwirkungsstellen sind die Einwirkungsstellen, an denen für die zu betrachtenden Expositionsszenarien und -pfade unter Berücksichtigung realistischer Nutzungen und Verhaltensweisen jeweils die höchste Strahlenexposition der Referenzperson zu erwarten ist. Die ungünstigsten Einwirkungsstellen sind im konkreten Anwendungsfall zu bestimmen. Dabei sind je nach Anwendungsbereich und -fall aktuelle Nutzungen zu berücksichtigen und/oder mögliche künftige Nutzungen einzubeziehen.

Bei der Bestimmung möglicher künftiger Nutzungen sind planungsrechtliche Festsetzungen, im Übrigen die Prägung des Gebiets unter Berücksichtigung der absehbaren Entwicklung zu beachten. Soweit Nutzungen durch behördliche Maßnahmen (z.B. Nutzungseinschränkung) oder durch Maßnahmen des Inhabers der bergbaulichen Hinterlassenschaft (z.B. Zugangsbeschränkung) unterbunden werden, bleiben sie bei der Ermittlung der Strahlenexposition außer Betracht. Das gleiche gilt für Nutzungen, die aufgrund der ökologischen

Verhältnisse am Standort oder der zeitlichen Begrenzung des Anwendungsfalls ausgeschlossen werden können.

Es werden nach den Berechnungsgrundlagen Bergbau nur tatsächlich relevante Expositionsszenarien und mögliche Anteile der Szenarien an der Lebensführung berücksichtigt. Zudem werden insbesondere realistische Annahmen von Aufenthaltszeiten und Verzehrsgewohnheiten gemacht und nur praktisch mögliche Aufenthaltszeiten der Referenzpersonen berücksichtigt. Der Anteil lokal erzeugter Nahrungsmittel wird nach einem realistischen Schätzwert des durchschnittlichen Ertrages mit 25 % festgelegt und damit die unendlich ergiebigen Kühe, Felder und Gärten der AVV zu § 47 StrlSchV vermieden.

Für die Ermittlung der potentiellen Strahlenexposition der Bevölkerung berücksichtigen die Berechnungsgrundlagen Bergbau, wie bereits in Kapitel 2.5.1 zusammenfassend dargestellt, die folgenden Expositionsszenarien:

- Aufenthalt in Wohngebäuden,
- Aufenthalt im Freien,
- Verzehr von Muttermilch und lokal erzeugter Lebensmittel (pflanzliche und tierische Produkte sowie Wasser)

und die Expositionspfade:

- Äußere Exposition durch Gammastrahlung des Bodens,
- Exposition durch Inhalation von Staub,
- Exposition durch Ingestion von Muttermilch und lokal erzeugter Lebensmittel (Trinkwasser, Fisch, Milch und Milchprodukte, Fleisch und Fleischwaren, Blattgemüse, sonstige pflanzliche Produkte) und
- Exposition durch Direktingestion von Boden.

Die Abbildung 103 stellt die Expositionsszenarien und -pfade der Berechnungsgrundlagen Bergbau im Detail dar.

Die BglBb legen die bei der Ermittlung der potentiellen Strahlenexposition anzusetzenden Parameter wie Aufenthaltszeiten, Verzehrs- und Lebensgewohnheiten explizit fest. Zu den einzelnen Expositionsszenarien werden detaillierte Vorgaben gemacht, von denen einige im Folgenden aufgeführt sind. Bei den im Rahmen dieser Arbeit ausgeführten Berechnungen wurde aber in Einzelfällen von den Vorgaben der BglBb abgewichen, soweit dies für die realistische Ermittlung von Strahlenexpositionen notwendig war. Nähere Angaben und Erläuterungen dazu befinden sich in den Unterkapiteln zu den jeweiligen Expositionspfaden.

Grundsätzlich sind beim Szenario „Aufenthalt im Freien“ die Expositionspfade „Äußere Exposition durch Gammastrahlung des Bodens“, „Inhalation von Staub“ und „Direktingestion von Boden“ zu berücksichtigen. Diese Pfade sind relevant, wenn sich Expositionsorte von Referenzpersonen für den Pfad „Äußere Exposition durch Gammastrahlung des Bodens“ auf oder in unmittelbarer Nähe (bis zu einer Entfernung von 20 m), für den Pfad „Inhalation von Staub“ auf oder in der Umgebung (bis zu einer Entfernung von 100 m) und für den Pfad „Direktingestion von Boden“ auf bergbaulichen Anlagen oder Einrichtungen befinden.

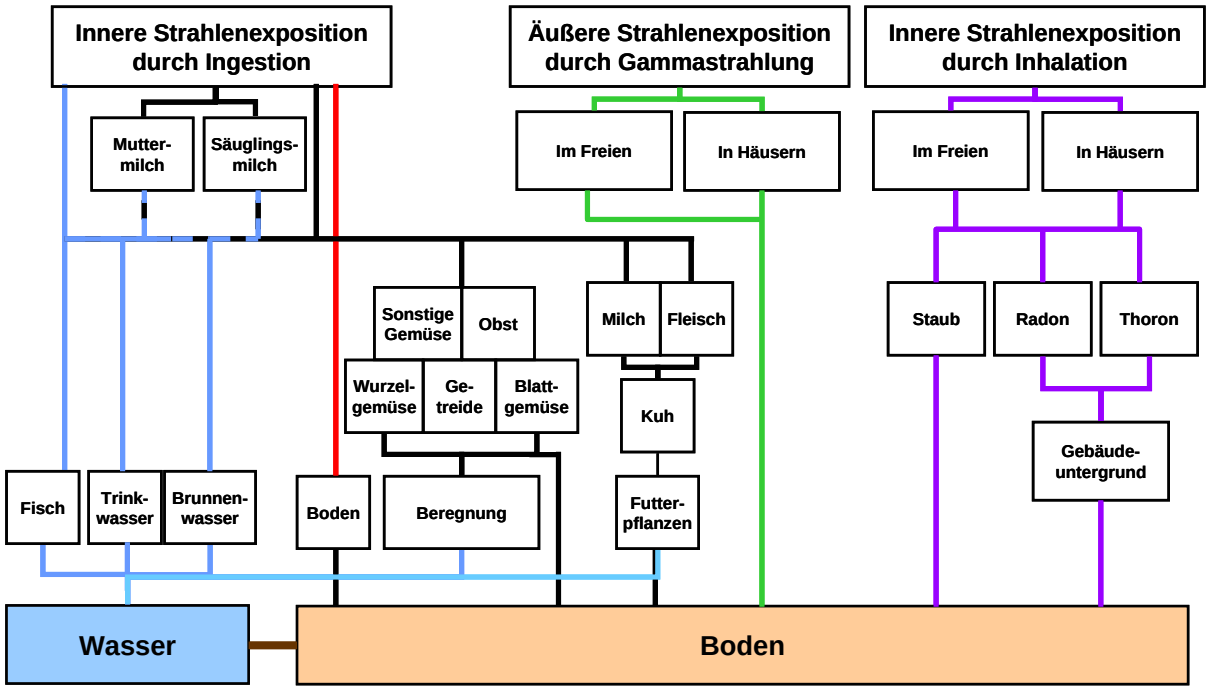

Abbildung 103. Schematische Darstellung der Expositionsszenarien und Expositionspfade nach den Berechnungsgrundlagen Bergbau [BMU99].

Ausführlich legen die Berechnungsgrundlagen Bergbau die Expositionspfade dar, die beim Verzehr lokal erzeugter Lebensmittel zu berücksichtigen sind. Grundsätzlich sind dies beim Szenario „Verzehr lokal erzeugter Lebensmittel“ die Pfade:

- Transfer vom Boden zur Pflanze,
- Freisetzung mit der Luft und
- Freisetzung mit dem Wasser.

Bei der Freisetzung von Radionukliden mit dem Wasser sind folgende Wege der Radionuklide zum Menschen zu berücksichtigen:

- Trinkwasser,
- Trinkwasser - Muttermilch,
- Wasser - Fisch,
- Wasser - Fisch - Muttermilch,
- Beregnung - Pflanze,
- Beregnung - Pflanze - Muttermilch,
- Beregnung - Futterpflanze - Kuh - Milch,
- Beregnung - Futterpflanze - Kuh - Milch - Muttermilch,
- Beregnung - Futterpflanze - Tier - Fleisch,
- Beregnung - Futterpflanze - Tier - Fleisch - Muttermilch,
- Viehtränke - Kuh - Milch,
- Viehtränke - Kuh - Milch - Muttermilch,
- Viehtränke - Tier - Fleisch und
- Viehtränke - Tier - Fleisch - Muttermilch.

Diese Expositionspfade sind nach den Berechungsgrundlagen Bergbau nur relevant, wenn beim Kontaminationsweg „Transfer vom Boden zur Pflanze“ die Pflanzen auf bergbaulichen Anlagen oder Einrichtungen wachsen und beim Kontaminationsweg „Freisetzung mit der

Luft“ die Pflanzen auf oder in der Umgebung (bis zu einer Entfernung von 100 m) bergbaulicher Anlagen oder Einrichtungen wachsen. Das kann für die hier durchgeführten Berechnungen grundsätzlich angenommen werden.

Nach den Berechnungsgrundlagen Bergbau sind weiterhin bei der Berechnung der Strahlenexposition die Kontaminationswege „Transfer vom Boden zur Pflanze“ und „Freisetzung mit der Luft“ nur zu berücksichtigen, wenn die bergbaulichen Anlagen oder Einrichtungen bzw. die durch Freisetzung mit der Luft kontaminierte Umgebung ausreichend groß und geeignet sind, um einen Anteil von 25 % der Nahrungsmittel an lokaler Produktion für Referenzpersonen der allgemeinen Bevölkerung zu ermöglichen. Entsprechendes gilt im Hinblick auf die Verfügbarkeit und Eignung von bergbaubedingt kontaminierten Wässern für die Pfade „Freisetzung mit dem Wasser“. Teilpfade, bei denen diese Bedingung nicht erfüllt ist, gelten als nicht relevant.

Für den Verbrauch von Trinkwasser ist gemäß Berechnungsgrundlagen anzunehmen, dass der gesamte Bedarf durch bergbauliche Hinterlassenschaften kontaminiert ist, sofern nicht besondere Umstände (z.B. Fernwasserversorgung) die Annahme eines geringeren Anteils lokal gewonnenen Trinkwassers rechtfertigen.

Der Expositionspfad Direktingestion von Boden ist für die Altersgruppe ($j \leq 1$a) nicht zu berücksichtigen (vgl. Kapitel 7.3).

Soweit die Berechnung der Strahlenexposition auf der Basis von Messwerten erfolgt, ist zu berücksichtigen, dass die Messwerte jeweils auch den Anteil der natürlicherweise vorhandenen Umweltradioaktivität enthalten. Zur Ermittlung der bergbaubedingten Strahlenexposition ist nach BglBb der Anteil der natürlicherweise vorhandenen Strahlenexposition abzuziehen. Dabei werden von der berechneten Strahlenexposition einer Referenzperson allgemeine Werte der natürlichen Umweltradioaktivität abgezogen.

Es handelt sich dabei um einen mittleren Wert der Photonen-Äquivalentdosisleistung sowie um Werte der spezifischen Aktivität in Lebensmitteln, im Boden und im Viehfutter sowie der Aktivitätskonzentration in Wässern (Trinkwasser, Viehtränkewasser, Beregnungswasser, Oberflächenwasser) und in Staub für eine durch den Bergbau unbeeinflusste Region. Soweit standortspezifische Werte der natürlichen Umweltradioaktivität vorliegen, sind diese anstelle der allgemeinen Werte der natürlichen Umweltradioaktivität der BglBb zu verwenden.

Da bei den hier durchgeführten Berechnungen nicht gezielt die bergbaubedingten Strahlenexpositionen berechnet werden sollten, wurde von dieser Vorgehensweise abgewichen. Es wurde deshalb nur eine gesamte Strahlenexposition für das jeweilige Untersuchungsgebiet bzw. für einen einzelnen Expositionspfad ermittelt und dieser Wert bzw. diese Verteilung den repräsentativen Hintergrundwerten für dieses Gebiet gegenübergestellt.

7.1.2 Monte-Carlo-Simulation mit CRYSTAL BALL®

Die Modelle der Berechnungsgrundlagen Bergbau (BglBb), zusammen mit der aufgeführten ergänzenden Literatur, bilden die Grundlage zur Berechnung der Strahlenexposition durch natürliche Radionuklide in diesem Kapitel [BMU99]. Abweichend von den BglBb, welche ausschließlich eine Berechnung mit Punktschätzern vorsehen, soll hier eine Abschätzung der Schwankungsbreite der Strahlenexposition durch die Annahme von Verteilungen für die einzelnen Parameter erfolgen, was eine genauere Beschreibung der getroffenen Annahmen ermöglicht. Die durch Verteilungen beschriebenen Parameter fließen dann in das jeweilige Modell zur Berechnung der Strahlenexposition ein, wobei Faltungen von unterschiedlichen

Verteilungen auftreten, die analytisch nicht mehr berechnet werden können. Aus diesem Grund wurde für alle Expositionspfade eine Monte-Carlo-Simulation durchgeführt, die als Ergebnis neben dem Erwartungswert der einzelnen Altersgruppen auch die Schwankungsbreite der effektiven Dosis durch Angabe eines 95 %-Vertrauensbereiches liefert.

Zu diesem Zweck wurde das Programm CRYSTAL BALL® verwendet, welches aus einem in Microsoft-EXCEL® implementierbaren Makro besteht, mit dessen Hilfe Monte-Carlo-Simulationen durchgeführt werden können. Dabei können allen in das jeweilige Modell einfließenden Parametern Verteilungen zugeordnet werden, die sich bei der anschließenden Simulation fortpflanzen und in einer Gesamtverteilung resultieren. Die erhaltene Verteilung kann graphisch und unter Angabe von zusätzlichen statistischen Parametern, wie z.B. beliebigen Perzentilen ausgegeben werden.

Die Generierung der Zufallszahlen wurde nach der Methode des „*Latin-hypercube-samlings*“ vorgenommen, welche gleichmäßig verteilte Zufallsvariablen entsprechend der angenommenen Verteilung erzeugt, und damit eine höhere Genauigkeit verglichen mit der herkömmlichen Monte-Carlo-Methode erzielt. Jede in dieser Arbeit simulierte Verteilung wurde durch mindestens 10^5 Versuche, bei den graphisch dargestellten Verteilungen sogar mit 10^6 Versuchen, beschrieben. Wenn möglich, wurde an die resultierende Verteilung eine Reihe bekannter, kontinuierlicher Verteilungen angepasst. Nach dem multiplikativen Grenzwertsatz der Statistik erhält man durch die Multiplikation von unendlich vielen, beliebig verteilten Parametern als Produkt eine logarithmisch Normalverteilte Größe. Bei den im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Simulationen ergaben sich ausschließlich rechtsschiefe Verteilungen, die zwar nicht immer zufrieden stellend durch eine logarithmische Normalverteilung beschrieben werden konnten, in diesen Fällen aber dennoch die beste Methode zur Charakterisierung der Ergebnisverteilung darstellten. Die Verteilungstests wurden ebenfalls mit CRYSTAL BALL® durchgeführt, wobei als Maß für die Güte des Fits das χ^2-Kriterium gewählt wurde.

7.2 Dosis durch externe Bestrahlung

Die externe Bestrahlung ist ein fester Bestandteil der natürlichen Strahlenexposition und setzt sich aus einer terrestrischen und einer kosmischen Komponente zusammen. Die terrestrische Komponente setzt sich wiederum aus einem Anteil durch den Aufenthalt in Gebäuden sowie im Freien zusammen. Beim Aufenthalt von Personen auf kontaminierten Flächen mit erhöhter ODL ist daher die externe Dosis unbedingt in die Expositionsermittlung mit einzubeziehen.

7.2.1 Allgemeines

Die Luftkerma K_a gilt als Nachfolgegröße der bislang bei Messungen vorzugsweise verwendeten Standard-Ionendosis. UNSCEAR [UNS00] gibt zur Berechnung der Luftkermaleistung $\dot{K}_a$ über einer unendlichen Halbebene mit homogenen massenbezogenen Aktivitäten von ^{40}K, ^{232}Th und ^{238}U die Gleichung (7.1) an (vgl. Kapitel 5.5.5).

$$\dot{K}_{\mathrm{a}}\,[\mathrm{nGy\,h^{-1}}] = 0{,}0414 \cdot A_{\mathrm{K-40}}\,[\mathrm{Bq\,kg^{-1}}] + 0{,}623 \cdot A_{\mathrm{Th-232}}\,[\mathrm{Bq\,kg^{-1}}] + 0{,}461 \cdot A_{\mathrm{U-238}}\,[\mathrm{Bq\,kg^{-1}}] \qquad (7.1)$$

Die Berechnungsgrundlagen Bergbau [BMU99] benutzen die Messgröße Photonenäquivalentdosisleistung $\dot{H}_x$ zur Berechnung der effektiven Jahresdosis $H_{\mathrm{E},j}$ für die verschiedenen Altersklassen j bei externer Exposition.

Die Photonenäquivalentdosis H_X in Sv kann aus der Luftkerma K_a in Gy durch Multiplikation mit dem Faktor f_k = 1,15 Sv/Gy nach Gleichung (7.2) berechnet werden.

$$H_{\mathrm{X}} = f_{\mathrm{K}} \cdot K_{\mathrm{a}} \qquad (7.2)$$

Die ODL-Messgröße bei den in dieser Arbeit vorgestellten Untersuchungen ist in allen Fällen die **Umgebungsäquivalentdosis** *H*(10)*. Der Zusammenhang zwischen *H*(10)* und der früher verwendeten Messgröße H_X ist in Abbildung 104 dargestellt.

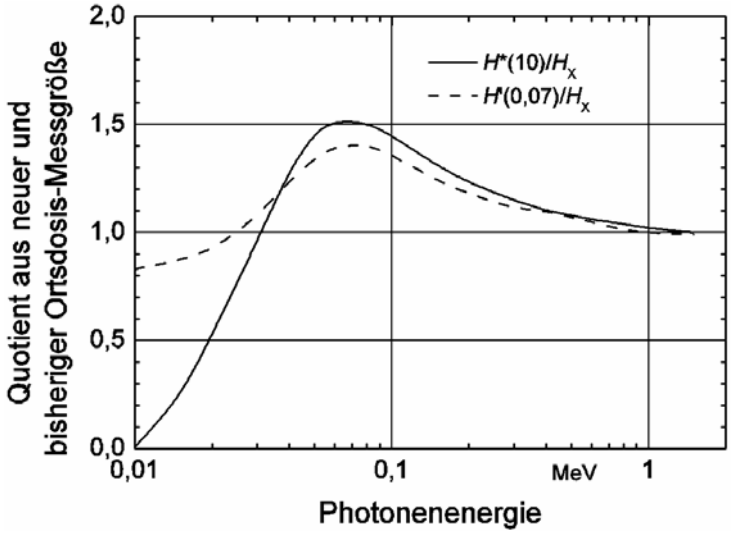

Abbildung 104. Verhältnis der Umgebungsäquivalentdosis $H^*(10)$ und der maximalen Richtungs-Äquivalentdosis $H'(0{,}07)$ zur Photonenäquivalentdosis H_X für Photonen in einem parallelen Strahlenbündel bei Bestrahlung von vorn, entnommen aus [Vog04].

Für natürliche Radionuklide kann nach [Wil03] zur Umrechnung von Photonenäquivalentdosis in Umgebungsäquivalentdosis Gleichung (7.3) verwendet werden.

$$H^*(10) = 1{,}07 \cdot H_X \tag{7.3}$$

Entsprechend einer Empfehlung des Normenausschusses Radiologie (NAR), zitiert in [Amb03], kann für die natürliche Umgebungsstrahlung auch eine Umrechnung nach Gleichung (7.4) verwendet werden.

$$H^*(10) = 1{,}00 \cdot H_X \tag{7.4}$$

Die Umrechnung im Rahmen dieser Arbeit wurde ausschließlich nach Gleichung (7.4) durchgeführt. Für die Situation an der Fossa Eugeniana und in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus ist der Umrechnungsfaktor von 1,00 konservativ, d.h. man überschätzt die Photonenäquivalentdosis H_X leicht, wenn man von der Messgröße Umgebungsäquivalentdosis $H^*(10)$ ausgeht. In anderen Fällen ist diese Vorgehensweise ebenfalls gerechtfertigt, da bei den verwendeten Literaturwerten nicht immer ersichtlich ist welche der beiden Messgrößen ermittelt wurde.

7.2.2 Berechnung der externen Dosis

Die effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ kann auf Grundlage von repräsentativen Messwerten der Photonenäquivalentdosisleistung an möglichen Aufenthaltsorten (s_{innen}, $s_{\text{außen}}$) der Referenzperson j nach Gleichung (7.5) berechnet werden.

$$H_{E,j} = f_{\text{Kon},j} \cdot \sum_{\text{außen}} \dot{H}_{\text{X,außen}} \cdot t_{\text{Exp},j,\text{außen}} \cdot a_{x,s} + \sum_{\text{innen}} \dot{H}_{\text{X,innen}} \cdot t_{\text{Exp},j,\text{innen}} \tag{7.5}$$

Hierin bedeuten:

$\dot{H}_{\text{X,außen}}$: Photonenäquivalentdosisleistung im Freien in 1 m Höhe am Expositionsort in nSv h^{-1}.

$\dot{H}_{\text{X,innen}}$: Photonenäquivalentdosisleistung im Gebäude in nSv h^{-1}.

$f_{\text{Kon},j}$: Umrechnungsfaktor von Photonenäquivalentdosisleistung in effektive Dosis H_E für die Referenzperson j.

$t_{\text{Exp},j,\text{außen}}$: Jährliche Aufenthaltszeit der Referenzperson j im Freien in h.

$t_{\text{Exp},j,\text{innen}}$: Jährliche Aufenthaltszeit der Referenzperson j im Gebäude in h.

$a_{x,s}$: Faktor zur Berücksichtigung der Abschirmwirkung am Expositionsort s auf Gammastrahlung im Freien, dimensionslos.

7.2.3 Parameter und Abschätzung von Verteilungen

7.2.3.1 Umrechnungsfaktor $f_{\text{Kon},j}$ von Photonenäquivalentdosisleistung in effektive Dosis

Bei der Modellierung der effektiven Jahresdosis im Freien ist ein Faktor $f_{\text{Kon},j}$ zur altersabhängig unterschiedlichen Umrechnung der Photonenäquivalentdosis in effektive Dosis zu berücksichtigen. Bezüglich dieses Faktors liegen in der Literatur unterschiedliche Werte vor [UNS00] [BMU99]. Er wurde deshalb als gleichverteilt zwischen den Angaben aus [UNS00] ($f_{\text{Kon},j\leq 1\text{a}} = 0{,}91$; $f_{\text{Kon},1\text{a}<j\leq 12\text{a}} = 0{,}79$; $f_{\text{Kon},j>12\text{a}} = 0{,}69$) und denen aus [BMU99] ($f_{\text{Kon},j\leq 1\text{a}} = 0{,}80$; $f_{\text{Kon},1\text{a}<j\leq 12\text{a}} = 0{,}70$; $f_{\text{Kon},j>12\text{a}} = 0{,}60$) angenommen. Für die effektive Jahresdosis in Gebäuden entfällt dieser Faktor, da die Gammastrahlung dort nicht von einer unendlichen Halbebene mit homogener Aktivitätsverteilung ausgeht, sondern als räumlich unabhängig angesehen werden kann. Da die Umrechnungsfaktoren nur zwischen drei verschiedenen Altersgruppen unterscheiden, wurden die Ergebnisse im Folgenden anstatt der Klasseneinteilung nach Berechnungsgrundlagen Bergbau ($j \leq 1\text{a}$), ($1\text{a} < j \leq 2\text{a}$), ($2\text{a} < j \leq 7\text{a}$),

$(7\text{a} < j \leq 12\text{a})$, $(12\text{a} < j \leq 17\text{a})$, $(j > 17\text{a})$ ebenfalls nur für die drei Gruppen $(j \leq 1\text{a})$, $(1\text{a} < j \leq 12\text{a})$ und $(j > 12\text{a})$ angegeben.

7.2.3.2 Abschirmfaktor $a_{x,s}$

Der Abschirmfaktor $a_{x,s}$ berücksichtigt die Abschirmwirkung von eventuell vorhandenen Gebäuden auf die ODL im Freien. Er beträgt je nach Bausubstanz des Gebäudes zwischen 0,1 (z.B. Beton) und 0,3 (z.B. Holz), kann aber für die hier verwendeten Messdaten mit 1,0 angenommen werden.

7.2.3.3 Aufentshaltszeiten in Gebäuden $t_{Exp,j,innen}$ und im Freien $t_{Exp,j,außen}$

Die Aufenthaltszeiten in Gebäuden und im Freien wurde analog [Thi02] als abgeschnittene Normalverteilung angenommen, wobei die Aufenthaltsdauer im Freien als normalverteilt mit einem Mittelwert von 1.000 h a^{-1} und einer Standardabweichung von 500 h a^{-1} angenähert wurde. Nach den Vorgaben der Brechnungsgrundlagen [BMU99] wurde diese Verteilung bei einer maximalen Anzahl von 2.000 Stunden pro Jahr sowie zur Vermeidung physikalisch unsinniger „negativer Aufenthaltszeiten“ bei 0 h a^{-1} abgeschnitten. Die Verteilung der Aufenthaltsdauer im Gebäude ergibt sich aus dieser Abschätzung durch die Differenz zur maximalen Anzahl von 8.766 h a^{-1} Stunden pro Jahr. In Tabelle 95 sind die zur Abschätzung von Aufenthaltszeiten im Freien und in Gebäuden verwendeten Parameter aufgeführt.

Allerdings liegen keine gesicherten altersabhängigen Daten für die Aufenthaltsdauer von Kleinkindern im Freien bzw. im Inneren von Gebäuden vor, zumal in den oben vorgestellten Modellen keine realistischen sondern allenfalls abdeckende Angaben diesbezüglich zu finden sind.

Tabelle 95. Parameter zur Abschätzung von Aufenthaltszeiten im Freien und in Gebäuden.

Parameter	$t_{Exp,j,innen}$ in h a^{-1}	$t_{Exp,j,außen}$ in h a^{-1}
Verteilung	normal	normal
arithm. Mittel	7.766 ± 500	1.000 ± 500
abgeschnitten bei min.	6.766	0
abgeschnitten bei max.	8.766	2.000

In den Berechnungsgrundlagen Bergbau [BMU99] wird eine grundlegend andere Vorgehensweise gewählt. Für eine abdeckend-konservative Abschätzung werden hier nur maximale Expositionszeiten der verschiedenen Referenzpersonen j angenommen (Tabelle 96), die für einen Beschäftigten in der Summe 2.000 Stunden nicht überschreiten dürfen. Die Expositionszeiten der Bevölkerung sind für den Aufenthalt im Freien weiter eingeschränkt und dürfen in der Summe ebenfalls 2.000 Stunden nicht überschreiten. Daraus ergibt sich im Vergleich zu den Angaben in Tabelle 95 (Mittelwert = 2,7 h d^{-1}) eine tägliche Expositionsdauer von maximal 5,5 h. Um eine Vergleichbarkeit zwischen den zur Modellierung gemachten Annahmen und den Rechnungen nach Berechnungsgrundlagen Bergbau herzustellen, wurde hier die Expositionszeit im Freien ebenfalls mit 1.000 Stunden angenommen. Die Annahme ist sinnvoll, da im Rahmen dieser Arbeit ausschließlich Gärten, Spielplätze und Parkanlagen betrachtet wurden, d.h. im Sinne der BglBb „kultivierte Flächen“.

Tabelle 96. Maximale jährliche Expositionszeiten $t_{\mathrm{Exp},j,s}$ für verschiedene Expositionsorte s und Referenzpersonen j, entnommen aus [BMU99].

Expositionsort	Referenzperson	Expositionszeit $t_{\mathrm{Exp},j}$ in h a^{-1}
Gebäude	Beschäftigter[a]	bis 2000
	Bevölkerung[b]	7000
Freigelände	Beschäftigter[a]	bis 2000
	Bevölkerung[b]	bis 2000
unkultivierte Halden	Bevölkerung, ($j \leq$ 1a)	0
	Bevölkerung, (1a < $j \leq$ 2a)	0
	Bevölkerung, (2a < $j \leq$ 7a)	250
	Bevölkerung, (7a < $j \leq$ 12a)	250
	Bevölkerung, (12a < $j \leq$ 17a)	250
	Bevölkerung, ($j >$ 17a)	100
Gärten	Bevölkerung[b]	1.000
Straßen, Plätze u.ä.	Bevölkerung[b]	1.000
Spielplätzen, Parkanlagen u.ä.	Bevölkerung[b]	1.000

[a] Die Summe der Expositionszeiten bei Tätigkeiten im Freien und in Gebäuden darf insgesamt 2.000 Stunden im Jahr nicht überschreiten.
[b] Angabe gilt für alle Altersgruppen.

7.2.4 Deutschland und seine Bundesländer

Die jährliche Dosis durch externe Bestrahlung in Häusern wird meist stärker vom Aktivitätsgehalt der Baumaterialien als durch den des Baugrundes bestimmt und bleibt deshalb bei vielen Untersuchungen unberücksichtigt. Da die heute verwendeten Baumaterialien kaum noch lokalen Ursprungs sind, kann einer untersuchten Region auch keine „typische“ Exposition in Häusern zugeordnet werden. Aktuelle, mithilfe von Thermolumineszenzdosimetern durchgeführte Untersuchungen [Wil93] zeigen, dass der bei früheren Studien erzielte Mittelwert der ODL von 80 nSv h^{-1} durch Berücksichtigung der neuen Bundesländer nicht verändert wird. In ostdeutschen Bundesländern wurden in Ziegel- und Klinkerhäusern 81 nSv h^{-1} und in Betonbauten 66 nSv h^{-1} gemessen, während die westdeutschen Vergleichswerte für Häuser aus Klinker, Ziegel und Beton bei vergleichbaren Werten von 62 nSv h^{-1}, 80 nSv h^{-1} und 66 nSv h^{-1} lagen [Wil97]. Der genannte Mittelwert von 80 nSv h^{-1}, angenommen als logarithmisch normalverteilt mit einer geschätzten geometrischen Standardabweichung von 1,2$^{\pm 1}$, kann somit als repräsentativer Wert für Gesamtdeutschland verwendet werden.

Zur Ermittlung der jährlichen Dosis durch externe Bestrahlung im Freien wurde auf die Daten des BfS für die Bundesländer Deutschlands zurückgegriffen. Tabelle 97 zeigt die zur Modellierung verwendeten repäsentativen Mittelwerte der Ortsdosisleistung für die verschieden Regionen Deutschlands und die verwendete Literaturquelle. Die angegebenen Messwerte können als logarithmisch normalverteilt angesehen werden.

Für die Modellierung der Dosis durch externe Bestrahlung nach Gleichung (7.5) wurden die Expositionszeiten $t_{\mathrm{Exp},j,\text{außen}}$ und $t_{\mathrm{Exp},j,\text{innen}}$ nach Tabelle 95 und die mittleren Ortsdosisleistungen nach Tabelle 97 verwendet. Zusätzlich wurde für jede Region die externe Dosis nach Vorgabe der Berechnungsgrundlagen Bergbau mit einer festen Expositionszeit $t_{\mathrm{Exp},j,\text{außen}}$ von 1.000 h berechnet und in der Spalte BglBb aufgeführt. Die Ergebnisse der Modellierung sind in Tabelle 98 dargestellt.

Tabelle 97. Mittlere Ortsdosisleistung[a] (ODL) im Freien in ausgewählten Regionen Deutschlands, alle Angaben in nSv h^{-1}.

Gebiet	geom. Mittel	EW[b]	Literatur
Deutschland (in Häusern)	$80{,}0 \times 1{,}2^{\pm 1}$	81,3	[Wil93]
Deutschland (IMIS)	$94{,}8 \times 1{,}2^{\pm 1}$	96,4	[Vah04]
Niedersachsen (IMIS)	$79{,}3 \times 1{,}2^{\pm 1}$	80,6	[Vah04]
Hannover (Region)	$67{,}4 \times 1{,}2^{\pm 1}$	69,0	[Wil03]
Sachsen	$86{,}3 \times 1{,}3^{\pm 1}$	89,1	[Wil97]
Aue-Schwarzenberg (Bezirk)	$118{,}1 \times 1{,}2^{\pm 1}$	119,9	[Wil97]
Verdachtsflächen[c] (geogen)	$99{,}8 \times 1{,}4^{\pm 1}$	105,4	[ALASKA]
Geogener Hintergrund BglBb	-	120,0	[BMU99]

[a] Messwerte wurden nicht um den Beitrag der kosmischen Komponente (32 nSv h^{-1}) korrigiert.
[b] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.
[c] Ortsdosisleistung über unbeeinflussten Böden in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus, vgl. Seite 135, Tabelle 38.

Tabelle 98. Effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch externe Bestrahlung in ausgewählten Gebieten Deutschlands, Angaben in mSv a^{-1}.

Gebiet	Par.	$j \leq 1$a	1a$<j\leq$12a	$j>$12a
Deutschland	EW[a]	0,71	0,70	0,69
	VB[b]	0,51–0,97	0,50–0,96	0,50–0,95
	BglBb[c]	0,71	0,70	0,69
Niedersachsen	EW[a]	0,70	0,69	0,68
	VB[b]	0,50–0,96	0,49–0,95	0,49–0,94
	BglBb[c]	0,70	0,69	0,68
Hannover	EW[a]	0,69	0,68	0,68
	VB[b]	0,49–0,95	0,48–0,94	0,48–0,94
	BglBb[c]	0,69	0,68	0,67
Sachsen	EW[a]	0,71	0,70	0,69
	VB[b]	0,51–0,97	0,50–0,96	0,49–0,95
	BglBb[c]	0,70	0,69	0,68
Aue-Schwarzenberg	EW[a]	0,73	0,72	0,71
	VB[b]	0,53–0,99	0,52–0,98	0,51–0,97
	BglBb[c]	0,73	0,72	0,70
Verdachtsflächen (geogen)	EW[a]	0,72	0,71	0,70
	VB[b]	0,51–0,99	0,50–0,97	0,50–0,96
	BglBb[c]	0,72	0,71	0,69
Bgl-Bergbau (Hintergrund)	BglBb[c]	0,73	0,72	0,70

[a] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.
[b] 95 %-Vertrauensbereich der Verteilung.
[c] Effektive Jahresdosis nach Vorgaben der Berechnungsgrundlagen Bergbau mit festen Annahmen für die Expositionszeiten $t_{Exp,j,außen}$ = 1.000 a^{-1} und $t_{Exp,j,innen}$ = 7.766 h a^{-1}.

Aus den Ergebnissen der Modellierung lassen sich die in den folgenden Absätzen zusammengefassten Schlussfolgerungen ableiten:

Die Variation der erwarteten effektiven Jahresdosis für die kritische Gruppe der Bevölkerung ($j \leq$ 1a) in den hier betrachteten **Regionen Deutschlands** ist mit 0,69–0,73 mSv a^{-1} sehr gering und bewegt sich in einem 95 %-Vertrauensbereich zwischen 0,49–0,99 mSv a^{-1}. Sie

wird primär vom Anteil der externen Dosis durch den Aufenthalt in Häusern von 0,48 mSv a^{-1} bestimmt.

Der nach UNSCEAR (Gleichung (2.1)) berechnete **altersgewichtete Mittelwert** der effektiven Dosis für **Deutschland** liegt damit in einem Bereich zwischen 0,62–0,71 mSv a^{-1} und stimmt sehr gut mit der Angabe des BfS von 0,7 mSv a^{-1} überein [BMU03].

Ein Vergleich zwischen den **Bundesländern Niedersachsen und Sachsen** zeigt, dass sich weder die Erwartungswerte der effektiven Jahresdosis (0,70–0,71 mSv a^{-1}) noch deren Vertrauensbereiche signifikant unterscheiden. Der niedrige Wert für Sachsen erklärt sich vor allem dadurch, dass in diesem Bundesland flächengewichtet die Flachlandgebiete mit niedriger ODL < 70 nSv h^{-1} dominieren [Wil97].

Erwartungsgemäß wurde die höchste effektive Jahresdosis ($j \leq 1$a) mit 0,73 mSv a^{-1} für den Kreis **Aue-Schwarzenberg** berechnet, der durch die Granitmassive von Kirchberg und Eibenstock eine natürlicherweise erhöhte ODL hat (vgl. Kapitel 5.3.1.1). Die modellierte Verteilung stimmt sehr gut mit der für die Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus (geogene Bereiche) ermittelten überein.

Die Berechnung der effektiven Jahresdosis nach Vorgabe der Berechnungsgrundlagen Bergbau mit Punktschätzern zeigt in keinem Fall eine signifikante Abweichung vom Erwartungswert der Modellierung. Geringe Abweichungen im Bereich von ≤ 0,01 mSv a^{-1} werden primär durch die nach BglBb festgelegten Umrechnungsfaktoren von Photonenäquivalentdosis in effektive Dosis verursacht.

7.2.5 Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus

Zur Modellierung der effektiven Jahresdosis durch externe Bestrahlung in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus wurden ebenfalls die im letzten Unterkapitel festgelegten Parameter verwendet. Die Ortsdosisleistung in den jeweiligen Gebieten wurde dabei wie im Folgenden beschrieben abgeschätzt:

Die Ortsdosisleistung im **Muldesystem**, d.h. am Gewässerverlauf der Zwickauer Mulde, der Vereinigten Mulde und deren lokaler Vorfluter, wurde den im Rahmen des Flutfolgenprojektes erhobenen Daten aus Tabelle 50 entnommen.

Zur Abschätzung der ODL in den **Verdachtsflächen** des ehemaligen Uranbergbaus wurden die aus den Abschlussberichten [ALASKA] entnommenen Messwerte aus Tabelle 51 verwendet. Diese Daten beziehen sich auf ausgewählte Bodenprobenahmestellen (d = 0–30 cm) an denen auch ODL-Messungen durchgeführt wurden.

Für die Modellierung der Teilgebiete Südhalde, Nordhalde und Bahnbrücke innerhalb der Verdachtsfläche **Lengenfeld** wurden die Ergebnisse eigener Messungen aus Tabelle 64 verwendet. Die ODL-Daten der Gebiete Lenkteich und Übungsplatz wurden den ebenfalls in Tabelle 64 aufgeführten Untersuchungen von Fritsch [Fri01] entnommen.

Das **Gesamtgebiet** der in **Lengenfeld** untersuchten kontaminierten Flächen wurde durch eine generische Berechnung der ODL-Verteilung modelliert. Dazu wurden die ODL-Verteilungen in den o.g. Teilgebieten durch Multiplikation mit einem Flächengewichtungsfaktor zu einer Gesamtverteilung zusammengeführt, woraus sich eine logarithmische Normalverteilung mit einem Erwartungswert von 415 nSv h^{-1} ergibt. Die Flächeninhalte der Teilgebiete können ebenfalls Tabelle 64 entnommen werden.

Die Ergebnisse der Modellierung sind in Tabelle 99 aufgeführt. Eine graphische Darstellung der modellierten Verteilungen für die Verdachtsflächen und die Teilgebiete der VF Lengenfeld befindet sich in Abbildung 105.

Tabelle 99. Effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch externe Bestrahlung in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus, Angaben in mSv a^{-1}.

Gebiet	Par.	$j \leq 1a$	$1a < j \leq 12a$	$j > 12a$
Muldesystem	EW[a]	**0,80**	**0,78**	**0,76**
	VB[b]	0,57–1,08	0,56–1,05	0,55–1,03
	BglBb[c]	0,79	0,77	0,75
Verdachtsflächen	EW[a]	**0,95**	**0,91**	**0,87**
	VB[b]	0,55–2,00	0,54–1,82	0,53–1,67
	BglBb[c]	0,94	0,90	0,86
Lenkteich	EW[a]	**1,14**	**1,08**	**1,02**
	VB[b]	0,63–2,36	0,61–2,13	0,60–1,93
	BglBb[c]	1,11	1,05	0,99
Bahnbrücke	EW[a]	**2,30**	**2,08**	**1,89**
	VB[b]	0,85–5,56	0,82–4,91	0,79–4,34
	BglBb[c]	2,19	2,00	1,80
Südhalde	EW[a]	**0,97**	**0,93**	**0,89**
	VB[b]	0,64–1,44	0,63–1,35	0,61–1,27
	BglBb[c]	0,95	0,91	0,87
Übungsplatz	EW[a]	**1,04**	**0,99**	**0,94**
	VB[b]	0,63–1,89	0,61–1,73	0,60–1,59
	BglBb[c]	1,01	0,96	0,91
Nordhalde	EW[a]	**0,99**	**0,94**	**0,90**
	VB[b]	0,63–1,66	0,61–1,53	0,60–1,42
	BglBb[c]	0,98	0,94	0,90
Gesamtgebiet	EW[a]	**0,99**	**0,94**	**0,90**
(Lengenfeld,	VB[b]	0,73–1,37	0,71–1,28	0,68–1,20
generisch)	BglBb[c]	0,96	0,92	0,88

[a] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.
[b] 95 %-Vertrauensbereich der Verteilung.
[c] Effektive Jahresdosis nach Vorgaben der Berechnungsgrundlagen Bergbau mit festen Annahmen für die Expositionszeiten $t_{Exp,j,außen}$ = 1.000 h a^{-1} und $t_{Exp,j,innen}$ = 7.766 h a^{-1}.

Aus den Ergebnissen der Modellierung lassen sich die in den folgenden Absätzen zusammengefassten Schlussfolgerungen ableiten:

Wie Abbildung 105 zu entnehmen ist, zeigt die effektive Jahresdosis ($j \leq 1a$) am **Gewässerverlauf des Muldesystems** eine im Vergleich zu den anderen Gebieten sehr schmale Verteilung im Bereich zwischen 0,6–1,1 mSv a^{-1}. Der Erwartungswert der Verteilung liegt mit 0,8 mSv a^{-1} weniger als 0,1 mSv a^{-1} über der natürlichen externen Dosis im Kreis Aue-Schwarzenberg.

Der Erwartungswert der effektiven Jahresdosis ($j \leq 1a$) über den untersuchten Böden der **Verdachtsflächen** liegt mit 1,0 mSv a^{-1} nur etwa 0,3 mSv a^{-1} über der natürlichen Strahlenexposition in anderen Gebieten Deutschlands. Die Verteilung der effektiven Dosis überdeckt mit einem 95 %-Vertrauensbereich von 0,6–2,0 mSv a^{-1} eine typische Spannweite, wie sie oft in kontaminierten Gebieten des ehemaligen Uranbergbaus, z.B. der Verdachtfläche Lengenfeld beobachtet wird.

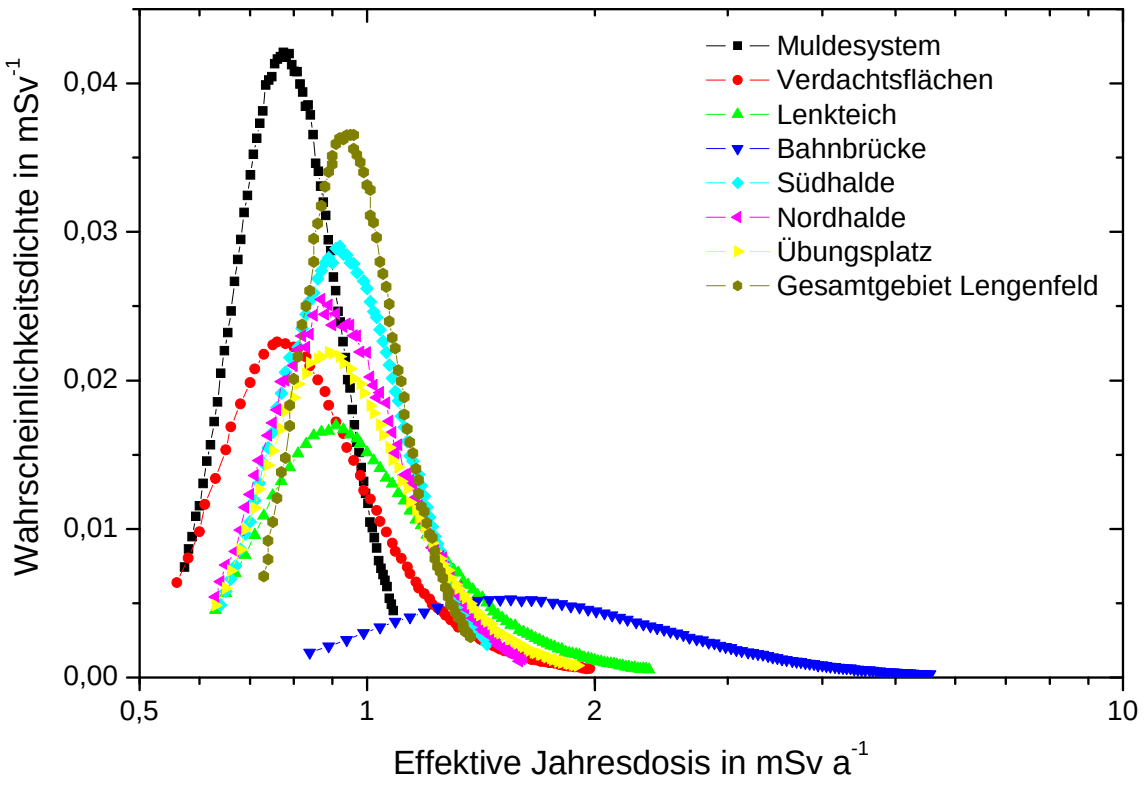

Abbildung 105. Wahrscheinlichkeitsdichte der effektiven Jahresdosis ($j \leq 1$ a) durch externe Bestrahlung in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus (95 %-VB).

Die Verteilungen der effektiven Jahresdosis ($j \leq 1$a) in den hoch kontaminierten Teilbereichen der **Verdachtsfläche Lengenfeld** zeigen erwartungsgemäß extreme Spannweiten, mit einem 95 %-Vertrauensbereich von bis zu 1,9 mSv a^{-1} auf den Halden und bis zu 2,4 mSv a^{-1} auf den mit Tailings überdeckten Gebieten. Die Erwartungswerte liegen hier bei 1,0–1,1 mSv a^{-1} und damit nur um 0,3–0,4 mSv a^{-1} über den Mittelwerten in anderen Gebieten Deutschlands. Ein Sonderfall ist die Fläche unterhalb der Eisenbahnbrücke in Lengenfeld, wo es durch eine massive Ablagerung von nicht abgedeckten Aufbereitungsrückständen zu einer externen Dosis ($j \leq 1$a) von bis zu 5,6 mSv a^{-1} kommen kann (95 %-VB).

Da Expositionsszenarien mit dem Gesamtanteil der jährlichen Aufenthaltszeit im Freien auf der jeweiligen Teilfläche (Halde, Lenkteich, Übungsplatz, Eisenbahnbrücke) wenig realistisch sind, wurde eine nach Flächenanteilen gewichtete Modellierung durchgeführt. Wie die in Abbildung 105 dargestellte Verteilung für das **Gesamtgebiet Lengenfeld** zeigt, wird diese durch den Anteil von 94,5 % der beiden Halden dominiert. Die hoch kontaminierten Bereiche um die Eisenbahnbrücke und den Lenkteich sind mit einem Flächenanteil von 0,03 % bzw. 2,6 % gegenüber anderen Teilflächen zu vernachlässigen, wenn man eine gleichmäßige Aufenthaltswahrscheinlichkeit des Spaziergängers oder des spielenden Kindes voraussetzt. Zusammengefasst unterscheidet sich der Erwartungswert der effektiven Jahresdosis für den Säugling ($j \leq 1$a) mit 1,0 mSv a^{-1} und den Jugendlichen/ Erwachsenen ($j > 12$a) mit 0,9 mSv a^{-1} nur unwesentlich von dem für das Gesamtgebiet aller Verdachtsflächen ermittelten Wert. Der 95 %-Vertrauensbereich ist in diesem Gebiet mit 0,7–1,4 mSv a^{-1} sogar wesentlich geringer.

Die Berechnung der effektiven Jahresdosis nach Vorgabe der Berechnungsgrundlagen Bergbau mit Punktschätzern zeigt in keinem Fall eine signifikante Abweichung vom

Erwartungswert der Modellierung. Geringe Abweichungen im Bereich von << 0,1 mSv a^{-1} werden zum größten Teil durch die nach BglBb festgelegten Umrechnungsfaktoren von Photonenäquivalentdosis in effektive Dosis verursacht.

7.2.6 Gebiete des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus

Für die Modellierung der Dosis durch externe Bestrahlung in den Gebieten des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus nach Gleichung (7.5) wurden ebenfalls die Expositionszeiten $t_{\mathrm{Exp},j,\mathrm{außen}}$ und $t_{\mathrm{Exp},j,\mathrm{innen}}$ aus Tabelle 95 verwendet. Die bereits in Kapitel 5.5.2 diskutierten mittleren Ortsdosisleistungen für die Teilflächen des Rheinberger Altrheins, die Gebiete der verschiedenen Gewässersysteme sowie der sensitiven Gebiete wurden Tabelle 73, Tabelle 76 bzw. Tabelle 77 entnommen. Die Ergebnisse der Modellierung sind in Tabelle 100 aufgeführt. Eine graphische Darstellung der modellierten Verteilungen für die gering bzw. stärker kontaminierten Teilgebiete befindet sich in Abbildung 106 bzw. Abbildung 107.

Aus den Ergebnissen der Modellierung für die Gebiete des niederrheinischen Steinkohlen–bergbaus lassen sich die in den folgenden Absätzen zusammengefassten Schlussfolgerungen ableiten:

Die Erwartungswerte der effektiven Dosen ($j \leq 1$a) für die **unkontaminierten Gebiete** Große Goorley, Issumer Fleuth, Oberer Moersbach, Jenneckes Gatt und Eyllsche Kendel liegen im Mittel bei 0,7 mSv a^{-1} und einem 95 %-Vertrauensbereich von 0,5–1,0 mSv a^{-1} innerhalb der für Deutschland üblichen Spannweite.

Für die Modellierung der externen Dosis in den **sensitiven Gebieten** wurden die Messwerte der Spielplätze an der Bahnhofstraße (Stadtpark), Kanalstraße, Werftstraße (Rheinberger Altrhein) und am Günter-Rehse-Weg zusammengefasst. Die erhaltene Verteilung liegt mit einem 95 %-Vertrauensbereich von 0,5–1,0 mSv a^{-1} ebenfalls innerhalb der für Deutschland üblichen Spannweite.

Auf der **Weidefläche am Rheinberger Altrhein** wurde ein kontaminierter Bereich an der Uferlinie erkannt, während große Teile der Weide dem geogenen Hintergrund (EW = 118 nSv h^{-1}) zugeordnet werden können. Aus der Modellierung mit der flächengewichtet gemittelten ODL ergibt sich eine leicht erhöhte effektive Dosis ($j \leq 1$a) von 0,8 mSv a^{-1}, die aber innerhalb der für Deutschland üblichen Schwankungsbreiten liegt. Die Verteilung ist ungefährt mit der natürlichen externen Dosis im Kreis Aue-Schwarzenberg vergleichbar.

Am Flusslauf der **gering kontaminierten Gewässer** Hoerstgener Kendel, Fossa Eugeniana und unterer Moersbach wurden ebenfalls Erwartungswerte der effektiven Dosis ($j \leq 1$a) von 0,7–0,8 mSv a^{-1} mit einem 95 %-Vertrauensbereich von 0,5–1,1 mSv a^{-1} berechnet. Die modellierten Verteilungen sind damit etwa mit der externen Dosis am Gewässerverlauf der Zwickauer und Vereinigten Mulde (Abbildung 105) vergleichbar.

Berücksichtigt man für die Modellierung des **Rheinberger Altrheins** nur die nach Tabelle 73 flächengewichteten ODL-Werte, so ergeben sich für die beiden Uferbereiche keine signifikanten Unterschiede. Die Verteilungen der effektiven Jahresdosen ($j \leq 1$a) decken einen Bereich von 0,5–1,1 mSv a^{-1} ab (95 %-VB) und sind für beide Teilbereiche und das Gesamtgebiet nahezu identisch. Sie sind damit ebenfalls etwa mit der externen Dosis am Gewässerverlauf der Zwickauer und Vereinigten Mulde (Abbildung 105) vergleichbar. Wie Abbildung 108 zeigt, werden die Verteilungen in erster Linie durch große Anteile von uferfernen Flächen mit geringen Kontaminationen dominiert.

Tabelle 100. Effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch externe Bestrahlung in den Gebieten des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus, Angaben in mSv a^{-1}.

Gebiet	Par.	$j \leq 1a$	$1a < j \leq 12a$	$j > 12a$
Große Goorley	EW[a]	**0,71**	**0,70**	**0,69**
	VB[b]	0,51–0,96	0,50–0,95	0,49–0,95
	BglBb[c]	0,70	0,69	0,68
Issumer Fleuth	EW[a]	**0,70**	**0,69**	**0,68**
	VB[b]	0,50–0,96	0,49–0,95	0,48–0,94
	BglBb[c]	0,69	0,69	0,68
Oberer Moersbach	EW[a]	**0,70**	**0,69**	**0,68**
	VB[b]	0,50–0,96	0,49–0,95	0,48–0,94
	BglBb[c]	0,69	0,68	0,68
Jenneckes Gatt	EW[a]	**0,71**	**0,70**	**0,69**
	VB[b]	0,52–0,97	0,51–0,96	0,50–0,95
	BglBb[c]	0,71	0,70	0,69
Eyllsche Kendel	EW[a]	**0,69**	**0,69**	**0,68**
	VB[b]	0,50–0,95	0,49–0,95	0,48–0,94
	BglBb[c]	0,69	0,68	0,68
Hoerstgener Kendel	EW[a]	**0,74**	**0,73**	**0,72**
	VB[b]	0,53–1,02	0,52–1,00	0,51–0,99
	BglBb[c]	0,74	0,72	0,71
Fossa Eugeniana	EW[a]	**0,76**	**0,74**	**0,73**
	VB[b]	0,53–1,05	0,52–1,02	0,51–1,00
	BglBb[c]	0,75	0,73	0,72
Unterer Moersbach	EW[a]	**0,79**	**0,77**	**0,75**
	VB[b]	0,54–1,11	0,53–1,08	0,52–1,04
	BglBb[c]	0,78	0,76	0,74
Sensitive Gebiete	EW[a]	**0,72**	**0,71**	**0,70**
	VB[b]	0,52–0,98	0,51–0,97	0,50–0,96
	BglBb[c]	0,71	0,70	0,69
Weide Altrhein	EW[a]	**0,75**	**0,74**	**0,72**
	VB[b]	0,55–1,01	0,53–0,99	0,52–0,98
	BglBb[c]	0,74	0,73	0,72
Altrhein (gesamt)	EW[a]	**0,81**	**0,79**	**0,77**
	VB[b]	0,59–1,08	0,57–1,05	0,56–1,03
	BglBb[c]	0,80	0,78	0,76
Altrhein (links)	EW[a]	**0,82**	**0,79**	**0,77**
	VB[b]	0,59–1,09	0,57–1,06	0,56–1,03
	BglBb[c]	0,81	0,78	0,76
Altrhein (rechts)	EW[a]	**0,81**	**0,79**	**0,77**
	VB[b]	0,58–1,08	0,57–1,05	0,56–1,03
	BglBb[c]	0,80	0,78	0,76
Schilfgürtel (TF 3a)	EW[a]	**0,91**	**0,87**	**0,84**
	VB[b]	0,63–1,23	0,62–1,17	0,60–1,12
	BglBb[c]	0,89	0,86	0,83
Landzunge J.G.	EW[a]	**0,87**	**0,84**	**0,81**
	VB[b]	0,61–1,20	0,59–1,15	0,58–1,11
	BglBb[c]	0,86	0,83	0,80

[a] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.
[b] 95 %-Vertrauensbereich der Verteilung.
[c] Effektive Jahresdosis nach Vorgaben der Berechnungsgrundlagen Bergbau mit festen Annahmen für die Expositionszeiten $t_{Exp,j,außen}$ = 1.000 h a^{-1} und $t_{Exp,j,innen}$ = 7.766 h a^{-1}.

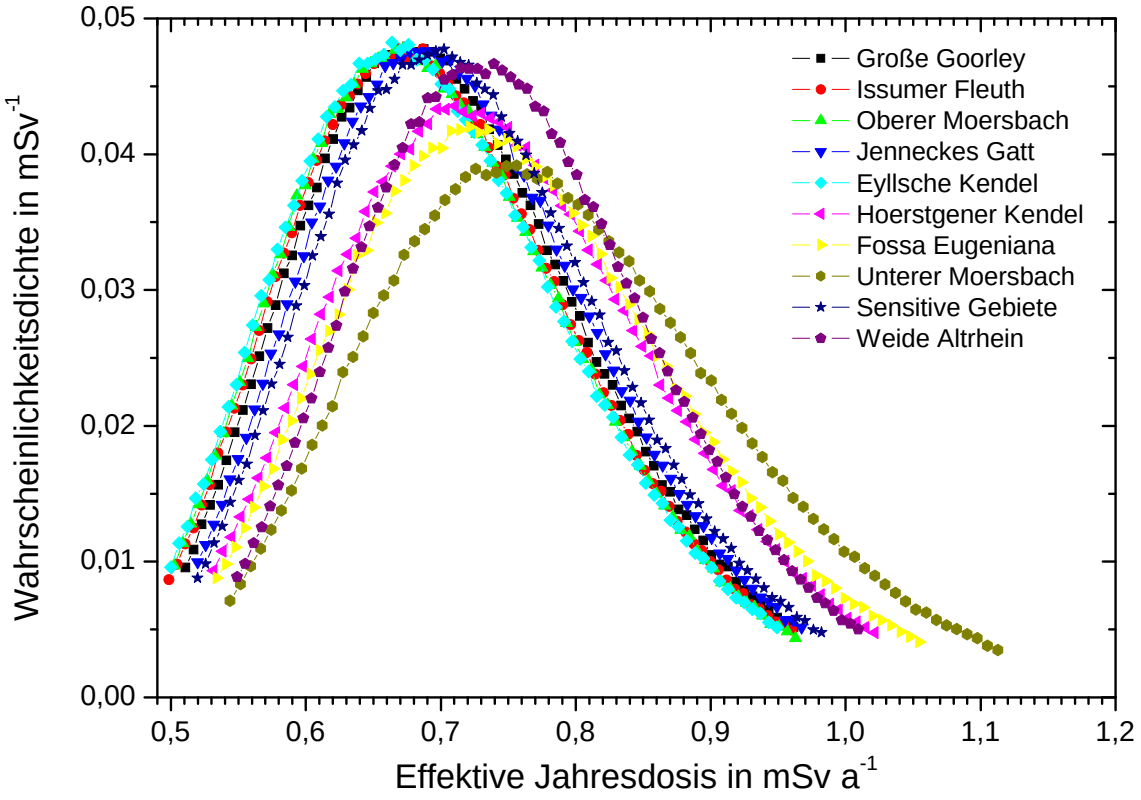

Abbildung 106. Wahrscheinlichkeitsdichte der effektiven Jahresdosis ($j \leq 1\,\mathrm{a}$) durch externe Bestrahlung in den gering kontaminierten Gebieten des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus (95 %-Vertrauensbereich).

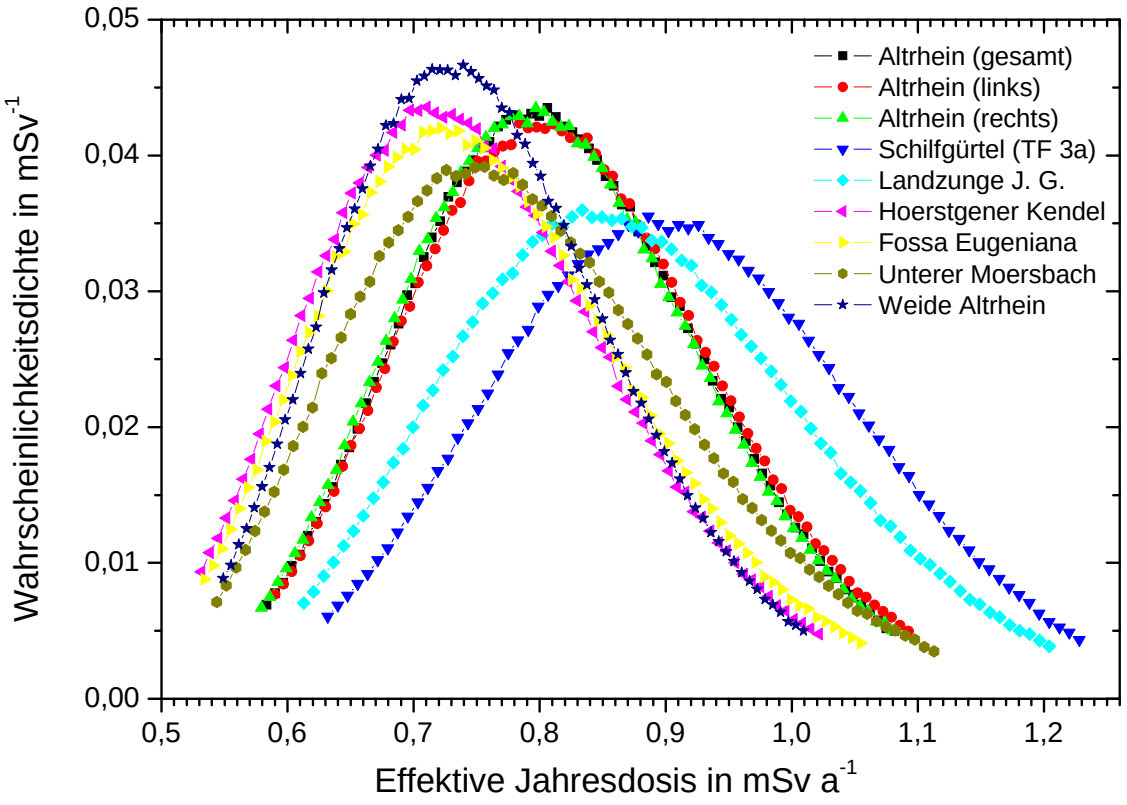

Abbildung 107. Wahrscheinlichkeitsdichte der effektiven Jahresdosis ($j \leq 1\,\mathrm{a}$) durch externe Bestrahlung in den stärker kontaminierten Gebieten des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus (95 %-Vertrauensbereich).

Die Ergebnisse der Modellierung für die **hoch kontaminierten Gebiete am Rheinberger Altrhein** (Schilfgürtel, TF 3a) und die Landzunge am Zufluss Jenneckes Gatt übersteigen erwartungsgemäß die aller übrigen Gebiete. Im Schilfgürtel wird eine effektive Jahresdosis erwartet, die für alle Altersgruppen mit 0,8–0,9 mSv a^{-1} nur geringfügig unterhalb der externen Dosis in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus von 0,9 mSv a^{-1} liegt. Die Breite der Verteilungen ist aber im Vergleich zu den VF um einen Faktor von mehr als zwei geringer und deckt lediglich einen Bereich von 0,6–1,2 mSv a^{-1} ab.

Die Berechnung der effektiven Jahresdosis nach Vorgabe der Berechnungsgrundlagen Bergbau mit Punktschätzern zeigt in keinem Fall eine signifikante Abweichung vom Erwartungswert der Modellierung. Geringe Abweichungen im Bereich von ≤ 0,02 mSv a^{-1} werden zum größten Teil durch die nach BglBb festgelegten Umrechnungsfaktoren von Photonenäquivalentdosis in effektive Dosis verursacht.

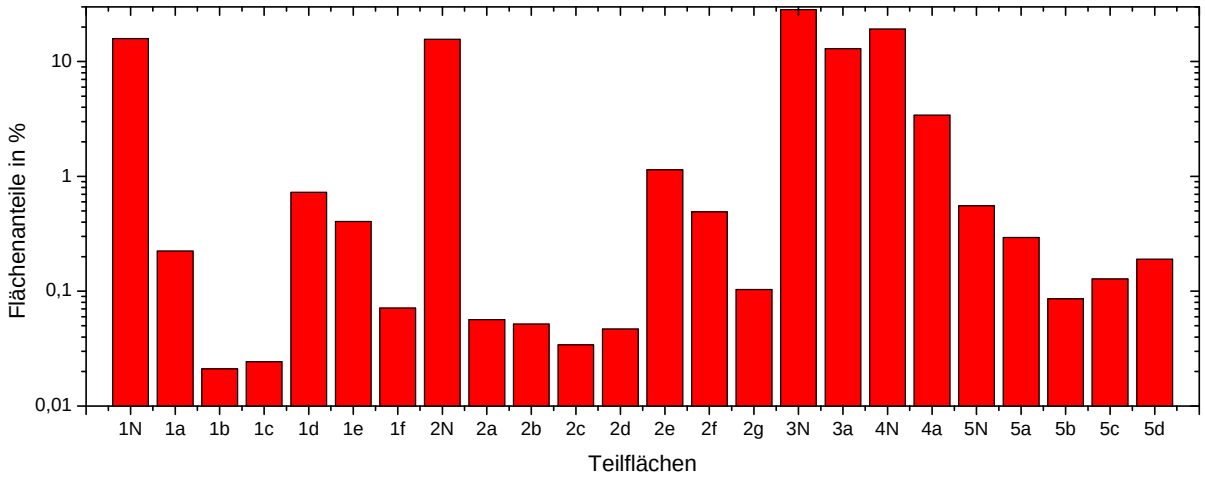

Abbildung 108. Flächenanteile der Teilflächen 1–5 an der Gesamtfläche des Rheinberger Altrheins (N = Negativfläche).

7.2.7 Zusammenfassende Bewertung des Expositionspfades externe Bestrahlung

Bei der zusammenfassenden Bewertung des Expositionspfades „externe Bestrahlung“ sind die folgenden Ergebnisse besonders hervorzuheben:

- Der berechnete **altersgewichtete Mittelwert** der effektiven Jahresdosis für Deutschland liegt in einem Bereich von 0,62–0,71 mSv a^{-1} und stimmt sehr gut mit der Angabe des BfS von 0,7 mSv a^{-1} überein.
- Die Variation der effektiven Jahresdosis für die kritische Gruppe der Säuglinge ist in den betrachteten **Regionen Deutschlands** mit 0,69–0,73 mSv a^{-1} sehr gering und bewegt sich in einem 95%-Vertrauensbereich von 0,49–0,99 mSv a^{-1}. Sie wird vom Anteil des Aufenthalts in Häusern mit 0,48 mSv a^{-1} dominiert.
- Die höchste effektive Jahresdosis für den Säugling von 0,73 mSv a^{-1} wurde für den Kreis **Aue-Schwarzenberg** berechnet und stimmt gut mit dem Wert für die geogenen Bereiche der Verdachtsflächen überein.
- Der Erwartungswert der effektiven Jahresdosis für den Säugling liegt am **Gewässerverlauf des Muldesystems** mit 0,8 mSv a^{-1} weniger als 0,1 mSv a^{-1} über dem Dosisanteil aus externer Bestrahlung im Kreis Aue-Schwarzenberg.

- Der Erwartungswert der effektiven Jahresdosis für den Säugling liegt in den **Verdachtsflächen** mit 1,0 mSv a^{-1} nur etwa 0,3 mSv a^{-1} über dem Dosisanteil aus externer Bestrahlung in anderen Gebieten Deutschlands, zeigt aber mit einem 95%-Vertrauensbereich von 0,6–2,0 mSv a^{-1} eine typische Spannweite, wie sie oft in kontaminierten Gebieten des ehemaligen Uranbergbaus beobachtet wird.
- Die hochkontaminierten Teilbereiche der **Verdachtsfläche Lengenfeld** zeigen vergleichbar große Spannweiten der effektiven Jahresdosis für Säuglinge, mit einem 95%-Vertrauensbereich von bis zu 1,9 mSv a^{-1} auf den Halden und bis zu 2,4 mSv a^{-1} auf den mit Tailings überdeckten Gebieten.
- Der realistische Ansatz eines flächengewichteten Mittelwertes für das **Gesamtgebiet Lengenfeld** ergibt, bedingt durch die Dominanz des Flächenanteils Halden von 95 %, eine effektiven Jahresdosis, die für alle Altersgruppen mit 0,9–1,0 mSv a^{-1} nur unwesentlich über dem Mittelwert für alle Verdachtsflächen liegt.
- Die effektive Jahresdosis des Säuglings in den unkontaminierten Gewässerabschnitten und sensitiven **Gebieten des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus** liegt mit einem Erwartungswert von 0,7 mSv a^{-1} und einem 95%-Vertrauensbereich von 0,5–1,0 mSv a^{-1} innerhalb der für andere Regionen Deutschlands üblichen Spannweite.
- In den gering und **stärker kontaminierten Gewässerabschnitten** muss mit einer leicht erhöhten effektiven Jahresdosis für den Säugling von 0,7–0,8 mSv a^{-1} und einem 95 %-Vertrauensbereich von 0,5–1,1 mSv a^{-1} gerechnet werden, welcher ungefähr mit der Spannweite am Gewässerverlauf der Zwickauer und Vereinigten Mulde vergleichbar ist.
- Die effektive Jahresdosis im **hochkontaminierten Schilfgebiet** liegt mit 0,8–0,9 mSv a^{-1} nur geringfügig unterhalb der externen Dosis in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus, zeigt aber eine weitaus geringere Spannweite von 0,6–1,2 mSv a^{-1}.

7.3 Dosis durch Direktingestion von Boden

Eine wichtige Rolle bei der internen Exposition gegenüber natürlichen Radionukliden, insbesondere bei Kindern, spielt der Pfad Boden – Mensch. Hierbei kommen die Wege der Aufnahme durch den Mund bzw. Verschlucken, das Einatmen von Staub und der Durchtritt durch die Haut in Betracht. Im Folgenden soll nur die orale, d.h. die direkte Ingestion von Boden berücksichtigt werden. Dieser Pfad ist vor allem bei im Freien spielenden Kleinkindern ($1a < j \leq 2a$) und jungen Kindern ($2a < j \leq 7a$) nicht zu vernachlässigen. Auf die Exposition durch Einatmen von Staub wird in Kapitel 7.6 näher eingegangen.

7.3.1 Berechnung der Dosis durch Direktingestion

Die Effektive Dosis $H_{\mathrm{Ing,Bo},j}$ der Referenzperson j durch Direktingestion von Boden kann aus der spezifischen Aktivität der natürlichen Radionuklide in der oberen Bodenschicht nach Gleichung (7.6) berechnet werden.

$$H_{\mathrm{Ing,Bo},j} = U_{\mathrm{Bo},j} \cdot \sum_s t_{\mathrm{Exp},j,s} \cdot \sum_t C_{\mathrm{Bo},r,s} \cdot g_{\mathrm{Ing},r\ j} \tag{7.6}$$

Hierin bedeuten:

$H_{\mathrm{Ing},j,\mathrm{Bo}}$ Effektive Jahresdosis für die Referenzperson j durch direkte Aufnahme von Boden in Sv a^{-1}.

$U_{\mathrm{Bo},j}$ Bodenaufnahmerate der Referenzperson j in kg h^{-1} (Tabelle 101).

$t_{\mathrm{Exp},j,s}$ Jährliche Aufenthaltszeit der Referenzperson j am Expositionsort s in h a^{-1}.

$C_{\mathrm{Bo},r,s}$ Spezifische Aktivität des Radionuklides r in der Feinkornfraktion (Teilchen mit einem Durchmesser von d < 0,5 mm) der oberen Bodenschicht in Bg kg^{-1}.

$g_{\mathrm{Ing},r,j}$ Ingestionsdosisfaktor für das Radionuklid r und die Referenzperson j in Sv Bq^{-1} (Tabelle 101).

Tabelle 101. Dosisfaktoren $g_{\mathrm{Ing},r,j}$ für die Direktingestion von Boden und Bodenaufnahmeraten $U_{\mathrm{Bo},j}$ der Referenzperson j, Angaben in Sv Bq^{-1}, entnommen aus [Eur96].

$g_{\mathrm{Ing},r,j}$ **(Nuklid)**	$j \leq 1a$	$1a < j \leq 2a$	$2a < j \leq 7a$	$7a < j \leq 12a$	$12a < j \leq 17a$	$j > 17a$
$g_{\mathrm{Ing},r,j}$ (U-238)	$3{,}4 \cdot 10^{-7}$	$1{,}2 \cdot 10^{-7}$	$8{,}0 \cdot 10^{-8}$	$6{,}8 \cdot 10^{-8}$	$6{,}7 \cdot 10^{-8}$	$4{,}5 \cdot 10^{-8}$
$g_{\mathrm{Ing},r,j}$ (U-234)	$3{,}7 \cdot 10^{-7}$	$1{,}3 \cdot 10^{-7}$	$8{,}8 \cdot 10^{-8}$	$7{,}4 \cdot 10^{-8}$	$7{,}4 \cdot 10^{-8}$	$4{,}9 \cdot 10^{-8}$
$g_{\mathrm{Ing},r,j}$ (Th-230)	$4{,}1 \cdot 10^{-6}$	$4{,}1 \cdot 10^{-7}$	$3{,}1 \cdot 10^{-7}$	$2{,}4 \cdot 10^{-7}$	$2{,}2 \cdot 10^{-7}$	$2{,}1 \cdot 10^{-7}$
$g_{\mathrm{Ing},r,j}$ (Ra-226)	$4{,}7 \cdot 10^{-6}$	$9{,}6 \cdot 10^{-7}$	$6{,}2 \cdot 10^{-7}$	$8{,}0 \cdot 10^{-7}$	$1{,}5 \cdot 10^{-6}$	$2{,}8 \cdot 10^{-7}$
$g_{\mathrm{Ing},r,j}$ (Pb-210)	$8{,}4 \cdot 10^{-6}$	$3{,}6 \cdot 10^{-6}$	$2{,}2 \cdot 10^{-6}$	$1{,}9 \cdot 10^{-6}$	$1{,}9 \cdot 10^{-6}$	$6{,}9 \cdot 10^{-7}$
$g_{\mathrm{Ing},r,j}$ (Po-210)	$2{,}6 \cdot 10^{-5}$	$8{,}8 \cdot 10^{-6}$	$4{,}4 \cdot 10^{-6}$	$2{,}6 \cdot 10^{-6}$	$1{,}6 \cdot 10^{-6}$	$1{,}2 \cdot 10^{-6}$
$g_{\mathrm{Ing},r,j}$ (Po-210)[a]	$5{,}2 \cdot 10^{-6}$	$1{,}8 \cdot 10^{-6}$	$8{,}8 \cdot 10^{-7}$	$5{,}2 \cdot 10^{-7}$	$3{,}2 \cdot 10^{-7}$	$2{,}4 \cdot 10^{-7}$
$g_{\mathrm{Ing},r,j}$ (U-235)	$3{,}5 \cdot 10^{-7}$	$1{,}3 \cdot 10^{-7}$	$8{,}5 \cdot 10^{-8}$	$7{,}1 \cdot 10^{-8}$	$7{,}0 \cdot 10^{-8}$	$4{,}7 \cdot 10^{-8}$
$g_{\mathrm{Ing},r,j}$ (Pa-231)	$1{,}3 \cdot 10^{-5}$	$1{,}3 \cdot 10^{-6}$	$1{,}1 \cdot 10^{-6}$	$9{,}2 \cdot 10^{-7}$	$8{,}0 \cdot 10^{-7}$	$7{,}1 \cdot 10^{-7}$
$g_{\mathrm{Ing},r,j}$ (Ac-227)	$3{,}3 \cdot 10^{-5}$	$3{,}1 \cdot 10^{-6}$	$2{,}2 \cdot 10^{-6}$	$1{,}5 \cdot 10^{-6}$	$1{,}2 \cdot 10^{-6}$	$1{,}1 \cdot 10^{-6}$
$g_{\mathrm{Ing},r,j}$ (Th-232)	$4{,}6 \cdot 10^{-6}$	$4{,}5 \cdot 10^{-7}$	$3{,}5 \cdot 10^{-7}$	$2{,}9 \cdot 10^{-7}$	$2{,}5 \cdot 10^{-7}$	$2{,}3 \cdot 10^{-7}$
$g_{\mathrm{Ing},r,j}$ (Ra-228)	$3{,}0 \cdot 10^{-5}$	$5{,}7 \cdot 10^{-6}$	$3{,}4 \cdot 10^{-6}$	$3{,}9 \cdot 10^{-6}$	$5{,}3 \cdot 10^{-6}$	$6{,}9 \cdot 10^{-7}$
$g_{\mathrm{Ing},r,j}$ (Th-228)	$3{,}7 \cdot 10^{-6}$	$3{,}7 \cdot 10^{-7}$	$2{,}2 \cdot 10^{-7}$	$1{,}5 \cdot 10^{-7}$	$9{,}4 \cdot 10^{-8}$	$7{,}2 \cdot 10^{-8}$
$U_{\mathrm{Bo},j}$[b]	0	$5{,}0 \cdot 10^{-5}$	$3{,}0 \cdot 10^{-5}$	$6{,}0 \cdot 10^{-6}$	$6{,}0 \cdot 10^{-6}$	$6{,}0 \cdot 10^{-6}$
$U_{\mathrm{Bo},j}$[c]	$2{,}5 \cdot 10^{-5}$	$3{,}1 \cdot 10^{-5}$	$1{,}1 \cdot 10^{-5}$	$1{,}3 \cdot 10^{-5}$	k.A.	k.A.

[a] Ausschließlich zur Ermittlung der Strahlenexposition von Einzelpersonen der Bevölkerung durch Direktingestion von Boden zu verwendender Dosisfaktor nach Vorgabe der BglBb [BMU99].
[b] Bodenaufnahmeraten $U_{\mathrm{Bo},j}$ in kg h^{-1} nach Vorgabe der BglBb, entnommen aus [BMU99].
[c] Bodenaufnahmeraten $U_{\mathrm{Bo},j}$ in kg h^{-1}, entnommen aus [Bot04].

7.3.2 Parameter und Abschätzung von Verteilungen

7.3.2.1 Bodenaufnahmerate der Referenzperson $U_{Bo,j}$

Die Sensitivität der Bodenaufnahmerate ist insbesondere für die Referenzpersonen (1a < j ≤ 2a) und (2a < j ≤ 7a) hoch und geht linear in die Berechnung der Ingestionsdosis ein.

Grundsätzlich sind Bodenaufnahmeraten aufgrund der in der Literatur vorhandenen Werte schwer abzuschätzen, da bei deren Ermittlung oft von unterschiedlichen Annahmen ausgegangen wurde. Insbesondere die Angabe von Zeitintervallen ist wenig transparent, da einige Autoren die Bodenaufnahmeraten lediglich auf die reine „Spielzeit“ der Kinder beziehen, während in anderen Publikationen die gesamte Aufenthaltszeit im Freien berücksichtigt wird. Weitere Schwierigkeiten für die Vergleichbarkeit der Daten treten bei dem in der Literatur häufig anzutreffenden Bezug auf verschiedene Korngrößenfraktionen (< 2.000 µm, < 500 µm, < 63 µm) auf.

Im Allgemeinen kann zwischen zwei verschiedenen Formen der Aufnahme von Boden in den Körper unterschieden werden: der unbeabsichtigten sowie der vorsätzlichen Ingestion, sogenannter Geophagie (engl. „*soil pica*“). Die unbeabsichtigte Ingestion von Boden tritt unvermeidbar bei allen Kleinkindern auf, die ihre Hände oder Gegenstände in den Mund einführen, nachdem diese bei Spiel Kontakt mit dem Boden hatten. Unter Geophagie versteht man jedoch ein unter Kleinkindern weit verbreitetes und in der Literatur [Sim98] ausführlich diskutiertes Phänomen der vorsätzlichen Aufnahme von Boden oder bodenähnlichen Materialien durch Verschlucken. Auf die Geophagie als Krankheitsbild bei Erwachsenen oder kulturell bedingtes Phänomen soll hier nicht näher eingegangen werden. Es wird hierzu auf die Literaturzusammenstellung in [Sim98] verwiesen.

Eine Auswahl der international veröffentlichten Studien zur Bodeningestion kann den Literaturübersichten in [Sim98] und [Bot04] entnommen werden. In Abbildung 109 wurden die aus den o.g. Übersichtsartikeln entnommenen Bodeningestionsraten den verschiedenen Referenzpersonen nach Vorgabe der Berechnungsgrundlagen Bergbau zugeordnet und graphisch dargestellt. Angaben zur Bodeningestion in mg h^{-1} oder kg h^{-1} wurden unter Annahme einer jährlichen Aufenthaltszeit im Freien von 1.000 h (2,7 h d^{-1}) in tägliche Ingestionsraten (mg d^{-1}) umgerechnet.

Wie Abbildung 109 zeigt, sind in der Literatur kaum abweichende Daten zwischen den Altersgruppen (1a < j ≤ 2a) und (2a < j ≤ 7a) zu finden. Für die hier als kritische Altersgruppe bezeichnete Referenzperson (1a < j ≤ 2a) finden sich in den zusammengefassten Artikeln Angaben von 25–500 mg d^{-1}, mit einem Median von 75 mg d^{-1}. Die Angaben für den Erwachsenen (j > 17a) bewegen sich in einem Bereich von 1–100 mg d^{-1}, mit einem Median von 20 mg d^{-1}. Obwohl in der Literatur [Bot04] einige Daten zur Bodeningestion von Säuglingen (j ≤ 1a) existieren, so kann doch davon ausgegangen werden, dass Eltern in den westlichen Industrieländern ihre Babys nicht unbeaufsichtigt im Freien spielen lassen. Im Allgemeinen sind die hier zusammengestellten Daten von ihrer Größenordnung her gut mit den Annahmen der Berechnungsgrundlagen Bergbau [BMU99] vergleichbar. Die Ebenfalls in der Literaturstudie von [Sim98] zusammengefassten Bodeningestionsraten für Kinder (1a < j ≤ 12a) mit Neigung zur Geophagie bewegen sich in einem Bereich von 240 mg d^{-1} bis 50 g d^{-1}, mit einem Median von 10 g d^{-1}. Mit den oben gemachten Angaben lassen sich die in Tabelle 102 zusammengestellten Parameter für die Abschätzung einer Verteilung der Bodeningestionsraten ableiten. Die zusammengestellten Angaben in mg d^{-1} wurden unter

Annahme einer täglichen Spielzeit von 2,7 h (1.000 h a^{-1}) in die zur Berechnung der Ingestionsdosis nach Vorgabe der Berechnungsgrundlagen Bergbau verwendete Einheit kg h^{-1} umgerechnet.

Von besonderer Bedeutung sind hier die ebenfalls in Tabelle 101 aufgeführten Ergebnisse einer aktuelle Studie des VKTA [Bot04] zur Bodeningestion (< 500 µm) durch Kinder ($1a < j \leq 12a$). Obwohl in dieser Studie ebenfalls ein Bezug auf Spielzeiten der Kinder gewählt wurde, erscheinen die Ergebnisse im Vergleich mit den Vorgaben der BglBb [BMU99] von ihrer Größenordnung her plausibel. Die Mittelwerte der zuverlässigsten Abschätzungen von Bodenaufnahmeraten in Literaturstudien liegen nach [Bot04] ebenfalls in einem Bereich von 35–180 mg d^{-1} für die Fraktion < 2.000 µm.

Tabelle 102. Parameter[a] für die Verteilung der Bodeningestionsraten in den Altersgruppen $1a<j\leq 7a$ und $j>17a$ (unbeabsichtigte Ingestion und Geophagie), Angaben in mg d^{-1}.

Art der Bodenaufnahme	$U_{Bo,j}$ ($j \leq 1a$)[a]	$U_{Bo,j}$ ($1a<j\leq 12a$)[a]	$U_{Bo,j}$ ($j > 17a$)[a]
Unbeabsichtigte Ingestion	0	25; 75; 500	8; 50; 100
Geophagie	0	10^3; 10^4; $5\cdot10^4$	($2\cdot10^3$; 10^4; $5\cdot10^4$)[b]

[a] Parameter für eine Dreiecksverteilung (Minimum; Erwartungswert; Maximum).
[b] Zu Vergleichszwecken: Werte wurden bei der Modellierung nicht berücksichtigt.

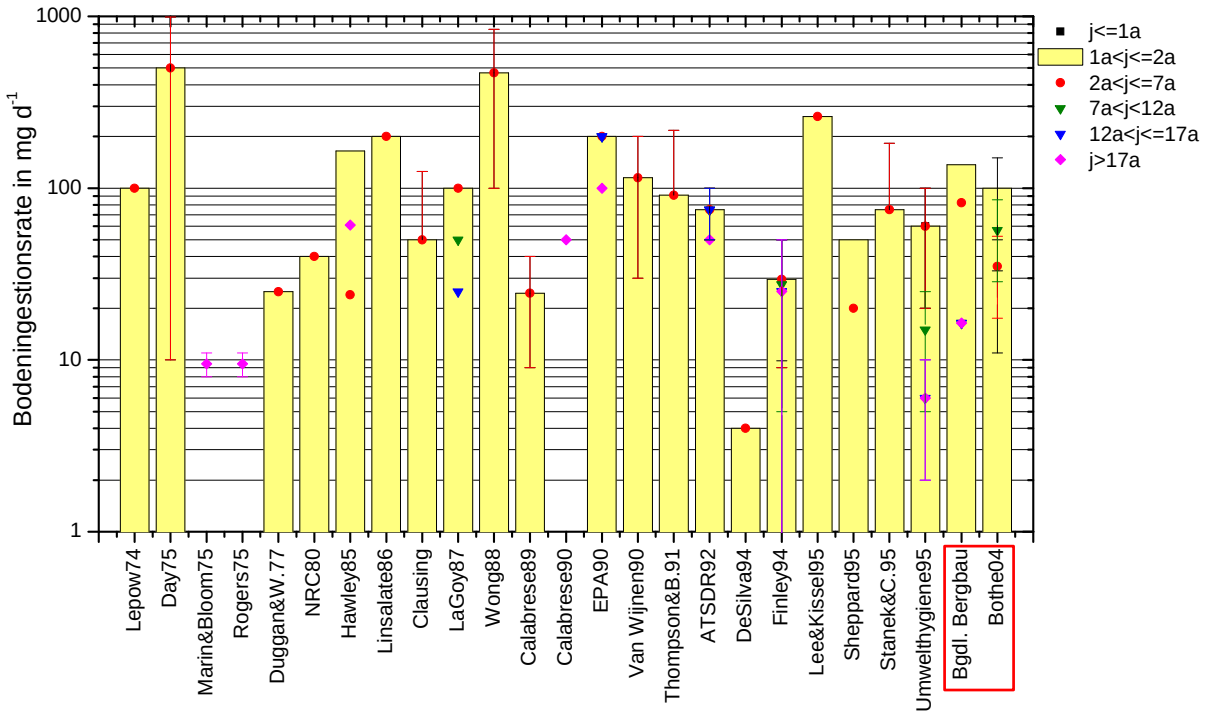

Abbildung 109. Literaturdaten zur unbeabsichtigten Bodeningestion der verschiedenen Referenzpersonen, Daten entnommen aus [Sim98] und [Bot04].

Zur Modellierung für Referenzpersonen unterschiedlichen Alters wurden die Bodenaufnahmeraten (< 500 µm) nach Vorgabe der Berechnungsgrundlagen Bergbau [BMU99] verwendet. Da für die Faktoren keine Informationen über Schwankungsbreite und Verteilung verfügbar waren, wurden diese bei der Modellierung als Punktschätzer angenommen. Nach einer Konvention [BMU99] ist für die Altersgruppe von ($j \leq 1a$) eine Bodenaufnahmerate von

0 kg h^{-1} anzusetzen, da davon ausgegangen wird, dass Eltern in den westlichen Industrieländern ihre Säuglinge nicht im Freien spielen lassen.

7.3.2.2 Jährliche Aufenthaltszeit der Referenzperson $t_{Exp,j,s}$

Zur Abschätzung der Aufenthaltszeit der Referenzperson *j* im Freien wurden die ebenfalls zur Modellierung der externen Dosis benutzten Annahmen aus Tabelle 95 verwendet. Die Aufenthaltszeit wurde danach als normalverteilt mit einem Mittelwert von 1.000 ± 500 h angenommen (vgl. Kapitel 7.2.2).

7.3.2.3 Spezifische Aktivität $C_{Bo,r,s}$ des Radionuklides *r*

Nach Vorgabe der Berechnungsgrundlagen Bergbau [BMU99] wird die spezifische Aktivität des jeweiligen Radionuklides in einer Bodenprobe mit einem Faktor von 2,0 multipliziert, wenn die Messung an der ungesiebten Gesamtprobe durchgeführt wurde. Der Aufkonzentrierungsfaktor dient der Korrektur des Skelettanteils (Steine, Wurzeln und Pflanzenteile) im Boden und beschreibt das mittlere Verhältnis der spezifischen Aktivitäten des Radionuklides *r* der ingestionsrelevanten Feinkornfraktion (d < 500 µm) und der Gesamtprobe. Bei der Modellierung wurde der Aufkonzentrierungsfaktor nicht berücksichtigt, da alle im Rahmen dieser Arbeit verwendeten Mess- und Literaturdaten auf der gesiebten (< 2000 µm) und vom Skelettanteil befreiten Bodenfraktion beruhen. Aktuelle Studien zur Bodeningestion [Bot04] zeigen zudem, dass die Konzentrationsunterschiede zwischen der Fraktion d < 2.000 µm und d < 500 µm vernachlässigbar sind und in allen Fällen weniger als 10 % betragen. Eigene Untersuchungen an gesiebten geogenen Böden (d < 2000 µm) zeigen Aktivitätsgehalte, die mit den Untergrundwerten aus [BMU99] für ungesiebte Böden vergleichbar sind und bestätigen damit diesen Befund (vgl. Tabelle 45).

7.3.2.4 Ingestionsdosisfaktor $g_{Ing,r,j}$

Die Dosisfaktoren für die Direktingestion von Boden wurden den Berechnungsgrundlagen Bergbau [BMU99] entnommen, die im Wesentlichen auf den im Anhang der Euratom-Richtlinie 96/29 [EUR96] tabellierten Werten nach Vorgaben der ICRP [ICR96] beruhen. Abweichend von den Angaben für Lebensmittel wurden für ^{210}Po die Dosisfaktoren für anorganisch gebundenes Polonium verwendet. Nach Empfehlung der ICRP [ICR96] soll durch diese fünffach geringeren Dosisfaktoren die chemische Bindung und damit die veränderte Verfügbarkeit von Polonium aus anorganischen Materialien berücksichtigt werden. Da in der Literatur keine Angaben über die Verteilung der Dosisfaktoren für natürliche Radionuklide verfügbar waren, wurden diese als Punktgrößen betrachtet.

7.3.3 Deutschland und seine Bundesländer

Die Modellierung der Dosis durch Direktingestion von Boden in verschiedenen Gebieten Deutschlands wurde ausschließlich anhand von Literaturdaten durchgeführt. Für die spezifischen Aktivitäten der Böden und deren Verteilungen wurden dazu die folgenden Annahmen gemacht:

Die spezifischen Bodenaktivitäten in **Deutschland** wurden mit den in [Kem96] angegebenen Mittelwerten aus Tabelle 71 abgeschätzt. In Anlehnung an eigene Ergebnisse für geogene Böden aus Tabelle 44, die Messungen von Vahlbruch [Vah04] aus Tabelle 45 sowie die im Rahmen des Altlastenkatasters [ALASKA] durchgeführten Untersuchungen aus Tabelle 42

wurden die Werte als logarithmisch normalverteilt mit einer geometrischen Standardabweichung von 1,5 angenommen.

Für die Abschätzung der Bodenaktivitäten in **Niedersachsen** wurden die Angaben von Vahlbruch [Vah04] verwendet. Die natürlichen Radionuklide wurden mit den in Tabelle 45 angegebenen Parametern als logarithmisch normalverteilt angenommen. Zwischen den Nukliden ^{210}Pb und ^{210}Po sowie zwischen ^{232}Th und ^{228}Ra, wurde ein säkulares Gleichgewicht angenommen.

Werte für den geogenen Hintergrund der gesiebten Fraktion d < 500 µm nach den **Berechnungsgrundlagen Bergbau** [BMU99] wurden Tabelle 45 entnommen. In Anlehnung an die o.g. Ergebnisse für geogene Böden wurden die Werte der BglBb ebenfalls als logarithmisch normalverteilt mit einer geometrischen Standardabweichung von 1,5 angenommen.

Zur Abschätzung des geogenen Hintergrundes in den **Verdachtsflächen** des ehemaligen Uranbergbaus wurden die in Tabelle 42 aufgeführten Werte verwendet, welche den Messungen [ALASKA] in unbeeinflussten Teilgebieten entstammen. Für die Nuklide der ^{232}Th-Zerfallsreihe wurden die Ergebnisse eigener Untersuchungen aus Tabelle 44 verwendet. Zwischen den Nukliden ^{210}Pb und ^{210}Po sowie zwischen ^{232}Th und ^{228}Ra, wurde ein säkulares Gleichgewicht angenommen.

Die Ergebnisse der Modellierung sind in Tabelle 103 aufgeführt. Eine graphische Darstellung der modellierten Verteilungen für ausgewählte Gebiete Deutschlands befindet sich in Abbildung 110.

Tabelle 103. Effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch Direktingestion von Boden in ausgewählten Gebieten Deutschlands, alle Angaben in mSv a^{-1}.

Gebiet	Par.	1a<j≤2a	2a<j≤7a	7a<j≤12a	12a<j≤17a	j>17a
Deutschland	EW[a]	**0,031**	**0,011**	**0,002**	**0,003**	**0,001**
	VB[b]	0,005–0,066	0,002–0,024	0,000–0,005	0,005–0,006	0,000–0,001
	BglBb[c]	0,061	0,022	0,004	0,005	0,001
Niedersachsen	EW[a]	**0,023**	**0,008**	**0,002**	**0,002**	**0,001**
	VB[b]	0,003–0,052	0,001–0,018	0,000–0,003	0,000–0,004	0,000–0,001
	BglBb[c]	0,046	0,016	0,003	0,004	0,001
Bgdl. B.	EW[a]	**0,067**	**0,024**	**0,005**	**0,006**	**0,002**
(d<500 µm)	VB[b]	0,010–0,146	0,004–0,053	0,001–0,010	0,001–0,012	0,000–0,003
	BglBb[c]	0,135	0,049	0,009	0,011	0,003
Verdachtsfl.	EW[a]	**0,043**	**0,016**	**0,003**	**0,004**	**0,001**
(geogen)	VB[b]	0,007–0,091	0,002–0,033	0,000–0,006	0,001–0,007	0,000–0,002
	BglBb[c]	0,086	0,031	0,006	0,007	0,002

[a] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.
[b] 95 %-Vertrauensbereich der Verteilung.
[c] Effektive Jahresdosis nach Vorgaben der Berechnungsgrundlagen Bergbau mit festen Annahmen für die Expositionszeiten $t_{Exp,j,s}$ = 1.000 h a^{-1} und einem Aufkonzentrierungsfaktor von 2,0 für die Umrechnung von Gesamtboden auf die Boden-Feinfraktion (d < 500 µm).

Wie Tabelle 103 entnommen werden kann, ist die die effektive Jahresdosis durch Direktingestion von Boden vor allem für die Altersklasse der **Kleinkinder** (1a < j ≤ 2a) nicht mehr zu vernachlässigen und bildet damit die kritische Gruppe. Ab einem Alter von j>7a liegt der Erwartungswert der effektiven Jahresdosis deutlich unterhalb von 0,01 mSv a^{-1} und beträgt damit weniger als 1 % der natürlichen jährlichen Strahlenexposition.

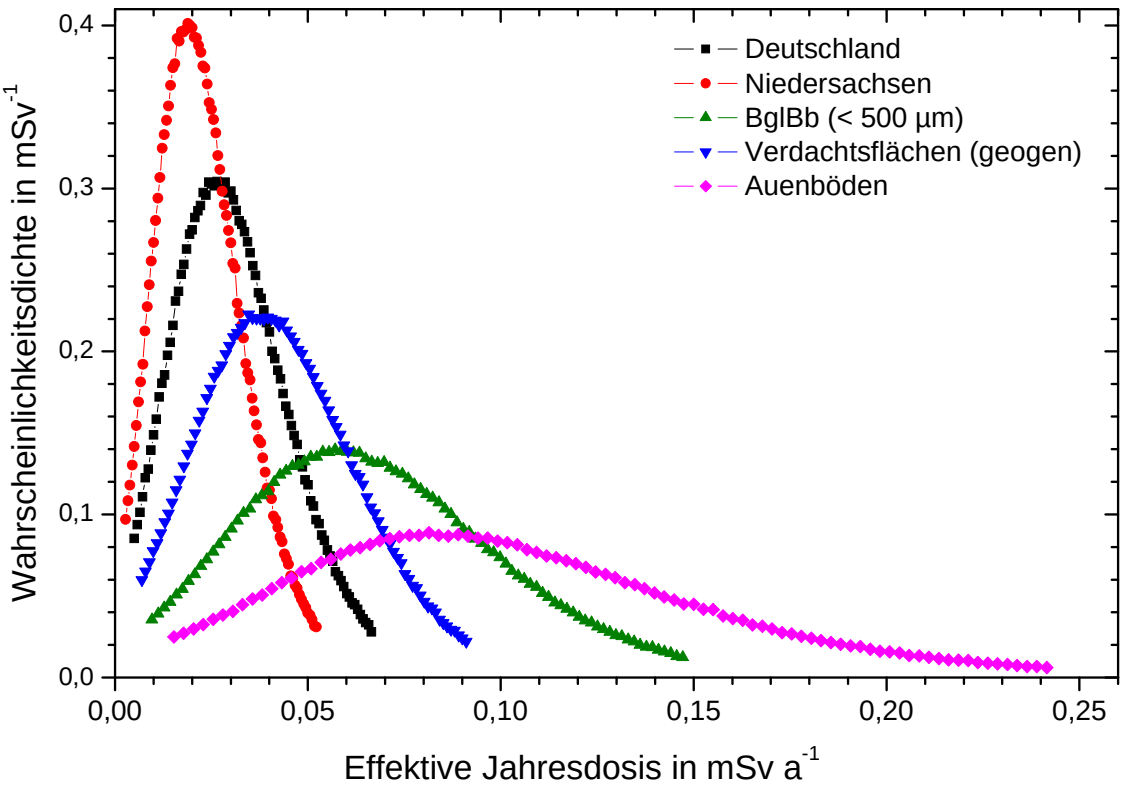

Abbildung 110. Wahrscheinlichkeitsdichte der effektiven Jahresdosis ($1\,a < j \leq 2\,a$) durch Direktingestion von Boden in ausgewählten Gebieten Deutschlands (95 %-VB).

Die Verteilung der effektiven Jahresdosis ($1a < j \leq 2a$) durch Direktingestion von geogenen Böden überdeckt in den verschiedenen **Regionen Deutschlands** einen schmalen Bereich von 0,005–0,091 mSv a^{-1} (95 %-Vertrauensbereich), mit Erwartungswerten von 0,023 mSv a^{-1} in Niedersachsen bis zu 0,043 mSv a^{-1} in den unbeeinflussten Bereichen der Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus.

Nach Vorgabe der **Berechnungsgrundlagen Bergbau** [BMU99] ist für geogene Böden (d < 500 µm) ebenfalls ein Aufkonzentrierungsfaktors von 2,0 gegenüber dem ungesiebten Boden anzusetzten. Die Verteilung der effektiven Jahresdosis ($1a < j \leq 2a$) nach BglBb hat deshalb eher abdeckenden Charakter und berücksichtigt auch geogene Anomalien mit erhöhten Gehalten an natürlichen Radionukliden, wie diese in den Gebieten des ehemaligen Uranbergbaus vorkommen können.

7.3.4 Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus

Zur Modellierung der Dosis durch Direktingestion von Boden im Einzugsgebiet des ehemaligen Uranbergbaus in Sachsen wurde ebenfalls vorwiegend auf Literaturwerte zurückgegriffen. Für die spezifischen Aktivitäten der Böden in den Untersuchungsgebieten und deren Verteilungen wurden dazu die folgenden Annahmen gemacht:

Die spezifischen Aktivitäten in **Auenböden** der Zwickauer- und Vereinigten Mulde wurden mithilfe der Ergebnisse aus dem Projekt „Radionuklidbelastung von Sedimenten und Auenböden“ [GRS96] abgeschätzt und können Tabelle 35 entnommen werden. Die Angaben beziehen sich auf die ingestionsrelevante obere Bodenschicht von 0–20 cm.

Zur Abschätzung der spezifischen Aktivitäten in den 13 im Rahmen des Flutfolgenprojektes ausgewählten **Verdachtsflächen** des ehemaligen Uranbergbaus wurden die in Tabelle 55

zusammengefassten Werte aus den Abschlussberichten zum Altlastenkataster [ALASKA] verwendet. Um eine Vergleichbarkeit zu gewährleisten, wurden bei landwirtschaftlich genutzten Flächen ausschließlich Daten für die Bodenschicht 0–30 cm, bzw. bei anderen Böden die gewichteten Mittelwerte für die Schicht 0–30 cm verwendet.

Für eine Abschätzung der spezifischen Aktivitäten in den Böden der Verdachtsfläche **Lengenfeld** wurden die dem Abschlussbericht [Dus02b] entnommenen Werte aus Tabelle 68 verwendet.

Die spezifischen Aktivitäten in den Böden des **Lenkteiches** in Lengenfeld wurde den Ergebnissen eigener Untersuchungen aus Tabelle 66 entnommen. Diese beziehen sich ausschließlich auf die dort abgelagerten Tailingsmaterialien und dienen hier der Abschätzung des Szenarios „Ingestion von Aufbereitungsrückständen“.

Für die Gebiete des **Kleingartens** am Plohnbach sowie die Motocrossrennstrecke auf dem ehemaligen **Polizeiübungsplatz** (Nordhalde) in Lengenfeld lagen nur einzelne Messwerte vor (vgl. Tabelle 67). Es wurde deshalb lediglich eine Berechnung der Ingestionsdosis mit Punktschätzern durchgeführt.

Die Ergebnisse der Modellierung sind in Tabelle 104 aufgeführt. Eine graphische Darstellung der modellierten Verteilungen befindet sich in Abbildung 111.

Tabelle 104. Effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch Direktingestion von Boden in den Verdachstflächen des ehemaligen Uranbergbaus, alle Angaben in mSv a^{-1}.

Gebiet	Par.	1a<j≤2a	2a<j≤7a	7a<j≤12a	12a<j≤17a	j>17a
Auenböden	EW[a]	**0,103**	**0,038**	**0,007**	**0,008**	**0,003**
	VB[b]	0,015–0,241	0,006–0,088	0,001–0,016	0,001–0,019	0,000–0,007
	BglBb[c]	0,206	0,076	0,014	0,017	0,006
Verdachtsfl.	EW[a]	**0,305**	**0,110**	**0,020**	**0,024**	**0,008**
	VB[b]	0,016–1,564	0,006–0,555	0,001–0,098	0,001–0,119	0,000–0,039
	BglBb[c]	0,611	0,221	0,040	0,048	0,016
Lengenfeld	EW[a]	**0,416**	**0,153**	**0,031**	**0,044**	**0,012**
	VB[b]	0,020–2,166	0,008–0,789	0,001–0,161	0,002–0,243	0,001–0,061
	BglBb[c]	0,833	0,307	0,061	0,088	0,024
Lenkteich	EW[a]	**10,310**	**3,677**	**0,648**	**0,764**	**0,261**
	VB[b]	1,641–19,48	0,585–6,937	0,103–1,220	0,122–1,442	0,042–0,491
	BglBb[c]	20,621	7,354	1,295	1,527	0,523
Kleingarten L.	PS[d]	**0,394**	**0,143**	**0,025**	**0,030**	**0,011**
	BglBb[c]	0,788	0,286	0,051	0,060	0,021
Übungsplatz L.	PS[d]	**1,020**	**0,364**	**0,065**	**0,078**	**0,026**
	BglBb[c]	2,040	0,727	0,130	0,156	0,052

[a] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.
[b] 95 %-Vertrauensbereich der Verteilung.
[c] Erwartungswert bei einer Berechnung nach Vorgaben der Berechnungsgrundlagen Bergbau, mit festen Annahmen für die Expositionszeiten $t_{Exp,j,s}$ = 1.000 h a^{-1} und einem Aufkonzentrierungsfaktor von 2,0 für die Boden-Feinfraktion (d < 500 µm).
[d] Ergebnis aus der Berechnung mit Punktschätzern.

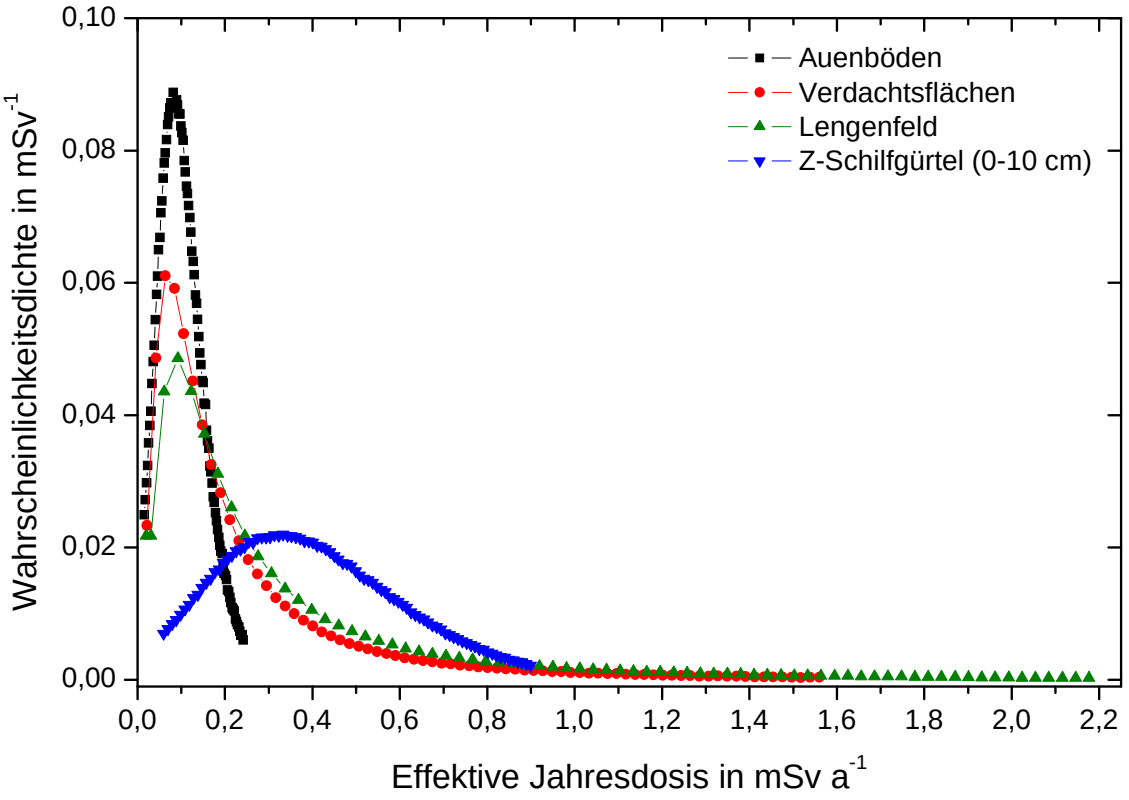

Abbildung 111. Wahrscheinlichkeitsdichte der effektiven Jahresdosis ($1\,a < j \leq 2\,a$) durch Direktingestion von Boden in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus (95 %-Vertrauensbereich).

Bei den in Tabelle 104 dargestellten Ergebnissen ist ebenfalls zu erkennen, dass die effektive Jahresdosis durch Direktingestion von Boden vor allem für die Altersklasse der **Kleinkinder** ($1a < j \leq 2a$) von Relevanz ist. Ab einem Alter von ($j > 7a$) liegt der Erwartungswert der effektiven Jahresdosis auch in hoch kontaminierten Gebieten unterhalb von 0,031 mSv a^{-1} und ist damit bedingt durch die niedrigen Bodenaufnahmeraten und Dosisfaktoren nahezu vernachlässigbar.

Die Ergebnisse der Modellierung zeigen, dass für die kritische Gruppe der Kleinkinder ($1a < j \leq 2a$) beim ausschließlichen Aufenthalt in den **Auengebieten** der Zwickauer und Vereinigten Mulde eine um den Faktor 3 erhöhte effektive Jahresdosis gegenüber dem Aufenthalt auf anthropogen unbeeinflussten Böden in Deutschland von +0,10 mSv a^{-1} resultieren kann.

Im Vergleich zu den Auen der Zwickauer Mulde, kann durch Direktingestion der hoch kontaminierten Böden in den **Verdachtsflächen** des ehemaligen Uranbergbaus bei Erwartungswerten von 0,31 mSv a^{-1} bzw. 0,42 mSv a^{-1} ein extreme Spannweite der effektiven Jahresdosis ($1a < j \leq 2a$) von bis zu 1,6 mSv a^{-1}, bzw. von bis zu 2,2 mSv a^{-1} in Lengenfeld erreicht werden. Die effektive Jahresdosis ($1a < j \leq 2a$) durch Direktingestion von Auenböden überdeckt dagegen einen schmalen Bereich von 0,015–0,241 mSv a^{-1}. Dies liegt vor allem an den sehr hohen Maximalwerten der spezifischen Aktivitäten von bis zu 48 kBq kg^{-1} ^{238}U, 67 kBq kg^{-1} ^{226}Ra und 34 kBq kg^{-1} ^{210}Pb im Oberboden der kontaminierten Gebiete.

Obwohl mit einer angenommenen täglichen Aufenthaltszeit von 2,7 h (1.000 h a^{-1}) wenig realistisch, so kann doch durch Direktingestion von Tailingsmaterialien aus dem **Lenkteich** in Lengenfeld ein Erwartungswert der effektiven Jahresdosis für das Kleinkind ($1a < j \leq 2a$) von

bis zu 10,3 mSv a^{-1} erreicht werden. Reduziert man die tägliche Aufenthaltszeit (Spieldauer) von 2,7 h (1.000 h a^{-1}) auf 0,5 h (183 h a^{-1}), so beträgt der Erwartungswert für die effektive Jahresdosis ($1a < j \leq 2a$) immer noch 1,9 mSv a^{-1}. Der Dosisrichtwert von 1,0 mSv a^{-1} wird in diesem Gebiet, auch unter Zugrundelegung realistischer Aufenthaltszeiten, alleine durch den Ingestionspfad überschritten.

Für die effektive Jahresdosis ($1a < j \leq 2a$) durch Direktingestion von Boden aus dem **Kleingarten** in Lengenfeld zeigt sich, dass hier mit ca. 0,40 mSv a^{-1} ebenfalls ein Erwartungswert erreicht wird, der charakteristisch für die gesamte Verdachtsfläche ist. Eine besondere Bedeutung kommt den erhöhten Bodenaktiviäten im Garten bei der in Kapitel 7.4.5 diskutierten Ingestion von dort angebauten Lebensmitteln zu.

Das aufgrund realer Gegebenheiten betrachtete Szenario „Aufenthalt auf dem ehemaligen **Polizeiübungsplatz** Lengenfeld zum Spiel“, z.B. für die beobachtete Nutzung als Motocrossrennstrecke, zeigt, dass mit einer effektiven Jahresdosis der kritischen Gruppe der Kleinkinder ($1a < j \leq 2a$) von 1,0 mSv a^{-1} gerechnet werden muss. Realistischer ist jedoch die Betrachtung für Jugendliche ($12a < j \leq 17a$), welche das Gebiet als Motocrossrennstrecke nutzen und damit eine verhältnismäßig geringe effektive Jahresdosis von 0,08 mSv a^{-1} erhalten können.

Die Berechnung der effektiven Jahresdosis mit Punktschätzern nach Vorgabe der Berechnungsgrundlagen Bergbau zeigt in keinem Fall eine signifikante Abweichung vom doppelten Erwartungswert der Modellierung und wird damit auschließlich durch den Aufkonzentrierungsfaktor von 2,0 für die Bodenaktivitäten $C_{\mathrm{Bo}(0,5),r,s}$ bestimmt.

7.3.5 Gebiete des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus

Zur Modellierung der Dosis durch Direktingestion von Boden in den Gebieten des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus wurden in erster Linie eigene, im Rahmen des Gutachtens Fossa Eugeniana erhobene Messdaten verwendet. Für die spezifischen Aktivitäten der Böden in den Untersuchungsgebieten und deren Verteilungen wurden dazu die folgenden Annahmen gemacht:

Die spezifischen Aktivitäten von ^{226}Ra in den Böden 0–10 cm und 0–20 cm der Teilgebiete wurden aus der **Korrelation zur ODL** nach Tabelle 83 berechnet, wobei die Parameter a und b als normalverteilt mit einer Standardabweichung von u(a) bzw. u(b) betrachtet wurden.

Aus dem zugeordneten Wert für ^{226}Ra konnten anschließend die spezifischen Aktivitäten der Radionuklide von ^{238}U, ^{210}Pb, ^{228}Ra und ^{228}Th in den Bodenschichten 0–10 cm und 0–20 cm über die Korrelationen nach Tabelle 81 berechnet werden. Die Parameter a und b der linearen Gleichungen wurden ebenfalls als normalverteilt mit einer Standardabweichung von von u(a) bzw. u(b) angenommen.

Wie Abbildung 89 bzw. Abbildung 90 zeigt, ist aufgrund der großen Unsicherheiten in der Korrelation zwischen ODL und der ^{226}Ra-Bodenaktivität eine Berechnung von spezifischen Aktivitäten im Allgemeinen nur ab ODL-Werten oberhalb von 120 nSv h^{-1} sinnvoll. Geringere ODL-Werte können in diesem Fall bei der Modellierung mit ODL-Verteilungen zu negativen Aktivitäten bzw. negativen Dosisbeiträgen führen. Die **unkontaminierten Teilgebiete** Große Goorley, Issumer Fleuth, Oberer Moersbach, Jenneckes Gatt und Eyllsche Kendel mit Erwartungswerten der ODL von 73–95 nSv h^{-1} wurden aus diesem Grund bei der Modellierung nicht berücksichtigt.

Bei der Berechnung der effektiven Jahresdosis für die **gering kontaminierten Gebiete** Fossa Eugeniana, Hoerstgener Kendel, unterer Moersbach und auf der Weide am Rheinberger Altrhein, war ebenfalls bei Anwendung der Korrelationen aus Tabelle 83 auf die ODL-Verteilungen aus Tabelle 76 mit einem negativen Dosisbeitrag zu rechnen. Bei der Berechnung der Vertrauensbereiche wurden deshalb Werte $H_{E,j} < 0$ mSv a^{-1} immer als $H_{E,j} = 0$ mSv a^{-1} angegeben.

Die effektive Jahresdosis für die Teilgebiete des **Rheinberger Altrheins**: Gesamtgebiet, linkes Ufer (erlaubtes Gebiet), Schilfgürtel und die Landzunge am Jenneckes Gatt wurde durch Annahme o.g. Korrelationen mit den ODL-Verteilungen aus Tabelle 73 bzw. Tabelle 76 berechnet.

Neben der Differenzierung zwischen den spezifischen Aktivitäten der Bodenschichten 0–10 cm und 0–20 cm, wurde für das Gebiet des **Rheinberger Altrheins** zusätzlich zwischen einer heutigen und einer zukünftigen Situation unterschieden. Das Szenario für die **zukünftige Situation (Z)** geht von einer Äquilibrierung des radioaktiven Gleichgewichtes zwischen ^{226}Ra und seinen Tochternukliden ^{210}Pb und ^{210}Po aus, weshalb deren Verteilungen mit der Verteilung von ^{226}Ra gleichgesetzt wurden. Da die überschüssigen Anteile von ^{228}Ra aus der ^{232}Th-Zerfallsreihe zu diesem Zeitpunkt bereits vollständig zerfallen sind, wurden für die spezifischen Aktivitäten von ^{232}Th, ^{228}Ra und ^{228}Th die mittleren deutschen Hintergrundwerte nach Tabelle 71 angesetzt.

Zusätzlich wurde ein Szenario **verringerte Verfügbarkeit von Radium (V)** betrachtet, bei dem ^{226}Ra und seine Tochternuklide in der Form von chemisch innerten Bariumsulfatkristallen (Inkrustierungen) vorliegen und deshalb vom Körper verringert oder überhaupt nicht aufgenommen werden können. Die chemisch gleichwertigen Radiumisotope aus der ^{232}Th-Zerfallsreihe ^{228}Ra und ^{224}Ra sind in diesem Fall ebenfalls im Kristall eingeschlossen und nicht in löslicher Form verfügbar. ^{224}Ra wird nachgebildet, ist aber zum Zeitpunkt der Äquilibrierung zwischen ^{226}Ra und ^{210}Pb vollständig zerfallen und daher nicht relevant. Weiterhin wird angenommen, dass ^{226}Ra-Tochternuklide ^{210}Pb, ^{210}Bi und ^{210}Po bis zu diesem Zeitpunkt durch Emmanation von ^{222}Rn oder durch Rückstoßeffekte freigesetzt wurden und in löslicher Form verfügbar sind. Unter Vernachlässigung der Dosisbeiträge durch die direkte Bestrahlung der Schleimhäute beim Transit durch den Gastrointestinaltrakt, kann in diesem Fall davon ausgegangen werden, dass ein bergbaulicher Anteil von ^{226}Ra, ^{228}Ra und ^{224}Ra an der Gesamtdosis nicht vorhanden ist. Die spezifischen Aktivitäten von ^{226}Ra und ^{228}Ra wurden deshalb durch die Mittelwerte für deutsche Böden aus Tabelle 71 ersetzt (vgl. Kapitel 7.3.3).

Zur Berücksichtigung der in Kapitel 7.3.2.1 diskutierten außergewöhnlich hohen Variabiltiät der Bodeningestionsraten wurden die in Tabelle 102 beschriebenen Dreiecksverteilungen verwendet und anstatt der festen Bodeningestionsraten nach den Berechnungsgrundlagen Bergbau aus Tabelle 101 für die Modellierung eingesetzt. Dabei wurden die Szenarien **unbeabsichtigte Ingestion (U) und Geophagie (G)** in den Teilgebieten (gesamt, links und Schilfgürtel) des Rheinberger Altrheins berücksichtigt.

Die Ergebnisse für die Modellierung in den gering bzw. stärker kontaminierten Gebieten des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus sind in Tabelle 105 bzw. Tabelle 106 zusammengefasst. Eine Zusammenstellung der Ergebnisse für die speziellen Szenarien „zukünftige Situation (Z)“ sowie „verringerte Verfügbarkeit von Radium (V)“ und „Variabilität der Bodeningestionsraten (U, G)“ befindet sich in Tabelle 107 bzw. Tabelle 108.

Tabelle 105. Effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch Direktingestion von Boden in den gering kontaminierten Bereichen des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus, alle Angaben in mSv a^{-1}.

Gebiet	Par.	1a<j≤2a	2a<j≤7a	7a<j≤12a	12a<j≤17a	j>17a
Weidefläche	EW[a]	**0,065**	**0,023**	**0,004**	**0,006**	**0,002**
(0–10 cm)	VB[b]	0,000–0,186	0,000–0,066	0,000–0,013	0,000–0,017	0,000–0,004
	BglBb[c]	0,130	0,046	0,009	0,011	0,003
Hoerstgener K.	EW[a]	**0,055**	**0,020**	**0,004**	**0,005**	**0,001**
(0–10 cm)	VB[b]	0,000–0,244	0,000–0,087	0,000–0,017	0,000–0,022	0,000–0,006
	BglBb[c]	0,111	0,040	0,008	0,010	0,003
Fossa Eugen.	EW[a]	**0,069**	**0,025**	**0,005**	**0,006**	**0,002**
(0–10 cm)	VB[b]	0,000–0,299	0,000–0,107	0,000–0,020	0,000–0,027	0,000–0,007
	BglBb[c]	0,138	0,049	0,009	0,012	0,003
U. Moersbach	EW[a]	**0,105**	**0,038**	**0,007**	**0,009**	**0,003**
(0–10 cm)	VB[b]	0,000–0,403	0,000–0,144	0,000–0,028	0,000–0,036	0,000–0,010
	BglBb[c]	0,210	0,075	0,014	0,019	0,005

[a] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.
[b] 95 %-Vertrauensbereich der Verteilung.
[c] Effektive Jahresdosis nach Vorgaben der Berechnungsgrundlagen Bergbau mit festen Annahmen für die Expositionszeiten $t_{Exp,j,s}$ = 1.000 h a^{-1} und einem Aufkonzentrierungsfaktor von 2,0 für die Boden-Feinfraktion (d < 500 µm).

Tabelle 106. Effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch Direktingestion von Boden in den stärker kontaminierten Bereichen des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus, alle Angaben in mSv a^{-1}.

Gebiet	Par.	1a<j≤2a	2a<j≤7a	7a<j≤12a	12a<j≤17a	j>17a
Altrhein ges.	EW[a]	**0,135**	**0,048**	**0,009**	**0,012**	**0,003**
(0–10 cm)	VB[b]	0,015–0,316	0,005–0,113	0,001–0,022	0,001–0,028	0,000–0,008
	BglBb	0,270	0,096	0,018	0,024	0,006
Altrhein ges.	EW[a]	**0,104**	**0,037**	**0,007**	**0,009**	**0,002**
(0–20 cm)	VB[b]	0,016–0,213	0,006–0,076	0,001–0,015	0,001–0,019	0,000–0,005
	BglBb	0,207	0,074	0,014	0,019	0,005
Altrhein links	EW[a]	**0,141**	**0,050**	**0,010**	**0,013**	**0,003**
(0–10 cm)	VB[b]	0,015–0,335	0,005–0,119	0,001–0,023	0,001–0,030	0,000–0,008
	BglBb	0,281	0,100	0,019	0,025	0,007
Altrhein links	EW[a]	**0,109**	**0,039**	**0,008**	**0,010**	**0,003**
(0–20 cm)	VB[b]	0,016–0,237	0,006–0,085	0,001–0,016	0,001–0,022	0,000–0,006
	BglBb	0,217	0,078	0,015	0,020	0,005
Schilfgürtel	EW[a]	**0,247**	**0,088**	**0,017**	**0,022**	**0,006**
(0–10 cm)	VB[b]	0,034–0,550	0,012–0,196	0,002–0,038	0,003–0,049	0,001–0,013
	BglBb	0,496	0,177	0,034	0,044	0,012
Schilfgürtel	EW[a]	**0,200**	**0,071**	**0,014**	**0,018**	**0,005**
(0–20 cm)	VB[b]	0,030–0,420	0,011–0,150	0,002–0,029	0,003–0,038	0,001–0,010
	BglBb	0,400	0,143	0,028	0,036	0,010
Landzunge J.G.	EW[a]	**0,205**	**0,073**	**0,014**	**0,018**	**0,005**
(0–10 cm)	VB[b]	0,022–0,519	0,008–0,185	0,001–0,035	0,002–0,046	0,001–0,012
	BglBb	0,409	0,146	0,028	0,036	0,010

[a] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.
[b] 95 %-Vertrauensbereich der Verteilung.
BglBb = Effektive Jahresdosis nach Vorgaben der Berechnungsgrundlagen Bergbau mit festen Annahmen für die Expositionszeiten $t_{Exp,j,s}$ = 1.000 h a^{-1} und einem Aufkonzentrierungsfaktor von 2,0 für die Boden-Feinfraktion (d < 500 µm).

Tabelle 107. Effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch Direktingestion von Boden in den stärker kontaminierten Bereichen des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus – Zukünftige Situation unter Annahme eines radioaktiven Gleichgewichts zwischen ^{226}Ra und ^{210}Pb, alle Angaben in mSv a^{-1}

Gebiet	Par.	1a<j≤2a	2a<j≤7a	7a<j≤12a	12a<j≤17a	j>17a
Altrhein ges.	EW[a]	**0,217**	**0,076**	**0,013**	**0,016**	**0,005**
(0–10 cm)	VB[b]	0,023–0,511	0,008–0,179	0,002–0,032	0,002–0,037	0,001–0,012
	BglBb	0,434	0,152	0,027	0,031	0,010
Altrhein links	EW[a]	**0,227**	**0,080**	**0,014**	**0,016**	**0,005**
(0–10 cm)	VB[b]	0,023–0,549	0,008–0,192	0,001–0,034	0,002–0,039	0,001–0,013
	BglBb	0,453	0,159	0,028	0,033	0,010
Schilfgürtel	EW[a]	**0,402**	**0,141**	**0,025**	**0,029**	**0,009**
(0–10 cm)	VB[b]	0,056–0,898	0,020–0,314	0,003–0,055	0,004–0,064	0,001–0,021
	BglBb	0,805	0,282	0,049	0,057	0,018
Landzunge J.G.	EW[a]	**0,333**	**0,116**	**0,021**	**0,024**	**0,008**
(0–10 cm)	VB[b]	0,034–0,853	0,012–0,298	0,002–0,052	0,003–0,061	0,001–0,019
	BglBb	0,665	0,233	0,041	0,048	0,015

[a] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.
[b] 95 %-Vertrauensbereich der Verteilung.
BglBb = Effektive Jahresdosis nach Vorgaben der Berechnungsgrundlagen Bergbau mit festen Annahmen für die Expositionszeiten $t_{Exp,j,s}$ = 1.000 h a^{-1} und einem Aufkonzentrierungsfaktor von 2,0 für die Boden-Feinfraktion (d < 500 µm).

Tabelle 108. Effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch Direktingestion von Boden in den stärker kontaminierten Bereichen des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus – Szenarien **V**: Verringerte Verfügbarkeit von Radium und **U**, **G**:Variabilität der Bodeningestionsrate, alle Angaben in mSv a^{-1}.

Gebiet	Par.	1a<j≤2a	2a<j≤7a	7a<j≤12a	12a<j≤17a	j>17a
Verringerte Verfügbarkeit von Radium (Szenario **V**)						
Altrhein gesamt	EW[a]	**0,187**	**0,064**	**0,010**	**0,010**	**0,004**
(0–10 cm)	VB[b]	0,021–0,439	0,007–0,151	0,001–0,024	0,001–0,023	0,000–0,009
	BglBb	0,374	0,129	0,021	0,020	0,008
Altrhein links	EW[a]	**0,195**	**0,067**	**0,011**	**0,010**	**0,004**
(0–10 cm)	VB[b]	0,020–0,471	0,007–0,162	0,001–0,026	0,001–0,025	0,000–0,010
	BglBb	0,195	0,067	0,011	0,010	0,004
Schilfgürtel	EW[a]	**0,344**	**0,118**	**0,019**	**0,018**	**0,007**
(0–10 cm)	VB[b]	0,048–0,769	0,016–0,264	0,003–0,042	0,003–0,039	0,001–0,016
	BglBb	0,688	0,237	0,038	0,036	0,014
Variabilität der Bodeningestionsraten (Szenario **U**)						
Altrhein gesamt	EW[a]	**1,535**	**0,910**	**0,872**	–	**0,080**
(0–10 cm)	VB[b]	0,110–5,009	0,067–2,952	0,064–2,846	–	0,007–0,222
Altrhein links	EW[a]	**1,596**	**0,949**	**0,908**	–	**0,083**
(0–10 cm)	VB[b]	0,112–5,260	0,067–3,115	0,062–2,985	–	0,007–0,237
Schilfgürtel	EW[a]	**2,799**	**1,662**	**1,589**	–	**0,146**
(0–10 cm)	VB[b]	0,242–8,760	0,144–5,199	0,141–4,974	–	0,016–0,390
Variabilität der Bodeningestionsraten (Szenario **G**)						
Altrhein gesamt	EW[a]	**155,7**	**92,8**	**88,5**	–	–
(0–10 cm)	VB[b]	10,7–499,0	6,7–298,7	6,1–283,0	–	–
Altrhein links	EW[a]	**162,4**	**96,6**	**92,2**	–	–
(0–10 cm)	VB[b]	10,6–527,5	6,3–315,5	6,1–299,5	–	–
Schilfgürtel	EW[a]	**284,6**	**169,1**	**161,6**	–	–
(0–10 cm)	VB[b]	23,5–882,1	13,7–524,4	13,1–500,5	–	–

[a] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.
[b] 95 %-Vertrauensbereich der Verteilung.

BglBb = Effektive Jahresdosis nach Vorgaben der Berechnungsgrundlagen Bergbau mit festen Annahmen für die Expositionszeiten $t_{Exp,j,s}$ = 1.000 h a^{-1} und einem Aufkonzentrierungsfaktor von 2,0 für die Boden-Feinfraktion (d < 500 µm).

Tabelle 109. Erwartungswerte der spezifischen Aktivitäten von ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb, ^{228}Ra und ^{228}Th aus der Korrelation zur ODL in den Teilgebieten.

Gebiet	ODL	U-238	Ra-226	Pb-210	Ra-228	Th-228
Altrhein gesamt (0–20 cm)	212	38	482	223	57	64
Altrhein gesamt (0–10 cm)	212	30	632	308	62	73
Altrhein links (0–20 cm)	218	38	509	234	59	67
Altrhein links (0–10 cm)	218	31	662	321	64	75
Schilfgürtel (0–20 cm)	325	53	1.011	442	93	111
Schilfgürtel (0–10 cm)	325	41	1.213	571	102	123
Landzunge J.G. (0–10 cm)	283	37	994	472	87	104
Weidefläche (0–10 cm)	141	24	267	142	38	42
Hoerstgener K. (0–10 cm)	131	23	219	120	34	37
Fossa Eugen. (0–10 cm)	145	24	290	153	39	44
U. Moersbach (0–10 cm)	181	27	477	237	52	59
Zukünftige Situation (Pb-210 im Gleichgewicht)						
Altrhein gesamt (0–10 cm)	–	30	632	632	46	46
Altrhein links (0–10 cm)	–	31	662	662	46	46
Schilfgürtel (0–10 cm)	–	41	1.213	1.213	46	46
Landzunge J.G. (0–10 cm)	–	37	994	994	46	46

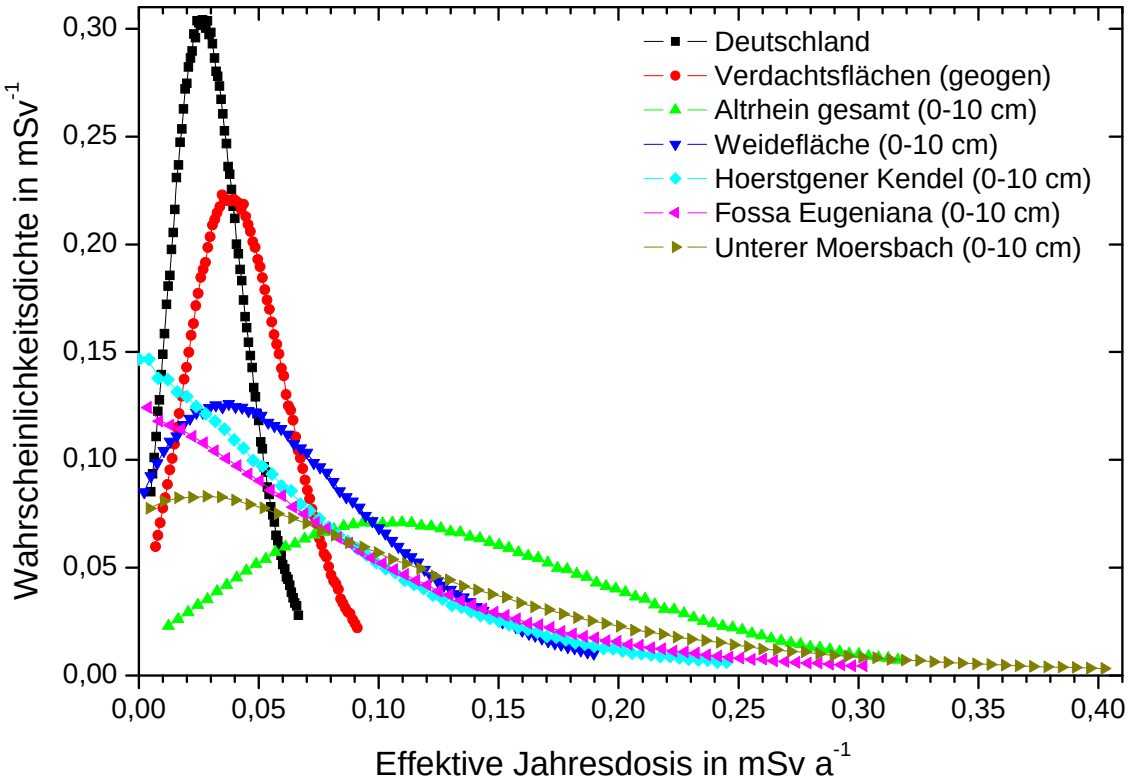

Abbildung 112. Wahrscheinlichkeitsdichte der effektiven Jahresdosis (1 a<j≤2 a) durch Direktingestion von Boden in den gering kontaminierten Gebieten des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus – heutige Situation (95 %-Vertrauensbereich).

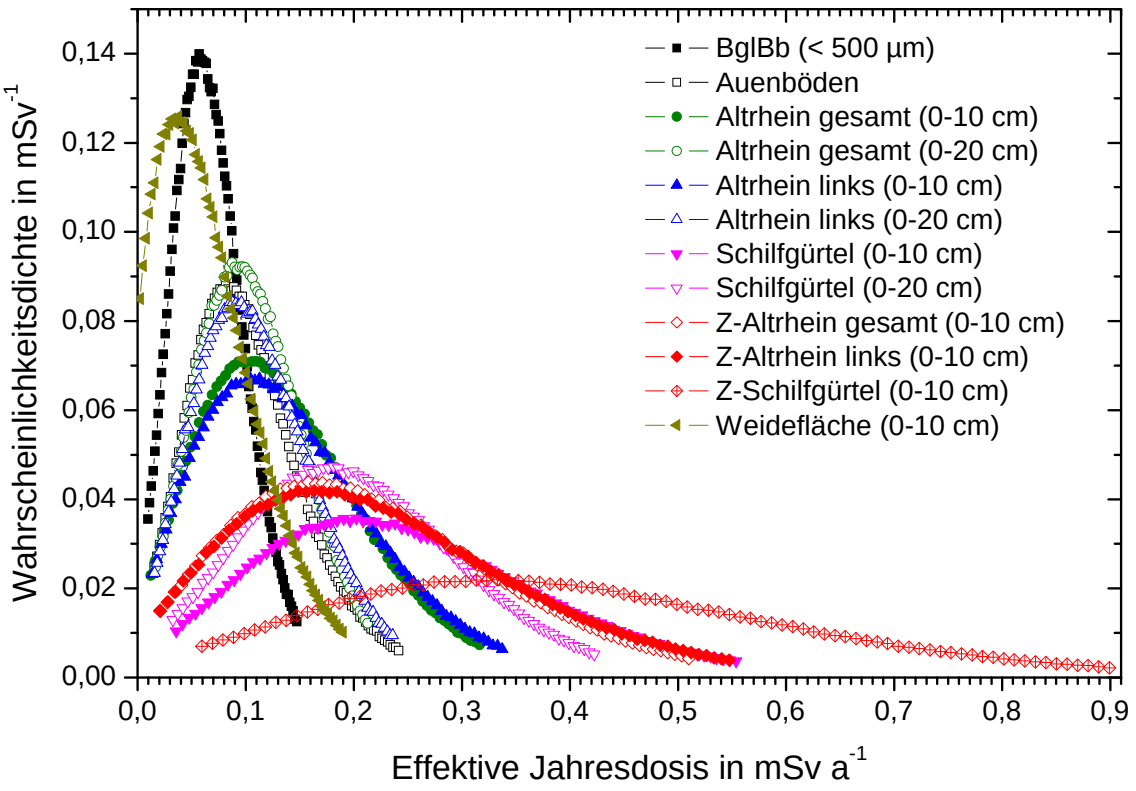

Abbildung 113. Wahrscheinlichkeitsdichte der effektiven Jahresdosis ($1\,a<j\leq 2\,a$) durch Direktingestion von Boden in den höher kontaminierten Gebieten des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus – heutige und zukünftige Situation (Z), (95 %-Vertrauensbereich).

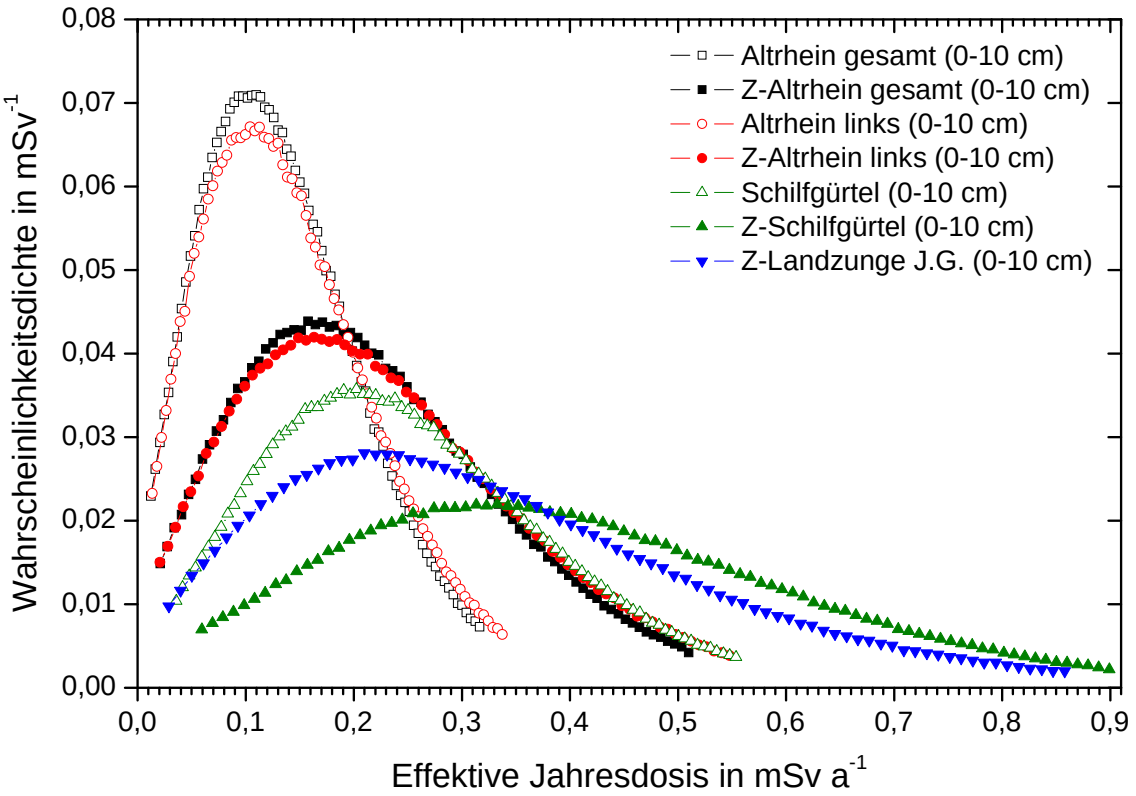

Abbildung 114. Wahrscheinlichkeitsdichte der effektiven Jahresdosis ($1\,a<j\leq 2\,a$) durch Direktingestion von Boden im Rheinberger Altrhein – heutige und zukünftige Situation (Z), (95 %-Vertrauensbereich).

Bei den in Tabelle 105 und Tabelle 106 zusammengestellten Ergebnissen der Modellierung für die gering bzw. stärker kontaminierten Gebiete des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus ist ebenfalls zu erkennen, dass die effektive Jahresdosis durch Direktingestion von Boden vor allem für die Altersklasse der Kleinkinder ($1a < j \leq 2a$) und kleinen Kinder ($2a < j \leq 7a$) relevant ist. Ab einem Alter von $j > 7a$ liegt der Erwartungswert der effektiven Jahresdosis auch in den am höchsten kontaminierten Gebieten am Rheinberger Altrhein unterhalb von 0,02 mSv a^{-1} und ist damit, bedingt durch die niedrigeren Bodenaufnahmeraten und Ingestiondosisfaktoren dieser Altersgruppen, nahezu vernachlässigbar.

Die Ergebnisse der Modellierung zeigen weiterhin, dass für die kritische Gruppe der Kleinkinder ($1a < j \leq 2a$) aus dem ausschließlichen Aufenthalt in den **gering bzw. stärker kontaminierten Gebieten** des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus eine zusätzliche effektive Jahresdosis von 0,06–0,11 mSv a^{-1}, bzw. 0,10–0,25 mSv a^{-1} resultieren kann, welche damit maximal um ca. 0,07 mSv a^{-1}, bzw. 0,22 mSv a^{-1} über dem Erwartungswert für anthropogen unbeeinflusste Böden in Deutschland liegt. Der obere 95 %-Vertrauensbereich liegt dabei im Vergleich zu den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus mit 0,40 mSv a^{-1}, bzw. 0,55 mSv a^{-1} relativ niedrig, was auf die relativ geringen spezifischen Aktivitäten ($\leq$ 1,2 Bq g^{-1}) in den am höchsten kontaminierten Gebieten zurückzuführen ist (vgl. Tabelle 109).

Die höchsten Strahlenexpositionen für die kritische Gruppe der Kleinkinder ($1a < j \leq 2a$) wurden mit 0,25 mSv a^{-1} und einem 95 %-Vertrauensbereiche von 0,03–0,55 mSv a^{-1} erwartungsgemäß für das am stärksten kontaminierte Gebiet berechnet, d.h. für den **Schilfgürtel** am Rheinberger Altrhein, insbesondere für die obere Bodenschicht (0–10 cm).

Das theoretisch betrachtete Szenario einer **zukünftigen Situation (Szenario Z)**, bei der es zur Ausbildung eines radioaktiven Gleichgewichtes zwischen ^{226}Ra und seinen Tochternukliden kommt (vgl. Tabelle 109), zeigt, dass in diesem Fall mit einer erheblichen Erhöhung der Strahlenexposition für die kritische Gruppe der Kleinkinder ($1a < j \leq 2a$) von +0,09 mSv a^{-1} beim Aufenthalt im Rheinberger Altrhein im Allgemeinen, bzw. von +0,16 mSv a^{-1} beim Aufenthalt im Schilfgürtel des Rheinberger Altrheins resultieren kann. Der obere 95 %-Vertrauensbereich vergrößert sich damit zudem auf 0,55 mSv a^{-1}, bzw. 0,90 mSv a^{-1}. Die zusätzliche Strahlenexposition durch Direktingestion von Boden liegt damit um 0,20 mSv a^{-1}, bzw. um 0,37 mSv a^{-1} über dem Erwartungswert für anthropogen unbeeinflusste Böden in Deutschland.

Die Betrachtung eines Szenarios, bei dem eine **verringerte Verfügbarkeit von Radium (Szenario V)** im Magen-Darm-Trakt nach der Inkorporation, bedingt durch die geringe Löslichkeit der Bariumsulfat-Inkrustierungen, angenommen wurde, zeigt, dass die erwarteten Strahlenexpositionen nur relativ gering unter den für das Szenario „zukünftige Situation“ berechneten Werten liegen, da diese stark durch den Dosisanteil von ^{210}Pb und ^{210}Po dominiert werden. Eine Einstellung des radioaktiven Gleichgewichtes zwischen Radium und seinen Tochternukliden wurde hier ebenfalls vorausgesetzt. Für die kritische Gruppe der Kleinkinder ($1a < j \leq 2a$) bedeutet das eine Verringerung der effektiven Jahresdosis durch Direktingestion von –0,03 mSv a^{-1} für den Aufenthalt im Rheinberger Altrhein im Allgemeinen, bzw. von –0,06 mSv a^{-1} für den Schilfgürtel im Rheinberger Altrhein.

Das vollständig auf Literaturdaten gestützte Szenario, bei dem die Auswirkungen der Variabilität der Bodeningestionsrate durch **unbeabsichtigte Aufnahme von Boden (Szenario U)** durch Kinder betrachtet wurden, zeigt, dass diese Schwankungen erhebliche Auswirkungen auf die Ingestionsdosis der Kinder haben können. Für Kleinkinder

$(1a < j \leq 2a)$, Kinder $(2a < j \leq 7a)$ und Heranwachsende $(7a < j \leq 12a)$ können demnach effektive Jahresdosen von 1,6 mSv a^{-1}, 1,0 mSv a^{-1} und 0,9 mSv a^{-1} beim Aufenthalt im Rheinberger Altrhein im Allgemeinen sowie von 2,8 mSv a^{-1}, 1,7 mSv a^{-1} und 1,6 mSv a^{-1} beim Aufenthalt im Schilfgürtel des Rheinberger Altrheins erreicht werden. Die oberen oberen 95 %-Vertrauensbereiche reichen von 3,0–5,2 mSv a^{-1} bzw. von 5,0–8,8 mSv a^{-1}. Der Realismus dieser in der Fachliteratur veröffentlichten Bodeningestionsraten und damit auch der oben angegebenen Ingestionsdosen muss jedoch angesichts neuerer Studien grundsätzlich in Frage gestellt werden [Bot04]. In diesem Zusammenhang erscheinen deshalb die vorgegebenen Bodenaufnahmenraten der Berechnungsgrundlagen Bergbau [BMU99] als relativ realistische Schätzwerte (vgl. Kapitel 7.3.2.1).

Ergänzend dazu wird in Tabelle 108 gezeigt, dass die **absichtliche Aufnahme von Boden (Szenario G)** durch Kinder, sogenannte Geophagie, zu einer extrem hohen Strahlenexposition führen kann, welche in Abhängigkeit von der Altersgruppe der Referenzperson Erwartungswerte von 89–156 mSv a^{-1} beim Aufenthalt im Gebiete des Rheinberger Altrheins im Allgemeinen und 92–162 mSv a^{-1} beim Aufenthalt im Schilfgürtel des Rheinberger Altrheins erreichen kann. Da ihnen gemäß der Literaturangaben für an Geophagie „leidende“ Kinder eine tägliche Bodenaufnahmerate von 10 g d^{-1} zugrunde gelegt wird, erscheinen diese Werte grundsätzlich unrealistisch und werden hier daher nur zu Vergleichszwecken aufgeführt. Die Chemotoxizität der im Boden enthaltenen Schwermetalle und organische Noxen stellen zudem im Bereich derartig hoher Bodenaufnahmeraten das höhere Gefahrenpotential dar.

7.3.6 Zusammenfassende Bewertung des Expositionspfades Ingestion von Boden

Bei der zusammenfassenden Bewertung des Expositionspfades „Direktingestion von Boden“ sind die folgenden Ergebnisse besonders hervorzuheben:

- Im Allgemeinen fällt die effektive Jahresdosis lediglich für die kritische Gruppe der **Kleinkinder** ins Gewicht. Ab einem Alter von $j > 7a$ verringern sich die Bodenaufnahmeraten deutlich, weshalb der Erwartungswert in anthropogen unbeeinflussten Regionen mit < 0,01 mSv a^{-1} einen Anteil von weniger als 1 % der gesamten jährlichen Strahlenexposition durch natürliche Strahlungsfelder einnimmt.
- Die effektive Jahresdosis von Kleinkindern in den **Regionen Deutschlands** reicht von 0,02 mSv a^{-1} in Niedersachsen bis zu 0,04 mSv a^{-1} in den unbeeinflussten Bereichen der Verdachtsflächen, bei einem 95%-Vertrauensbereich von 0,005–0,091 mSv a^{-1}.
- Aus dem Aufenthalt in den **Auengebieten** der Zwickauer und Vereinigten Mulde kann eine um den Faktor 3 erhöhte effektive Jahresdosis gegenüber dem Aufenthalt auf anthropogen unbeeinflussten Böden in Deutschland von 0,10 mSv a^{-1} resultieren.
- Durch den Aufenthalt in den **Verdachtsflächen** kann für die Altersgruppe der Kleinkinder, bedingt durch die hohen Maximalwerte natürlicher Radionuklide im Oberboden, eine effektive Jahresdosis von 0,31 mSv a^{-1} im Allgemeinen und von bis zu 0,42 mSv a^{-1} in Lengenfeld erreicht werden, wobei extreme Spannweiten der effektiven Jahresdosis von bis zu 1,6 mSv a^{-1} bzw. 2,2 mSv a^{-1} auftreten.
- Aus der Direktingestion von Aufbereitungsrückständen beim Spielen (1000 h a^{-1}) am **Lenkteich** in Lengenfeld (Vogtland) kann eine effektive Jahresdosis für Kleinkinder von bis zu 10,3 mSv a^{-1} erreicht werden, welche auch bei Annahme weit geringerer Spielzeiten den Dosisrichtwert von 1,0 mSv a^{-1} übersteigt.

- Eine effektiven Jahresdosis für Kleinkinder von 1,0 mSv a^{-1} kann auch im Bereich des ehemaligen **Polizeiübungsplatzes** in Lengenfeld erwartet werden, welcher nach eigenen Beobachtungen als Spielplatz genutzt wird.
- In den gering bzw. stärker kontaminierten **Gebieten des niederreinischen Steinkohlenbergbaus** sind für Kleinkinder zusätzliche effektive Jahresdosen von maximal 0,11 mSv a^{-1}, bzw. 0,25 mSv a^{-1} zu erwarten, welche damit um ca. 0,1–0,2 mSv a^{-1} über dem Erwartungswert für anthropogen unbeeinflusste Böden in Deutschland liegen.
- Die höchste Strahlenexposition für Kleinkinder von 0,25 mSv a^{-1} und einem 95 %-Vertrauensbereiche von 0,03–0,55 mSv a^{-1} wurden für die am stärksten kontaminierten Gebiete berechnet, d.h. die **Schilfgürtel am Rheinberger Altrhein**.
- Durch Ausbildung eines radioaktiven Gleichgewichtes zwischen ^{226}Ra und seinen Tochternukliden kann es im **zukünftigen Zustand** für Kleinkinder zu einer erheblichen Erhöhung der Strahlenexposition von 0,1–0,2 mSv a^{-1} durch den Aufenthalt im Gebiet des Rheinberger Altrheins kommen.
- Betrachtet man die für $BaSO_4$-Inkrustierungen stark **verringerte Verfügbarkeit von Radium im Magen-Darm-Trakt** nach der Inkorporation, so ist die dadurch verringerte Strahlenexposition in diesem Fall, bedingt durch den dominierenden Dosisanteil von ^{210}Pb und ^{210}Po, nur um weniger als 0,1 mSv a^{-1} geringer.
- Die **unbeabsichtigte Aufnahme von Boden** durch im Gebiet des Rheinberger Altrheins spielende Kinder kann, in Abhängigkeit der Altersgruppe, zu einer erheblichen Erhöhung der Strahlenexposition von 0,9–2,8 mSv a^{-1} führen. Die dafür zugrundegelegten Literaturdaten zu den Bodenaufnahmeraten sind jedoch als wenig realistisch zu bezeichen.
- Die **absichtliche Aufnahme von Boden** durch Kinder (Geophagie) kann darüber hinaus, in Abhängigkeit der Altersgruppe, zu extrem hohen Strahlenexpositionen von 89–162 mSv a^{-1} führen, welche jedoch eine unrealistisch hohe Bodenaufnahmerate von 10 g d^{-1} voraussetzt, die zudem aufgrund der Chemotoxizität nicht dauerhaft zu leisten ist.

7.4 Dosis durch Ingestion von Nahrungsmitteln

Einer der wichtigsten Pfade bei Betrachtung der Strahlenexposition des Menschen durch natürliche Radionuklide ist die Ingestion durch den Verzehr von Nahrungsmitteln und Trinkwasser. Zur Berechnung der internen Dosis durch Ingestion von Radionukliden stehen im Allgemeinen dosimetrische und biokinetische Modelle zur Verfügung, welche die zeitabhängige Retention in Organen und Geweben als Folge der Ingestion beschreiben. Aus diesen Modellen wurden Dosiskoeffizienten abgeleitet, mit deren Hilfe sich aus der spezifischen Aktivität des inkorporierten Radionuklides die resultierende effektive Jahresdosis berechnen lässt. Die Dosiskoeffizienten sind für die bereits bei der Direktingestion von Boden (Kapitel 7.3) diskutierten sechs Altersgruppen nach Empfehlung der ICRP 72 [ICR96] vorhanden und in Tabelle 101 aufgeführt. Sie entsprechen den in den Euratom-Grundnormen [EUR96] sowie den Berechnungsgrundlagen Bergbau [BMU99] verwendeten Werten. Durch Anwendung dieser Dosisfaktoren wird nach Inkorporation die 50- bzw. für Kleinkinder die 70-Jahre-Folgedosis unter Annahme eines Gleichgewichtszustandes der Radionuklid-konzentrationen berechnet.

7.4.1 Berechnung der Ingestionsdosis durch Nahrungsmittel

Die Berechnung der Strahlenexposition durch Ingestion lokal erzeugter Lebensmittel soll nach Vorgabe der Berechnungsgrundlagen Bergbau [BMU99] bevorzugt auf der Grundlage repräsentativer Messwerte der spezifischen Aktivität in den für den menschlichen Verzehr bestimmten pflanzlichen und tierischen Produkten sowie der Aktivitätskonzentrationen im Trinkwasser durchgeführt werden. Die Anwendung von Berechnungsvorschriften die mit Transferfaktoren arbeiten und auf Werten der spezifischen Aktivität im Boden sowie der Aktivitätskonzentration im Oberflächenwasser, Beregnungs- und Viehtränkewasser basieren soll auf Fälle begrenzt werden, in denen keine Messwerte vorhanden sind oder nur mit unangemessen hohem Aufwand zu erzielen wären.

Die effektive Jahresdosis $H_{\mathrm{Ing},j}$ der Referenzperson j durch Ingestion lokal erzeugter Lebensmittel kann aus den Werten der spezifischen Aktivität im Lebensmittel n nach Gleichung (7.7) berechnet werden.

$$H_{\mathrm{Ing},j} = H_{j,\mathrm{K\text{-}40}} + \sum_n p_n \cdot U_{n,j} \cdot \sum_r C_{n,r} \cdot g_{\mathrm{Ing},r,j} \tag{7.7}$$

Hierin bedeuten:

n: Index zur Kennzeichnung der Lebensmittel (Mi = Milch und Milchprodukte, Fl = Fleisch und Fleischwaren, Fi = Fischfleisch, Bl = Blattgemüse, Pf = Pflanzliche Produkte außer Blattgemüse, W = Trinkwasser, MM = Muttermilch, SM = Säuglingsmilchnahrung.

$H_{\mathrm{Ing},j}$: Effektive Jahresdosis für die Referenzperson j durch Ingestion lokal erzeugter Lebensmittel in Sv a^{-1}.

$H_{j,\mathrm{K\text{-}40}}$ Effektive Jahresdosis für die Referenzperson j durch Kalium-40, nach [UNS00] für $H_{j,\mathrm{K\text{-}40}}(1a<j\leq 17a) = 0{,}185$ mSv a^{-1} und $H_{j,\mathrm{K\text{-}40}}(j > 17a) = 0{,}165$ mSv a^{-1} (siehe Tabelle 3).

p_n: Anteil an lokaler Produktion des Lebensmittels n am Jahresverbrauch, angenommen mit p_n = 0,25 für n = Mi, Fl, Fi, Bl und Pf bzw. p_n = 1,00 für n = W, MM und SM).

$U_{n,j}$: Jahresverbrauch des Lebensmittels n durch die Referenzperson j in kg (Tabelle 110).

$C_{n,r}$: Spezifische Aktivität in Bq kg^{-1} bzw. Aktivitätskonzentration in Bq L^{-1} des Radionuklides r im Lebensmittel n.

$g_{\mathrm{Ing},r,j}$: Ingestionsdosisfaktor für das Radionuklid r und die Referenzperson j in Sv Bq^{-1} (Tabelle 101).

Tabelle 110. Jahresverbrauch $U_{n,j}$ der Referenzperson j für verschiedene Lebensmittel und Trinkwasser n, Angaben in kg bzw. L, entnommen aus [BMU99].

Lebensmittel	$j \leq 1$	$1a < j \leq 2a$	$2a < j \leq 7a$	$7a < j \leq 12a$	$12a < j \leq 17a$	$j > 17a$
Fisch (Süßwasser)	0,5	3,0	3,0	4,5	5,0	7,5
Muttermilch oder SM	145,0[a]					
Milch, Milchprodukte	45,0	160,0[a]	160,0	170,0	170,0	130,0
Fleisch, Fleischwaren	5,0	13,0	50,0	65,0	80,0	90,0
Pflanzliche Produkte	75,0	138,0	227,0	259,0	271,0	253,0
Getreide, Getreidepr.	12,0	30,0	80,0	95,0	110,0	110,0
Obst, Obstprodukte	25,0	45,0	65,0	65,0	60,0	35,0
Wurzelgemüse, Kart.	30,0	40,0	45,0	55,0	55,0	55,0
Blattgemüse	3,0	6,0	7,0	9,0	11,0	13,0
Gemüse, Gemüsepr.	5,0	17,0	30,0	35,0	35,0	40,0
Trinkwasser	55,0	65,0	250,0	440,0	440,0	440,0

[a] Die Verbrauchswerte wurden durch die aktuelleren Angaben nach Anlage VII der StrlSchV ersetzt [Str01].

7.4.2 Parameter und Abschätzung von Verteilungen

7.4.2.1 Effektive Jahresdosis für die Referenzperson durch Kalium-40 $H_{j,\text{K-40}}$

Bei der Berücksichtigung der effektiven Jahresdosis der Referenzperson j durch ^{40}K wurde davon ausgegangen, dass Kalium im menschlichen Körper durch die Aufnahme mit der Nahrung relativ gleichmäßig verteilt ist und durch den Stoffwechsel in den Zellen homeostatisch reguliert wird. Aus einem mittleren Körpergehalt von 0,18 % für Erwachsene bzw. 0,20 % für Kinder berechnet sich daraus mit einer Isotopenhäufigkeit für ^{40}K von $1{,}17 \cdot 10^{-4}$ eine spezifische Körperaktivität von ca. 60 mBq kg^{-1}. Für die jährliche Strahlenexposition durch ^{40}K ergibt sich nach UNSCEAR mit einem Dosiskonversionsfaktor von 3 µSv a^{-1} pro Bq kg^{-1} ein Wert von 165 µSv für Erwachsene ($j > 17$a), bzw. 185 µSv für Kinder (1a $< j \leq 17$a) [UNS00]. Da aus der Literatur keine Angaben zur natürlichen Variabilität des Kaliumgehaltes im menschlichen Körper bekannt sind, wurde der aus dem ^{40}K resultierende Dosisbeitrag bei den folgenden Berechnungen als konstant angenommen (siehe Kapitel 2.1.1, Tabelle 3).

7.4.2.2 Anteil der Lebensmittel an lokaler Produktion p_n

Die Berechnungsgrundlagen Bergbau gehen von einem Verzehrsanteil für Lebensmittel aus lokaler Produktion von 25 % aus. Da in der Literatur keine Informationen zur Variabilität dieses Verzehrsanteils zu ermitteln waren, wurde dieser Wert bei den im Folgenden durchgeführten Berechnungen gemäß der Konvention als Punktschätzer angenommen.

Die noch in 2007 geplante Novellierung der Berechnungsgrundlagen Bergbau sieht, ausgehend von neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen, eine Erhöhung des Verzehrsanteils aus lokaler Produktion auf 50 % vor.

Bei der Betrachtung der zusätzlichen Strahlenexposition von Einzelpersonen der Bevölkerung, wie diese z.B. in Kleingärten in der Umgebung von uranbergbaulichen Altlasten durch den Verzehr von lokal angebauten Lebensmitteln auftreten kann, erscheint diese Annahme jedoch übertrieben konservativ, da ein derartig hoher Verzehrsanteil allein aufgrund des begrenzten Ertrages in Kleingärten nicht erreicht werden kann.

Der im Rahmen des BfS-Projektes "Gartensparte Silberbachtal" ermittelte Verzehrsanteil von 40 kg lokal erzeugtem Pflanzenmaterial (ohne Getreide) stimmt gut mit den derzeit angesetzten Werten der BglBb überein und bestätigt damit die Einschätzung, dass ein Verzehrsanteil von 50 % zu hoch angesetzt ist [Wic97].

7.4.2.3 Jahresverbrauch der Referenzperson $U_{n,j}$ (Verzehrsgewohnheiten)

Die Verzehrsgewohnheiten besitzten eine große Sensitivität, da diese direkt in die Dosisberechnung eingehen und weltweit einer erheblichen Variabilität unterliegen.

In den UNSCEAR-Berichten befinden sich umfangreiche Daten zu weltweiten und regional typischen Verzehrsgewohnheiten für die verschiedenen Lebensmittelklassen, jedoch ohne Angaben zu deren Verteilung [UNS00]. Die für Deutschland typischen Verzehrsgewohnheiten zur Abschätzung von Strahlenexpositionen sind bereits seit langer Zeit Inhalt des gesetzlichen Regelwerkes und wurden mit der Novellierung der Strahlenschutzverordnung 2001 an die Forderungen der Euratom-Grundnorm 96/29 angepasst [Str01] [Eur96].

Im Anhang VII der StrlSchV (Tabelle 110) sind deshalb nicht nur die Verzehrsmengen für die verschiedenen Lebensmittelklassen und Referenzpersonen, sondern auch Angaben zu deren Variabilität aufgeführt. In der Tabelle wird ein Faktor f angegeben, der das 95 %-Perzentil beschreibt. Da mit diesen Angaben nicht direkt auf eine Verteilung der Verzehrsgewohnheiten geschlossen werden kann, wurde eine Vorgehensweise analog zu Vahlbruch [Vah04] gewählt, bei der eine logarithmische Normalverteilung der Verzehrsgewohnheiten vorausgesetzt wurde.

Es wurde deshalb von einer logarithmischen Normalverteilung ausgegangen, deren Erwartungswert EW den in der StrlSchV angegebenen Mittelwerten und deren 95 %-Perzentil dem f-fachen des Erwartungswertes (EW) entspricht. Mit dem einseitigen Erweiterungsfaktor $k_{1-\alpha}$ zum Perzentil $P_{1-\alpha}$, dem geometrischen Mittelwert μ und der geometrischen Standardabweichung σ der logarithmierten Verteilung ergeben sich bei einer logarithmischen Normalverteilung nach Gleichung (5.27) die Gleichungen (7.8) und (7.9).

$$\mathrm{EW} = e^{\mu + \frac{\sigma^2}{2}} \tag{7.8}$$

$$P_{1-\alpha} = e^{\mu + k_{1-\alpha} \cdot \sigma} \tag{7.9}$$

Durch Logarithmieren und Umformen der Gleichungen (7.8) und (7.9) erhält man für σ eine quadratische Gleichung mit den Lösungen (7.10) und (7.11).

$$\sigma_{1/2} = k_{1-\alpha} \pm \sqrt{k_{1-\alpha}^2 + 2 \cdot \ln(f^{-1})} \tag{7.10}$$

$$\mu_{1/2} = \ln(P_{1-\alpha}) - k_{1-\alpha} \cdot \sigma_{1/2} \tag{7.11}$$

Der in der StrlSchV angegebene Faktor f zur Abschätzung des 95 %-Perzentils liegt mit der Ausnahme des Fischverzehrs bei 2 oder 3, so dass in diesen Fällen zwei Lösungen des Gleichungssystems vorhanden sind. Im Fall des Fischverzehrs mit $f = 5$ existiert jedoch keine Lösung. Für den Verzehr von Fisch wurde deshalb der in der StrlSchV angegebene Mittelwert mit dem geometrischen Mittelwert gleichgesetzt. Dieser führt zu einer Überschätzung der Verzehrsgewohnheiten für Fisch von deutlich unter 1 % für alle Altersgruppen, was aufgrund des geringen Anteils von Fisch an der Gesamtnahrung vernachlässigbar erscheint.

Wählt man zur Modellierung der Verzehrsgewohnheiten die aus physikalischen Gründen sinnvolle Lösung von Gleichung (7.10) mit dem negativen Vorzeichen vor der Wurzel aus, so ergibt sich für den **Faktor f = 2 bzw. 3 eine geometrische Standardabweichung von 1,642 bzw. 2,539** [Vah04]. Daraus abgeleitet können die Verzehrsgewohnheiten nach Vorgabe der StrlSchV aus Tabelle 110 unter Annahme einer logarithmischen Normalverteilung mit den in Tabelle 111 aufgeführten geometrischen Mittelwerten und Standardabweichungen charakterisiert werden.

Tabelle 111. Modellannahmen[a] für den Jahresverbrauch $U_{n,j}$ der Referzenzperson j für verschiedene Lebensmittel, berechnet aus [Str01], Angaben in kg a^{-1} bzw. L a^{-1}.

Lebensmittel	$j \leq 1$a	1a$<j\leq$2a	2a$<j\leq$7a	7a$<j\leq$12a	12a$<j\leq$17a	$j>$17 a
Milch	$29{,}2\times2{,}5^{\pm1}$	$104\times2{,}5^{\pm1}$	$104\times2{,}5^{\pm1}$	$110\times2{,}5^{\pm1}$	$110\times2{,}5^{\pm1}$	$84{,}2\times2{,}5^{\pm1}$
Fleisch	$4{,}4\times1{,}6^{\pm1}$	$11{,}5\times1{,}6^{\pm1}$	$44{,}2\times1{,}6^{\pm1}$	$57{,}5\times1{,}6^{\pm1}$	$70{,}7\times1{,}6^{\pm1}$	$79{,}6\times1{,}6^{\pm1}$
Fisch	$0{,}50\times2{,}7^{\pm1}$	$3{,}00\times2{,}7^{\pm1}$	$3{,}00\times2{,}7^{\pm1}$	$4{,}50\times2{,}7^{\pm1}$	$5{,}00\times2{,}7^{\pm1}$	$7{,}50\times2{,}7^{\pm1}$
Getreide	$10{,}6\times1{,}6^{\pm1}$	$26{,}5\times1{,}6^{\pm1}$	$70{,}7\times1{,}6^{\pm1}$	$84{,}0\times1{,}6^{\pm1}$	$97{,}3\times1{,}6^{\pm1}$	$97{,}3\times1{,}6^{\pm1}$
Obst	$16{,}2\times2{,}5^{\pm1}$	$29{,}2\times2{,}5^{\pm1}$	$42{,}1\times2{,}5^{\pm1}$	$42{,}1\times2{,}5^{\pm1}$	$38{,}9\times2{,}5^{\pm1}$	$22{,}7\times2{,}5^{\pm1}$
Wurzelgemüse	$19{,}4\times2{,}5^{\pm1}$	$25{,}9\times2{,}5^{\pm1}$	$29{,}2\times2{,}5^{\pm1}$	$35{,}6\times2{,}5^{\pm1}$	$35{,}6\times2{,}5^{\pm1}$	$35{,}6\times2{,}5^{\pm1}$
Blattgemüse	$1{,}94\times2{,}5^{\pm1}$	$3{,}89\times2{,}5^{\pm1}$	$4{,}54\times2{,}5^{\pm1}$	$5{,}83\times2{,}5^{\pm1}$	$7{,}13\times2{,}5^{\pm1}$	$8{,}42\times2{,}5^{\pm1}$
Gemüse	$3{,}2\times2{,}5^{\pm1}$	$11{,}0\times2{,}5^{\pm1}$	$19{,}4\times2{,}5^{\pm1}$	$22{,}7\times2{,}5^{\pm1}$	$22{,}7\times2{,}5^{\pm1}$	$25{,}9\times2{,}5^{\pm1}$
Trinkwasser	$48{,}7\times1{,}6^{\pm1}$	$57{,}5\times1{,}6^{\pm1}$	$221{,}2\times1{,}6^{\pm1}$	$389{,}3\times1{,}6^{\pm1}$	$389{,}3\times1{,}6^{\pm1}$	$389{,}3\times1{,}6^{\pm1}$

[a] Geometrischer Mittelwert und geometrische Standardabweichung ($GM\times GS^{\pm1}$); die Erwartungswerte der logarithmischen Normalverteilungen entsprechen den in Tabelle 110 aufgeführten Werten.

7.4.2.4 Spezifische Aktivität der Lebensmittel $C_{n,r}$

Die Verteilung der spezifischen Aktivitäten in den Lebensmitteln wurde auf Grundlage einer statistischen Auswertung von Messwerten ermittelt und ist in der Einleitung für das jeweilige Expositionsszenario angegeben.

Eine Berechnung der spezifischen Aktivitäten in Lebensmitteln über Transferfaktoren wurde nur vorgenommen, wenn keine Messwerte für die Modellierung zur Verfügung standen. Da es sich bei den von den BglBb vorgegebenen Transferfaktoren und weiteren Parametern für die o.g. Abschätzung auf der Basis von spezifischen Aktivitäten von Boden, Wasser und Luft grundsätzlich um Schätzwerte handelt, war eine Berücksichtigung deren Variabilität im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich.

7.4.2.5 Ingestionsdosisfaktoren $g_{\mathrm{Ing,r},j}$

Die Ingestionsdosisfaktoren für den Verzehr von Lebensmitteln und Wasser wurden den Berechnungsgrundlagen Bergbau [BMU99] entnommen, die im Wesentlichen auf den im Anhang der Euratom-Richtlinie 96/29 [EUR96] tabellierten Werten nach Vorgaben der ICRP 72 [ICR96] beruhen. Eine Abschätzung von Verteilungen für die Dosisfaktoren war im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich.

7.4.3 Berechnung der spezifischen Aktivität in Lebensmitteln über Transferfaktoren

Die Aktivitätskonzentrationen in Lebensmitteln können, wenn keine Messwerte vorhanden sind oder nur mit unangemessen hohem Aufwand zu erzielen wären, aus Werten der spezifischen Aktivität im Boden sowie der Aktivitätskonzentration im Oberflächenwasser,

Beregnungs- und Viehtränkewasser berechnet werden. Die Berechnungsgrundlagen Bergbau [BMU99] geben dazu die im Folgenden aufgeführten Berechnungsverfahren unter Berücksichtigung der in Tabelle 112 aufgeführten Transferfaktoren vor.

Tabelle 112. Transferfaktoren $T_{n,r}$ für Lebensmittel und Weidegras für das Radionuklid r, entnommen aus [BMU99].

Element	$T_{Wd,r}$	$T_{Bl,r}$;$T_{Pf,r}$	$T_{Mi,r}$	$T_{Fl,r}$	$T_{MM,r}$	$T_{Fi,r}$
Einheit	Bq kg^{-1} (FM) / Bq kg^{-1} (FM)		d kg^{-1}	d kg^{-1}	d kg^{-1}	L kg^{-1}
U	$3\cdot10^{-3}$	$3\cdot10^{-3}$	$5\cdot10^{-4}$	$4\cdot10^{-4}$	$1\cdot10^{-2}$	$2\cdot10^{0}$
Pa	$3\cdot10^{-3}$	$3\cdot10^{-3}$	$5\cdot10^{-6}$	$5\cdot10^{-3}$	$1\cdot10^{-4}$	$3\cdot10^{1}$
Th	$2\cdot10^{-3}$	$5\cdot10^{-4}$	$5\cdot10^{-6}$	$2\cdot10^{-4}$	$1\cdot10^{-4}$	$3\cdot10^{1}$
Ac	$3\cdot10^{-3}$	$3\cdot10^{-3}$	$2\cdot10^{-5}$	$3\cdot10^{-3}$	$5\cdot10^{-4}$	$3\cdot10^{1}$
Ra	$1\cdot10^{-2}$	$5\cdot10^{-3}$	$3\cdot10^{-3}$	$9\cdot10^{-4}$	$8\cdot10^{-2}$	$1\cdot10^{1}$
Pb	$1\cdot10^{-2}$	$7\cdot10^{-3}$	$3\cdot10^{-4}$	$4\cdot10^{-4}$	$5\cdot10^{-2}$	$6\cdot10^{1}$
Po	$1\cdot10^{-2}$	$5\cdot10^{-3}$	$3\cdot10^{-4}$	$5\cdot10^{-3}$	$8\cdot10^{-3}$	$3\cdot10^{2}$

Index zur Kennzeichnung der Lebensmittel: siehe Gleichung (7.7).

7.4.3.1 Fischfleisch

Die spezifische Aktivität $C_{Fi,r}$ des Radionuklides r in Fischfleisch kann bei Kenntnis dessen Aktivitätskonzentration $C_{OGew,r}$ im Oberflächenwasser nach Gleichung (7.12) berechnet werden.

$$C_{Fi,r} = C_{OGew,r} \cdot T_{Fi,r} \tag{7.12}$$

Hierin bedeuten:
$C_{Fi,r}$: Spezifische Aktivität des Radionuklides r im Fischfleisch in Bq kg^{-1}.
$C_{OGew,r}$: Aktivitätskonzentration des Radionuklides r im Oberflächenwasser in Bq L^{-1}.
$T_{Fi,r}$: Transferfaktor für das Radionuklid r in das Fischfleisch in L kg^{-1} (Tabelle 112).

7.4.3.2 Die Transferpfade zur Pflanze

Bei der Berechnung der spezifischen Aktivität $C_{n,r}$ des Radionuklides r in Blattgemüse (Bl), Pflanzen ohne Blattgemüse (Pf) und Weidepflanzen (Wd) müssen die im folgenden beschriebenen Fälle unterschieden werden.

Wachsen die Pflanzen **auf bergbaulichen Anlagen** oder Einrichtungen, so müssen der Wurzeltransfer aus der oberen Bodenschicht und Aktivitätsablagerungen auf oberirdischen Pflanzenteilen (Pfad D) sowie die Beregnung der Pflanzen (Pfad B) berücksichtigt werden. Die spezifische Aktivität $C_{n,r}$ des Radionuklides r in den Pflanzen kann dann nach Gleichung (7.13) berechnet werden.

$$C_{n,r} = C_{D,n,r} + C_{B,n,r} \tag{7.13}$$

Wachsen die Planzen in der **Umgebung bergbaulicher Anlagen** oder Einrichtungen, so muss lediglich die Staubablagerung auf oberirdischen Pflanzenteilen (Pfad A) und deren Beregnung (Pfad B) berücksichtigt werden. Die spezifischen Aktivität $C_{n,r}$ des Radionuklides r in den Pflanzen ergibt sich dann aus Gleichung (7.14).

$$C_{n,r} = C_{B,n,r} + C_{A,n,r} \tag{7.14}$$

In den Gleichungen (7.13) und (7.14) bedeuten:
$C_{D,n,r}$ Spezifische Aktivität des Radionuklides r in der Pflanze n über den Pfad D in Bq kg^{-1} (FM).
$C_{B,n,r}$ Spezifische Aktivität des Radionuklides r in der Pflanze n über den Pfad B in Bq kg^{-1} (FM).
$C_{A,n,r}$ Spezifische Aktivität des Radionuklides r in der Pflanze n über den Pfad A in Bq kg^{-1} (FM).

7.4.3.3 Pflanzen über den Bodenpfad (Pfad D)

Aus den repräsentativen Werten der spezifischen Aktivität $C_{Bo,r,s}$ für die obere Bodenschicht (10 cm für Weideboden, 20 cm für Acker- und Gartenboden) kann die spezifische Aktivität $C_{D,n,r}$ des Radionuklides r in den auf bergbaulichen Anlagen oder Einrichtungen wachsenden Pflanzen nach Gleichung (7.15) berechnet werden.

$$C_{D,n,r} = T_{n,r} \cdot C_{Bo,r,s} \tag{7.15}$$

Hierin bedeuten:
$C_{D,n,r}$: Spezifische Aktivität des Radionuklides r in der Pflanze n über den Pfad D in Bq kg^{-1} (FM).
$C_{Bo,r,s}$ Spezifische Aktivität des Radionuklides r in der gesamten, ungesiebten Probe der oberen Bodenschicht für den Expositionsort s in Bq kg^{-1}.
$T_{n,r}$: Transferfaktor vom Boden zur Pflanze n über Wurzelaufnahme und Aktivitätsablagerung auf oberirdischen Pflanzenteilen für das Radionuklid r in Bq kg^{-1} (FM) pro Bq kg^{-1} (TM) des Bodens (Tabelle 112).
n: Index zur Kennzeichnung der Pflanzen (Wd = Weidepflanzen, Pf = Pflanzen ohne Blattgemüse, Bl = Blattgemüse).

7.4.3.4 Pflanzen über den Wasserpfad (Pfad B)

Die spezifische Aktivität $C_{B,n,r}$ des Radionuklides r in der Pflanze n durch Beregnung von Weiden, Feldern und Gärten mit Wasser der Aktivitätskonzentration $C_{Ber,r}$ kann nach Gleichung (7.16) berechnet werden.

$$C_{B,n,r} = C_{Ber,r} \cdot \frac{W \cdot f_W}{Y_n \cdot (\lambda_V + \lambda_r)} \cdot \left[1 - e^{-(\lambda_V + \lambda_r) \cdot t_{n,W}}\right] \tag{7.16}$$

Hierin bedeuten:
$C_{Ber,r}$: Aktivitätskonzentration des Radionuklides r im Beregnungswasser in Bq L^{-1}.
W: Beregnungsrate in L m^{-2} s^{-1}, wird während der Weidezeit und Wachstumszeit von pflanzlichen Produkten mit $1{,}2 \cdot 10^{-5}$ L m^{-2} s^{-1} angenommen.
f_W: Anteil der bei der Beregnung auf der Pflanze abgelagerten Aktivität, angenommen mit 0,3.
Y_n: Ertrag bzw. Bewuchsdichte bezogen auf die Frischmasse in kg m^{-2}, angenommen mit Y_{Bl} = 1,6 kg m^{-2}, Y_{Pf} = 2,4 kg m^{-2} und Y_{Wd} = kg m^{-2}.
λ_V: Verweilkonstante für das Verbleiben des Radionuklides r auf der Vegetation bei einer Verweilzeit von 14 Tagen in s^{-1}, angenommen mit $5{,}7 \cdot 10^{-7}$ s^{-1}.
λ_r: Physikalische Zerfallskonstante des Radionuklides r in s^{-1}.
$t_{n,W}$: Zeit in der die Pflanzen während der Wachstumsperiode durch Beregnung oberirdisch kontaminiert werden in s, angenommen als Zeit bis zum Abweiden desselben Weidestückes nach 30 Tagen mit $t_{Wd,W} = 2{,}6 \cdot 10^6$ s bzw. mittlere Vegetationszeit von Pflanzlichen Produkten von 60 Tagen mit $t_{Pf,W} = t_{Bl,W} = 5{,}2 \cdot 10^6$ s.

7.4.3.5 Pflanzen über den Luftpfad (Pfad A)

Aus der Bodenkontaminationsrate B_r, die sich aus der Ablagerung des an Staub gebundenen Radionuklides r ergibt, kann die spezifische Aktivität $C_{A,n,r}$ in den in der Umgebung

bergbaulicher Anlagen oder Einrichtungen wachsenden Pflanzen nach Gleichung (7.17) ermittelt werden.

$$C_{\mathrm{A},n,r} = B_r \cdot \frac{1 - e^{-(\lambda_\mathrm{V} + \lambda_r) \cdot t_{n,e}}}{Y_n \cdot (\lambda_V + \lambda_r)} \tag{7.17}$$

$$B_r = v_\mathrm{g} \cdot C_{\mathrm{Bo},r,s} \cdot AF_{(0,02),r} \cdot S_\mathrm{Staub} \tag{7.18}$$

Hierbei bedeuten:

B_r: Bodenkontaminationsrate, die sich aus der trockenen Ablagerung des an Staub gebundenen Radionuklides r ergibt, in Bq m^{-2} s^{-1}.

λ_V: Verweilkonstante für das Verbleiben des Radionuklides r auf der Vegetation bei einer Verweilzeit von 14 Tagen in s^{-1}, angenommen mit $5{,}7 \cdot 10^{-7}$ s^{-1}.

λ_r: Physikalische Zerfallskonstante des Radionuklides r in s^{-1}.

Y_n: Ertrag bzw. Bewuchsdichte bezogen auf die Frischmasse in kg m^{-2}, angenommen mit Y_Bl = 1,6 kg m^{-2}, Y_Pf = 2,4 kg m^{-2} und Y_Wd = kg m^{-2}.

$t_{n,\mathrm{e}}$: Kontaminationszeit für Pfanzen der Gruppe n während der Wachstumsperiode in s, angenommen mit $t_{\mathrm{Pf,e}} = t_{\mathrm{Bl,e}} = 5{,}2 \cdot 10^6$ s und $t_{\mathrm{Pf,e}} = 2{,}6 \cdot 10^6$.

v_g: Ablagerungsgeschwindigkeit in m s^{-1}, angenommen mit $1 \cdot 10^{-2}$ m s^{-1}.

$C_{\mathrm{Bo},r,s}$: Spezifische Aktivität des Radionuklides r in der Gesamtfraktion der oberen Bodenschicht für den Expositionsort s in Bq kg^{-1} (TM).

$AF_{(0,02),r}$: Aufkonzentrierungsfaktor, der das mittlere Verhältnis der spezifischen Aktivität eines Radionuklids r der Staubfraktion (R < 0,02 mm) und der Gesamtprobe am Expositionsort s beschreibt, angenommen mit 4,0 für alle Radionuklide.

S_Staub: Referenzwert der Staubkonzentration, angenommen mit $S_{Staub} = 5 \cdot 10^{-8}$ kg m^{-3}.

7.4.3.6 Milch und Milchprodukte sowie Fleisch und Fleischwaren

Zur Ermittlung der spezifischen Aktivität $C_{n,r}$ des Radionuklides r im Lebensmittel Milch (Mi) und Fleisch (Fl) werden die Teilpfade Verzehr von Futterpflanzen einschließlich der damit verbundenen direkten Aufnahme von Boden sowie der Verzehr von Wasser über die Viehtränke betrachtet. Die Spezifische Aktivität $C_{n,r}$ kann über Transferfaktoren aus den Daten für Wasser und Boden nach Gleichung (7.19) berechnet werden.

$$C_{n,r} = \left(C_{\mathrm{Wd},r} \cdot M_\mathrm{Fu} + C_{\mathrm{Bo},r,s} \cdot M_\mathrm{Bo} \cdot f_\mathrm{p} + C_{Tränke,r} \cdot L \right) \cdot T_{n,r} \tag{7.19}$$

Hierin bedeuten:

$C_{n,r}$: Spezifische Aktivität des Radionuklides r im Lebensmittel Milch (Mi) bzw. Fleisch (Fl) in Bq kg^{-1}.

$C_{\mathrm{Wd},r}$: Spezifische Aktivität des Radionuklides r in Weidepflanzen in Bq kg^{-1} (FM).

M_Fu: Tägliche Aufnahme von Weidefutter für ein Rind in kg (FM) d^{-1}, angenommen mit 65 kg d^{-1}.

$C_{\mathrm{Bo},r,s}$: Spezifische Aktivität des Radionuklides r in der Gesamtfraktion der oberen Bodenschicht für den Expositionsort s in Bq kg^{-1} (TM).

M_Bo: Tägliche Bodenaufnahme des Rindes beim Grasen auf der Weide in kg(TM) d^{-1}, angenommen mit 0,5 kg d^{-1}.

f_p: Anteil des Jahres, in dem die Tiere auf der Weide grasen, angenommen mit 0,5.

$C_{\mathrm{Tränke},r}$: Aktivitätskonzentration des Radionuklides r im für die Viehtränke verwendeten Wasser in Bq L^{-1}.

L: Täglicher Wasserkonsum des Rindes in L d^{-1}, angenommen mit 75 L d^{-1}.

$T_{n,r}$: Transferfaktor vom Futter, Tränkewasser und aufgenommenen Boden zur Milch (Mi) bzw. zum Fleisch (Fl) für das Radionuklid r in d kg^{-1} (Tabelle 112).

Die Transferfaktoren aus Tabelle 112 berücksichtigen nicht nur die Aufnahme von Radionukliden über die Wurzeln, sondern auch durch oberirdische Pflanzenteile aufgrund lokaler Kontaminationen.

Wenn die spezifische Aktivität $C_{\mathrm{Wd},r}$ des Radionuklides r in den Weidepflanzen nicht bekannt ist, so kann diese analog der in Kapitel 7.4.3.2 angegebenen allgemeinen Rechenvorschriften für Pflanzen aus der Bodenaktivität berechnet werden.

7.4.3.7 Muttermilch

Die spezifische Aktivität $C_{\mathrm{MM},r}$ des Radionuklids r in der Muttermilch kann bei Kenntnis der Radionuklidkonzentrationen $C_{n,r}$ in den von der Mutter verzehrten Lebensmitteln nach Gleichung (7.20) berechnet werden.

$$C_{\mathrm{MM},r} = \frac{T_{\mathrm{MM},r}}{360} \cdot \sum_n p_n \cdot C_{n,r} \cdot U_{n,j>17\mathrm{a}} \tag{7.20}$$

Hierin bedeuten:

$C_{\mathrm{MM},r}$: Spezifische Aktivität des Radionuklides r in der Muttermilch in Bq L^{-1}.

p_n: Anteil an lokaler Produktion des Lebensmittels n am Jahresverbrauch, angenommen mit p_n = 0,25 für n = Mi, Fl, Fi, Bl und Pf bzw. p_n = 1,00 für n = W, MM und SM).

$C_{n,r}$: Spezifische Aktivität in Bq kg^{-1} bzw. Aktivitätskonzentration in Bq L^{-1} des Radionuklids r im Lebensmittel n.

$T_{\mathrm{MM},r}$: Transferfaktor vom Lebensmittel zur Muttermilch für das Radionuklid r in d kg^{-1} (Tabelle 112).

$U_{n,j>17\mathrm{a}}$: Jahresverbrauch des Lebensmittels n durch die Mutter, angenommen als Referenzperson j>17a in kg (Tabelle 110).

7.4.4 Deutschland und seine Bundesländer

Die Modellierung der Dosis durch Ingestion von Lebensmitteln und Trinkwasser weltweit und in den verschiedenen Gebieten Deutschlands wurde ausschließlich anhand von Literaturdaten durchgeführt. Für die spezifischen Aktivitäten der natürlichen Radionuklide in Lebensmitteln und deren Verteilungen wurden die folgenden Annahmen gemacht:

Die spezifischen Aktivitäten der Lebensmittel im **weltweiten Mittel** wurden den Referenzwerten nach UNSCEAR aus Tabelle 2 entnommen [UNS00]. Im Bericht finden sich auch Angaben zu den weltweit gemittelten Verzehrsgewohnheiten, welche die insgesamt sehr starke Variabilität der Verzehrsgewohnheiten in den verschiedenen Teilen der Welt berücksichtigen. Zum Vergleich wurde mit diesen Werten ebenfalls eine Berechnung mit Punktschätzern durchgeführt.

Zur Abschätzung der aus den Hintergrundwerten der **Berechnungsgrundlagen Bergbau** resultierenden Strahlenexposition durch Ingestion von Lebensmitteln und Trinkwasser wurde eine Berechnung mit Punktschätzern nach Tabelle 2 (Zeile c) bzw. Tabelle 4 durchgeführt [BMU99]. Ergänzend wurde eine Berechnung mit den Hintergrundwerten für Boden und Beregnungswasser über Transferfaktoren durchgeführt, wobei die spezifischen Aktivitäten aus Tabelle 45 bzw. Tabelle 47 eingesetzt wurden.

Für die Abschätzung der mittleren spezifischen Aktivitäten in **deutschen Lebensmitteln und Trinkwässern** wurden die Hintergrundwerte des BfS aus Tabelle 2 (Zeile b) bzw. Tabelle 4 verwendet [BfS06] [BfS06a] [BMU03]. Dabei wurde zwischen den Mittelwerten für

Gesamtdeutschland und den geogen besonders exponierten Gebieten in Sachsen und Thüringen unterschieden. Die Berechnung wurde zum Vergleich zunächst mit Punktschätzern durchgeführt. Bei der probabilistischen Modellierung wurden die Aktivitäten der Trinkwässer als logarithmisch normalverteilt angenommen, wobei die geometrischen Mittelwerte und Standardabweichungen mit den angegebenen Medianwerten und 95 %-Perzentilen aus Tabelle 48 entnommen wurden [BfS06a] [BMU03]. Bei den Lebensmitteln lagen keine Angaben zur Verteilung der Aktivitäten vor, daher wurde für alle Nuklide eine geometrische Standardabweichung von 1,5 angenommen, welche aus der Variabilität der Aktivitätskonzentrationen in der Gesamtnahrung abgeleitet wurde [BfS06]. Unter Annahme einer logarithmischen Normalverteilung kann der angegebene Medianwert mit dem geometrischen Mittelwert gleichgesetzt werden.

Die Ergebnisse der Modellierung mit Punktschätzern bzw. mit Verteilungen sind in Tabelle 113 bzw. Tabelle 114 zusammengestellt. Eine Übersicht der Dosisbeiträge einzelner Lebensmittel in Deutschland, berechnet mit Punktschätzern, befindet sich in Tabelle 115.

Tabelle 113. Effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch Ingestion von Lebensmitteln – Modellierung mit Punktschätzern der Hintergrundwerte, Angaben in mSv a^{-1}.

Lebensmittel	$j \leq 1$a	1a$<j\leq$2a	2a$<j\leq$7a	7a$<j\leq$12a	12a$<j\leq$17a	$j>$17 a	AGM
UNSCEAR – Lebensmittel[a]	0,486	0,398	0,371	0,365	0,376	0,242	0,286
UNSCEAR – Verzehrsgew.[b]	-	0,447	-	0,381	-	0,275	0,316
BglBb– Lebensmittel[c]	0,860	0,484	0,469	0,504	0,583	0,268	0,349
BglBb–Boden, Beregnung[d]	3,475	1,778	1,612	1,598	1,847	0,624	0,974
BfS – Deutschland[e]	0,675	0,477	0,547	0,531	0,580	0,300	0,378
BfS – StrlSchV Deutschland[f]	0,675	0,478	0,544	0,524	0,573	0,299	0,376
BfS – Trinkw. Sachsen[g]	0,713	0,482	0,559	0,552	0,607	0,305	0,388
Deutschland – Variabilität ^{226}Ra Trinkw.[h]	0,675–0,682	0,477–0,478	0,546–0,550	0,530–0,537	0,579–0,593	0,299–0,302	0,377–0,381
Deutschland (Wichterey)	0,456	0,371	0,329	0,327	0,351	0,209	0,253

[a] Berechnet aus global gemittelten Lebensmittelaktivitäten nach BglBb, entnommen aus UNSCEAR [UNS00].
[b] Berechent analog a.) mit Verzehrsgewohnheiten nach BglBb,entnommen aus UNSCEAR [UNS00].
[c] Berechnet aus Hintergrundaktivitäten für Lebensmittel nach BglBb [BMU99].
[d] Berechnet aus Hintergrundaktivitäten für Boden und Beregnungswasser nach BglBb [BMU99].
[e] Berechnet aus mittleren Deutschen Lebensmittelaktivitäten des Bundesamtes für Strahlenschutz [BfS06a].
[f] Berechnet analog e.) mit Verzehrsgewohnheiten für Trinkwasser nach Strahlenschutzverordnung [Str01].
[g] Berechnet analog e.) mit mittleren Trinkwasseraktiviäten für Sachsen [BfS06a].
[h] Variabilität aus der Spannweite der ^{226}Ra-Aktivitätskonzentration in Deutschem Trinkwasser (Medianwerte der Bundesländer nach [BfS06a]).
[e] Entnommen aus der Studie des BfS zur „natürlichen Strahlenexposition durch Ingestion“ [Wic04].

Tabelle 114. Effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch Ingestion von Lebensmitteln – Modellierung mit Verteilungen der Hintergrundwerte, Angaben in mSv a^{-1}.

Lebensmittel	$j \leq 1a$	$1a < j \leq 2a$	$2a < j \leq 7a$	$7a < j \leq 12a$	$12a < j \leq 17a$	$j > 17a$	AGM
Deutschland – Verzehrs-gewohnheiten[a]	**0,677** 0,445–1,090	**0,479** 0,330–0,740	**0,548** 0,359–0,897	**0,532** 0,354–0,864	**0,583** 0,378–0,964	**0,300** 0,230–0,433	**0,379** 0,300–0,505
Deutschland – Lebensmittel + Trinkwasser[b]	**0,736** 0,459–1,247	**0,506** 0,333–0,833	**0,583** 0,362–1,022	**0,570** 0,361–0,976	**0,627** 0,386–1,097	**0,314** 0,232–0,480	**0,401** 0,300–0,573
Deutschland – Lebensmittel + Trinkw. Sachsen[c]	**0,901** 0,525–1,737	**0,527** 0,343–0,877	**0,631** 0,383–1,140	**0,639** 0,389–1,167	**0,696** 0,417–1,273	**0,342** 0,242–0,553	**0,440** 0,316–0,682
Deutschland – Gesamtnahr. Niedersachsen[d]	**0,84** 0,47–1,60	**0,42** 0,25–0,89	**0,37** 0,25–0,68	**0,37** 0,25–0,64	**0,39** 0,25–0,70	**0,22** 0,19–0,31	**0,28** -

[a] Modellierung nur mit Verteilungen der Verzehrsgewohnheiten nach Tabelle 111.
[b] Modellierung mit Verteilungen der Verzehrsgewohnheiten und $C_{Trinkwasser}$ (Tabelle 111 bzw. Tabelle 48).
[c] Modellierung analog b.) mit Verteilungen für Trinkwasser in Sachsen nach Tabelle 48.
[d] Ergebnisse der Modellierung von Vahlbruch für Niedersachsen aus Gesamtnahrung, entnommen aus [Vah04].

Tabelle 115. Dosisbeiträge zur effektiven Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch Ingestion von Deutschen Lebensmitteln (vgl. Tabelle 113, 5 Zeile), Angaben in mSv a^{-1}.

Lebensmittel	$j \leq 1a$	$1a < j \leq 2a$	$2a < j \leq 7a$	$7a < j \leq 12a$	$12a < j \leq 17a$	$j > 17$ a
Milch.	0,020	0,024	0,013	0,010	0,009	0,003
Fleisch	0,022	0,016	0,033	0,032	0,038	0,015
Fisch	0,002	0,003	0,002	0,002	0,003	0,001
Getreide	0,238	0,175	0,256	0,242	0,280	0,097
Obst	0,052	0,028	0,022	0,017	0,016	0,003
Wurzelgemüse	0,074	0,023	0,015	0,017	0,020	0,005
Blattgemüse	0,020	0,012	0,008	0,008	0,009	0,004
Gemüse	0,008	0,008	0,008	0,008	0,008	0,003
Trinkwasser	0,009	0,002	0,005	0,010	0,013	0,003
Muttermilch	0,046					
Summe Σ	0,490	0,292	0,362	0,346	0,395	0,135
Dosisanteil K-40	0,185	0,185	0,185	0,185	0,185	0,165
Summe ΣΣ	0,675	0,477	0,547	0,531	0,580	0,300

[a] Berechnet aus mittleren Deutschen Lebensmittelaktivitäten des Bundesamtes für Strahlenschutz [BfS06a].

Im Allgemeinen zeigt sich, dass die Erwartungswerte der **probabilistischen Modellierungen** höher liegen, als die mit Punktschätzern errechneten Werte. Ursache dafür sind die Erwartungswerte der spezifischen Aktivitäten in den Lebensmitteln, welche unter Annahme einer logarithmischen Normalverteilung und bei hohen geometrischen Standardabweichungen größer als die als Punktschätzer eingesetzten arithmetischen Mittelwerte oder Medianwerte sind. In vielen Publikationen zu Lebensmittelaktivitäten werden ausschließlich Medianwerte angegeben, da diese bei den hier bevorzugt auftretenden asymmetrischen Verteilungen näher am Erwartungswert liegen [UNS00] [BfS06a]. Dieser Einfluss wird insbesondere bei den Aktivitätskonzentrationen im Trinkwasser (Sachsen) deutlich, welche berechnet aus den 95 % -Perzentilen unter Annahme einer logarithmischen Normalverteilung, extrem hohe geometrische Standardabweichungen aufweisen und damit ebenfalls weit höhere Erwartungswerte.

Wie Tabelle 113 zeigt, liegen die aus den globalen Referenzwerten des **UNSCEAR** für Lebensmittel berechneten Strahlenexpositionen im Vergleich zu den deutschen Mittelwerten, insbesondere für die erwachsene Bevölkerung, signifikant niedriger [UNS00]. Dieser Umstand wird vor allem durch die im weltweiten Mittel geringeren spezifischen Aktivitäten der dosisrelevanten Nuklide ^{210}Pb und ^{210}Po in den Lebensmitteln mit einem hohen Jahresverbrauch, wie z.B. Fleisch- und Getreideprodukte, welche die Gesamtexposition durch Ingestion bestimmen.

Durch Anwendung der weltweit gemittelten **Verzehrsgewohnheiten nach UNSCEAR** ergibt sich eine leicht erhöhte effektive Jahresdosis für alle Altersgruppen, da hier für die Lebensmittel mit hohen spezifischen Aktivitäten der dosisrelevanten Nuklide ^{210}Pb und ^{210}Po Fisch und Blattgemüse ein weit größerer Jahresverbrauch angesetzt wird.

Insgesamt fällt auf, dass die aus den Lebensmittelaktivitäten berechneten **altersgewichteten effektiven Jahresdosen für Deutschland** mit 0,35 mSv a^{-1} bzw. 0,38 mSv a^{-1} leicht über dem von UNSCEAR bzw. dem BfS angegebenen Dosisanteil von 0,3 mSv a^{-1} über den Ingestionspfad liegen. Ursache dafür ist wahrscheinlich die andere Herangehensweise bei der Abschätzung auf der Grundlage von spezifischen Aktivitäten der Gesamtnahrung, wie diese z.B. in der Studie des BfS von Wichterey et al. praktiziert wurde [Wic04].

Die mit den **Hintergrundwerten der Berechnungsgrundlagen Bergbau** berechnete effektive Jahresdosis übersteigt nur für die Altersgruppen ($j \leq 1$a) und ($1\text{a} < j \leq 2\text{a}$) die entsprechenden deutschen Mittelwerte. Für alle übrigen Altersgruppen ergeben sich signifikant geringere Strahlenexpositionen als diese im Mittel für Deutschland angenommen werden können. Ursache dafür ist eine Unterschätzung der realen Aktivitätsgehalte von ^{210}Pb und ^{210}Po in den Lebensmitteln mit hohem Jahresverbrauch, wie z.B. Fleisch- und Getreideprodukte, welche hier ebenfalls die Strahlenexposition durch Ingestion dominieren. Durch diesen Umstand kommt es bei konsequenter Anwendung der Hintergrundwerte der BglBb zu einer Überschätzung der bergbaubedingten Strahlenexposition über den Ingestionspfad. Diese Lücke wird mit der aktuell anstehenden **Novellierung der BglBb** geschlossen, welche voraussichtlich noch im Jahr 2007 vom Radioökologieausschuss der SSK verabschiedet wird. In der überarbeiteten Fassung werden z.B. die spezifischen Hintergrundaktivitäten von ^{210}Pb und ^{210}Po in Getreide aufgrund aktueller Forschungs–ergebnisse von Wichterey et al. um einen Faktor 7 angehoben werden, was eine Erhöhung der aus dem Verzehr dieser Lebensmittel resultierenden Strahlenexposition um einen Faktor von 3–4 zur Folge hat [Wic04]. Ebenso verringern die stark verringerten spezifischen Aktivitäten in Fisch die resultierende effektive Jahresdosis um einen Faktor von 7–8 gegenüber der derzeit gültigen Fassung der BglBb [BMU99]. Insgesamt verändert sich die aus dem Verzehr von Lebensmitteln resultierenden effektiven Jahresdosen durch die Novellierung der BglBb nur geringfügig für die Referenzpersonen Säugling ($j \leq 1$a) um –0,12 mSv a^{-1} sowie für das Kind ($2\text{a} < j \leq 7\text{a}$) um +0,10 mSv a^{-1} und sind damit von untergeordneter Bedeutung für die gesamte jährliche Strahlenexposition durch natürliche Radionuklide.

Die Anwendung der in Kapitel 7.4.3 beschriebenen Modelle der BglBb zur Berechnung der Lebensmittelaktivitäten über **Transferfaktoren** aus den Aktivitätsgehalten von Boden und Beregnungswasser führt, in Abhängigkeit der Referenzperson, zu einer Überschätzung der Strahlenexposition durch Ingestion im Vergleich zur direkten Berechnung um einen Faktor von 2–4. Der Grund für diese Überschätzung sind die stark konservativ gewählten Transfer-faktoren, welche im Bezug auf mittlere deutsche Lebensmittelaktivitäten, insbesondere für Obst, Wurzelgemüsse und Gemüse um einen Faktor von 14–23 zu hoch liegen dürften.

Berechnet man die Strahlenexposition mit den Verzehrsgewohnheiten für Trinkwasser nach Vorgabe der **Strahlenschutzverordnung** (StrlSchV), welche für alle Altersgruppen $j > 2\text{a}$ niedriger liegen als die Vorgaben der BglBb, so resultiert daraus insgesamt eine unbedeutende Verringerung der effektiven Jahresdosis von $H_{\text{E},j} << 0{,}01$ mSv a^{-1}.

Bei der probabilistischen Modellierung mit spezifischen Aktivitäten für **deutsche Lebensmittel** fällt auf, dass der Erwartungswert der altersgewichteten effektiven Jahresdosis mit 0,40 mSv a^{-1} ebenfalls signifikant über dem vom BfS angegebenen Mittelwert für den Ingestionspfad in Deutschland von 0,3 mSv a^{-1} liegt, wenn man die enorme Variabilität der spezifischen Aktivitäten in Lebensmitteln und Trinkwasser berücksichtigt. Der 95 %-Vertrauensbereich der Verteilung liegt aber trotzdem in einem relativ schmalen Bereich von 0,30–0,57 mSv a^{-1}.

Berücksichtigt man bei der Berechnung mit Punktschätzern die geogen erhöhten Aktivitätskonzentrationen natürlicher Radionuklide im **Trinkwasser des Bundeslandes Sachsen**, so führt dies nur zu einer geringen zusätzlichen Strahlenexposition der Referenzperson ($j \leq 1\text{a}$) von 0,04 mSv a^{-1}. Demgegenüber erhöht sich bei der probabilistischen Modellierung der Erwartungswert wegen der großen Variabilität der Aktivitätskonzentrationen um bis zu 0,17 mSv a^{-1}, wobei der 95 %-Vertrauensbereich um bis zu 0,5 mSv a^{-1} höher liegt. Ursache dafür sind die hohen Erwartungswerte der Aktivitätskonzentrationen im Trinkwasser, welche sich aus den 95 % -Perzentilen unter Annahme einer logarithmischen Normalverteilung errechnen. Die vom BfS angegebene Variation des ^{226}Ra-Gehaltes in deutschem Trinkwasser (Medianwerte) und die daraus resultierende zusätzliche Strahlenexposition ist im Vergleich dazu nahezu vernachlässigbar und beträgt zwischen den einzelnen Bundesländern nur maximal 0,01 mSv a^{-1}.

Die von Vahlbruch ebenfalls durch eine probabilistische Modellierung berechnete Strahlenexposition durch Ingestion in **Niedersachsen** liegt bei den kritischen Altersgruppen ($j \leq 2\text{a}$) zwar leicht über den hier ermittelten Werten für Deutschland, ist aber beim Vergleich der Erwartungswerte und Vertrauensbereiche insgesamt plausibel [Vah04]. Eine Ursache für die Abweichungen könnte in der Berechnung mit spezifischen Aktivitäten der Gesamtnahrung liegen, die unter anderem auf Grundlage eigener Untersuchungen abgeschätzt wurden.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die Dosis für die kritische Altersgruppe der Säuglinge ($j \leq 1\text{a}$) im Vergleich zu den anderen Altersgruppen, bedingt durch die hohen Ingestionsdosiskoeffizienten, ungefähr doppelt so groß ist [ICR96].

Ab dem zweiten Lebensjahr bleibt die effektive Dosis durch Ingestion im Wesentlichen konstant und nimmt erst in der Altersgruppe der Erwachsenen ($j > 17\text{a}$) nochmals um 40 % ab.

Der leichte Anstieg bei der Altersgruppe der Jugendlichen ($12\text{a} < j \leq 17\text{a}$) ist eine Folge des hohen Ingestionsdosisfaktors für ^{228}Ra (vgl. Tabelle 101).

In ihrem Anteil an der Gesamtdosis sind vor allem die natürlichen Radionuklide ^{40}K, ^{210}Pb, ^{210}Po, ^{226}Ra und ^{228}Ra relevant, welche insgesamt zu mehr als 99 % zur Ingestionsdosis beitragen.

Insgesamt nimmt mit zunehmendem Alter nicht nur der Erwartungswert der effektiven Dosis sondern ebenfalls die Schwankungsbreite, gemessen am 95 %-Vertrauensbereich, deutlich ab.

Die lokalen Unterschiede der altersgewichteten Ingestionsdosis sind innerhalb Deutschlands gering und liegen bei einem Erwartungswert von 0,4 mSv a^{-1} sowie innerhalb eines 95 %-

Vertrauensbereiches von 0,3–0,7 mSv a^{-1}. Sie werden in erster Linie durch den Konsum von Trinkwasser mit erhöhten Gehalten natürlicher Radionuklide bestimmt.

7.4.5 Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus

Die Modellierung der Dosis durch Ingestion von Trinkwasser und lokal angebauten Lebensmitteln in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus wurde ebenfalls ausschließlich anhand von Literaturdaten durchgeführt. Für die spezifischen Aktivitäten der natürlichen Radionuklide in Lebensmitteln und deren Verteilungen wurden dazu die folgenden Annahmen gemacht:

Für die Modellierung der Exposition durch lokal angebaute Lebensmittel in den **Verdachtsflächen** wurde grundsätzlich zwischen einem Szenario (Verdachtsflächen I) mit anhand der vorhandenen Messdaten veränderten Aktivitäten für Obst, einem Szenario (Verdachtsflächen II) mit veränderten Messwerten für Obst und Weidegras und einem Szenario (Verdachtsflächen III) welches alle Pfade über Transferfaktoren aus den Aktivitäten von Boden und Beregnungswasser abdeckt, unterschieden. Die Szenarien wurden zunächst mit Punktschätzern (Erwartungswerten) für 100 % und 25 % Verzehr aus lokalem Anbau, anschließend mit Verteilungen aller Lebensmittelaktivitäten für 25 % Verzehr aus lokalem Anbau berechnet. Zu einem Verzehr von 100 % verbleibende Dosisanteile wurden dabei durch die für Deutschland (Sachsen) berechneten Werte aus Tabelle 113 g.) bzw. Tabelle 114 c.) ergänzt.

Das Szenario „**Verdachtsflächen I**“ wurde mit den mittleren spezifischen Aktivitäten sowie deren Verteilungen in deutschen Lebensmitteln und Trinkwässern (Sachsen) nach Angaben des BfS aus Tabelle 2 (Zeile b) bzw. Tabelle 48 berechnet [BfS06] [BfS06a] [BMU03]. Für das lokal angebaute Obst wurden aber die Messwerte für die Verdachtsflächen aus Tabelle 59 verwendet. Da von geogenen Aktivitätsgehalten der Nuklide der ^{232}Th-Zerfallsreihe ausgegangen werden kann, wurden die fehlenden Messwerte für ^{232}Th, ^{228}Ra und ^{228}Th und deren Verteilungen durch deutsche Mittelwerte aus Tabelle 2 (vgl. Kapitel 7.4.4) ersetzt.

Analog zum vorhergehenden Fall wurde das Szenario „**Verdachtsflächen II**“ mit den mittleren spezifischen Aktivitäten sowie deren Verteilungen in deutschen Lebensmitteln und Trinkwässern (Sachsen) nach Angaben des BfS aus Tabelle 2 (Zeile b) bzw. Tabelle 48 berechnet [BfS06] [BfS06a] [BMU03]. Für das lokal angebaute Obst und Weidegras wurden aber die Messwerte der Verdachtsflächen aus Tabelle 59 verwendet. Da von geogenen Aktivitätsgehalten der Nuklide der ^{232}Th-Zerfallsreihe ausgegangen werden kann, wurden die fehlenden Messwerte für ^{232}Th, ^{228}Ra und ^{228}Th in Lebensmitteln bzw. Weidegras und deren Verteilungen durch deutsche Mittelwerte aus Tabelle 2 (vgl. Kapitel 7.4.4), bzw. durch die von Vahlbruch [Vah04] gemessenen Hintergrundwerte für Niedersachsen aus Tabelle 60 ersetzt. Die Berechnung des Pfades Weidegras-Kuh-Milch und Weidegras-Kuh-Fleisch wurde über Transferfaktoren nach dem in Kapitel 7.4.3.6 beschriebenen Modell durchgeführt. Dazu wurden die für Boden, Oberflächenwasser und Weidegras in den Verdachtsflächen abgeschätzten Aktivitätsgehalte und deren Verteilungen aus Tabelle 55, Tabelle 58 und Tabelle 59 verwendet. Die fehlenden Werte für ^{232}Th, ^{228}Ra und ^{228}Th wurden wiederum mit Hintergrundwerten aus den im Rahmen eigener Untersuchungen ermittelten Messwerten für Böden (Tabelle 44), durch deutsche Mittelwerte für Trinkwässer (Sachsen) aus Tabelle 48, bzw. durch die von Vahlbruch [Vah04] für Weidegras in Niedersachsen ermittelten Werte aus Tabelle 60 ersetzt.

Beim Szenario „**Verdachtsflächen III**“ wurden die mittleren spezifischen Aktivitäten der Lebensmittel sowie deren Verteilungen grundsätzlich nach den in 7.4.3 beschriebenen Modellen über Transferfaktoren aus den Werten für Boden, Beregnungswasser und Weidepflanzen berechnet. Für die Aktivitätskonzentrationen im Trinkwasser wurden weiterhin die vom BfS angegebenen Mittelwerte für Sachsen aus Tabelle 48 verwendet. Lediglich für das lokal angebaute Obst wurden die bekannten Messwerte der Verdachtsflächen aus Tabelle 59 verwendet. Für die spezifischen Aktivitäten in Boden, Oberflächenwasser und Weidegras der Verdachtsflächen wurden die in Tabelle 55, Tabelle 58 und Tabelle 59 abgeschätzten Werte und Verteilungen verwendet. Die fehlenden Werte für ^{232}Th, ^{228}Ra und ^{228}Th wurden hier ebenfalls mit Hintergrundwerten aus den im Rahmen eigener Untersuchungen ermittelten Messwerten für Böden (Tabelle 44), durch deutsche Mittelwerte für Trinkwässer (Sachsen) aus Tabelle 48, bzw. durch die von Vahlbruch [Vah04] für Weidegras in Niedersachsen ermittelten Werte aus Tabelle 60 ersetzt.

Für das Szenario „**Auengebiete**“ der Zwickauer Mulde wurde ebenfalls eine Modellierung ausschließlich mit den mittleren spezifischen Aktivitäten für Boden und Beregnungswasser sowie deren Verteilungen durchgeführt. Analog zur Vorgehensweise bei den Verdachtsflächen wurde das Szenario zunächst mit Punktschätzern (Erwartungswerten) für 100 % und 25 % Verzehr aus lokalem Anbau, anschließend probabilistisch mit Verteilungen aller Lebensmittelaktivitäten für 25 % Verzehr aus lokalem Anbau durchgeführt. Die spezifischen Aktivitäten und deren Verteilungen in Auenböden wurden dazu aus den Ergebnissen des Projektes „Radionuklidbelastung von Sedimenten und Auenböden“ für Oberboden (0–20 cm) aus Tabelle 35 abgeschätzt [GRS96]. Zur Abschätzung der Aktivitätskonzentrationen im Beregnungswasser wurden die Werte für Oberflächenwasser in den Verdachtsflächen aus Tabelle 58 verwendet, wobei für ^{238}U und ^{226}Ra die von der Wismut GmbH angegebenen, weit niedrigeren Mittelwerte der Zwickauer Mulde im Abstrom bergbaulicher Objekte angesetzt wurden [Wis05]. Für diese wurde ein radioaktives Gleichgewicht zwischen ^{238}U, ^{234}U und ^{230}Th bzw. zwischen ^{226}Ra, ^{210}Pb und ^{210}Po sowie eine aufgrund der im Jahresverlauf auftretenden Schwankungen mit 2,0 geschätzte geometrische Standardabweichung angenommen, womit sich Aktivitätskonzentrationen von $211 \times 2{,}0^{\pm 1}$ mBq L^{-1} ^{238}U (0,017 mg L^{-1}) und $15{,}0 \times 2{,}0^{\pm 1}$ mBq L^{-1} ^{226}Ra ergeben. Für die Aktivitätskonzentrationen im Trinkwasser wurden weiterhin die vom BfS angegebenen Mittelwerte für Sachsen aus Tabelle 48 verwendet.

Bei der ausschließlich mit Punktschätzern durchgeführten Modellierung für den „**Garten in Lengenfeld“** wurde eine vollständige Berechnung über Transferfaktoren aus Boden und Beregnungswasser nach Kapitel 7.4.3 durchgeführt. Dabei wurde eine Beregnung mit Oberflächenwasser vorausgesetzt, welches die für die Verdachtsflächen allgemein erwarteten Aktivitätskonzentrationen natürlicher Radionuklide aus Tabelle 58 enthält. Die spezifischen Aktivitäten des Bodens im Kleingarten wurden den Ergebnissen eigener Untersuchungen aus Tabelle 67 entnommen. Aufgrund der kleinen Anbaufläche wurde die Modellierung aber auf die Lebensmittel Obst, Blattgemüse, Wurzelgemüse und allgemeines Gemüse eingeschränkt. Die spezifischen Aktivitäten der verbleibenden Lebensmittel wurden durch die Mittelwerte des BfS für Deutschland ersetzt [BfS06].

Die Ergebnisse der Modellierung mit Punktschätzern bzw. mit Verteilungen sind in Tabelle 116 bzw. Tabelle 117 zusammengestellt.

Tabelle 116. Effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch Ingestion von lokal angebauten Lebensmitteln aus den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus – Modellierung mit Punktschätzern und Anteilen, Angaben in mSv a^{-1}.

Gebiet	$j \leq 1$a	1a<$j \leq$2a	2a<$j \leq$7a	7a<$j \leq$12a	12a<$j \leq$17a	j>17 a	AGM
Deutschland[a] (Sachsen)	**0,713**	**0,482**	**0,559**	**0,552**	**0,607**	**0,305**	**0,388**
Verdachtsfl. I 100 % Verzehr	4,656	1,622	1,668	1,438	1,407	0,620	0,916
Verdachtsfl. I 25 % Verzehr	**1,699**	**0,767**	**0,836**	**0,774**	**0,807**	**0,384**	**0,520**
Verdachtsfl. II 100 % Verzehr	6,144	2,796	2,781	2,531	2,796	1,094	1,610
Verdachtsfl. II 25 % Verzehr	**2,070**	**1,061**	**1,114**	**1,047**	**1,154**	**0,503**	**0,694**
Verdachtsfl. III 100 % Beregnung	24,78	13,27	12,63	11,62	12,81	5,36	7,63
Verdachtsfl. III 25 % Beregnung	**6,730**	**3,678**	**3,578**	**3,318**	**3,658**	**1,568**	**2,199**
Garten Lengenf. 100 % Beregnung	29,59	15,60	11,89	10,20	10,10	3,76	6,29
Garten Lengenf. 25 % Beregnung	**7,932**	**4,263**	**3,391**	**2,965**	**2,979**	**1,169**	**1,863**
Auengebiete 100 % Beregnung	9,834	5,187	4,731	4,454	5,023	1,797	2,764
Auengebiete 25 % Beregnung	**2,993**	**1,658**	**1,602**	**1,528**	**1,711**	**0,678**	**0,982**

[a] Erwartungswerte für den geogenen Hintergrund in Sachsen aus Tabelle 113, Zeile g.

Tabelle 117. Effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch Ingestion von lokal angebauten Lebensmitteln aus den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus – Modellierung mit Verteilungen und Anteilen, Angaben in mSv a^{-1}.

Gebiet	$j \leq 1$a	1a<$j \leq$2a	2a<$j \leq$7a	7a<$j \leq$12a	12a<$j \leq$17a	j>17 a	AGM
Deutschland – Lebensmittel + Trw. Sachsen[c]	**0,901** 0,525–1,737	**0,527** 0,343–0,877	**0,631** 0,383–1,140	**0,639** 0,389–1,167	**0,696** 0,417–1,273	**0,342** 0,242–0,553	**0,440** 0,316–0,682
Verdachtsfl. I[a] Obst 25 % Verzehr	**1,875** 0,715–6,635	**0,811** 0,433–2,008	**0,906** 0,485–2,167	**0,858** 0,483–1,923	**0,894** 0,517–1,897	**0,420** 0,276–0,825	**0,571** 0,376–1,135
Verdachtsfl. II[a] Obst, Fleisch 25 % Verzehr	**2,303** 0,889–7,016	**1,107** 0,545–2,713	**1,188** 0,614–2,741	**1,133** 0,607–2,526	**1,243** 0,658–2,841	**0,538** 0,330–1,085	**0,745** 0,463–1,473
Verdachtsfl. III[b] alle Lebensm. 25 % Beregnung	**6,943** 1,72–27,20	**3,786** 0,98–14,90	**3,618** 1,04–13,87	**3,427** 1,04–12,31	**3,796** 1,14–13,56	**1,627** 0,53–5,77	**2,275** 0,77–7,94
Auengebiete[b] 25 % Beregnung	**3,204** 1,532–7,201	**1,746** 0,872–3,694	**1,698** 0,909–3,323	**1,637** 0,907–3,084	**1,817** 1,014–3,389	**0,733** 0,450–1,278	**1,055** 0,680–1,729

[a] Modellierung analog Tabelle 113 g.) mit Verteilungen der Lebensmittelaktiviäten für Deutschland (75 %) und einem Verzehrsanteil von 25 % lokal erzeugten Lebensmitteln Obst, Fleisch und Milch aus Weidegras.
[b] Modellierung analog Tabelle 113 g.) mit Verteilungen der Lebensmittelaktiviäten für Deutschland (75 %) und einem Verzehrsanteil von 25 % lokal erzeugten Lebensmitteln, berechnet aus den Verteilungen für die spezifischen Aktivitäten von Boden- und Beregnungswasser.
[c] Ergebnisse der probabilistischen Modellierung für Sachsen, entnommen aus Tabelle 114, Zeile c.

Wie die Ergebnisse der Modellierung für das Szenario „**Verdachtsflächen I**“ zeigen, ist durch den Verzehr von in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus lokal angebautem Obst eine Verdoppelung der Ingestionsdosis ($j \leq 1$a) auf 1,9 mSv a^{-1} gegenüber dem Erwartungswert für Deutschland möglich, wenn man einen Verzehrsanteil von 25 % zugrundelegt. Der obere 95 %-Vertrauensbereich liegt aufgrund der extremen Spannweite der spezifischen Aktivität von ^{238}U im dem auf bergbaulichen Objekten wachsenden Obst (vgl. Tabelle 59 auf Seite 167) sogar um einen Faktor drei höher bei 6,6 mSv a^{-1}. Auch für den Erwachsenen (j >17a) muss mit einer Erhöhung der effektiven Jahresdosis durch Ingestion von +0,1 mSv auf 0,42 mSv a^{-1} und einer Erhöhung des oberen 95 %-Vertrauensbereiches um +0,3 mSv auf 0,83 mSv a^{-1} gerechnet werden. Der Richtwert der Strahlenschutzkommission von 1 mSv a^{-1} für die zusätzliche Strahlenexposition der allgemeinen Bevölkerung als Kriterium für die uneingeschränkte Freigabe zur Folgenutzung von durch den Uranbergbau kontaminierten Flächen, z.B zu landwirtschaftlichen Zwecken, wird hier für die Altersgruppe ($j \leq 1$a) fast durch den Ingestionspfad erreicht [SSK91b]. Damit trägt der Verzehr von Obst aus kontaminierten Gebieten für alle Altersgruppen erheblich zur Erhöhung der Ingestionsdosis und damit der gesamten effektiven Jahresdosis bei.

Darauf aufbauend zeigt Szenario „**Verdachtsflächen II**“, dass ein zusätzlicher Verzehrsanteil von 25 % lokal erzeugten Fleisch- und Milchprodukten die Ingestionsdosis der kritischen Gruppe ($j \leq 1$a) mit 2,3 mSv a^{-1} nur noch wenig erhöhen kann. Der obere 95 %-Vertrauensbereich liegt gering verändert bei 7,0 mSv a^{-1}. Währenddessen ist für die Altersgruppe der Jugendlichen (12a < $j \leq 17$a) bei einer ähnlichen Erhöhung des Erwartungswertes ein überproportionaler Anstieg des 95 %- Vertrauensbereiches von +0,9 mSv auf 2,8 mSv a^{-1} zu verzeichnen, der aus den stark erhöhten Verzehrsgewohnheiten für Fleisch und hohen Dosiskoeffizienten in dieser Altersgruppe resultiert.

Das Szenario „**Verdachtsflächen III**“ entspricht einer Abschätzung der Ingestionsdosis unter den maximal konservativen Bedingungen, dass 25 % aller verzehrten Lebensmittel bzw. Futtermittel auf kontaminiertem Boden wachsen und mit bergbaulich beeinflusstem Oberflächenwasser beregnet werden. Daraus ergibt sich im Vergleich zum Hintergrundwert für Sachsen eine 8-fach erhöhte Ingestionsdosis von 6,9 mSv a^{-1} für den Säugling ($j \leq 1$a), bzw. eine 5-fach erhöhte Ingestionsdosis von 1,6 mSv a^{-1} für den Erwachsenen ($j > 17$a) und eine obere Grenze des 95 %-Vertrauensbereiches von bis zu 27,0 mSv a^{-1} bzw. 5,8 mSv a^{-1}. Die Abschätzung ist aber von ihrem Ansatz her wenig realistisch, da auf den hier berücksichtigten Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus weder ausführlich Weide- und Viehwirtschaft noch Ackerbau betrieben wird, zeigt aber die Folgen für Einzelpersonen der Bevölkerung mit ähnlichen Ernährungsgewohnheiten. Außerdem ist zu beachten, dass die Anwendung von Transferfaktoren bei der Berechnung von Lebensmittelaktivitäten zu einer starken Überschätzung der Ingestionsdosis führt (vgl. Kapitel 7.4.4).

Ein praktisches Beispiel für Einzelpersonen der Bevölkerung mit potentiell vergleichbaren Ernährungsgewohnheiten zeigt das Szenario „**Garten Lengenfeld**“. Nach der Modellierung mit standortspezifischen Aktivitätsgehalten für Boden und Beregnungswasser ist für die Eigentümer des Kleingartens am Plohnbach in Lengenfeld (Vogtland) mit einer ähnlichen Ingestionsdosis zu rechnen, wenn ein jährlicher Verzehrsanteil von 25 % lokal angebautem Obst und Gemüse zugrundegelegt wird. Es ergibt sich eine gegenüber dem Erwartungswert für Sachsen 11-fach erhöhte Ingestionsdosis von 7,9 mSv a^{-1} für den Säugling ($j \leq 1$a), bzw. eine 4-fach erhöhte Ingestionsdosis von 1,2 mSv a^{-1} für den Erwachsenen ($j > 17$a). Dieses Szenario ist aufgrund des durch die geringe Nutzfläche des Gartens kaum zu erbringenden

Ertrages von 25 % o.g. Lebensmittel sowie durch die Konservativität der für die Berechnung verwendeten Transferfaktoren nach BglBb ebenfalls als äußerst unrealistisch zu betrachten. Die Ergebnisse können aber für eine Abschätzung der maximal möglichen Dosis über den Ingestionspfad bei vorhandener kleingärtnerischer Nutzung in den Verdachtsflächen verwendet werden.

Nach den Ergebnissen des Szenarios „**Auengebiete**“ ist für die Flussauen der Zwickauer und Vereinigten Mulde ebenfalls mit einer erheblichen Erhöhung der effektiven Jahresdosis durch Ingestion zu rechnen, wenn man einen Anbau aller Lebensmittel im kontaminierten Überschwemmungsgebiet und eine Beregnung mit Flusswasser zugrundelegt. Demnach kann bei einem 25 %-Verzehr lokal angebauter Lebensmittel durch die dort lebende Bevölkerung von einer Erhöhung der Ingestionsdosis für den Säugling ($j \leq 1$a) um +2,3 mSv auf 3,2 mSv a^{-1} und einer Erhöhung der Ingestionsdosis für den Erwachsenen ($j > 17$a) um 0,4 mSv auf 0,7 mSv a^{-1} ausgegangen werden. Die obere Grenze des 95 %-Vertrauensbereiches liegt bei 7,2 mSv a^{-1} bzw. 1,3 mSv a^{-1}. Obwohl für dieses Szenario ebenfalls ein konservativer Ansatz durch die Verwendung von Transferfaktoren zur Berechnung der Ingestionsdosis gewählt wurde, da keine Messwerte für die spezifischen Aktivitäten der Biomaterialien vorhanden waren, so ist das Expositionsszenario "Verzehr von in den kontaminierten Auengebieten angebauten Lebensmitteln" jedoch als realistisch zu bezeichnen. Bereits in der Auswertung des Projektes "Sedimente und Auenböden" wurde eine radiologische Untersuchung von landwirtschaftlich genutzten Auenböden der Zwickauer und Vereinigten Mulde als Forschungsbedarf herausgearbeitet [GRS96].

7.4.6 Gebiete des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus

Eine Modellierung der Dosis durch Ingestion von Trinkwasser und lokal angebauten Lebensmitteln in den Gebieten des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus war aufgrund der geringen Anzahl von Messwerten der Aktivitätsgehalte in Bergnungswasser und Biomaterialien nur eingeschränkt möglich. Die ermittelten Aktivitätsgehalte in Fisch aus dem Rheinberger Altrhein und der Fossa Eugeniana wurden berücksichtigt, lagen aber unter den Hintergrundwerten der Berechnungsgrundlagen Bergbau und tragen nicht zur Ingestionsdosis bei (vgl. Tabelle 93 auf Seite 255). Eine probabilistische Modellierung des Ingestionspfades war aufgrund der geringen Anzahl von Messwerten für keine Lebensmittelklasse möglich.

Im Allgemeinen kann davon ausgegangen werden, dass im Untersuchungsgebiet kein Anbau von Gemüse auf kontaminiertem Boden stattfindet. Getreide wird im Untersuchungsgebiet ebenfalls nicht angebaut. Am Rheinberger Altrhein wird lediglich Weide- und Viehwirtschaft betrieben, so dass die Pfade Weidegras-Kuh-Milch, Weidegras-Kuh-Fleisch und Boden-Kuh-Milch, Boden-Kuh-Fleisch sowie Viehtränke-Kuh-Milch, Viehtränke-Kuh-Fleisch über Messwerte der Aktivitätsgehalte von Boden, Weidegras und Wasser abgedeckt werden konnten.

Zur abdeckenden Modellierung für das Untersuchungsgebiet wurde das Szenario „**Angelnder Kleingärtner**“ eingeführt, welches eine Einzelperson der Bevölkerung beschreibt, die 25 % im Kleingarten lokal erzeugte Lebensmittel (Gemüse, Fleisch, Milch) und Fisch aus den untersuchten Gewässern verzehrt. Dazu wurden abdeckende Werte der spezifischen Aktivitäten von Weidegras, Beregnungs- und Viehtränkewasser, bzw. für Boden Hintergrundwerte verwendet. Für die spezifischen Aktivitäten von Getreide wurden Hintergrundwerte für Deutschland angenommen. Tabelle 118 zeigt eine Zusammenstellung der verwendeten Puntschätzer. Die Ergebnisse der Modellierung mit Punktschätzern für die

derzeitige und zukünftige Situation (radioaktives Gleichgewicht im Weideboden zwischen ^{226}Ra und seinen Tochternukliden ^{210}Pb und ^{210}Po sowie ^{228}Ra und ^{228}Th-Aktivitäten im geogenen Bereich) sind in Tabelle 119 bzw. Tabelle 120 zusammengefasst.

Tabelle 118. Spezifische Aktivitäten von Boden, Weidegras, Beregnungs- und Viehtränkewasser zur Modellierung der effektiven Jahresdosis durch Ingestion, Angaben im Bg kg^{-1}.

Probenart	U-238	Ra-226	Pb-210	Po-210	Ra-228	Th-228
Weidegras	0,133	0,133	0,133	0,133	0,133	0,104
Boden Weide	50	200	109	109	57	59
Z-Boden Weide	50	200	200	200	45	45
Boden Garten	50	50	50	50	45	45
Wasser	0,1	0,03	0,01	0,01	0,009	0,1

Wie die Ergebnisse der Berechnungen mit Punktschätzern in Tabelle 119 und Tabelle 120 zeigen, liegt die Ingestionsdosis der Referenzpersonen mit einem Verzehrsanteil von 25 % lokal erzeugten Lebensmitteln im Untersuchungsgebiet am Rheinberger Altrhein heute wie auch in der Zukunft bei einem konstanten Wert von 1,49 mSv a^{-1} für den Säugling ($j \leq 1$a) und 0,40 mSv a^{-1} für den Erwachsenen ($j > 17$a).

Eine Erhöhung der Ingestionsdosis in der **Zukunft** war lediglich für die Expositionspfade Boden-Kuh-Milch und Boden-Kuh-Fleisch durch Erreichen des Radioaktiven Gleichgewichtes zwischen ^{226}Ra und seinen Tochternukliden ^{210}Pb und ^{210}Po im Weideboden zu erwarten. Dieser Dosisbeitrag zum Ingestionspfad liegt in allen Fällen unterhalb von 0,01 mSv a^{-1} und ist damit für die gesamte Strahlenexposition vernachlässigbar.

Tabelle 119. Dosisbeiträge zur effektiven Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch Ingestion von Lebensmitteln in den Gebieten des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus – Szenario „Angelnder Kleingärtner – derzeitige Situation“, 100 % Verzehr, Angaben in mSv a^{-1}.

Lebensmittel	$j \leq 1$a	1a$<j\leq$2a	2a$<j\leq$7a	7a$<j\leq$12a	12a$<j\leq$17a	$j>$17 a
Milch	0,236	0,189	0,110	0,118	0,157	0,025
Fleisch	0,086	0,071	0,140	0,115	0,102	0,071
Fisch	0,007	0,011	0,006	0,007	0,007	0,005
Getreide[a]	0,238	0,175	0,256	0,242	0,280	0,097
Obst	1,123	0,486	0,402	0,340	0,341	0,066
Wurzelgemüse	1,348	0,432	0,278	0,288	0,313	0,104
Blattgemüse	0,135	0,065	0,043	0,047	0,063	0,025
Gemüse	0,225	0,184	0,185	0,183	0,199	0,076
Trinkwasser	0,009	0,002	0,005	0,010	0,013	0,003
Muttermilch	0,162	-	-	-	-	-
Summe Σ	3,567	1,615	1,427	1,350	1,474	0,472
Dosisanteil K-40	0,185	0,185	0,185	0,185	0,185	0,165
100 % Verzehr	3,752	1,800	1,612	1,535	1,659	0,637
25 % Verzehr	**1,490**	**0,830**	**0,840**	**0,811**	**0,885**	**0,395**

[a] Der Verzehr von Getreide aus lokalem Anbau wurde nicht betrachtet und deshalb aus den spezifischen Hintergrundaktivitäten für Deutschland berechnet (vgl. Tabelle 115)

Tabelle 120. Dosisbeiträge zur effektiven Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch Ingestion von Lebensmitteln in den Gebieten des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus – Szenario „Angelnder Kleingärtner – zukünftige Situation“, 100 % Verzehr, Angaben in mSv a^{-1}.

Lebensmittel	$j \leq 1a$	$1a < j \leq 2a$	$2a < j \leq 7a$	$7a < j \leq 12a$	$12a < j \leq 17a$	$j > 17$ a
Milch	0,233	0,194	0,112	0,117	0,153	0,026
Fleisch	0,100	0,084	0,166	0,135	0,117	0,083
Fisch	0,007	0,011	0,006	0,007	0,007	0,005
Getreide[a]	0,238	0,175	0,256	0,242	0,280	0,097
Obst	1,123	0,486	0,402	0,340	0,341	0,066
Wurzelgemüse	1,348	0,432	0,278	0,288	0,313	0,104
Blattgemüse	0,135	0,065	0,043	0,047	0,063	0,025
Gemüse	0,225	0,184	0,185	0,183	0,199	0,076
Trinkwasser	0,009	0,002	0,005	0,010	0,013	0,003
Muttermilch	0,161	-	-	-	-	-
Summe Σ	3,578	1,633	1,454	1,369	1,485	0,486
Dosisanteil K-40	0,185	0,185	0,185	0,185	0,185	0,165
100 % Verzehr	3,763	1,818	1,639	1,554	1,670	0,651
25 % Verzehr	**1,493**	**0,834**	**0,847**	**0,816**	**0,888**	**0,398**

[a] Der Verzehr von Getreide aus lokalem Anbau wurde nicht betrachtet und deshalb aus den spezifischen Hintergrundaktivitäten für Deutschland berechnet (vgl. Tabelle 115)

Obwohl für die Berechnung das oben beschriebene abdeckend konservative Szenario „**Angelnder Kleingärtner**“ betrachtet wurde, liegen die ermittelten Beiträge zum Ingestions–pfad durch die Ableitungen des Steinkohlenbergbaus nur um maximal +0,63 mSv a^{-1} für den Säugling, bzw. +0,13 mSv a^{-1} für den Erwachsenen über den Hintergrundwerten der Berechnungsgrundlagen Bergbau. Bezogen auf die Hintergrundwerte des BfS für Deutschland ergibt sich ein zusätzlicher Dosisbeitrag von +0,82 mSv a^{-1} für den Säugling bzw. von +0,10 mSv a^{-1} für den Erwachsenen (vgl. Tabelle 113).

Die gewählte Vorgehensweise kann als äußerst konservativ angesehen werden, da die spezifischen Aktivitäten der lokal erzeugten und verzehrten Lebensmittel ausschließlich über Transferfaktoren nach Vorgabe der BglBb berechnet wurden (vgl. Anmerkungen dazu in Kapitel 7.4.4). Bei einer realistischen Betrachtung ist außer der nur in einem Einzelfall vorhandenen Weide- und Viehwirtschaft (Rheinberger Altrhein) keine kleingärtnerische Nutzung des Oberflächenwassers im Untersuchungsgebiet zur Beregnung bekannt. Das durch die Fossa Eugeniana abgeführte Oberflächenwasser ist zudem aufgrund seiner extrem hohen Salinität mit einem Kochsalz-Sättigungsgrad von ca. 60 % (max. 73 g L^{-1} Na^+ und 128 g L^{-1} Cl^-) nicht zur Beregnung von Nutzpflanzen geeignet [Sch01].

7.4.7 Zusammenfassende Bewertung des Expositionspfades Ingestion von Nahrung

Bei der zusammenfassenden Bewertung des Expositionspfades „Ingestion von Nahrungsmitteln“ sind die folgenden Ergebnisse besonders hervorzuheben:

- Die Dosis für die kritische Altersgruppe der **Säuglinge** ist unter normalen Bedingungen, bedingt durch die hohen Ingestionsdosiskoeffizienten, im Vergleich zu den anderen Altersgruppen ungefähr doppelt so groß.
- Ab dem zweiten Lebensjahr bleibt die effektive Jahresdosis im Wesentlichen konstant und nimmt erst in der Altersgruppe der Erwachsenen nochmals um 40 % ab. Der leichte Anstieg bei der Altersgruppe der Jugendlichen ist eine Folge des hohen Ingestionsdosisfaktors für ^{228}Ra.

- In ihrem **Anteil an der Gesamtdosis** sind vor Allem die natürlichen Radionuklide ^{40}K, ^{210}Pb, ^{210}Po, ^{226}Ra und ^{228}Ra relevant, welche insgesamt zu mehr als 99 % der Ingestionsdosis beitragen.
- Mit zunehmendem Alter nimmt nicht nur der Erwartungswert der effektiven Dosis sondern ebenfalls die **Schwankungsbreite** deutlich ab. Die lokalen Unterschiede der altersgewichteten Jahresdosis sind innerhalb Deutschlands gering und liegen innerhalb eines 95 %-Vertrauensbereiches von 0,3–0,7 mSv a^{-1}. Sie werden in erster Linie durch den Konsum von Trinkwasser mit erhöhten Gehalten natürlicher Radionuklide bestimmt.
- Die Erwartungswerte der effektiven Jahresdosen aus den **probabilistischen Modellierungen** liegen im Allgemeinen höher, als die mit Punktschätzern errechneten Werte, da die spezifischen Aktivitäten in Lebensmitteln meist einer logarithmischen Normalverteilung folgen. Die Erwartungswerte der angenommen Verteilungen sind deshalb bereits höher als die vielfach herangezogenen arithmetischen Mittelwerte.
- Die aus den globalen Referenzwerten des **UNSCEAR** für Lebensmittel berechneten effektiven Jahresdosen liegen im Vergleich zu den deutschen Mittelwerten signifikant niedriger, da die spezifischen Aktivitäten der dosisrelevanten Nuklide ^{210}Pb und ^{210}Po in den Lebensmitteln mit hohen Jahresverbrauch im weltweiten Mittel geringer sind.
- Durch Anwendung der weltweit gemittelten **Verzehrsgewohnheiten nach UNSCEAR** ergibt sich eine leicht erhöhte effektive Jahresdosis für alle Altersgruppen, da hier für die Lebensmittel ein größerer Jahresverbrauch als in Deutschland angesetzt wird.
- Die Verwendung der **Hintergrundwerte der BglBb** führt zu einer Unterschätzung der realen Aktivitätsgehalte von ^{210}Pb und ^{210}Po in Lebensmitteln mit hohem Jahresverbrauch und damit zu einer Überschätzung der bergbaubedingten Strahlenexposition.
- Ebenso führt die Anwendung der stark konservativ gewählten **Transferfaktoren** der BglBb zur Berechnung von Lebensmittelaktivitäten zu einer Überschätzung der effektiven Jahresdosis um einen Faktor von 2–4 im Vergleich zur direkten Berechnung.
- Die aus der probabilistischen Modellierung ermittelte altersgewichtete effektive Jahresdosis für **Deutschland** liegt, bedingt durch die extrem hohe Variabilität der Lebensmittelaktivitäten, mit 0,40 mSv a^{-1} signifikant über dem vom BfS angegebenen Mittelwert von 0,30 mSv a^{-1}, besitzt aber einen relativ schmalen 95 %-Vertrauensbereich von 0,30–0,57 mSv a^{-1}.
- Die Berücksichtigung der hohen Variabilität geogen erhöhter Aktivitätskonzentrationen natürlicher Radionuklide im **Trinkwasser Sachsens** führt zu einer Erhöhung der effektiven Jahresdosis für die kritische Gruppe der Säuglinge um bis zu 0,17 mSv a^{-1} und einer Erhöhung des 95 %-Vertrauensbereich um 0,5 mSv a^{-1}.
- Der Verzehrsanteil von 25 % in den **Verdachtsflächen angebautem Obst** kann zu einer Erhöhung für alle Altersgruppen führen. Insbesondere ist eine Verdoppelung der Ingestionsdosis für die kritische Gruppe der Säuglinge gegenüber dem Erwartungswert für Deutschland auf 1,9 mSv a^{-1} und einer Erhöhung des 95 %-Vertrauensbereich auf 6,6 mSv a^{-1} möglich. Ursache dafür ist die extreme Spannweite der spezifischen Aktivität von ^{238}U in dem auf bergbaulichen Objekten wachsenden Obst.
- Ein zusätzlicher Verzehrsanteil von 25 % in den **Verdachtsflächen lokal erzeugten Fleisch- und Milchprodukten**, ergänzend zum Obst, kann die effektive Jahresdosis der kritischen Gruppe mit 2,3 mSv a^{-1} nur noch wenig erhöhen.
- Das **abdeckend konservative Szenario für die Verdachtsflächen**, welches von einem 25 % Anbau aller verzehrten Lebensmittel bzw. Futtermittel auf kontaminiertem Boden sowie eine Beregnung mit bergbaulich beeinflusstem Oberflächenwasser ausgeht, zeigt, dass daraus im Vergleich zum Hintergrundwert für Sachsen eine 8-fach erhöhte Dosis von 6,9 mSv a^{-1} für den Säugling, bzw. eine 5-fach erhöhte Dosis von 1,6 mSv a^{-1} für den

Erwachsenen und eine obere Grenze des 95 %-Vertrauensbereiches von bis zu 27,0 mSv a^{-1} bzw. 5,8 mSv a^{-1} resultieren kann.

- Ein praktisches Beispiel für Einzelpersonen der Bevölkerung mit einer vergleichbar erhöhten Strahlenexposition zeigt das Szenario „**Kleingarten Lengenfeld**“, welches von einem jährlichen Verzehrsanteil von 25 % lokal angebautem Obst und Gemüse ausgeht.
- Durch den Verzehr von in den **Auengebieten der Zwickauer und Vereinigten Mulde** lokal erzeugten und mit Flusswasser beregneten Lebensmitteln muss konservativerweise ebenfalls mit einer erheblichen Erhöhung der effektiven Jahresdosis des Säugling um +2,3 mSv auf 3,2 mSv a^{-1} bzw. des Erwachsenen um +0,4 mSv auf 0,7 mSv a^{-1} gegenüber dem Erwartungswert für Sachsen gerechnet werden. Die obere Grenze des 95 %-Vertrauensbereiches liegt bei 7,2 mSv a^{-1} bzw. 1,3 mSv a^{-1}.
- Für das von den Ableitungen des **niederrheinischen Steinkohlenbergbaus** beeinflusste Untersuchungsgebiet konnte mit den vorhandenen Messdaten nur das abdeckend konservative Szenario „Angelnder Kleingärtner“ betrachtet werden, welches eine Einzelperson der Bevölkerung beschreibt, die 25 % im Kleingarten lokal erzeugte Lebensmittel (Gemüse, Fleisch, Milch) und Fisch aus den untersuchten Gewässern verzehrt. Es zeigt sich, dass die effektive Jahresdosis heute wie auch in Zukunft bei einem konstanten Wert von 1,49 mSv a^{-1} für den Säugling sowie 0,40 mSv a^{-1} für den Erwachsenen liegt und damit nur um maximal +0,82 mSv a^{-1} bzw. +0,10 mSv a^{-1} über dem Hintergrundwert für Deutschland.

7.5 Dosis durch Inhalation von Radon und seinen Folgeprodukten

Ein dominierender Expositionspfad gegenüber natürlichen Radionukliden ist die Inhalation von ^{222}Rn und seinen Folgeprodukten. Radon- und Thoronzerfallsprodukte im Freien und insbesondere in Wohnungen liefern über die Inhalationsdosis einen Hauptbeitrag (> 50 %) zur natürlichen Strahlenexposition, den sogenannten zivilisatorisch erhöhten Anteil. Während der Zerfall des ^{222}Rn nur unwesentlich zur eigentlichen Exposition beiträgt, entscheiden vielmehr seine kurzlebigen Tochternuklide ^{218}Po, ^{214}Pb, ^{214}Bi und ^{214}Po ($t_{1/2}$ < 30 min) über die Inhalationsdosis.

Zur Ermittlung der Strahlenexposition durch Inhalation von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität hat das BMU ebenfalls Berechnungsgrundlagen erstellt. (Berechnungsgrundlagen Bergbau - Teil Radon) [BMU99a]. Diese dienen zur Ermittlung der bergbaubedingten Radondosis und ergänzen damit die Berechnungsgrundlagen Bergbau [BMU99]. Zur Ermittlung der bergbaubedingten Strahlenexposition ist die bergbaubedingte Radondosis zu der nach [BMU99] für alle sonstigen Expositionspfade berechneten Strahlenexposition zu addieren.

Darüber hinaus existieren weitere Modelle zur Berechnung der ^{222}Rn-Inhalationsdosis [ICR95] [ICR96], auf die im Folgenden ebenfalls näher eingegangen werden soll.

7.5.1 Berechnung der ^{222}Rn-Inhalationsdosis

Die Berechnung der Strahlenexposition durch Inhalation von ^{222}Rn und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten nach [BMU99a] erfolgt auf der Grundlage der in der Richtlinie 96/29/EURATOM [EUR96] vom 13. Mai 1996 genannten Dosiskonvention der ICRP 65, die es gestattet, aus der potentiellen Alpha-Energie-Exposition die effektive Dosis zu ermitteln [ICR93]. Die potentielle Alpha-Energie-Exposition kann, bei Kenntnis von Gleichgewichtsfaktor und Aufenthaltszeit, aus Werten der ^{222}Rn-Konzentration oder bei Kenntnis der Aufenthaltszeit aus der potentiellen Alpha-Energie-Konzentration berechnet werden. Im Folgenden soll lediglich auf die Berechnung auf Grundlage von Werten der ^{222}Rn-Konzentration eingegangen werden, da diese die in der Literatur üblicherweise angegebene Messgröße darstellt.

Nach den Berechnungsgrundlagen Bergbau – Teil Radon kann die effektive Jahresdosis der Referenzperson j aus Werten der ^{222}Rn-Konzentration im Gebäude $C_{\mathrm{Rn,innen}}$ und im Freien $C_{\mathrm{Rn,außen}}$ nach Gleichung (7.21) berechnet werden.

$$H_{\mathrm{Rn},j} = g_{\mathrm{EEC},j} \cdot \left(\sum_s C_{\mathrm{Rn,innen}} \cdot F_{\mathrm{Rn,innen}} \cdot t_{\mathrm{Exp},j,\mathrm{innen}} + \sum_s C_{\mathrm{Rn,außen}} \cdot F_{\mathrm{Rn,außen}} \cdot t_{\mathrm{Exp},j,\mathrm{außen}} \right) \quad (7.21)$$

Hierin bedeuten:

$H_{\mathrm{Rn},j}$ Effektive Jahresdosis durch Inhalation von ^{222}Rn und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten für die Referenzperson j in Sv a^{-1}.

$g_{\mathrm{EEC},j}$ Dosiskonversionskoeffizient der Referenzperson j für das Produkt aus ^{222}Rn-Exposition und Gleichgewichtsfaktor, $g_{\mathrm{EEC},j}$ (1a>j>17a) = 6,1·10^{-9} Sv m^3 Bq^{-1} h^{-1}.

$C_{\mathrm{Rn,innen}}$ ^{222}Rn-Konzentration in der Luft des Gebäudes in Bq m^{-3}.

$F_{\mathrm{Rn,innen}}$ Faktor zur Beschreibung des radioaktiven Gleichgewichtes zwischen ^{222}Rn und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten im Gebäude (Gleichgewichtsfaktor), $F_{\mathrm{Rn,innen}}$ = 0,4.

$t_{\mathrm{Exp},j,\mathrm{innen}}$ Jährliche Aufenthaltszeit der Referenzperson j im Gebäude in h a^{-1}.

$C_{\mathrm{Rn,außen}}$ ^{222}Rn-Konzentration im Freien in Bq m^{-3}.

$F_{Rn,außen}$ Faktor zur Beschreibung des radioaktiven Gleichgewichtes zwischen ^{222}Rn und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten im Freien (Gleichgewichtsfaktor), $F_{Rn,außen} = 0{,}2$.
$t_{Exp,j,außen}$ Jährliche Aufenthaltszeit der Referenzperson j im Freien in h.

Um dem im Rahmen dieser Arbeit geforderten Anspruch an eine möglichst realistische Modellierung der Expositionspfade gerecht zu werden, wurde zusätzlich eine Berechnung nach den Vorgaben der ICRP durchgeführt, welche eine differenziertere Betrachtung der einzelnen Referenzpersonen zulässt. Nach Empfehlung der ICRP [ICR95] kann die effektive Jahresdosis der Referenzperson j aus den Werten der ^{222}Rn-Konzentration $C_{Rn,j}$ nach Gleichung (7.22) berechnet werden.

$$H_{Rn,j} = g_{Rn,j} \cdot V_j \cdot \left(\sum_s C_{Rn,innen} \cdot F_{Rn,innen} \cdot t_{Exp,j,innen} + \sum_s C_{Rn,außen} \cdot F_{Rn,außen} \cdot t_{Exp,j,außen} \right) \quad (7.22)$$

Hierin bedeuten:
$g_{Rn,j}$ Dosiskonversionskoeffizient der Referenzperson j für die Inhalation von ^{222}Rn und seinen Tochternukliden nach Empfehlung der ICRP [ICR93].
V_j Atemrate der Referenzperson j in $m^3\ h^{-1}$, siehe Tabelle 121.
$H_{Rn,j}$, $C_{Rn,innen}$, $F_{Rn,innen}$, $t_{Exp,j,innen}$, $C_{Rn,außen}$, $F_{Rn,außen}$, $t_{Exp,j,außen}$: siehe Gleichung (7.21).

Tabelle 121. Altersabhängige Atemrate V_j der Referenzperson j, entnommen aus [ICR95].

Referenzp.	$j \leq 1a$	$1a < j \leq 2a$	$2a < j \leq 7a$	$7a < j \leq 12a$	$12a < j \leq 17a$	$j > 17a$
V_j in $m^3\ h^{-1}$	0,119	0,215	0,363	0,638	0,838	0,925

7.5.2 Parameter und Abschätzung von Verteilungen

7.5.2.1 Dosiskonversionskoeffizient $g_{EEC,j}$

Der Dosiskonversionskoeffizient $g_{EEC,j}$ stellt das Produkt aus ^{222}Rn-Konzentration und Gleichgewichtsfaktor dar und wird auch als gleichgewichtsäquivalente ^{222}Rn-Konzentration bezeichnet (engl. *equilibrium equivalent concentration*, abgekürzt EEC). Gemäß den Vorgaben der Berechnungsgrundlagen Bergbau [BMU99a] wurde dieser als Punktschätzer betrachtet und für alle Altersgruppen ($1a > j > 17a$) mit $g_{EEC,j} = 6{,}1 \cdot 10^{-9}\ Sv\ m^3\ Bq^{-1}\ h^{-1}$ angenommen.

7.5.2.2 Gleichgewichtsfaktoren $F_{Rn,innen}$ und $F_{Rn,außen}$

Die Gleichgewichtsfaktoren beschreiben den Grad des Gleichgewichtes zwischen ^{222}Rn und seinen kurzlebigen Tochternukliden, die für einen Großteil der Dosis verantwortlich sind. Obwohl diese starken Schwankungen unterworfen sind, wurden sie für die Modellierung nach Vorgabe der Berechnungsgrundlagen Bergbau BglBb [BMU99a] als Punktschätzer angenommen. Die Gleichgewichtsfaktoren auf bergbaulichen Anlagen betragen im Freien bzw. in Gebäuden 0,2 bzw. 0,4, in der Umgebung bergbaulicher Anlagen grundsätzlich 0,4.

Der Gleichgewichtsfaktor unterliegt großen Schwankungen, z.B. durch meteorologische Einflüsse im Freien, Lüftungsgewohnheiten in den Wohnungen und im Allgemeinen durch die Größenverteilung der in der Luft vorhandenen Aerosole, an die sich ^{222}Rn-Folgeprodukte anlagern. Abweichend von den Vorgaben der BglBb wurde deshalb für die Berechnung nach

ICRP der Gleichgewichtsfaktor nicht als Punktschätzer sondern als Dreiecksverteilung angenommen. Nach den Angaben in [UNS00] und [Rei90] wurde dieser mit $F_{\mathrm{Rn,innen}}$ = 0,1; 0,47; 0,90 bzw. $F_{\mathrm{Rn,außen}}$ = 0,23; 0,70; 1,19 (Miniumum; Erwartungswert; Maximum) abgeschätzt.

7.5.2.3 Aufenthaltszeit in Gebäuden $t_{\mathrm{Exp},j,\mathrm{innen}}$ und im Freien $t_{\mathrm{Exp},j,\mathrm{außen}}$

Zur Abschätzung der Aufenthaltszeit im Freien und in Gebäuden wurden die ebenfalls zur Modellierung der externen Dosis benutzten Annahmen aus Tabelle 95 verwendet. Die Aufenthaltszeit im Freien wurde danach als normalverteilt mit einem Mittelwert von 1.000 ± 500 h angenommen, ergänzend ergibt sich die Aufenthaltszeit in Gebäuden (vgl. Kapitel 7.2.2).

7.5.2.4 Atemrate der Referenzperson V_j

Für die altersabhängigen Atemraten der Referenzperson j wurden die von der ICRP [ICR95] empfohlenen und in Tabelle 121 zusammengestellten Werte verwendet.

Der *Dosisfaktor* wurden nach den Empfehlungen der ICRP [ICR93] als Punktschätzer mit $g_{\mathrm{Rn},j} = 9 \cdot 10^{-9}$ Sv Bq^{-1} angenommen.

7.5.3 Ausschlusskriterien für die Berechnung der ^{222}Rn-Inhalationsdosis

Die Berechnungsgrundlagen Bergbau – Teil Radon [BMU99a] stellen weiterhin Verfahren zur vereinfachten Prüfung von relevanten Dosisgrenz- und Dosisrichtwerten sowie Ausschlusskriterien für die Beurteilung von bergbaubedingten Strahlenexpositionen zur Verfügung. Im Folgenden Unterkapitel soll auf die zur späteren Beurteilung von Expositionen relevanten Verfahren näher eingegangen werden.

Die Strahlenexposition ist für Referenzpersonen, wie bei den anderen Expositionspfaden auch, an den ungünstigsten Einwirkungsstellen zu ermitteln. Einwirkungsstellen sind die Orte auf oder in der Umgebung bergbaulicher Anlagen und Einrichtungen, an denen sich Referenzpersonen aufhalten können.

1. Orte mit bergbaubedingter ^{222}Rn-Konzentration bis 5 Bq m^{-3} gelten nach dem Ausschlusskriterium nicht als Einwirkungsstellen. Entsprechend ist der Aufenthalt an solchen Orten bei der Ermittlung der bergbaubedingten Radondosis nicht zu berücksichtigen.

Ungünstigste Einwirkungsstellen sind die Einwirkungsstellen, an denen für die zu betrachtenden Expositionsszenarien unter Berücksichtigung realistischer Nutzungen und Verhaltensweisen jeweils die höchste Strahlenexposition der Referenzperson zu erwarten ist. Die ungünstigsten Einwirkungsstellen sind im konkreten Anwendungsfall zu bestimmen. Dabei sind je nach Anwendungsbereich und -fall aktuelle Nutzungen zu berücksichtigen und/oder mögliche künftige Nutzungen einzubeziehen.

In der Regel wird die bergbaubedingte Radondosis maßgeblich durch die Inhalation von ^{222}Rn und seiner kurzlebigen Zerfallsprodukte bestimmt. In die Prüfung des Ausschlusskriteriums sind grundsätzlich alle bergbaulichen Anlagen und Einrichtungen eines Standortes einzubeziehen. Der Wert der bergbaubedingten ^{222}Rn-Konzentration an Aufenthaltsorten von Referenzpersonen kann durch Messungen, mithilfe von Rechenmodellen oder als Schätzwert gemäß Teil IV ermittelt werden. Dabei ist folgendes zu beachten:

2. Das Ausschlusskriterium gilt absolut. Eine differenzierte Anwendung unter Berücksichtigung modifizierender Faktoren wie Aufenthaltszeit oder Gleichgewichtsfaktor am Expositionsort ist nicht zulässig.
3. Messwerte enthalten neben dem bergbaubedingten Anteil auch die natürlicherweise vorhandene ^{222}Rn-Konzentration. Für letztere ist 20 Bq m^{-3} ein repräsentativer Wert. Entsprechend gilt das Ausschlusskriterium bei Messwerten bis 25 Bq m^{-3} als erfüllt.
4. Zur bergbaubedingten Radondosis von Referenzpersonen der allgemeinen Bevölkerung tragen nur Aufenthalte an Expositionsorten bei, für die der repräsentative Messwert der ^{222}Rn-Konzentration 25 Bq m^{-3} übersteigt.

Das vereinfachte Verfahren dient zur konservativen Eingrenzung von Aufenthaltsorten, für die eine bergbaubedingte ^{222}Rn-Konzentration größer 5 Bq m^{-3} nicht ausgeschlossen werden kann. Eine genauere Klärung der tatsächlichen Verhältnisse an einem Standort kann durch Messung oder, soweit angemessen, durch Berechnung erfolgen.

Das Verfahren kann für räumlich isolierte bergbauliche Hinterlassenschaften (Einzelquellen), aber auch für Quellenhäufungen, die dadurch charakterisiert sind, dass die Gesamtheit aller bergbaulichen Anlagen und Einrichtungen eines Standortes zum Überschreiten des Ausschlusskriteriums von 5 Bq m^{-3} führt, angewendet werden. Ermittelt wird die bergbaubedingte ^{222}Rn-Konzentration auf und in der Umgebung bergbaulicher Anlagen und Einrichtungen.

Das vereinfachte Verfahren basiert auf einer Verallgemeinerung standortspezifischer Modellrechnungen, die für Halden des Uranerzbergbaus durchgeführt wurden. Es berücksichtigt neben dem Haldentyp auch die unterschiedlichen meteorologischen und topographischen Gegebenheiten der Standorte. Das Verfahren kann für Halden und andere flächige Hinterlassenschaften, aber auch für ^{222}Rn-Emittenten anderer Art wie z.B. Schächte und Stollen angewendet werden. Für gebirgiges Gelände und Aufenthaltsorte in unmittelbarer Nähe von Einzelquellen weist das Verfahren die größte Konservativität auf.

Das vereinfachte Verfahren zur Prüfung des Ausschlusskriteriums basiert auf der Kenntnis repräsentativer Werte der bergbaubedingten ^{222}Rn-Exhalationsrate. Diese Werte können durch Messungen oder mittels Freisetzungsmodellen gewonnen oder mithilfe von Näherungsformeln, die ebenfalls im Teil III angegeben sind, aus repräsentativen Messwerten der spezifischen ^{226}Ra-Aktivität oder der Gamma-Ortsdosisleistung abgeschätzt werden. Vom jeweils verwendeten Messwert ist der Anteil der natürlicherweise vorhandenen Umweltradioaktivität abzuziehen. Sofern keine standortspezifischen Werte der natürlichen Umweltradioaktivität vorliegen, können die allgemeinen Werte aus Teil I, Ziffer 3b der Berechnungsgrundlagen [BMU99a] bzw. aus den Tabellen IV. 1 und IV. 4 der Berechnungsgrundlagen Bergbau [BMU99] verwendet werden.

Das Ausschlusskriterium gilt weiterhin für alle bergbaulichen Anlagen und Einrichtungen, die einer der nachfolgenden Bedingungen genügen, als erfüllt:

5. Fläche $F_j > 1$ ha und mittlere ^{222}Rn-Emissionsrate $Q_i < 2$ kBq s^{-1}.
6. Fläche $F_j < 1$ ha und ^{222}Rn-Exhaltionsrate $Q_i < 0{,}2$ Bq m^{-2} s^{-1}.
7. Abstand vom Expositionsort $r_{i,s} > 4.000$ m beim Standorttyp ebenes Gelände.
8. Abstand vom Expositionsort $r_{i,s} > 10.000$ m beim Standorttyp gebirgiges Gelände.

Entsprechend brauchen diese bergbaulichen Anlagen oder Einrichtungen weder bei der Prüfung des Ausschlusskriteriums noch bei der Ermittlung der bergbaubedingten Radondosis berücksichtigt zu werden. Das gilt grundsätzlich für alle Expositionsorte auf und außerhalb bergbaulicher Anlagen und Einrichtungen mit nicht zu großen Inhomogenitäten der ^{222}Rn-Exhalationsrate.

Beim Expositionsszenario „Aufenthalt im Freien“ ist die Inhalation von ^{222}Rn und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten relevant, wenn sich die Referenzperson auf oder in der Umgebung einer bergbaulichen Anlage oder Einrichtung befindet.

Erfolgt die Ermittlung der Strahlenexposition unter Zugrundelegung von Messwerten der ^{222}Rn-Konzentration oder konservativen Schätzwerten, so gelten für den Gleichgewichtsfaktor des bergbaubedingten Radons die in Kapitel 7.5.1 genannten Werte.

Zur vereinfachten Prüfung der Einhaltung von relevanten Dosiswerten (Dosisgrenz- bzw. Dosisrichtwerte) der bergbaubedingten Strahlenexposition kann das unter Teil I., Ziffer 3 der Berechnungsgrundlagen Bergbau beschriebene zweistufige Verfahren zum Abzug der natürlichen Umweltradioaktivität von den repräsentativen Messwerten verwendet werden.

Für den zweiten Verfahrensschritt beim Expositionspfad Inhalation von ^{222}Rn und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten sollen folgende allgemeine Werte der natürlichen Umweltradioaktivität bezogen auf Freiluftmessungen verwendet werden:

- ^{222}Rn-Konzentration $C_{\mathrm{Rn},s} = 20$ Bq m^{-3}.
- Potentielle Alpha-Energie-Konzentration der kurzlebigen ^{222}Rn-Zerfallsprodukte (unter Verwendung eines Gleichgewichtsfaktors von 0,4): $4{,}44 \cdot 10^{-8}$ J m^{-3}.

In Teil III. der Berechnungsgrundlagen Bergbau (Teil Radon) wird ein vereinfachtes Verfahren zur Prüfung des Ausschlusskriteriums auf der Grundlage eines Prüfverfahrens für Quellenhäufungen angegeben. Danach gilt:

9. Für einen Standort mit n bergbaulichen Anlagen und Einrichtungen gilt das Ausschlusskriterium nach Teil I., Ziffer 2.3.2 a) für alle Expositionsorte s als erfüllt, wenn die nach Gleichung (9.16) bzw. (9.17) ermittelte Radon-Konzentration den Wert von 5 Bq m^{-3} nicht überschreitet. Teil I., Ziffer 2.5.2.5 ist zu beachten.

Befindet sich der Expositionsort s **außerhalb von bergbaulichen Anlagen** oder Einrichtungen i, gilt Gleichung (7.23).

$$C_{\mathrm{Rn},s} = 377 \cdot \sum_{i=1}^{n} Q_i \cdot \left(\frac{a_i}{r_{i,s}} \right)^{1,58} \tag{7.23}$$

Hierin bedeuten:

$C_{\mathrm{Rn},s}$ Mittlere Radon-Konzentration am Expositionsort s in Bq m^{-3}.

Q_i Radon-Emissionsrate der bergbaulichen Anlage oder Einrichtung i in kBq s^{-1}.

$r_{i,s}$ Abstand des Expositionsortes s vom nächstgelegenen Rand der bergbaulichen Anlage i, in m.

a_i Korrekturfaktor zur Berücksichtigung der meteorologischen und topographischen Standortbedingungen der bergbaulichen Anlagen oder Einrichtungen i und der Abweichung von der Punktquellengeometrie, dimensionslos.

Befindet sich der Expositionsort s **auf bergbaulichen Anlagen** oder Einrichtungen j, gilt Gleichung (7.24).

$$C_{\mathrm{Rn},s} = 11 \cdot J_j \cdot \ln(1 + 1{,}7 \cdot F_j) + 377 \cdot \sum_{i=1}^{n} Q_i \cdot \left(\frac{a_i}{r_{i,s}} \right)^{1{,}58} \tag{7.24}$$

Hierin bedeuten:
$C_{\mathrm{Rn},s}$ Mittlere Radon-Konzentration m^{-3}.
J_j Radon-Exhalationsrate der bergbaulichen Anlage oder Einrichtung j in $\mathrm{Bq\ m^{-2}\ s^{-1}}$.
F_j Fläche der bergbaulichen Anlage oder Einrichtung j in ha.
Q_i Radon-Emissionsrate der bergbaulichen Anlage oder Einrichtung i in $\mathrm{kBq\ s^{-1}}$.
$r_{i,s}$ Abstand des Expositionsortes s vom nächstgelegenen Rand der bergbaulichen Anlage i, in m.
a_i Korrekturfaktor zur Berücksichtigung der meteorologischen und topographischen Standortbedingungen der bergbaulichen Anlagen oder Einrichtungen i und der Abweichung von der Punktquellengeometrie, dimensionslos.

Für die Berechnung der Radon-Emissionsrate Q_i können nach den Berechnungsgrundlagen Bergbau – Teil Radon die Gleichungen (7.23) bzw. (7.24) herangezogen werden. Die Radon-Emissionsrate Q_i kann aus der Radon-Exhalationsrate J_j der bergbaulichen Anlage oder Einrichtung i nach Gleichung (7.25) abgeschätzt werden.

$$Q_i = 10 \cdot (J_i - J_U) \cdot F_i \tag{7.25}$$

Hierin bedeuten:
Q_i Radon-Emissionsrate der bergbaulichen Anlage oder Einrichtung i in $\mathrm{kBq\ s^{-1}}$.
J_i Radon-Exhalationsrate der bergbaulichen Anlage oder Einrichtung i in $\mathrm{Bq\ m^{-2}\ s^{-1}}$.
J_U Radon-Exhalationsrate des natürlichen Untergrundes am Standort in $\mathrm{Bq\ m^{-2}\ s^{-1}}$ (Diese Größe ist Null zu setzen, wenn J_i aufgrund von Modellrechnungen nur den bergbaubedingten Beitrag enthält).
F_i Fläche der bergbaulichen Anlage oder Einrichtung i in ha.

Für Expositionsorte s auf einer flächigen bergbaulichen Anlage oder Einrichtung kann die mittlere ^{222}Rn-Konzentration im Freien nach Gleichung (7.26) näherungsweise abgeschätzt werden:

$$C_{\mathrm{Rn},i} = 11 \cdot J_i \cdot \ln(1 + 1{,}7 \cdot F_i) \tag{7.26}$$

Hierin bedeuten:
$C_{\mathrm{Rn},i}$ Mittlere ^{222}Rn-Konzentration auf der bergbaulichen Anlage i in $\mathrm{Bq\ m^{-3}}$.
J_i ^{222}Rn-Exhalationsrate der bergbaulichen Anlage oder Einrichtung i in $\mathrm{Bq\ m^{-2}\ s^{-1}}$.
F_i Fläche der bergbaulichen Anlage oder Einrichtung i in ha.

7.5.4 Deutschland und seine Bundesländer

Zur Modellierung der Dosis durch Inhaltation von Radon und seinen Folgeprodukten in den deutschen Bundesländern wurden ausschließlich Literaturdaten verwendet. Die ^{222}Rn-Konzentrationen in Gebäuden und im Freien wurden den Veröffentlichungen des Bundesamtes für Strahlenschutz entnommen und sind in Tabelle 122 zusammengestellt. Bei den ^{222}Rn-Messwerten kann nach [Leh97] grundsätzlich von einer logarithmischen Normalverteilung ausgegangen werden.

Da keine Daten zur ^{222}Rn-Konzentration in der Freiluft der jeweiligen Bundeländer vorlagen, wurde der deutsche Mittelwert von $10{,}0 \times 1{,}9^{\pm 1}$ Bq m^{-3} für alle Modellierungen angesetzt [BfS98]. Abbildung 115 zeigt eine Darstellung der Verteilung der effektiven Jahresdosis für die Referenzperson ($j > 17$a) in allen deutschen Bundesländern. Ergebnisse der Modellierung für ausgewählte Bundesländer sind in Tabelle 122 zusammengestellt.

Tabelle 122. Literaturdaten zur ^{222}Rn-Konzentration in Gebäuden $C_{\mathrm{Rn,innen}}$ und im Freien $C_{\mathrm{Rn,außen}}$ in den deutschen Bundesländern, Angaben in Bq m^{-3}.

	$C_{Rn,innen}$			$C_{Rn,außen}$		
Gebiet	**GM×GS**[a]	**EW**[b]	**Literatur**	**GM×GS**[a]	**EW**[b]	**Literatur**
Deutschland	$35{,}9\times1{,}8^{\pm1}$	42,7	[Leh97]	$10{,}0\times1{,}9^{\pm1}$	12,3	[BfS98]
Baden-W.	$39{,}0\times2{,}1^{\pm1}$	51,4	[Leh97]			
Bayern	$41{,}0\times1{,}9^{\pm1}$	50,4	[Leh97]			
Berlin	$22{,}0\times1{,}5^{\pm1}$	23,9	[Leh97]			
Brandenburg	$25{,}0\times1{,}6^{\pm1}$	27,9	[Leh97]			
Bremen	$29{,}0\times1{,}6^{\pm1}$	32,4	[Leh97]			
Hamburg	$27{,}0\times1{,}9^{\pm1}$	33,2	[Leh97]			
Hessen	$39{,}0\times1{,}9^{\pm1}$	47,9	[Leh97]			
Mecklenburg-V.	$39{,}0\times2{,}0^{\pm1}$	49,6	[Leh97]			
Niedersachsen	$34{,}0\times1{,}9^{\pm1}$	41,8	[Leh97]	$10{,}0\times1{,}9^{\pm1}$	12,3	[BfS98]
Nordrhein-W.	$34{,}0\times1{,}9^{\pm1}$	41,8	[Leh97]			
Rheinland-P.	$52{,}0\times1{,}9^{\pm1}$	63,9	[Leh97]			
Saarland	$39{,}0\times1{,}9^{\pm1}$	47,9	[Leh97]			
Sachsen	$44{,}0\times2{,}0^{\pm1}$	55,9	[Leh97]			
Sachsen-A.	$33{,}0\times1{,}7^{\pm1}$	38,0	[Leh97]			
Schleswig-H.	$33{,}0\times2{,}0^{\pm1}$	42,0	[Leh97]			
Thüringen	$44{,}0\times1{,}7^{\pm1}$	50,7	[Leh97]			

[a] Geometrischer Mittelwert und geometrische Standardabweichung.
[b] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.

Grundsätzlich nimmt die effektive Jahresdosis durch Inhalation von Radon und seinen Folgeprodukten mit der proportional zum Lebensalter steigenden Atemrate der Referenzperson zu.

Wie Abbildung 115 entnommen werden kann, ist bereits die Schwankungsbreite der effektiven Jahresdosis durch Inhalation von Radon und Folgeprodukten durch die große Variabilität der Radonkonzentration in Häusern der verschiedenen **Bundesländer Deutschlands** sehr groß. So liegt die effektive Jahresdosis ($j > 17$a) in Rheinland-Pfalz mit 2,1 mSv a^{-1}, bezogen auf den Erwartungswert, um einen Faktor von 2,5 höher als in Berlin mit 0,8 mSv a^{-1}. Die oberen Grenzen der 95 %-Vertrauensbereiche reichen von 1,9 mSv a^{-1} für Berlin bis zu 6,7 mSv a^{-1} für Rheinland-Pfalz. Wie die Verteilungen außerdem zeigen, liegt Sachsen mit einem Erwartungswert ($j > 17$a) von 1,9 mSv a^{-1} trotz großflächiger uranbergbaulicher Altlasten und Gebieten mit geogen erhöhten Urangehalten nicht an der Spitze der Bundesländer. Dies liegt vor allem an der Mittelung über das gesamte Bundesland unter Einbeziehung von Regionen mit sehr geringem geogenen Radonpotential [Leh97].

Die aus den einzelnen Altersgruppen nach Gleichung (2.1) berechnete altersgewichtete effektive Jahresdosis für Deutschland stimmt mit 1,24 mSv a^{-1} gut mit dem vom BfS angegebenen Wert von 1,1 mSv a^{-1} [BMU05a], bzw. dem weltweiten Mittelwert [UNS00] von 1,2 mSv a^{-1} überein (vgl. Tabelle 6).

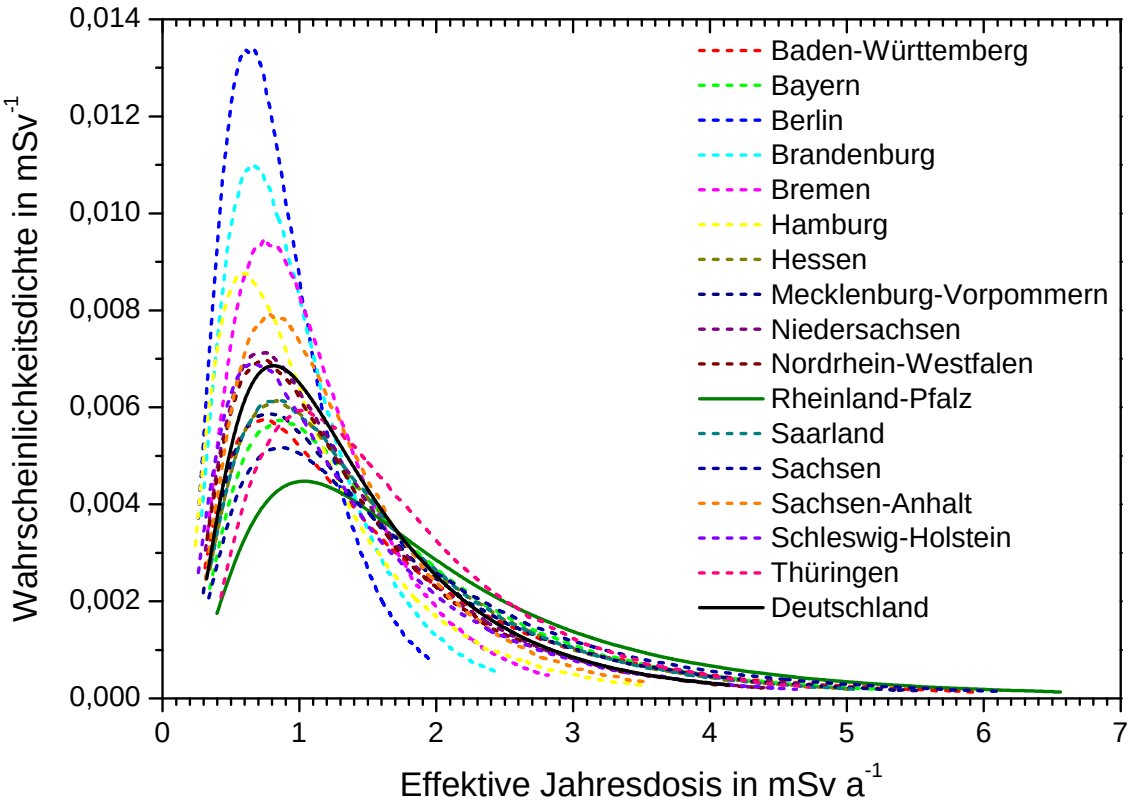

Abbildung 115. Wahrscheinlichkeitsdichte der effektiven Jahresdosis (j>17a) durch Inhalation von Radon und Folgeprodukten in Abhängigkeit der Radonkonzentration in Häusern der Bundesrepublik Deutschland (95 %-Vertrauensbereich).

Tabelle 123. Effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch Inhalation von Radon und Folgeprodukten in Abhängigkeit der Radonkonzentration in Häusern der Bundesrepublik Deutschland, Angaben in mSv a^{-1}.

Bundesland	j≤1a	1a<j≤2a	2a<j≤7a	7a<j≤12a	12a<j≤17a	j>17a
Deutschland[a]	0,18 0,04– 0,54	0,34 0,08– 0,98	0,55 0,12– 1,61	0,99 0,22– 2,86	1,29 0,29– 3,75	1,43 0,32– 4,12
			(0,84; 0,24–2,19)[b] (1,24)[c]			
Niedersachsen[a] & Nordrhein-W.	0,18 0,04– 0,55	0,33 0,07– 1,01	0,54 0,11– 1,66	0,96 0,20– 2,94	1,27 0,26– 3,87	1,41 0,29– 4,27
			(0,82; 0,21–2,30)[b] (1,22)[c]			
Sachsen[a]	0,24 0,04– 0,78	0,44 0,08– 1,43	0,72 0,13– 2,34	1,28 0,23– 4,16	1,67 0,30– 5,46	1,86 0,33– 6,07
			(1,09; 0,24–3,28)[b] (1,61)[c]			
Rheinland-Pfalz[a]	0,27 0,05– 0,84	0,50 0,10– 1,54	0,82 0,16– 2,52	1,45 0,28– 4,49	1,90 0,37– 5,89	2,10 0,41– 6,56
			(1,24; 0,31–3,51)[b] (1,83)[c]			

Die Radonkonzentration im Freien wurde für alle Bundesländer mit $10\times1{,}9^{\pm1}$ Bq m^{-3} angenommen.

[a] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung, 95 %-Vertrauensbereich der modellierten Verteilung nach dem ICRP-Modell aus Gleichung (7.21).

[b] Erwartungswert und 95 %-Vertrauensbereich der Modellierung nach Vorgabe der Berechnungsgrundlagen Bergbau aus Gleichung (7.22).

[c] Altersgewichteter Mittelwert nach UNSCEAR, Gleichung (2.1).

Für die ^{222}Rn-Konzentration in Gebäuden empfiehlt die SSK einen ebenfalls an der Obergrenze des geogenen Normalbereiches orientierten Richtwert von 250 Bq m^{-3} [SSK94]. Da die Lungenmodelle für Radon und seine Zerfallsprodukte bisher nicht genügend abgesichert sind, wird nach Empfehlung der ICRP von einer Risikoabschätzung aufgrund von epidemiologischen Daten ausgegangen. Der jährliche Aufenthalt in einer Wohnung, deren ^{222}Rn-Konzentration 250 Bq m^{-3} beträgt ist damit gleichbedeutend mit einer effektiven Dosis von 4 mSv a^{-1} durch eine andere Strahlung anzusehen, da beide Expositionen zum gleichen Risiko führen.

7.5.5 Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus

Zur Modellierung der Dosis durch Inhalation von Radon und Folgeprodukten in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus wurde auf die im Rahmen des Projektes „Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten“ (Altlastenkataster) ermittelten Radonkonzentrationen im Freien zurückgegriffen (vgl. Kapitel 5.3.8). Die Verteilung der ^{222}Rn-Konzentration im Freien wurde dazu aus Tabelle 63 entnommen, während die Konzentration in Häusern aus der Verteilung für Sachsen nach Tabelle 122 abgeschätzt wurde. Abbildung 116 zeigt die Verteilung der effektiven Jahresdosis für die Referenzperson *j* beim Aufenthalt in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus; die Parameter der Verteilungen können Tabelle 124 entnommen werden.

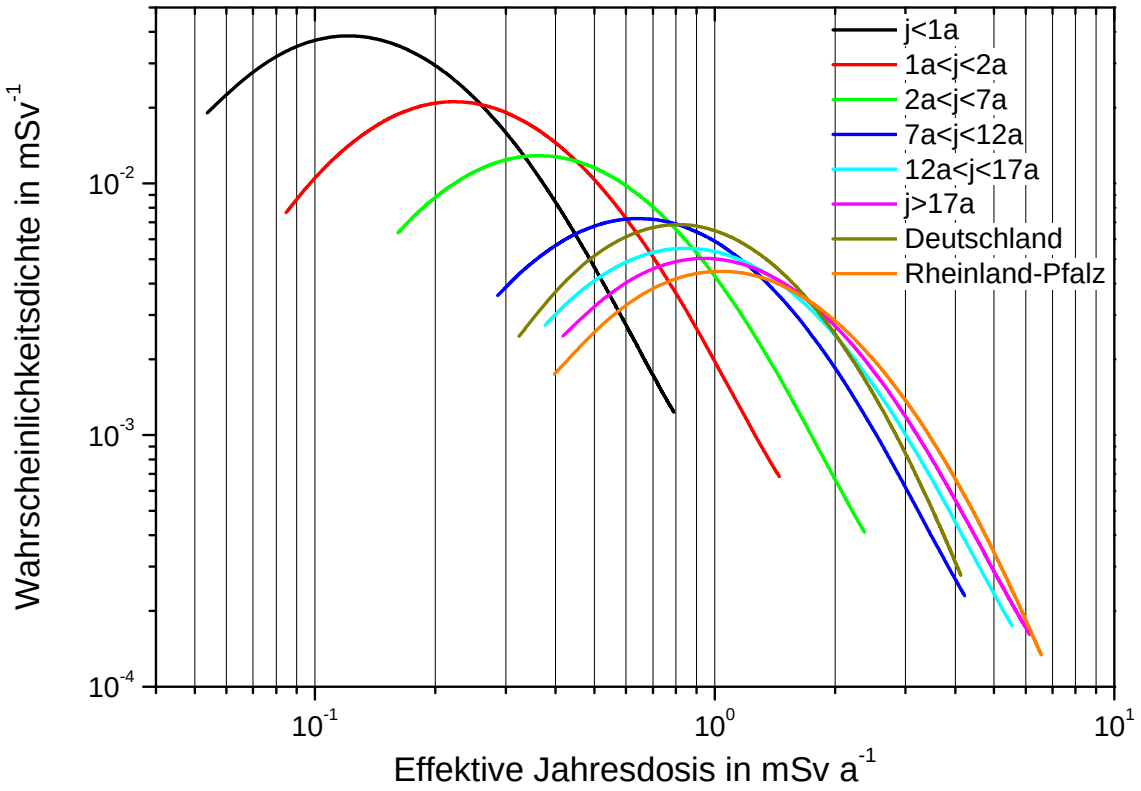

Abbildung 116. Verteilung der effektiven Jahresdosis für die Referenzperson *j* durch Inhalation von Radon und Folgeprodukten im Freien in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus (95 %-Vertrauensbereich).

Tabelle 124. Effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch Inhalation von Radon und Folgeprodukten in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus, Angaben in mSv a^{-1}.

Modell	$j \leq 1$a	1a$<j\leq$2a	2a$<j\leq$7a	7a$<j\leq$12a	12a$<j\leq$17a	j>17a
ICRP[a]	0,25	0,46	0,75	1,33	1,75	1,94
	0,05–0,79	0,09–1,45	0,15–2,37	0,27–4,22	0,35–5,54	0,39–6,15
BglBb[b]	(1,12; 0,27–3,32)					

[a] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung, 95 %-Vertrauensbereich der modellierten Verteilung nach dem ICRP-Modell aus Gleichung (7.21).
[b] Erwartungswert und 95 %-Vertrauensbereich der Modellierung nach Vorgabe der Berechnungsgrundlagen Bergbau aus Gleichung (7.22).

Wie Abbildung 116 zeigt, liegen die ermittelten effektiven Jahresdosen durch Inhalation von Radon und seinen Folgeprodukten bei einem Aufenthalt (im Freien) in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus für die Erwachsenen ($j > 17$a) mit 1,9 mSv a^{-1} und einem 95 %-Vertrauensbereich von 0,4–6,2 mSv a^{-1} innerhalb der natürlichen Variationsbreite der Exposition in den Bundesländer Deutschlands. Für die Bevölkerung ($j > 17$a) in Rheinland-Pfalz wird aufgrund der erhöhten ^{222}Rn-Gehalte in Gebäuden sogar eine um 0,2 mSv a^{-1} höhere Strahlenexposition als in den Verdachtsflächen erwartet.

Im Allgemeinen ist nach den o.g. Annahmen für das ICRP-Modell pro 30 Bq m^{-3} ^{222}Rn-Raumluftgehalt in Häusern mit einer zusätzlichen Strahlenexposition von 1 mSv a^{-1} für einen Erwachsenen ($j > 17$a) zu rechnen. Der Dosisrichtwert von 1 mSv a^{-1} würde deshalb, insbesondere unter Einbeziehung aller anderen Expositionspfade, bereits durch eine geringfügige Erhöhung in der ^{222}Rn-Raumluftkonzentration überschritten werden. Aus diesem Grund soll nach Empfehlung der Strahlenschutzkommission [SSK95] eine Bewertung der Strahlenexposition durch Hinterlassenschaften des Uranerzbergbaus infolge der Inhalation von Radon und Folgeprodukten getrennt von anderen Expositionspfaden betrachtet werden. Diese Exposition soll also nich in die Expositionsberechnungen zum Vergleich mit dem Dosisrichtwert von 1 mSv a^{-1} für die Summe der Beiträge der anderen Expositionspfade einbezogen, sondern durch gesonderte Richtwerte beschränkt werden. Hierdurch wird den Unsicherheiten bei der Umrechung von Aktivitätskonzentrationen in Dosiswerte sowie der großen natürlichen Variationsbreite der ^{222}Rn-Konzentration Rechnung getragen.

Die Berechnungsgrundlagen Bergbau – Teil Radon [BMU99a] sehen zu diesem Zweck vor der Berechnung von Expositionen eine weitgehende Überprüfung von Ausschlussskriterien für Orte auf oder in der Umgebung bergbaulicher Anlagen vor, die Bereits in Kapitel 7.5.3 ausführlich beschrieben wurden.

7.5.6 Gebiete des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus

Nach den vorliegenden Daten von Feige [Fei97] und den in Kapitel 5.5.9 dargestellten Ergebnissen zu den **^{222}Rn-Exhalationsraten im Untersuchungsgebiet** kann die Relevanz der Radon-Exposition im Freien auf den hoch kontaminierten Flächen des Rheinberger Altrheins abdeckend abgeschätzt werden.

Feige [Fei97] gibt als höchste ^{222}Rn-Exhalationsrate im gesamten Untersuchungsgebiet einen Wert von 320 Bq m^{-2} h^{-1} gegenüber der Einleitungsstelle Rossenray an. Im Gebiet des Rheinberger Altrheins lag die höchste ^{222}Rn-Exhalationsrate bei 110 Bq m^{-2} h^{-1}.

Die in dieser Arbeit gemessene mittlere ^{222}Rn-Exhalationsrate der Böden (Kapitel 5.5.9) liegt bei 40 ± 29 Bq m^{-2} h^{-1}. Angesichts der teilweise hohen Variabilität dieser auch im Vergleich zum weltweiten Mittelwert von 50 Bq m^{-2} h^{-1} [Isr51] niedrigen Werte, wird hier der Erwartungswert der ^{222}Rn-Exhalationsrate von 42 Bq m^{-2} h^{-1} als abdeckend für das Gebiet des Rheinberger Altrheins gewählt.

Legt man eine ^{222}Rn-Exhalationsrate J_i von 42 Bq m^{-2} h^{-1} für den gesamten Bereich des Rheinberger Altrheins (Flächen F1 – F5 nach Abbildung 79) mit einer Gesamtfläche von 7,45 ha zugrunde und nimmt J_U = 0 Bq m^{-2} h^{-1} an, erhält man mit Gleichung (7.25) eine Radon-Emissionsrate Q_i von 0,87 kBq s^{-1}.

Wendet man alternativ für den Bereich des Rheinberger Altrheins Gleichung (7.26) zur Berechnung der mittleren ^{222}Rn-Konzentration $C_{Rn,j}$ an, erhält man mit einer ^{222}Rn-Exhalationsrate J_i von 42 Bq m^{-2} h^{-1} für den gesamten Bereich des Rheinberger Altrheins (Flächen F1 – F5 nach Abbildung 79) mit einer Gesamtfläche von 7,45 ha eine mittlere bergbaubedingte ^{222}Rn-Konzentration von 0,34 Bq m^{-3}.

Nach den Berechnungsgrundlagen Bergbau - Teil Radon (Kapitel 7.5.3, Ziffer 5) gilt das Ausschlusskriterium für alle bergbaulichen Anlagen und Einrichtungen, die bei einer Fläche F_i > 1 ha eine mittlere ^{222}Rn-Emissionsraten Q_i < 2 kBq s^{-1} aufweisen, als erfüllt. Somit ist die Radon-Exposition im Freien für Einzelpersonen der Bevölkerung durch Exhalation von Radon aus den abgelagerten Sedimenten im Bereich des Rheinberger Altrheins nicht zu berücksichtigen.

Nach den Berechnungsgrundlagen Bergbau – Teil Radon (Kapitel 7.5.3, Ziffer 1, 3) gilt das Ausschlusskriterium, dass Orte auf oder in der Umgebung bergbaulicher Anlagen und Einrichtungen, an denen sich Referenzpersonen aufhalten können, mit bergbaubedingten ^{222}Rn-Konzentration bis 5 Bq m^{-3} nicht als Einwirkungsstellen gelten. Dies ist am Rheinberger Altrhein der Fall.

Die **Abgabe von ^{222}Rn mit den Abwettern** ist folgendermaßen zu beurteilen. Sachstand ist nach Angaben der RAG AG, dass das Bergwerk West an drei Stellen Abwetter abgibt: Rossenray, Schacht I: Höhe: 17 m, Lüfteröffnung: rund, 6,5 m; Schacht III: Höhe: 9,4 m, Lüfteröffnung: oval, 7,8 m × 9,4 m; Hoerstgen, Schacht IV: Höhe: 3 m, Lüfteröffnung: rechteckig, 2,3 m × 3,8 m (Abbildung 117). Die Wettermengen liegen nach Angaben der RAG AG für Schacht I bei 440 m³ s^{-1}, für Schacht III bei 194 m³ s^{-1} und für Schacht IV bei 98 m³ s^{-1}. Der Schacht Rheinberg des Bergwerks Walsum gibt Wettermengen von ca. 160 m³ s^{-1} ab (telefonische Mitteilung von Dr. Schabronath am 20.01.2006).

Zu den ^{222}Rn-Konzentrationen in Abwettern liegen den Gutachtern Messungen des Materialprüfungsamtes (MPA) Nordrhein-Westfalen für das Bergwerk West vor [HGN05]. Die gemessenen ^{222}Rn-Konzentrationen liegen zwischen 86 ± 8 Bq m^{-3} und 124 ± 11 Bq m^{-3} mit einem arithmetischen Mittelwert von 98 ± 14 Bq m^{-3} und einem geometrischen Mittelwert von 98 × 1,14$^{\pm 1}$ Bq m^{-3}. Diese Konzentrationen liegen für untertägige Bedingungen auf einem relativ niedrigen Niveau. Bereits bei 5-facher Verdünnung werden die Hintergrundwerte der Radonkonzentration im Freien annähernd erreicht.

Unabhängig davon ist aufgrund der Tatsache, dass die Abwetterlüfter mehr als 4.000 m von der als ungünstigste Einwirkstelle ermittelten Fläche am Rheinberger Altrhein entfernt sind, auch für diese Abgaben das Ausschlusskriterium der Berechnungsgrundlagen Bergbau – Teil

Radon (Kapitel 7.5.3, Ziffer 7) erfüllt. Daher sind die ^{222}Rn-Abgaben mit den Abwettern für die zusätzliche Strahlenexposition der Referenzperson nicht zu berücksichtigen.

Für den näher als 4.000 m von der als ungünstigste Einwirkstelle ermittelten Fläche am Rheinberger Altrhein liegenden Schacht Rheinberg des Bergwerks Walsum lagen keine Messwerte von Radon in Abwettern vor. Es ist allerdings bekannt, dass die zur Arbeitsplatzüberwachung ausgeführten Messungen von Radon im Bergwerk Walsum noch niedriger als im Bergwerk West lagen. Von daher ist es konservativ und im Sinne einer orientierenden Beurteilung gerechtfertigt, in den Abwettern des Schachtes Rheinberg mit ähnlichen Radonkonzentrationen wie in den Abwettern des Bergwerks West zu rechnen. Nach Teil I, Ziffer 2.3.2.a der den Berechnungsgrundlagen Bergbau – Teil Radon [BMU99b] gilt weiterhin das Ausschlusskriterium für alle Expositionsorte s mit einem Abstand größer $r_{i,s}$ vom Schacht Rheinberg (Einzelquelle) als erfüllt, da hier eine bergbaubedingte ^{222}Rn-Konzentration über 5 Bq m^{-3} ausgeschlossen werden kann. Unter Annahme einer Wettermenge von 160 m^3 s^{-1} und einer abdeckenden Radonkonzentration von 100 Bq m^{-3} in den Abwettern ergibt sich ein minimaler Abstand von $r_{i,s}$ = 111 m, der bereits innerhalb des Betriebsgeländes erreicht ist. Das Ausschlusskriterium ist damit auch für den Schacht Rheinberg erfüllt.

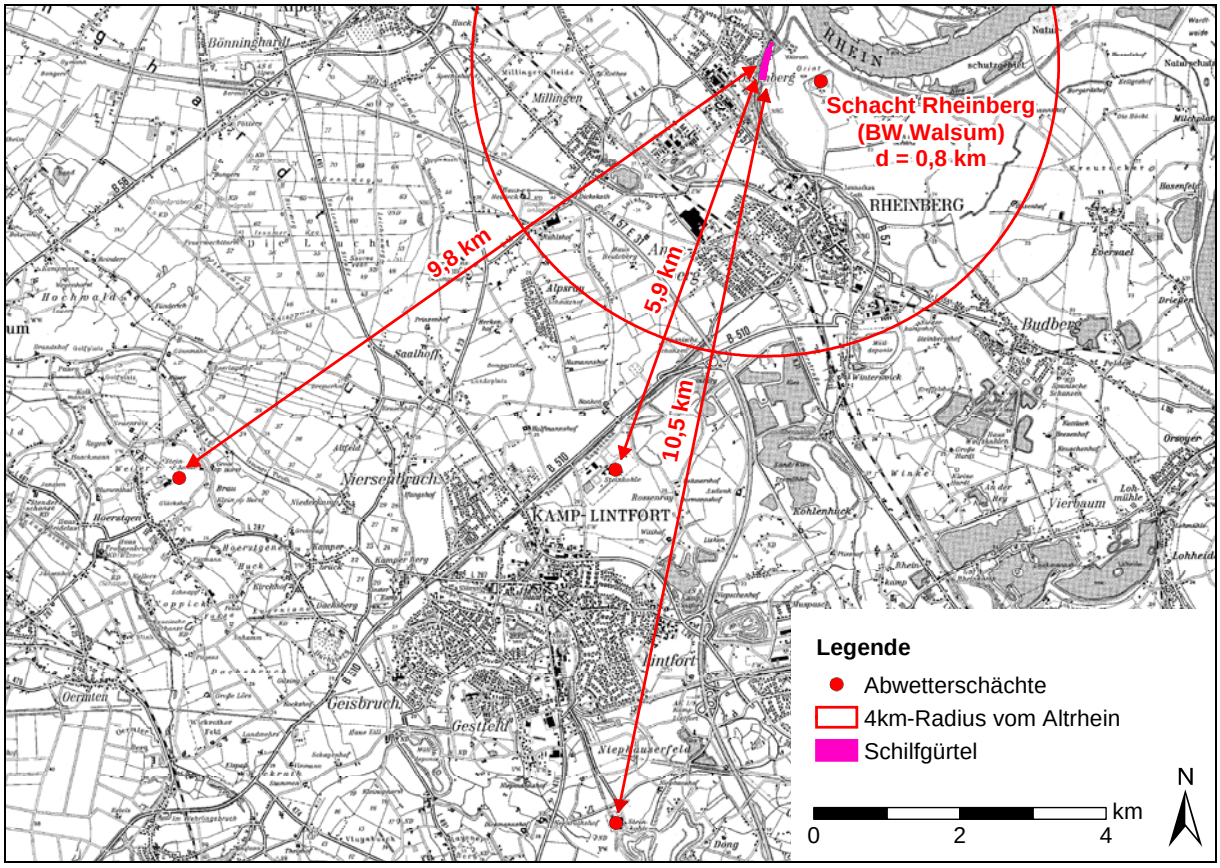

Abbildung 117. Lage der Ableitungspunkte relativ zur zu beurteilenden Fläche am Rheinberger Altrhein (der rote Kreis hat einen Radius von 4 km).

7.5.7 Zusammenfassende Bewertung des Expositionspfades Inhalation von Radon

Bei der zusammenfassenden Bewertung des Expositionspfades „Inhalation von Radon und seinen Folgeprodukten“ sind die folgenden Ergebnisse besonders hervorzuheben:

- Im Allgemeinen nimmt die effektive Jahresdosis mit der proportional zum Lebensalter der Referenzperson steigenden Atemrate zu.
- Der Erwartungswert der effektiven Jahresdosis in den **Bundesländer Deutschlands** unterliegt, bedingt durch die große Variabilität der Radonkonzentration in Häusern, extremen Schwankungen und beträgt für die kritische Gruppe der Erwachsenen zwischen 0,8 mSv a^{-1} in Berlin und 2,1 mSv a^{-1} in Rheinland-Pfalz, mit einem oberen 95 %-Vertrauensbereiche von 1,9 mSv a^{-1} bzw. 6,7 mSv a^{-1}.
- Die **altersgewichtete** effektive Jahresdosis für **Deutschland** stimmt mit 1,24 mSv a^{-1} gut mit den Literaturangaben des BfS für Deutschland von 1,1 mSv a^{-1}, bzw. dem weltweiten Mittelwert nach UNSCEAR von 1,2 mSv a^{-1} überein.
- Die effektiven Jahresdosis durch den Aufenthalt im Freien in den **Verdachtsflächen** liegt für die erwachsene Bevölkerung mit 1,9 mSv a^{-1} und einem 95 %-Vertrauensbereich von 0,4–6,2 mSv a^{-1} innerhalb der in den Deutschen Bundesländern beobachteten natürlichen Variationsbreite.
- Nach dem **ICRP-Modell** muss für einen Erwachsen pro 30 Bq m^{-3} ^{222}Rn-Raumluftgehalt mit einer zusätzlichen effektiven Jahresdosis von 1 mSv a^{-1} gerechnet werden, weshalb diese nach Empfehlung der SSK schon aufgrund der hohen natürlich auftretenden Variabilität getrennt von anderen Expositionspfaden betrachtet werden sollte.
- Die Freisetzungen von Radon durch den **niederrheinischen Steinkohlenbergbau** bewegen sich im Untersuchungsgebiet auf einem sehr niedrigen Niveau und können deshalb nach BglBb sowohl für die Exhalation aus Sedimenten als auch für die Abgabe mit den Grubenwettern von der Expositionsermittlung ausgenommen werden. Die ermittelten Exhalationswerte lagen innerhalb der natürlich auftretenden Variabilität.

7.6 Dosis durch Inhalation von Staub

Einen weiteren Expositionspfad mit in der Regel geringerer Bedeutung, stellt die Inhalation von natürlichen Radionukliden über den Staub dar. Aufgrund der geringen Staubkonzentration im Freien und den relativ niedrigen Dosiskonversionsfaktoren, ist die Exposition durch Inhalation von Staub in den meisten Fällen bei der Berechnung der Gesamtdosis zu vernachlässigen. Um eine vollständige Darstellung der Beträge zur Gesamtdosis in Kapitel 7.7 zu ermöglichen, soll hier dennoch auf diesen Expositionspfad näher eingegangen werden.

7.6.1 Berechnung der Inhalationsdosis durch Staub

Nach Vorgabe der Berechnungsgrundlagen Bergbau [BMU99] kann die effektive Jahresdosis $H_{Inh,j}$ der Referenzperson j durch Inhalation von Staub am Expositionsort s nach Gleichung (7.27) berechnet werden.

$$H_{\mathrm{Inh},j} = V_j \cdot \sum_s \sum_r C_{\mathrm{Bo,ges}} \cdot AF_{(0,02),r} \cdot S_{\mathrm{Staub}} \cdot g_{\mathrm{Inh},r,j} \cdot t_{\mathrm{Exp},j,s} \cdot a_{\mathrm{Luft},s} \tag{7.27}$$

Hierin bedeuten:

$H_{\mathrm{Inh},j}$: Effektive Jahresdosis durch Inhalation von Staub für die Referenzperson j in Sv.

V_j Atemrate für die Referenzperson j in $m^3\ h^{-1}$, siehe Tabelle 121.

$C_{\mathrm{Bo,ges}}$: Spezifische Aktivität des Radionuklides r in der Gesamtfraktion der oberen Bodenschicht für den Expositionsort s in Bq kg^{-1} (TM).

$AF_{(0,02),\mathrm{r}}$: Aufkonzentrierungsfaktor, der das mittlere Verhältnis der spezifischen Aktivität eines Radionuklids r der Staubfraktion (R < 0,02 mm) und der Gesamtprobe am Expositionsort s beschreibt, angenommen mit 4,0 für alle Radionuklide.

S_{Staub}: Referenzwert der Staubkonzentration, angenommen mit $S_{Staub} = 5 \cdot 10^{-8}$ kg m^{-3}.

$g_{\mathrm{Inh},r,j}$: Inhalationsdosiskoeffizient für das Radionuklid r und die Referenzperson j in Sv Bq^{-1}, siehe Tabelle 125.

$t_{\mathrm{Exp},j,s}$: Jährliche Aufenthaltszeit der Referenzperson j am Expositionsort s in h.

$a_{\mathrm{Luft},s}$: Faktor zur Ermittlung der Staubkonzentration am Expositionsort s aus der Staubkonzentration im Freien ($a_{Luft,s} = 1$ für Aufenthalt im Freien und $a_{Luft,s} = 0{,}5$ für Aufenthalt in Gebäuden).

Tabelle 125. Inhalationsdosiskoeffizienten $g_{\mathrm{Inh},r,j}$ für das Radionuklid r und die Referenzperson j, Angaben in Sv Bq^{-1}, entnommen aus [ICR96].

Nuklid	$j \leq 1$a	1a<$j \leq$2a	2a<$j \leq$7a	7a<$j \leq$12a	12a<$j \leq$17a	j>17a
U-238	$1{,}2 \cdot 10^{-5}$	$9{,}4 \cdot 10^{-6}$	$5{,}9 \cdot 10^{-6}$	$4{,}0 \cdot 10^{-6}$	$3{,}4 \cdot 10^{-6}$	$2{,}9 \cdot 10^{-6}$
U-234	$1{,}5 \cdot 10^{-5}$	$1{,}1 \cdot 10^{-5}$	$7{,}0 \cdot 10^{-6}$	$4{,}8 \cdot 10^{-6}$	$4{,}2 \cdot 10^{-6}$	$3{,}5 \cdot 10^{-6}$
Th-230	$4{,}0 \cdot 10^{-5}$	$3{,}5 \cdot 10^{-5}$	$2{,}4 \cdot 10^{-5}$	$1{,}6 \cdot 10^{-5}$	$1{,}5 \cdot 10^{-5}$	$1{,}4 \cdot 10^{-5}$
Ra-226	$1{,}5 \cdot 10^{-5}$	$1{,}1 \cdot 10^{-5}$	$7{,}0 \cdot 10^{-6}$	$4{,}9 \cdot 10^{-6}$	$4{,}5 \cdot 10^{-6}$	$3{,}5 \cdot 10^{-6}$
Pb-210	$5{,}0 \cdot 10^{-6}$	$3{,}7 \cdot 10^{-6}$	$2{,}2 \cdot 10^{-6}$	$1{,}5 \cdot 10^{-6}$	$1{,}3 \cdot 10^{-6}$	$1{,}1 \cdot 10^{-6}$
Po-210	$1{,}5 \cdot 10^{-5}$	$1{,}1 \cdot 10^{-5}$	$6{,}7 \cdot 10^{-6}$	$4{,}6 \cdot 10^{-6}$	$4{,}0 \cdot 10^{-6}$	$3{,}3 \cdot 10^{-6}$
U-235	$1{,}3 \cdot 10^{-5}$	$1{,}0 \cdot 10^{-5}$	$6{,}3 \cdot 10^{-6}$	$4{,}3 \cdot 10^{-6}$	$3{,}7 \cdot 10^{-6}$	$3{,}1 \cdot 10^{-6}$
Pa-231	$2{,}2 \cdot 10^{-6}$	$2{,}3 \cdot 10^{-4}$	$1{,}9 \cdot 10^{-4}$	$1{,}5 \cdot 10^{-4}$	$1{,}5 \cdot 10^{-4}$	$1{,}4 \cdot 10^{-4}$
Ac-227	$1{,}7 \cdot 10^{-3}$	$1{,}6 \cdot 10^{-3}$	$1{,}0 \cdot 10^{-3}$	$7{,}2 \cdot 10^{-4}$	$5{,}6 \cdot 10^{-4}$	$5{,}5 \cdot 10^{-4}$
Th-232	$5{,}4 \cdot 10^{-5}$	$5{,}0 \cdot 10^{-5}$	$3{,}7 \cdot 10^{-5}$	$2{,}6 \cdot 10^{-5}$	$2{,}5 \cdot 10^{-5}$	$2{,}5 \cdot 10^{-5}$
Ra-228	$1{,}5 \cdot 10^{-5}$	$1{,}0 \cdot 10^{-5}$	$6{,}3 \cdot 10^{-6}$	$4{,}6 \cdot 10^{-6}$	$4{,}4 \cdot 10^{-6}$	$2{,}6 \cdot 10^{-6}$
Th-228	$1{,}6 \cdot 10^{-4}$	$1{,}3 \cdot 10^{-4}$	$8{,}2 \cdot 10^{-5}$	$5{,}5 \cdot 10^{-5}$	$4{,}7 \cdot 10^{-5}$	$4{,}0 \cdot 10^{-5}$

7.6.2 Parameter und Abschätzung von Verteilungen

7.6.2.1 Atemrate der Referenzperson V_j

Für die altersabhängigen Atemrate der Referenzperson *j* wurden die von der ICRP [ICR95] empfohlenen und bereits in Kapitel 7.5.1 diskutierten Werte und Verteilungen aus Tabelle 121 verwendet.

7.6.2.2 Aufkonzentrierungsfaktor $AF_{(0,02),r}$

Der Aufkonzentrierungsfaktor berücksichtigt die Aufkonzentrierung in der Staubfraktion (d < 20 µm) des ungesiebten Bodens und ist nach Berechnungsgrundlagen Bergbau mit $AF_{0,02}$ = 4,0 anzusetzen [BMU99]. Er stellt eine regulative Festlegung der BglBb dar, die den Sachverhalt der höheren spezifischen Aktivitäten in Feinfraktionen konservativ berücksichtigt. Er ist durch standortspezifische Kontrollmessungen von Bodenfraktionen nicht ohne weiteres präzisierbar, da die Feinstaubfraktion stets eine Mischung aus verschiedenen Staubquellen umfasst. Wie in Kapitel 7.3.1 diskutiert, stellt der Aufkonzentrierungsfaktor von $AF_{0,5}$= 2 zwischen der Gesamtfraktion und der Fraktion d < 500 µm bereits eine sehr konservative Annahme dar, weshalb der Faktor für die Fraktion d < 20 µm realistischer mit $AF_{0,02}$ = 2,0 angenommen werden sollte. Wegen der geringen Relevanz des hier behandelten Expositionspfades wird aber auf eine weitere Differenzierung verzichtet.

7.6.2.3 Referenzwert der Staubkonzentration S_{Staub}

Der Referenzwert für die Staubkonzentration in der Luft beschreibt die mittlere Konzentration von dosisrelevanten Staubpartikeln am Expositionsort *s*. Da keine Aussage über seine Schwankungsbreite getroffen werden konnte und der Expositionspfad eine geringe Relevanz besitzt, wurde dieser nach Vorgabe der BglBb [BMU99] als Punktschätzer behandelt.

7.6.2.4 Inhalationsdosiskoeffizienten $g_{\mathrm{Inh},r,j}$

Für die Inhalationsdosiskoeffizienten wurden die alters- und nuklidabhängigen Werte aus Tabelle 125 verwendet. Diese wurden, wie auch für die Berechnungsgrundlagen Bergbau, aus den Empfehlungen der ICRP übernommen und als Punktschätzer behandelt [ICR96].

7.6.2.5 Aufenthaltszeit im Freien $t_{\mathrm{Exp},j,s}$

Zur Abschätzung der Aufenthaltszeit im Freien wurden die ebenfalls zur Modellierung der externen Dosis benutzten Annahmen aus Tabelle 95 verwendet. Die Aufenthaltszeit wurde danach als normalverteilt mit einem Mittelwert von 1.000 ± 500 h angenommen (vgl. Kapitel 7.2.2).

7.6.2.6 Konzentrationsfaktor $a_{\mathrm{Luft},s}$

Der in [BMU99] eingeführte Konzentrationsfaktor berücksichtigt die Ausbreitung der Partikel und die damit verringerte Staubkonzentration in Gebäuden in der Nähe bergbaulicher Anlagen. Bei den hier durchgeführten Modellierungen bleibt er unberücksichtigt ($a_{\mathrm{Luft},s}$ = 1), da ausschließlich die Exposition in Freien betrachtet wird.

7.6.3 Deutschland und seine Bundesländer

Die Modellierung der Dosis durch Inhalation von (Boden)-Staub in verschiedenen Gebieten Deutschlands wurde ausschließlich anhand von Literaturdaten durchgeführt. Für die spezifischen Aktivitäten der an der Staubentwicklung beteiligten Böden und deren Verteilungen wurden die bereits in Kapitel 7.3.3 getroffenen Annahmen verwendet:

Die spezifischen Bodenaktivitäten in **Deutschland** wurden mit den in [Kem96] angegebenen Mittelwerten aus Tabelle 71 abgeschätzt. In Anlehnung an eigene Ergebnisse für geogene Böden (Tabelle 44), die Messungen von Vahlbruch [Vah04] (Tabelle 45) sowie die im Rahmen des Altlastenkatasters [ALASKA] durchgeführten Untersuchungen (Tabelle 42) wurden die Werte als logarithmisch normalverteilt mit einer geometrischen Standardabweichung von 1,5 angenommen.

Für die Abschätzung der Bodenaktivitäten in **Niedersachsen** wurden die Angaben von Vahlbruch [Vah04] verwendet. Die natürlichen Radionuklide wurden mit den in Tabelle 45 angegebenen Parametern als logarithmisch normalverteilt angenommen. Zwischen den Nukliden ^{210}Pb und ^{210}Po sowie zwischen ^{232}Th und ^{228}Ra, wurde ein säkulares radioaktives Gleichgewicht angenommen.

Werte für den geogenen Hintergrund der gesiebten Fraktion d < 500 µm nach Vorgabe der **Berechnungsgrundlagen Bergbau** [BMU99] wurden Tabelle 45 entnommen. In Anlehnung an die o.g. Ergebnisse für geogene Böden wurden die Werte der BglBb ebenfalls als logarithmisch normalverteilt mit einer geometrischen Standardabweichung von 1,5 angenommen.

Zur Abschätzung des geogenen Hintergrundes in den **Verdachtsflächen** des ehemaligen Uranbergbaus wurden die in Tabelle 42 aufgeführten Werte verwendet, welche den Messungen [ALASKA] in unbeeinflussten Teilgebieten entstammen. Für die Nuklide der ^{232}Th-Zerfallsreihe wurden die Ergebnisse eigener Untersuchungen aus Tabelle 44 verwendet. Zwischen den Nukliden ^{210}Pb und ^{210}Po sowie zwischen ^{232}Th und ^{228}Ra, wurde ein säkulares radioaktives Gleichgewicht angenommen.

Die Ergebnisse der Modellierung sind in Tabelle 126 zusammengefasst.

Tabelle 126. Effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch Inhalation von Staub in ausgewählten Gebieten Deutschlands, alle Angaben in mSv a^{-1}

Gebiet	Par.	j≤1a	1a<j≤2a	2a<j≤7a	7a<j≤12a	12a<j≤17a	j>17a
Deutschland	EW[a]	**0,000**	**0,001**	**0,001**	**0,001**	**0,001**	**0,001**
	VB[b]	0,001	0,001	0,002	0,002	0,002	0,002
Niedersachsen	EW[a]	**0,000**	**0,000**	**0,000**	**0,001**	**0,001**	**0,001**
	VB[b]	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
BglBb, 500µm	EW[a]	**0,001**	**0,002**	**0,002**	**0,002**	**0,002**	**0,002**
	VB[b]	0,002	0,003	0,003	0,004	0,005	0,005
VF, geogen	EW[a]	**0,001**	**0,001**	**0,001**	**0,001**	**0,001**	**0,002**
	VB[b]	0,001	0,002	0,002	0,002	0,003	0,003

[a] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.
[b] Obere Grenze des 95 %-Vertrauensbereiches.

Wie den Ergebnissen in Tabelle 126 entnommen werden kann, ist die Strahlenexposition durch an Aerosolen angelagerten natürlichen Radionukliden in Gebieten mit geogenen

Bodenkonzentrationen gegenüber anderen Expositionspfaden vernachlässigbar und liegt für alle Altersgruppen unterhalb von 0,01 mSv a^{-1}. Die effektive Jahresdosis für die kritische Gruppe der Erwachsenen ($j > 17$a) übersteigt auch bei natürlicherweise erhöhten Bodenaktivitäten in keinem Fall den Wert von 0,002 mSv a^{-1}, wobei die obere Grenze des 95 %-Vertrauensbereiches lediglich einen Maximalwert von 0,005 mSv a^{-1} erreicht.

Die Erwartungswerte der Verteilungen sind in allen Fällen identisch mit den aus Punktschätzern berechneten Werten nach den Vorgaben der Berechnungsgrundlagen Bergbau [BMU99].

7.6.4 Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus

Zur Modellierung der Dosis durch Inhalation von Staub im Einzugsgebiet des ehemaligen Uranbergbaus in Sachsen wurde ebenfalls vorwiegend auf Literaturwerte zurückgegriffen. Für die spezifischen Aktivitäten der an der Staubentwicklung beteiligten Böden in den Untersuchungsgebieten und deren Verteilungen wurde dazu auf die bereits in Kapitel 7.3.4 getroffenen Annahmen zurückgegriffen:

Die spezifischen Aktivitäten in **Auenböden** der Zwickauer und Vereinigten Mulde wurden mithilfe der Ergebnisse aus dem Projekt „Radionuklidbelastung von Sedimenten und Auenböden“ [GRS96] abgeschätzt und können Tabelle 35 entnommen werden. Die Angaben beziehen sich auf die ingestionsrelevante obere Bodenschicht von 0–20 cm.

Zur Abschätzung der spezifischen Aktivitäten in den ausgewählten 13 **Verdachtsflächen** des ehemaligen Uranbergbaus wurden die in Tabelle 55 zusammengefassten Werte aus den Abschlussberichten zum Altlastenkataster [ALASKA] verwendet. Um deren Vergleichbarkeit zu gewährleisten, wurden bei landwirtschaftlich genutzten Flächen ausschließlich Daten für die Bodenschicht 0–30 cm, bzw. bei anderen Böden die gewichteten Mittelwerte für die Schicht 0–30 cm verwendet.

Für eine Abschätzung der spezifischen Aktivitäten in den Böden der Verdachtsfläche **Lengenfeld** wurden die dem Abschlussbericht [Dus02b] entnommenen Werte aus Tabelle 68 verwendet.

Die spezifischen Aktivitäten in den Böden des Lenkteiches in Lengenfeld wurde den Ergebnissen eigener Untersuchungen aus Tabelle 66 entnommen. Diese beziehen sich ausschließlich auf die dort abgelagerten Tailingsmaterialien und dienen hier der Abschätzung des Szenarios „Inhalation von Stäuben der abgelagerten Aufbereitungsrückstände“.

Für die Gebiete des **Kleingartens** am Plohnbach sowie die Motocrossrennstrecke auf dem ehemaligen **Polizeiübungsplatz** (Nordhalde) in Lengenfeld lagen nur einzelne Messwerte vor (vgl. Tabelle 67). Es konnte deshalb lediglich eine Berechnung der Inhalationsdosis mit Punkschätzern erfolgen.

Die Ergebnisse der Modellierungen sind in Tabelle 127 aufgeführt. Die in Tabelle 127 zusammengefassten Ergebnisse zeigen, dass die Strahlenexposition durch Inhaltion von Staub auch in den **Verdachtsflächen** des ehemaligen Uranbergbaus nahezu vernachlässigbar ist. Auf kontaminierten Geländen liegt der Erwartungswert für die effektive Dosis der kritischen Gruppe der Erwachsenen ($j > 17$a) bei $\leq$ 0,01 mSv a^{-1} mit einem oberen 95 %-Vertrauensbereich von 0,05 mSv a^{-1} und beträgt damit weniger als 0,5 % der natürlichen Strahlenexposition.

Tabelle 127. Effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch Inhalation von Staub in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus, alle Angaben in mSv a^{-1}.

Gebiet	Par.	$j \leq 1a$	$1a < j \leq 2a$	$2a < j \leq 7a$	$7a < j \leq 12a$	$12a < j \leq 17a$	$j > 17a$
Auenböden	EW[a]	**0,002**	**0,003**	**0,004**	**0,005**	**0,005**	**0,005**
	VB[b]	0,000–0,005	0,000–0,009	0,000–0,010	0,000–0,012	0,000–0,014	0,000–0,015
Verdachtsfl.	EW[a]	**0,004**	**0,006**	**0,006**	**0,008**	**0,009**	**0,010**
	VB[b]	0,000–0,016	0,000–0,028	0,000–0,030	0,001–0,037	0,000–0,042	0,001–0,044
Lengenfeld	EW[a]	**0,005**	**0,007**	**0,008**	**0,010**	**0,011**	**0,011**
	VB[b]	0,000–0,021	0,000–0,033	0,000–0,035	0,001–0,044	0,001–0,050	0,001–0,051
Lenkteich L.	EW[a]	**0,085**	**0,139**	**0,147**	**0,184**	**0,208**	**0,216**
	VB[b]	0,014–0,158	0,022–0,257	0,024–0,272	0,029–0,340	0,033–0,385	0,035–0,399
Kleingarten L.	PS[c]	0,006	0,009	0,010	0,012	0,014	0,015
Übungsplatz	PS[c]	0,008	0,013	0,013	0,017	0,019	0,019

[a] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.
[b] 95 %-Vertrauensbereich der Verteilung.
[c] Ergebnis aus der Berechnung mit Punktschätzern.

Bei dem sehr unrealistischen Szenario der Inhalation von reinen Aufbereitungsrückständen auf dem **Lenkteich** in Lengenfeld (bei einer Aufenthaltszeit von 1.000 h a^{-1}) wird für Erwachsene ($j > 17a$) mit 0,22 mSv a^{-1} lediglich eine effektive Jahresdosis von 10 % der natürlichen Strahlenexposition erreicht (vgl. Abbildung 120).

Die Erwartungswerte der Verteilungen sind in allen Fällen identisch mit den aus Punktschätzern berechneten Werten nach den Vorgaben der Berechnungsgrundlagen Bergbau [BMU99].

7.6.5 Gebiete des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus

Zur Modellierung der Dosis durch Inhalation von Staub in den Gebieten des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus wurden in erster Linie eigene, im Rahmen des Gutachtens Fossa Eugeniana erhobene Messdaten verwendet. Für die spezifischen Aktivitäten der an der Staubentwicklung beteiligten Böden in den Untersuchungsgebieten und deren Verteilungen wurden dazu auf die in Kapitel 7.3.5 gemachten Annahmen zurückgegriffen:

Die spezifischen Aktivitäten von ^{226}Ra in den Böden 0–10 cm und 0–20 cm der **Teilgebiete** wurden aus der Korrelation zur ODL nach Tabelle 83 berechnet, wobei die Parameter a und b als normalverteilt mit einer Standardabweichung von u(a) bzw. u(b) betrachtet wurden.

Aus dem zugeordneten Wert für ^{226}Ra konnten anschließend die spezifischen Aktivitäten der Radionuklide von ^{238}U, ^{210}Pb, ^{228}Ra und ^{228}Th in den Bodenschichten 0–10 und 0–20 cm über die **Korrelationen** nach Tabelle 81 berechnet werden. Die Parameter a und b der linearen Gleichungen wurden ebenfalls als normalverteilt mit einer Standardabweichung von von u(a) bzw. u(b) angenommen.

Die **unkontaminierten Teilgebiete** Große Goorley, Issumer Fleuth, Oberer Moersbach, Jenneckes Gatt und Eyllsche Kendel mit Erwartungswerten der ODL von 73–95 nSv h^{-1} wurden bei der Modellierung nicht berücksichtigt.

Bei der Berechnung der effektiven Jahresdosis für die **gering kontaminierten Teilgebiete** an Fossa Eugeniana, Hoerstgener Kendel, unterem Moersbach und auf der Weide am Rheinberger Altrhein, war ebenfalls bei Anwendung der Korrelationen aus Tabelle 83 auf die ODL-Verteilungen aus Tabelle 76 mit einem negativen Dosisbeitrag zu rechnen. Bei der Berechnung der Vertrauensbereiche wurden deshalb Werte $H_{E,j} < 0$ mSv a^{-1} immer als $H_{E,j} = 0$ mSv a^{-1} angegeben.

Die effektive Jahresdosis für die **höher kontaminierten Teilgebiete** des Rheinberger Altrheins: Gesamtgebiet, linkes Ufer (erlaubtes Gebiet), Schilfgürtel und die Landzunge am Jenneckes Gatt wurde durch Annahme o.g. Korrelationen mit den ODL-Verteilungen aus Tabelle 73 bzw.Tabelle 76 berechnet.

Neben der Differenzierung zwischen den spezifischen Aktivitäten der Bodenschichten 0–10 cm und 0–20 cm, wurde für das Gebiet des **Rheinberger Altrheins** zusätzlich zwischen einer heutigen und einer zukünftigen Situation unterschieden. Das Szenario für die **zukünftige Situation (Z)** geht von einer Äquilibrierung des radioaktiven Gleichgewichtes zwischen ^{226}Ra und seinen Tochternukliden ^{210}Pb und ^{210}Po aus, weshalb deren Verteilungen mit der Verteilung von ^{226}Ra gleichgesetzt wurden.

Die Ergebnisse für die Modellierung der Gebiete des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus sind in Tabelle 128 zusammengefasst.

Tabelle 128. Effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch Inhalation von Staub in den Gebieten des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus, alle Angaben in mSv a^{-1}.

Gebiet	Par.	$j \leq 1$a	1a$<j\leq$2a	2a$<j\leq$7a	7a$<j\leq$12a	12a$<j\leq$17a	$j>$17a
U. Moersbach	EW[a]	**0,001**	**0,001**	**0,001**	**0,001**	**0,002**	**0,002**
(0–10 cm)	VB[b]	0,002	0,003	0,004	0,004	0,005	0,005
Altrhein, links	EW[a]	**0,001**	**0,001**	**0,001**	**0,002**	**0,002**	**0,002**
(0–10 cm)	VB[b]	0,002	0,003	0,003	0,004	0,005	0,004
Schilfgürtel	EW[a]	**0,001**	**0,002**	**0,002**	**0,003**	**0,003**	**0,003**
(0–10 cm)	VB[b]	0,003	0,005	0,005	0,006	0,007	0,007
Zukünftige Situation (Gleichgewicht zwischen ^{226}Ra und ^{210}Pb, ^{210}Po)							
Altrhein, links	EW[a]	**0,001**	**0,001**	**0,001**	**0,002**	**0,002**	**0,002**
(0–10 cm)	VB[b]	0,002	0,003	0,003	0,004	0,004	0,004
Schilfgürtel	EW[a]	**0,001**	**0,002**	**0,002**	**0,003**	**0,003**	**0,003**
(0–10 cm)	VB[b]	0,003	0,004	0,004	0,005	0,006	0,006

[a] Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normalverteilung.
[b] Obere Grenze des 95 %-Vertrauensbereiches (Untere Grenze < 0,000 mSv a^{-1}).

Wie Tabelle 128 zeigt, liegt der Erwartungswert sowie der obere 95 %-Vertrauensbereich der Strahlenexposition durch Inhalation von Staub in den untersuchten Gebieten des niederreinischen Steinkohlenbergbaus auch unter ungünstigsten Bedingungen unterhalb von 0,004 mSv a^{-1}. Die Erwartungswerte der effektiven Jahresdosis haben damit für alle Referenzpersonen einen Anteil von < 0,2 % an der natürlichen Strahlenexposition und sind damit wie auch in den übrigen Gebieten Deutschlands nahezu vernachlässigbar. Auffällig ist hier die niedrige obere Grenze des 95 %-Vertrauensbereiches bei 0,007 mSv a^{-1} ($j > 17$a), welche aufgrund der geringeren Variabilität der Aktivitätsgehalte um einen Faktor 6 unterhalb der für die Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus modellierten Grenze liegt.

7.6.6 Zusammenfassende Bewertung des Expositionspfades Inhalation von Staub

Bei der zusammenfassenden Bewertung des Expositionspfades „Inhalation von Staub“ (Bodenpartikeln) sind die folgenden Ergebnisse besonders hervorzuheben:

- In Gebieten **Deutschlands** mit geogenen Bodenkonzentrationen natürlicher Radionuklide ist der Erwartungswert der effektive Jahresdosis wie auch deren 95 %-Vertrauensbereich gegenüber anderen Expositionspfaden für alle Altersgruppen nahezu vernachlässigbar und liegt unterhalb von 0,01 mSv a^{-1}.
- In den **Verdachtsflächen** ist die effektive Jahresdosis ebenfalls nahezu vernachlässigbar und liegt für die kritische Gruppe der Erwachsenen bei ≤ 0,01 mSv a^{-1} und einem oberen 95 %-Vertrauensbereich von 0,05 mSv a^{-1}.
- Das abdeckend konservative Szenario „**Lenkteich Lengenfeld**“ zeigt, dass sogar bei einer Inhalation von Aufbereitungsrückständen für Erwachsene eine effektive Jahresdosis von 0,22 mSv a^{-1} erreicht wird, die nur 10 % der natürlichen Strahlenexposition entspricht.
- In den untersuchten Gebieten des **niederrheinischen Steinkohlenbergbaus** liegt die effektive Jahresdosis und deren 95 %-Vertrauensbereich, auch unter konservativsten Annahmen, unterhalb von 0,01 mSv a^{-1} und ist damit ebenfalls nahezu vernachlässigbar.

7.7 Gesamte effektive Jahresdosis

Die gesamte jährliche Strahlenexposition des Menschen durch natürliche Strahlenquellen setzt sich aus den Dosisanteilen der Expositionspfade Externe Bestrahlung (Kapitel 7.2), Direktingestion von Boden (Kapitel 7.3), Ingestion von Nahrungsmitteln (Kapitel 7.4), Inhalation von Radon und Folgeprodukten (Kapitel 7.5) sowie der Inhalation von Staub (Kapitel 7.6) zusammen. Erst durch die Betrachtung der gesamten effektiven Jahresdosis und ihrer Verteilung ist ein Vergleich der Strahlenexposition einzelner Bevölkerungsgruppen mit regionalen, nationalen und internationalen Mittelwerten möglich.

Bei der Berechnung der gesamten jährlichen Strahlenexposition anhand von Punktschätzern wurden die Dosisbeiträge der jeweiligen Expositionspfade manuell addiert. Die probabilistische Modellierung der gesamten jährlichen Strahlenexposition wurde analog dieser Vorgehensweise durch Addition von Datensätzen der einzelnen Expositionspfade (Module) durchgeführt, wobei die statistischen Parameter (Erwartungswert, 95 %-Vertrauens–bereich) aus dem resultierenden Datensatz berechnet wurden.

7.7.1 Allgemeine Tendenzen

Zur gesamten jährlichen Strahlenexposition durch natürliche Radionuklide in den untersuchten Gebieten lassen sich die im Folgenden aufgeführten allgemeinen Aussagen ableiten.

Die Gruppe mit der höchsten effektiven Jahresdosis, die sogenannte „**kritische Gruppe**“, ist unter normalen Bedingungen der Altersgruppe der Jugendlichen ($12\text{a} < j \leq 17\text{a}$) zuzuordnen, da diese bereits einen ähnlichen Jahresverbrauch an Lebensmitteln und eine ähnliche Atemrate wie Erwachsene ($j > 17\text{a}$) hat, aber mit höheren Ingestionsdosisfaktoren, insbesondere für ^{228}Ra, belegt ist.

Bei starker Dominanz des **Ingestionspfades**, z.B. durch kontaminierte lokal erzeugte Lebensmittel, ist in der Regel wegen der hohen Ingestionsdosisfaktoren die Altersgruppe der Säuglinge ($j \leq 1\text{a}$) besonders stark betroffen. (Beipiele: siehe Kapitel 7.7.3, Szenarien „Verdachtsflächen III“ und „Garten Lengenfeld“).

Treten hohe **Aktivitäten im Oberboden** eines Gebietes auf, so hat das besonders starke Auswirkungen auf die Altersgruppe der Kleinkinder ($1\text{a} < j \leq 2\text{a}$), da diese sehr hohe Bodenaufnahmeraten und damit eine erhöhten Dosisanteil durch Direktingestion haben.

Die Erwartungswerte für die Bevölkerung (altersgewichtete Mittelwerte nach UNSCEAR – AGM) liegen in **Regionen Deutschlands** mit niedriger natürlicher Radioaktivität bei ≤ 2,4 mSv a^{-1} und in Gebieten mit erhöhten geogenen Gehalten bei ≤ 2,9 mSv a^{-1}. In großflächig mit natürlichen Radionukliden kontaminierten Gebieten des ehemaligen Uranbergbaus bzw. des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus können diese auch Werte zwischen 3,2–4,9 mSv a^{-1} bzw. 2,4–2,5 mSv a^{-1} annehmen.

Die unteren **95 %-Vertrauensbereiche** der modellierten Verteilungen sind relativ konstant und liegen, in Abhängigkeit vom Alter der Referenzperson, in unkontaminierten Gebieten bzw. Regionen mit geogen erhöhten Konzentrationen natürlicher Radionuklide bei 1,1–1,6 mSv a^{-1} sowie in großflächig kontaminierten Gebieten bei 1,3–2,0 mSv a^{-1}.

Die oberen 95 %-Vertrauensbereiche der modellierten Verteilungen sind demgegenüber großen Schwankungen unterworfen und liegen, in Abhängigkeit vom Alter der

Referenzperson, in unkontaminierten Gebieten bzw. Regionen mit geogen erhöhten Konzentrationen natürlicher Radionuklide bei 2,3–7,1 mSv a^{-1} sowie in großflächig kontaminierten Gebieten bei 3,0–28,3 mSv a^{-1}.

7.7.2 Deutschland und seine Bundesländer

Die in diesem Kapitel für eine probabilistische Modellierung der gesamten effektiven Jahresdosis ausgewählten Szenarien wurden anhand der in Tabelle 129 dargestellten „Module“ zusammengesetzt. Die Verteilungen der einzelnen Dosisbeiträge zur gesamten Strahlenexposition aus externer Bestrahlung (Kapitel 7.2.4), Direktingestion von Boden (Kapitel 7.3.3), Ingestion von Lebensmitteln (Kapitel 7.4.4), Inhaltion von Radon (Kapitel 7.5.4) und Inhalation von Staub (Kapitel 7.6.3) wurden bereits in den jeweiligen Unterkapiteln diskutiert. Tabelle 130 zeigt die Ergebnisse der Modellierung für Deutschland und seine Bundesländer.

Tabelle 129. Szenarien für die Modellierung der gesamten effektiven Jahredosis in Deutschland und Teilgebieten sowie Angaben zu den „Modulen“ für die einzelnen Expositionspfade.

Exp.pfad	Welt	Deutschland BfS	Deutschland	Niedersachsen	Sachsen
Extern	Zahlenwert Global [UNS00]	Zahlenwert Deutschland [BMU05a]	ODL Deutschland IMIS	ODL Niedersachsen IMIS	ODL Sachsen [Wil97]
Direkt-ingestion	Bodenaktivitäten Global [UNS00]	Bodenaktivitäten Deutschland [Kem96]	Bodenaktivitäten Deutschland [Kem96]	Bodenaktivitäten Niedersachsen [Vah04]	Bodenaktivitäten VF geogen [ALASKA]
Ingestion	Zahlenwert Global [UNS00]	Zahlenwert Deutschland [BMU05a]	Lebensmittelakt. Deutschland [BfS06]	Lebensmittelakt. Niedersachsen [Vah04]	Lebensmittelakt. D + Trinkw. SN [BfS06]
Radon[a]	Zahlenwert Global [UNS00]	Zahlenwert Deutschland [BMU05a]	^{222}Rn-Gehalt D innen [Leh97] D außen [BfS98]	^{222}Rn-Gehalt Nied. (i) [Leh97] D (a) [BfS98]	^{222}Rn-Gehalt Sa. (i) [Leh97] D außen [BfS98]
Staub	Zahlenwert Global [UNS00]	Zahlenwert Deutschland [BMU05a]	Bodenaktivitäten Deutschland [Kem96]	Bodenaktivitäten Niedersachsen [Vah04]	Bodenaktivitäten VF geogen [ALASKA]

Exp.pfad	Rheinland-Pfalz	Aue-Schwarzenberg	Berechungsg. Bergbau
Extern	ODL Deutschland IMIS	ODL Aue [Wil97]	ODL Hintergrundwert [BMU99]
Direkt-ingestion	Bodenaktivitäten Deutschland [Kem96]	Bodenaktivitäten VF geogen [ALASKA]	Bodenaktivitäten Hintergrundwerte [BMU99]
Ingestion	Lebensmittelakt. Deutschland [BfS06]	Lebensmittelakt. D + Trinkw SN [BfS06]	Lebensmittelakt. Hintergrundwerte [BMU99]
Radon[a]	^{222}Rn-Gehalt RP (i) [Leh97] D (a) [BfS98]	^{222}Rn-Gehalt SN (i) [Leh97] D (a) [BfS98]	^{222}Rn-Gehalt Hintergrundwert [BMU99a]
Staub	Bodenaktivitäten Deutschland [Kem96]	Bodenaktivitäten VF geogen [ALASKA]	Bodenaktivitäten Hintergrundwerte [BMU99]

[a] Aktivitätskonzentration von ^{222}Rn in der Luft in Gebäuden (i) und im Freien (a).
D = Deutschland, RP = Rheinland-Pfalz, SN = Sachsen.
[ ] Modellierung mit Verteilungen, [ ] Modellierung mit Punktschätzern.

Tabelle 130. Gesamte effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j weltweit sowie in Deutschland und seinen Bundesländern, Angaben in mSv a^{-1}.

Szenario	$j \leq 1$a	1a<$j \leq$2a	2a<$j \leq$7a	7a<$j \leq$12a	12a<$j \leq$17a	j>17 a	AGM
Welt[a]	-	-	-	-	-	-	**2,4**
Deutschland BfS[b]	-	-	-	-	-	-	**2,1**
Deutschland[c]	**1,64** 1,21–2,27	**1,58** 1,14–2,31	**1,85** 1,25–2,97	**2,26** 1,38–4,15	**2,62** 1,50–5,08	**2,44** 1,28–5,15	**2,35** 1,32–4,70
Deutschland[d] (Vahlbruch)	**1,83** 1,12–2,99	**1,73** 1,05–2,98	**1,70** 0,99–3,23	**2,01** 1,04–4,61	**2,26** 1,09–5,60	**2,27** 0,98–6,11	**2,16** 1,2–4,3
Niedersachsen[c]	**1,62** 1,19–2,27	**1,55** 1,11–2,32	**1,83** 1,22–3,00	**2,23** 1,33–4,23	**2,58** 1,45–5,20	**2,40** 1,23–5,28	**2,31** 1,28–4,81
Niedersachsen[d] (Vahlbruch)	**1,69** 1,07–2,82	**1,61** 0,98–2,82	**1,56** 0,92–3,04	**1,87** 0,96–4,46	**2,13** 1,01–5,49	**2,11** 0,98–5,91	**2,01** 1,1–4,1
Sachsen[c]	**1,85** 1,30–2,87	**1,71** 1,18–2,77	**2,07** 1,29–3,78	**2,62** 1,43–5,59	**3,07** 1,56–6,93	**2,89** 1,31–7,12	**2,75** 1,36–6,44
Rheinland-Pfalz[c]	**1,72** 1,22–2,44	**1,74** 1,16–2,73	**2,11** 1,27–3,70	**2,73** 1,39–5,48	**3,23** 1,51–6,83	**3,12** 1,29–7,08	**2,93** 1,33–6,39
Aue-Schwarz.[c]	**1,88** 1,32–2,90	**1,73** 1,20–2,80	**2,09** 1,32–3,81	**2,64** 1,45–5,62	**3,09** 1,58–6,95	**2,91** 1,33–7,12	**2,77** 1,38–6,45
BGD BglBb[e]	**1,77**	**1,60**	**1,76**	**2,21**	**2,59**	**2,41**	**2,31**

[a] Literaturwert aus Modellierung mit Punktschätzern, entnommen aus [UNS00].
[b] Literaturwert aus Modellierung mit Punktschätzern, entnommen aus [BMU05a] [BfS05].
[c] Probabilistische Modellierung, Angaben: Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normal–verteilung (**fett**), 95 %-Vertrauensbereich der simulierten Verteilung, Kritische Altersgruppe (**rot**).
[d] Probabilistische Modellierung nach Vahlbruch, entnommen aus [Vah04].
[e] Berechnet mit Punktschätzern aus Hintergrundwerten der BglBb (vgl. Tabelle 113, Zeile c).

Der bei der probabilistischen Modellierung ermitteltete Erwartungswert für die nach Gleichung (2.1) altersgewichtete effektive Jahresdosis (AGM) in **Deutschland** beträgt 2,35 mSv a^{-1} und liegt damit um +0,25 mSv a^{-1} über dem vom Bundesamtes für Strahlenschutz (BfS) angegebenen Mittelwert [BMU06]. Die Ursache dafür sind vor allem die mit den vorliegenden Daten ermittelten höheren Dosisbeiträge durch die Expositionspfade „Radon“ bzw. „Ingestion“ mit +0,15 mSv a^{-1} bzw. +0,10 mSv a^{-1}.

Die **Spannweite der altersgewichteten natürlichen Strahlenexposition** liegt nach Angaben von UNSCEAR im Bereich von 1–10 mSv a^{-1} sowie nach Angaben des BfS für Deutschland zwischen 2–3 mSv a^{-1} und kann durch die hier durchgeführten probabilistischen Berechnungen bestätigt werden [UNS00] [BMU06]. Die Spannweite der Erwartungswerte (AGM) für Deutschland liegt zwischen 2,3–2,9 mSv a^{-1} und wird in erster Linie durch den Radongehalt in der Raumluft der Wohnräume bestimmt, wobei der Dosisanteil zur gesamten effektiven Jahresdosis sehr starken regionalen Schwankungen unterworfen ist. Er trägt z.B. in Berlin, Niedersachsen und Rheinland-Pfalz mit 0,7 mSv a^{-1}, 1,2 mSv a^{-1} sowie 1,8 mSv a^{-1} zur gesamten effektiven Jahresdosis bei und bildet damit den dominierenden Dosisanteil. In

Sachsen ist zudem ein, wenn auch vernachlässigbar geringer, um 0,04 mSv a^{-1} höherer Anteil zur gesamten effektiven Jahresdosis über den Ingestionspfad zu erwarten, der aus dem Konsum von Trinkwasser resultiert. Für die betrachteten Bundesländer Deutschlands wurde eine natürliche Spannweite des 95 %-Vertrauensbereiches von 1,3–6,5 mSv a^{-1} ermittelt.

Für die **Altersgruppen der Säuglinge** ($j \leq 1a$) **und Kleinkinder** ($1a < j \leq 2a$) liegen die Erwartungswerte der gesamten effektiven Jahresdosis in den betrachteten Bundesländern und Teilgebieten zwischen 1,6–1,9 mSv a^{-1} bzw. 1,6–1,7 mSv a^{-1} und zeigen ein ähnliches Verhalten. Durch den überproportional hohen Anteil über den Ingestionspfad liegt die effektive Jahresdosis für den Säugling ($j \leq 1a$) jedoch in Sachsen und im Kreis Aue-Schwarzenberg mit 1,9 mSv a^{-1} höher als im Bundesland Rheinland-Pfalz (1,7 mSv a^{-1}), für welches aufgrund des hohen Dosisbeitrages durch Radon sonst bei allen anderen Altersgruppen die höchsten effektiven Jahresdosen erwartet werden (vgl. Abbildung 118).

Die Modellierung mit Punktschätzern nach Vorgabe der **Berechnungsgrundlagen Bergbau** (BglBb) zeigt, dass die Hintergrundwerte der BglBb [BMU99] abdeckend für die mittleren Aktivitätsgehalte natürlicher Radionuklide in Deutschland gewählt wurden, damit aber Gebiete mit erhöhter natürlicher Strahlenexposition wie z.B. Sachsen oder Rheinland-Pfalz nicht ausreichend berücksichtigen. Mit dieser bewusst gewählten Konservativität kommt es bei der Anwendung der BglBb zu einer geringen Überschätzung der zusätzlichen Strahlenexposition durch bergbauliche Hinterlassenschaften.

7.7.3 Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus

Die in diesem Kapitel für eine probabilistische Modellierung der gesamten effektiven Jahresdosis ausgewählten Szenarien wurden anhand der in Tabelle 131 dargestellten „Module“ zusammengesetzt. Die Verteilungen der einzelnen Dosisbeiträge zur gesamten Strahlenexposition aus externer Bestrahlung (Kapitel 7.2.5), Direktingestion von Boden (Kapitel 7.3.4), Ingestion von Lebensmitteln (Kapitel 7.4.5), Inhaltion von Radon (Kapitel 7.5.5) und Inhalation von Staub (Kapitel 7.6.4) wurden bereits in den jeweiligen Unterkapiteln diskutiert. Tabelle 132 zeigt die Ergebnisse der Modellierung für die Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus.

Die Ergebnisse der probabilistischen Modellierung des Szenarios „**Verdachtsflächen I**“ zeigen, dass bereits ein 25 %-Verzehrsanteil von Obst aus den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus eine Erhöhung der gesamten effektiven Jahresdosis der Bevölkerung (AGM) um durchschnittlich +0,4 mSv gegenüber dem Mittelwert für Sachsen auf 3,2 mSv a^{-1} bewirken kann. Bei der Altersgruppe der Säuglinge ($j \leq 1a$) mit einer effektiven Jahresdosis von 3,1 mSv a^{-1} beträgt die Differenz sogar +1,2 mSv. Während der obere 95 %-Vertrauensbereiche beim Erwachsenen ($j > 17a$) hier nur um +0,4 mSv höher liegt, ist beim Säugling eine extreme Erhöhung von +5,0 mSv möglich. Ursache dafür ist in erster Linie die extreme Variabilität der spezifischen Aktivität von ^{238}U im untersuchten Obst aus den Verdachtsflächen mit einem geometrischen Mittelwert von $2{,}9 \times 7{,}0^{\pm 1}$ Bq kg^{-1} (EW = 18,8 Bq kg^{-1}). Der Richtwert der Strahlenschutzkommission von 1 mSv a^{-1} für die zusätzliche Strahlenexposition der Bevölkerung durch die Folgenutzung von durch den Uranbergbau kontaminierten Flächen, z.B. zu landwirtschaftlichen Zwecken, wird bei diesem Szenario für die Altersgruppe ($j \leq 1a$) mit Sicherheit überschritten. Der Verzehr von Obst aus kontaminierten Gebieten des ehemaligen Uranbergbaus in Sachsen trägt potentiell für alle Altersgruppen zur Erhöhung der gesamten effektiven Jahresdosis bei.

Tabelle 131. Szenarien für die Modellierung der gesamten effektiven Jahredosis in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus sowie Angaben zu den „Modulen“ für die einzelnen Expositionspfade.

Exp.pfad	Verdachtsfl. I	Verdachtsfl. II	Verdachtsfl. III	Auengebiete I	Auengebiete II
Extern	ODL Verdachtsfl. [ALASKA]	ODL Verdachtsfl. [ALASKA]	ODL Verdachtsfl. [ALASKA]	ODL Muldesystem [Knö04]	ODL Muldesystem [Knö04]
Direkt-ingestion	Bodenaktivitäten Verdachtsfl. [ALASKA]	Bodenaktivitäten Verdachtsfl. [ALASKA]	Bodenaktivitäten Verdachtsfl. [ALASKA]	Bodenaktivitäten Auenböden Mulde [GRS96]	Bodenaktivitäten Auenböden Mulde [GRS96]
Ingestion	DE [BfS06]+ Trinkw. SN, ergänzt durch 25 % Obst [ALASKA]	DE [BfS06]+ Trinkw. SN, ergänzt durch 25 % Obst, Fleisch u. Milch [ALASKA]	DE [BfS06]+ Trinkw. SN, ergänzt durch 25 % lokal angeb Lebensmittel TF [ALASKA]	Lebensmittel D [BfS06] + Trinkwasser Sachsen	D [BfS06]+ Trinkw. SN, ergänzt durch 25 % lokal abgeb Lebensmittel TF [GRS96]
Radon[a]	^{222}Rn-Gehalt SN (i) [Leh97] VF (a) [ALASKA]	^{222}Rn-Gehalt SN (i) [Leh97] VF (a) [ALASKA]	^{222}Rn-Gehalt SN (i) [Leh97] VF (a) [ALASKA]	^{222}Rn-Gehalt SN (i) [Leh97] D. (a) [BfS98]	^{222}Rn-Gehalt SN (i) [Leh97] D. (a) [BfS98]
Staub	Bodenaktivitäten Verdachtsfl. [ALASKA]	Bodenaktivitäten Verdachtsfl. [ALASKA]	Bodenaktivitäten Verdachtsfl. [ALASKA]	Bodenaktivitäten Auenböden Mulde [GRS96]	Bodenaktivitäten Auenböden Mulde [GRS96]

Exp.pfad	Lengenfeld	Lenkteich	Garten L.	Übungsplatz L.
Extern	ODL Lengenfeld Flächengew. [eigene Daten]	ODL Lenkteich L. [Fri01]	ODL Garten L. [eigene Daten]	ODL Übungsplatz L. [Fri01]
Direkt-ingestion	Bodenaktivitäten Lengenfeld [Dus02b]	Bodenaktivitäten Lenkteich L. [eigene Daten]	Bodenaktivitäten Garten Lengenf. [eigene Daten]	Bodenaktivitäten Übungsplatz L. [eigene Daten]
Ingestion	Lebensmittel D [BfS06] + Trinkwasser Sachsen	Lebensmittel D [BfS06] + Trinkwasser Sachsen	DE [BfS06]+ Trinkw. SN, ergänzt durch 25 % lokal angeb Lebensmittel	Lebensmittel D [BfS06] + Trinkwasser Sachsen
Radon[a]	^{222}Rn-Gehalt SN (i) [Leh97] VF (a) [ALASKA]	^{222}Rn-Gehalt SN (i) [Leh97] VF (a) [ALASKA]	^{222}Rn-Gehalt SN (i) [Leh97] VF (a) [ALASKA]	^{222}Rn-Gehalt SN (i) [Leh97] VF (a) [ALASKA]
Staub	Bodenaktivitäten Lengenfeld [Dus02b]	Bodenaktivitäten Lenkteich L. [eigene Daten]	Bodenaktivitäten Garten Lengenf. [eigene Daten]	Bodenaktivitäten Übungsplatz L. [eigene Daten]

[a] Aktivitätskonzentration von ^{222}Rn in der Luft in Gebäuden (i) und im Freien (a).
D = Deutschland, SN = Sachsen
[ ] Modellierung mit Verteilungen, [ ] Modellierung mit Punktschätzern.

Wie das Szenario „**Verdachtsflächen II**“ zeigt, ist der Einfluss auf die gesamte jährliche Strahlenexposition durch den zusätzlichen (vgl. Szenario „Verdachtsflächen I“) Verzehr von lokal erzeugten Milch- und Fleischprodukten aus den Verdachtsflächen, trotz der konservativen Herangehensweise, relativ gering. Die effektive Jahresdosis des Erwachsenen ($j > 17$a) würde in diesem Fall nur um +0,1 mSv auf 3,4 mSv a^{-1}, bzw. die des Säuglings ($j \leq 1$a) um +0,4 mSv auf 3,5 mSv a^{-1} erhöht werden (vgl. Abbildung 121 und Abbildung 118). Auch die oberen 95 %-Vertrauensbereiche erhöhen sich durch diesen Einfluss nur um +0,2 mSv auf 7,7 mSv a^{-1} bzw. um +0,4 mSv auf 8,3 mSv a^{-1}. Das Szenario ist im zweiten Schritt als konservativ anzusehen, da die spezifischen Aktivitäten in Milch und Fleisch über Transferfaktoren aus den Aktivitäten von Boden und Beregnungswasser nach Vorgabe der BglBb berechnet wurden.

Tabelle 132. Gesamte effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus in Sachsen, Angaben in mSv a^{-1}.

Szenario	$j \leq 1$a	1a<j≤2a	2a<j≤7a	7a<j≤12a	12a<j≤17a	j>17 a	AGM
Sachsen[a]	**1,85** 1,30– 2,87	**1,71** 1,18– 2,77	**2,07** 1,29– 3,78	**2,62** 1,43– 5,59	**3,07** 1,56– 6,93	**2,89** 1,31– 7,12	**2,75** 1,36– 6,44
Verdachtsfl. I[b]	**3,08** 1,63– 7,86	**2,49** 1,49– 4,79	**2,69** 1,60– 5,06	**3,13** 1,72– 6,42	**3,55** 1,86– 7,62	**3,25** 1,53– 7,54	**3,18** 1,62– 6,98
Verdachtsfl. II[b]	**3,51** 1,84– 8,28	**2,79** 1,65– 5,31	**2,97** 1,78– 5,46	**3,41** 1,90– 6,80	**3,90** 2,08– 8,15	**3,37** 1,62– 7,67	**3,35** 1,75– 7,18
Verdachtsfl. III[b]	**8,15** 2,60– 28,34	**5,47** 2,07– 16,62	**5,45** 2,18– 15,66	**5,70** 2,36– 14,74	**6,46** 2,62– 16,51	**4,46** 1,88– 10,30	**4,88** 2,12– 11,35
Auengebiet I_b	**1,94** 1,38– 2,96	**1,85** 1,30– 2,92	**2,17** 1,39– 3,89	**2,71** 1,51– 5,68	**3,15** 1,63– 7,01	**2,97** 1,39– 7,19	**2,83** 1,44– 6,52
Auengebiet II[b]	**4,25** 2,49– 8,26	**3,07** 1,97– 5,26	**3,24** 2,05– 5,51	**3,71** 2,19– 6,87	**4,27** 2,43– 8,27	**3,36** 1,71– 7,61	**3,45** 1,95– 7,15
Lengenfeld[b]	**2,14** 1,55– 3,19	**2,35** 1,52– 4,41	**2,49** 1,61– 4,37	**2,96** 1,73– 5,93	**3,40** 1,85– 7,29	**3,21** 1,59– 7,43	**3,09** 1,65– 6,77
Lenkteich L.[b]	**2,38** 1,57– 3,98	**12,51** 3,78– 21,72	**6,28** 2,92– 9,95	**3,88** 2,33– 7,01	**4,44** 2,56– 8,40	**3,77** 1,99– 8,06	**4,24** 2,39– 8,04
Kleingarten L.[c]	**9,02**	**5,93**	**5,10**	**5,14**	**5,55**	**3,91**	**4,38**
Übungsplatz L.[c]	**2,03**	**2,98**	**2,70**	**2,97**	**3,42**	**3,24**	**3,15**
Kleingarten Aue[d]	**1,96** 1,69– 2,82	**1,92** 1,71– 2,55	**2,26** 2,07– 2,76	**2,87** 2,67– 3,34	**3,37** 3,16– 3,84	**3,22** 3,05– 3,54	**3,05** 2,87– 3,43

[a] Ergebnisse der probabilistischen Modellierung für Sachsen, entnommen aus Tabelle 130.
[b] Probabilistische Modellierung, Angaben: Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normal–verteilung (**fett**), 95 %-Vertrauensbereich der simulierten Verteilung, Kritische Altersgruppe (**rot**).
[c] Modellierung mit Punktschätzern.
[d] Modellierung mit Punktschätzern aus den Messwerten für die Gartensparte „Silberbachtal“ in Schlema [Wic97], Angaben: arithmetischer Mittelwert, Minimalwert und Maximalwert (Spannweite).

Der stark konsvervative Ansatz im Szenario „**Verdachtsflächen III**“ zeigt, dass aus dem Verzehrsanteil von 25 % in den VF lokal erzeugten Lebensmitteln/ Pflanzen, welche auf kontaminierten Böden wachsen und mit kontaminiertem Oberflächenwasser beregnet werden, eine gesamte effektive Jahresdosis für den Erwachsenen ($j > 17$a) von 4,5 mSv a^{-1} resultieren kann, die etwa dem 1,5-fachen der natürlichen Strahlenexposition in Sachsen entspricht. Die Altersgruppe mit der potentiell höchsten Strahlenexposition ist in diesem Fall nicht die der Jugendlichen (12a < $j \leq 17$a) sondern die der Säuglinge ($j \leq 1$a), da der Ingestionspfad, wie in Abbildung 118 anschaulich dargestellt, die gesamte effektive Jahresdosis mit einem Anteil von 85 % (6,9 mSv a^{-1}) dominiert. Die effektive Jahresdosis würde in diesem Fall bei 8,2 mSv a^{-1} und damit um +6,3 mSv a^{-1} über dem Erwartungswert für Sachsen liegen. Der Ansatz ist aufgrund der vollständigen Berechnung aller Lebensmittelaktivitäten (außer Trinkwasser) aus den spezifischen Aktivitäten von Boden und Beregnungswasser über Transferfaktoren als

besonders konservativ zu bewerten und überschätzt die reale effektive Jahresdosis sehr stark. Aus dem Vergleich zwischen der aus den Hintergrundwerten der BglBb für Boden und Beregnungswasser berechneten effektiven Jahresdosis über den Ingestionspfad ($H_{\mathrm{Ing,\ AGM}}$ = 1,0 mSv a^{-1}) und der aus den Hintergrundwerten für Lebensmittel nach BglBb direkt berechneten effektiven Jahresdosis ($H_{\mathrm{Ing,AGM}}$ = 0,4 mSv a^{-1}) ergibt sich sogar, in Abhängigkeit der jeweiligen Altersgruppe, eine Überschätzung des Dosisanteils aus dem Ingestionspfad um einen Faktor von 2–4 (vgl. Kapitel 7.4.4).

Das mit Punktschätzern berechnete Szenario „**Kleingarten Lengenfeld**“ zeigt ein konkretes Beispiel für Einzelpersonen der Bevölkerung mit einer potentiell vergleichbaren jährlichen Strahlenexposition wie im Szenario „Verdachtsflächen III“. Nach der Modellierung mit standortspezifischen Aktivitätsgehalten für Boden und Beregnungswasser ist für die Eigentümer des Kleingartens am Plohnbach in Lengenfeld (Vogtland) mit einer ähnlichen effektiven Jahresdosis zu rechnen, wenn ein jährlicher Verzehrsanteil von 25 % lokal angebauten Obsts und Gemüses sowie eine jährliche externe Bestrahlung von 1.000 h durch den Aufenthalt über dem Boden im Kleingarten angenommen wird. Daraus ergibt sich eine gegenüber dem Erwartungswert für Sachsen um +7,2 mSv a^{-1} erhöhte effektive Jahresdosis von 9,0 mSv a^{-1} für den Säugling ($j \leq 1$a), bzw. ein um +1,0 mSv a^{-1} erhöhter Wert von 3,9 mSv a^{-1} für den Erwachsenen ($j > 17$a). Wie Abbildung 118 zeigt, ist der Ingestionspfad hier ebenfalls bei der Altersgruppe der Säuglinge ($j \leq 1$a) aufgrund der hohen Ingestionsdosisfaktoren besonders dominierend.

Eine gezielte Untersuchung zur realistischen Bewertung der zusätzlichen Strahlenexposition durch kleingärtnerische Nutzung wurde im Jahr 1997 im Auftrag des BfS beim Projekt "**Gartensparte Silberbachtal**" in Schlema durchgeführt [Wic97]. Die Kleingartenanlage hat eine Größe von ca. 4 ha und wurde im Jahr 1980 auf einer abgedeckten Halde des ehemaligen Uranbergbaus in Schlema angelegt. Bei der Untersuchung wurden alle relevanten Expositionspfade durch die Beprobung von Boden, angebauten Pflanzen, Beregnungswasser und die ODL-Kartierung der genutzten Flächen berücksichtigt. Für die Berechnung wurde von einer mittleren ODL von 200 nSv h^{-1}, einer mittleren Radonkonzentration von 60 Bq m^{-3} und mittleren Bodenaktivitäten von 260 Bq kg^{-1} ^{238}U bzw. 150 Bq kg^{-1} ^{226}Ra und ^{210}Pb sowie von einer jährlichen Aufenthaltszeit von 1.000 h ausgegangen. Für die spezifischen Aktivitäten der Pflanzenproben (Obst und Gemüse) wurden Mittelwerte von 0,16 Bq kg^{-1} ^{238}U, 0,19 Bq kg^{-1} ^{234}U, 0,69 Bq kg^{-1} ^{226}Ra, 0,37 Bq kg^{-1} ^{210}Pb und 0,21 Bq kg^{-1} ^{210}Po angesetzt. Es zeigt sich, dass die Ingestion pflanzlicher Nahrungsmittel von kontaminierten Flächen nicht, wie oft befürchtet, den Hauptbeitrag zur Strahlenexposition liefert, sofern man realistische Verzehrsmengen (25 %) aus lokalem Anbau verwendet. Es ergibt sich ein Dosisanteil aus dem Ingestionspfad von 0,9 mSv a^{-1} für die Altersgruppe der Säuglinge ($j \leq 1$a) sowie von 0,3–0,7 mSv a^{-1} für die übrigen Altersgruppen, welcher nur geringfügig über den Erwartungswerten für Sachsen liegt. Insgesamt liegt die in Tabelle 132 abgeschätzte gesamte Strahlenexposition für die Nutzer der Kleingartenanlage „Silberbachtal“ bei allen Altersgruppen nur um 0,1–0,3 mSv a^{-1} über den Erwartungswerten für Sachsen. Der Hauptbeitrag resultiert vielmehr aus der äußeren Strahlenexposition beim Aufenthalt auf derartigen Flächen (0,7–0,8 mSv a^{-1}) und aus der Direktingestion von Bodenmaterial durch Kleinkinder (0,1 mSv a^{-1}). Als Beispiel für ähnliche Standorte wurde daraus abgeleitet, dass sich im Allgemeinen keine Bedenken gegen eine ackerbauliche oder gärtnerische Nutzung von Böden ergeben, die eine geringfügig höhere Kontamination (0,2–0,5 Bq g^{-1} Uran und Folgeprodukte) aufweisen als von der SSK für eine uneingeschränkte Nutzung angegeben [SSK91b].

Wie das Szenario „**Auengebiete I**“ zeigt, liegt die Strahlenexposition in den Auengebieten der Zwickauer Mulde für alle Altersgruppen nur sehr geringfügig über den Erwartungswerten für Sachsen, wenn man alleine die externe Bestrahlung, Direktingestion von Boden und Inhalation von Staub berücksichtigt. Die effektiven Jahresdosen wie auch die oberen 95 %-Vertrauensbereiche liegen in diesem Fall für alle Altersgruppen nur um ≤ 0,1 mSv a^{-1} höher als im Mittel für Sachsen. Ursache dafür ist der verhältnismäßig geringe Einfluss der kontaminierten Böden in den Auengebieten auf die gesamte Strahlenexposition über die Pfade „externe Bestrahlung“ und „Direktingestion von Boden“ (vgl. Abbildung 118 bis Abbildung 121).

Demgegenüber demonstriert der in Szenario „**Auengebiete II**“ dargestellte Ansatz anschaulich die extremen Auswirkungen bei einem potentiellen 25 %-Verzehrsanteil von in den kontaminierten Auengebieten der Zwickauer Mulde erzeugten Lebensmitteln, welche zusätzlich mit deren Flusswasser beregnet werden. Die effektive Jahresdosis des Erwachsenen ($j > 17$a) würde sich in diesem Fall um +0,5 mSv a^{-1} auf 3,4 mSv a^{-1}, bzw. die des Säuglings ($j \leq 1$a) sogar um +2,4 mSv a^{-1} auf 4,3 mSv a^{-1} erhöhen.

An dieser Stelle muß ebenfalls auf die besondere Konservativität des Szenarios hingewiesen werden, da durch die Verwendung von Transferfaktoren die Lebensmittelaktivitäten und damit ebenfalls die Ingestionsdosen stark überschätzt werden (vgl. Kapitel 7.4.4 und 7.4.5). Das Expositionsszenario „Verzehr von in den kontaminierten Auengebieten lokal erzeugten Lebensmitteln“ ist jedoch durchaus als realistisch zu bezeichnen. Bereits in der Auswertung des Projektes "Sedimente und Auenböden" wurde durch den erkannten Mangel an repräsentativen Messdaten eine radiologische Untersuchung von landwirtschaftlich genutzten Auenböden der Zwickauer und Vereinigten Mulde als Forschungsbedarf herausgearbeitet [GRS96].

Das Szenario „**Lengenfeld**“ geht von einem Bewohner des Ortes Lengenfeld (Vogtland) aus, der seine Freizeit vollständig (1.000 h a^{-1}) in den durch Rückstände der Uranerzaufbereitung besonders stark kontaminierten Gebieten der Verdachtsfläche Lengenfeld verbringt, sich aber beim Verzehr von Lebensmitteln wie ein durchschnittlicher Bürger in Sachsen verhält. Die Ergebnisse der Modellierung zeigen, dass für den Erwachsenen Bewohner ($j > 17$a) von einer vergleichsweise geringen Erhöhung der gesamten effektiven Jahresdosis von +0,3 mSv a^{-1} gegenüber dem Erwartungswert für Sachsen auszugehen ist, die sich mit 3,2 mSv a^{-1} kaum von der effektiven Jahresdosis für den durchschnittlichen Bürger in an deren Bundesländern Deutschlands unterscheidet. In Rheinland-Pfalz wird z.B. eine gesamte effektive Jahresdosis von 3,0 mSv a^{-1} erwartet, obwohl der Dosisanteil durch externe Bestrahlung hier, wie Abbildung 117 demonstriert, weit geringer ist. Der obere 95 %-Vertrauensbereich ist durch diese Einflüsse mit 7,4 mSv a^{-1} ebenfalls kaum gegenüber dem Wert für Sachsen erhöht. Für die Altersgruppe der Säuglinge ($j \leq 1$a) und der Jugendlichen ($12\text{a} < j \leq 17$a) kann ebenfalls von einer geringen Erhöhung der effektiven Jahresdosis gegenüber dem Erwartungswert für Sachsen von +0,3 mSv a^{-1} auf 2,1 mSv a^{-1} bzw. 3,4 mSv a^{-1} ausgegangen werden. Wie in Abbildung 118 bis Abbildung 121 gezeigt wird, hat der Dosisanteil durch externe Bestrahlung für die o.g. Altersgruppen eine unterschiedlich hohe Bedeutung.

Das Szenario „**Lenkteich**“ zeigt den Einfluss von Gebieten mit besonders hohen Kontaminationen natürlicher Radionuklide im Oberboden auf die jährliche Strahlenexposition der ortsansässigen Bevölkerung (vgl. Kapitel 5.4 und 5.4.1.1). In dem bewusst stark konservativen Ansatz wird von einem jährlichen Aufenthalt auf den mit Aufbereitungsrückständen des Uranbergbaus hoch kontaminierten Böden (16 kBq kg^{-1} ^{238}U, 36 kBq kg^{-1} ^{226}Ra) des Lenkteiches in Lengenfeld/ Vogtland ausgegangen, bei ansonsten normalen

Ernährungsgewohnheiten wie ein durchschnittlicher Bürger in Sachsen. Wie Abbildung 119 zeigt, ist in diesem Fall die Altersgruppe der Kleinkinder ($1a < j \leq 2a$) aufgrund der hohen Bodenaufnahmeraten und der damit stark erhöhten effektiven Jahresdosis durch Direktingestion potentiell am stärksten betroffen. Es muss mit einer gegenüber dem Erwartungswert für Sachsen 7-fach erhöhten effektiven Jahresdosis von 12,5 mSv a^{-1} mit einem oberen 95 %-Vertrauensbereich von 21,7 mSv a^{-1} gerechnet werden. Obwohl dieses Szenario weder von den angesetzten Aufenthaltszeiten noch von den verwendeten spezifischen Aktivitäten bei der Direktingestion einen realistischen Ansatz verfolgt, zeigt es jedoch in welchem Bereich sich die jährliche Strahlenexposition für kleine Gruppen bewegen kann, wenn besondere Aufenthaltsgewohnheiten auf uranbergbaulichen Altlasten durch die ortsansässige Bevölkerung angenommen werden. Für die Altersgruppe der Erwachsenen ($j > 17a$) ist der Expositionspfad der Direktingestion wegen der geringen Bodenaufnahmeraten von untergeordneter Bedeutung, weshalb trotz den extremen Bedingungen nur mit einem Erwartungswert von 3,8 mSv a^{-1} gerechnet werden muss, welcher um +0,9 mSv a^{-1} über dem Wert für Sachsen liegt.

Das aufgrund realer Gegebenheiten speziell für spielende Kinder auf dem ehemaligen Polizeiübungsplatz (Nordhalde) in Lengenfeld betrachtete Szenario „**Übungsplatz Lengenfeld**“ geht von einem gesamten jährlichen Aufenthalt von 1.000 h a^{-1} auf dem mit Rückständen der Uranerzaufbereitung kontaminierten Areal für Freizeitaktivitäten aus (vgl. Kapitel 5.4.1.2 und 5.4.3). Wie Abbildung 119 zeigt, ist hier ebenfalls die Altersgruppe der Kleinkinder ($1a < j \leq 2a$) am stärksten durch die Kontaminationen betroffen, da für diese besonders hohe Bodenaufnahmeraten und Ingestionsdosisfaktoren angesetzt werden müssen. Dadurch ergibt sich eine gegenüber dem Erwartungswert für Sachsen um +1,3 mSv a^{-1} erhöhte gesamte effektive Jahresdosis von 3,0 mSv a^{-1}, während der Wert für den Erwachsenen ($j > 17a$) mit 3,1 mSv a^{-1} innerhalb der Schwankungsbreite in den deutschen Bundesländern liegt. Realistischer ist jedoch der Aufenthalt von Jugendlichen ($12a < j \leq 17a$), welche das Gebiet als „Motocrossrennstrecke“ benutzen. Für diese Altersgruppe ist eine um +0,4 mSv a^{-1} gegenüber dem Erwartungswert für Sachsen erhöhte gesamte effektive Jahresdosis von 3,4 mSv a^{-1} zu erwarten.

7.7.4 Gebiete des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus

Die in diesem Kapitel für eine probabilistische Modellierung der gesamten effektiven Jahresdosis ausgewählten Szenarien wurden anhand der in Tabelle 133 dargestellten „Module“ zusammengesetzt. Die Verteilungen der einzelnen Dosisbeiträge zur gesamten Strahlenexposition aus externer Bestrahlung (Kapitel 7.2.6), Direktingestion von Boden (Kapitel 7.3.5), Ingestion von Lebensmitteln (Kapitel 7.4.6), Inhaltion von Radon (Kapitel 7.5.6) und Inhalation von Staub (Kapitel 7.6.5) wurden bereits in den o.g. Unterkapiteln diskutiert. Tabelle 134 zeigt die Ergebnisse der Modellierung für die Gebiete des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus.

Wie Tabelle 134 zeigt, ist die erwartete gesamte effektive Jahresdosis in den durch die Ableitungen des Steinkohlenbergbaus am Niederrhein mit natürlichen Radionukliden kontaminierten Gebieten für alle Altersgruppen relativ niedrig, wenn davon ausgegangen wird, dass lediglich eine Exposition über die Pfade externe Bestrahlung, Direktingestion von Boden und Inhalation von Staub stattfindet. Im Vergleich mit den Ergebnissen aus Tabelle 130 kann davon ausgegangen werden, dass die berechneten effektiven Jahresdosen für die Altersgruppen der Säuglinge ($j \leq 1a$) mit 1,7–1,8 mSv a^{-1} sowie der Jugendlichen ($12a < j \leq 17a$)

mit 2,7–2,8 mSv a^{-1} innerhalb der in den deutschen Bundesländern üblichen Schwankungsbreiten liegen.

Tabelle 133. Szenarien für die Modellierung der gesamten effektiven Jahredosis in den Gebieten des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus und Angaben zu den „Modulen“ für die einzelnen Expositionspfade.

Exp.pfad	Altrheingebiet	Hochkontam. G.	Z-Altrheingebiet	Z-Hochkontam. G.
Extern	ODL Altrhein gesamt [HGN05]	ODL Schilfgürtel Altrhein [HGN05]	ODL Altrhein gesamt [HGN05]	ODL Schilfgürtel Altrhein [HGN05]
Direkt-ingestion	Bodenaktivitäten Altrhein (generisch) [HGN05]	Bodenaktivitäten Schilfg. (generisch) [HGN05]	Z-Bodenaktivitäten[b] Altrhein (generisch) [HGN05]	Z-Bodenaktivitäten[b] Schilfg. (generisch) [HGN05]
Ingestion	Lebensmittelakt. Deutschland [BfS06]	Lebensmittelakt. Deutschland [BfS06]	Lebensmittelakt. Deutschland [BfS06]	Lebensmittelakt. Deutschland [BfS06]
Radon[a]	^{222}Rn-Gehalt NR (i) [Leh97] D (a) [BfS98]	^{222}Rn-Gehalt NR (i) [Leh97] D (a) [BfS98]	^{222}Rn-Gehalt NR (i) [Leh97] D (a) [BfS98]	^{222}Rn-Gehalt NR (i) [Leh97] D (a) [BfS98]
Staub	Bodenaktivitäten Altrhein (generisch) [HGN05]	Bodenaktivitäten Schilfg. (generisch) [HGN05]	Z-Bodenaktivitäten[b] Altrhein (generisch) [HGN05]	Z-Bodenaktivitäten[b] Schilfg. (generisch) [HGN05]

Exp.pfad	Angelnder Kleing.	Z-Angelnder Kleing
Extern	ODL Hotspot Schilfgürtel [HGN05]	ODL Hotspot Schilfgürtel [HGN05]
Direkt-ingestion	Bodenaktivitäten Hotspot Schilfgürtel [HGN05]	Z-Bodenaktivitäten[b] Hotspot Schilfgürtel [HGN05]
Ingestion	Deutschland [BfS06] ergänzt d. 25 % Beregnung, Fleisch u. Milch [HGN05]	Deutschland [BfS06] ergänzt d. 25 % Beregnung, Fleisch u. Milch [HGN05]
Radon[a]	^{222}Rn-Gehalt NR (i) [Leh97] D (a) [BfS98]	^{222}Rn-Gehalt NR (i) [Leh97] D (a) [BfS98]
Staub	Bodenaktivitäten Hotspot Schilfgürtel [HGN05]	Z-Bodenaktivitäten[b] Hotspot Schilfgürtel [HGN05]

[a] Aktivitätskonzentration von ^{222}Rn in der Luft in Gebäuden (i) und im Freien (a).
[b] Bodenaktivitäten - zukünftige Situation (radioaktives Gleichgewicht zwischen ^{226}Ra, ^{210}Pb und ^{210}Po).
D = Deutschland, NR = Nordrhein-Westfalen.
[ ] Modellierung mit Verteilungen, [ ] Modellierung mit Punktschätzern.

Die für Bundesländer mit einer erhöhten natürlichen Strahlenexposition (Sachsen, Rheinland-Pfalz) berechneten oberen 95 %-Vertrauensbereiche der effektiven Jahresdosis für alle Altersgruppen im Bereich von 2,4–7,1 mSv a^{-1} aus Tabelle 130 werden weder heute noch in der Zukunft durch die stark variierenden Konzentrationen im gesamten Altrheingebiet sowie im hoch kontaminierten Gebiet („Schilfgürtel“) überschritten.

Für die von Kontaminationen des Oberbodens besonders betroffene Altersgruppe der Kleinkinder (1a < j ≤ 2a) ergibt sich im hoch kontaminierten Gebiet („Schilfgürtel“) auch in der Zukunft nur eine gegenüber dem Erwartungswert für Deutschland um +0,5 mSv a^{-1} erhöhte effektive Jahresdosis von 2,1 mSv a^{-1}, wenn vom Erreichen eines vollständigen radioaktiven Gleichgewichtes zwischen ^{226}Ra, ^{210}Pb und ^{210}Po ausgegangen wird (vgl. Abbildung 119). Im heutigen Zustand der Disäquilibrierung beträgt der Erwartungswert für das Kleinkind 2,0 mSv a^{-1}. Der obere 95 %-Vertrauensbereich für das Szenario

„hochkontaminiertes Gebiet – zukünftiger Zustand“ liegt bei 3,0 mSv a^{-1} und damit sogar nur um +0,2 mSv a^{-1} über dem für das Bundesland Sachsen berechneten Wert.

Tabelle 134. Gesamte effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j in den Gebieten des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus bei Rheinberg, Angaben in mSv a^{-1}.

Szenario	j≤1a	1a<j≤2a	2a<j≤7a	7a<j≤12a	12a<j≤17a	j>17 a	AGM
Deutschland[a]	**1,64** 1,21– 2,27	**1,58** 1,14– 2,31	**1,85** 1,25– 2,97	**2,26** 1,38– 4,15	**2,62** 1,50– 5,08	**2,44** 1,28– 5,15	**2,35** 1,32– 4,70
Altrheingebiet[b]	**1,74** 1,30– 2,38	**1,77** 1,30– 2,52	**1,98** 1,37– 3,11	**2,36** 1,47– 4,26	**2,70** 1,58– 5,17	**2,52** 1,35– 5,25	**2,43** 1,41– 4,80
Hochkontamin. Gebiet[b] „Schilfgürtel“	**1,83** 1,36– 2,49	**1,97** 1,43– 2,75	**2,10** 1,46– 3,24	**2,45** 1,54– 4,35	**2,79** 1,65– 5,26	**2,60** 1,42– 5,31	**2,52** 1,48– 4,89
Altrheingebiet (Zukunft)[b]	**1,74** 1,30– 2,38	**1,85** 1,35– 2,62	**2,01** 1,39– 3,13	**2,36** 1,47– 4,26	**2,71** 1,58– 5,18	**2,52** 1,36– 5,25	**2,44** 1,41– 4,80
Hochkontamin. Gebiet[b] (Zukunft)	**1,83** 1,36– 2,49	**2,12** 1,50– 2,98	**2,16** 1,51– 3,30	**2,46** 1,55– 4,36	**2,80** 1,66– 5,27	**2,60** 1,42– 5,32	**2,53** 1,49– 4,90
„Angelnder Kleingärtner“[c]	**2,57**	**2,37**	**2,37**	**2,68**	**3,02**	**2,69**	**2,67**
„Angelnder Kleingärtner“ (Z)[c]	**2,57**	**2,57**	**2,44**	**2,70**	**3,03**	**2,70**	**2,69**

[a] Ergebnisse der probabilistischen Modellierung für Deutschland, entommen aus Tabelle 130.
[b] Probabilistische Modellierung, Angaben: Erwartungswert bei angenommener logarithmischer Normal–verteilung (**fett**), 95 %-Vertrauensbereich der simulierten Verteilung, kritische Altersgruppe (**rot**).
[c] Modellierung mit Punktschätzern.

Unter der Annahme einer alleinigen Strahlenexposition durch die Kontaminationen aus den Abwässern des Steinkohlenbergbaus über die o.g. Expositionspfade erhält weder heute noch in der Zukuft eine der Altersgruppe eine zusätzliche effektive Jahresdosis, welche den Richtwert der Strahlenschutzkommission (SSK) von 1 mSv a^{-1} überschreitet. Wenn es sich um eine Hinterlassenschaft des ehemaligen Uranbergbaus handeln würde, wäre in diesem Fall eine Folgenutzung der kontaminierten Flächen, z.B. für forst- und landwirtschaftlichen Zwecken sowie als Parkanlage und Wohngebiet nach Empfehlung der SSK uneingeschränkt möglich [SSK91b].

Geht man bei der Modellierung von den konservativsten Bedingungen für alle Expositions-pfade aus, so lässt sich eine abdeckende Referenzperson des sogenannten „**Angelnden Kleingärtners**“ und seiner Familie definieren, welcher, trotz Betretungsverbot im Rheinberger Altrhein (Naturschutzgebiet), alle Aufenthalts- und Ernährungsgewohnheiten vereint, die zu hohen Strahlenexpositionen führen. Bei dieser Referenzperson handelt es sich nach Forderung der Berechnungsgrundlagen Bergbau [BMU99a] um eine Einzelperson der Bevölkerung, die sich in ihrer gesamten Freizeit (1.000 h a^{-1}) an der ungünstigsten Einwirkungsstelle im Rheinberger Altrhein (Hotspot im Schilfgürtel) aufhält und dort eine zusätzliche externe Bestrahlung erhält, Boden über Direktingestion aufnimmt sowie die Feinfraktion des Bodens inhaliert. Zusätzlich wird ein 25 %iger Verzehrsanteil von lokal

erzeugten Lebensmitteln angenommen, wobei die angebauten Pflanzen durch Wasser des Rheinberger Altrheins beregnet und die Kühe mit diesem Wasser getränkt werden.

Die Ergebnisse der abdeckenden Berechnung des Szenarios „Angelnder Kleingärtner“ mit Punktschätzern zeigt, dass im gegenwärtigen Zustand, auch unter stark konservativen Annahmen, eine zusätzliche Strahlenexposition von Einzelpersonen der Bevölkerung oberhalb von 1,0 mSv a^{-1} für alle Altersgruppen ausgeschlossen werden kann. Im zukünftigen Zustand besteht jedoch die Möglichkeit, dass im hoch kontaminierten Gebiet (Schilfgürtel im Rheinberger Altrhein) für die Altersgruppe der Kleinkinder ($1a < j \leq 2a$) der Richtwert von 1,0 mSv a^{-1} erreicht wird.

Die gewählte Vorgehensweise zur Berechnung des abdeckenden Szenarios kann als äußerst konservativ angesehen werden, da die spezifischen Aktivitäten der lokal erzeugten und verzehrten Lebensmittel ausschließlich über Transferfaktoren nach Vorgabe der BglBb berechnet wurden (vgl. Anmerkungen dazu in Kapitel 7.4.4).

Zur Verfügbarkeit von Radium über den Magen-Darm-Trakt muss kritisch angemerkt werden, dass die im Rahmen des Gutachtens an den Böden durchgeführte Bindungsformenanalyse zeigte, das ^{226}Ra weder an die austauschbare, säurereduzierbare oder oxidierbare Fraktionen gebunden ist und daher mit den Aufschlüssen der BCR-Extraktion nur in sehr geringem Maße, d.h. zu Anteilen von wenigen Prozent, eluierbar ist [HGN06]. Da es sich bei den Radiumhaltigen Bodenkontaminationen um sehr gering lösliche Bariumsulfat-Inkrustierungen handelt, ist anzunehmen, dass das enthaltene Radium im heutigen Zustand zusammen mit seinen Folgeprodukten in den Niederschlägen eingeschlossen ist und deshalb im Magen-Darm-Trakt ebenfalls nur zu einem sehr geringen Anteil aufgenommen werden kann. Der resultierende Dosisanteil durch die Direktingestion von Boden würde in diesem Fall, d.h. bei den hier durchgeführten Berechnungen, um mindestens eine Größenordnung überschätzt.

Bei einer realistischen Betrachtung ist zudem anzumerken, dass im Untersuchungsgebiet, außer der nur in einem Einzelfall vorhandenen Weide- und Viehwirtschaft (Rheinberger Altrhein), keine kleingärtnerische Nutzung des Oberflächenwassers zur Beregnung bekannt ist. Das durch die Fossa Eugeniana abgeführte Oberflächenwasser ist zudem aufgrund seiner extrem hohen Salinität nicht zur Beregnung von Nutzpflanzen ungeeignet.

7.7.5 Anteile der Expositionspfade an der gesamten jährlichen Strahlenexposition

Die nachfolgenden, breits in den vorhergehenden Unterkapiteln diskutierten Abbildungen, zeigen eine Übersicht der Dosisbeiträge zur gesamten jährlichen Strahlenexposition über die Expositionspfade externe Bestrahlung, Direktingestion von Boden, Ingestion von Nahrungsmitteln, Inhalation von Radon und Folgeprodukten sowie Inhalation von Staub. Daraus lassen sich die in Kapitel 7.7.1 diskutierten allgemeinen Tendenzen ableiten.

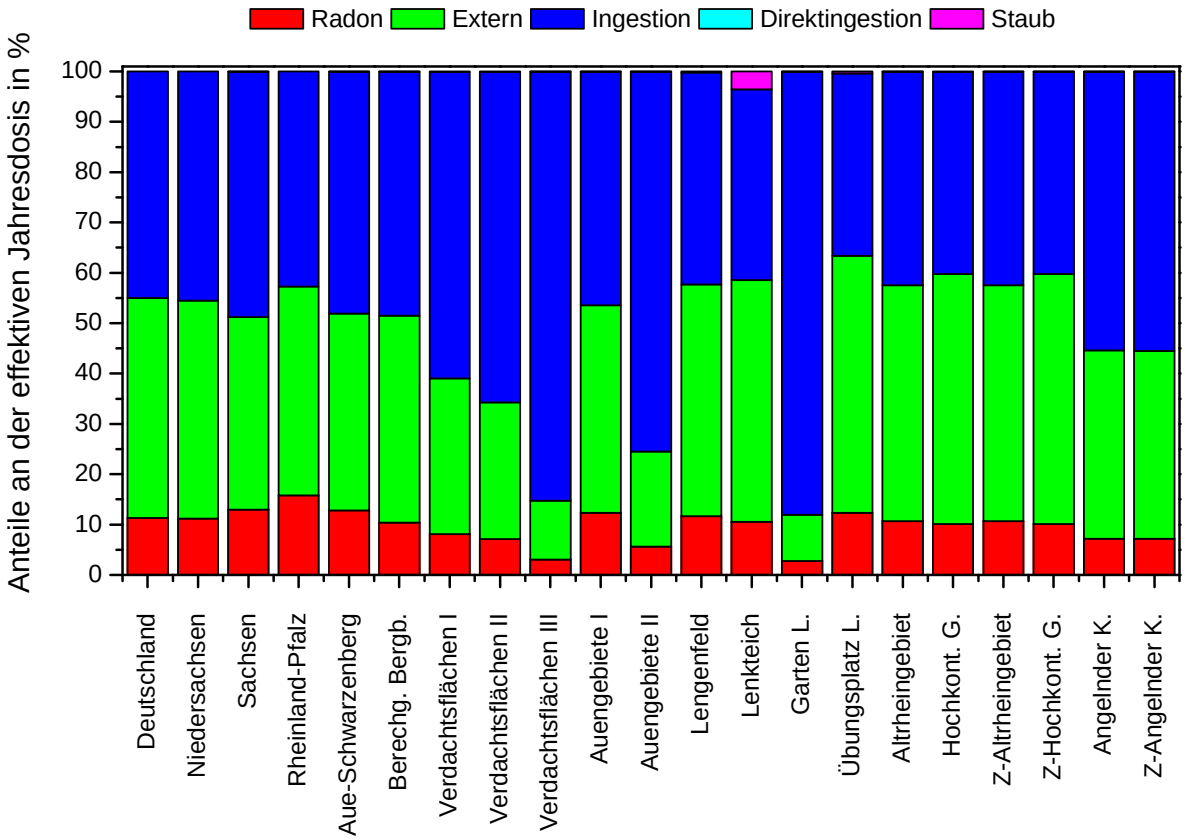

Abbildung 118. Anteile der einzelnen Expositionspfade an der gesamten effektiven Jahresdosis für die Altersgruppe der Säuglinge ($j \leq 1\,\mathrm{a}$).

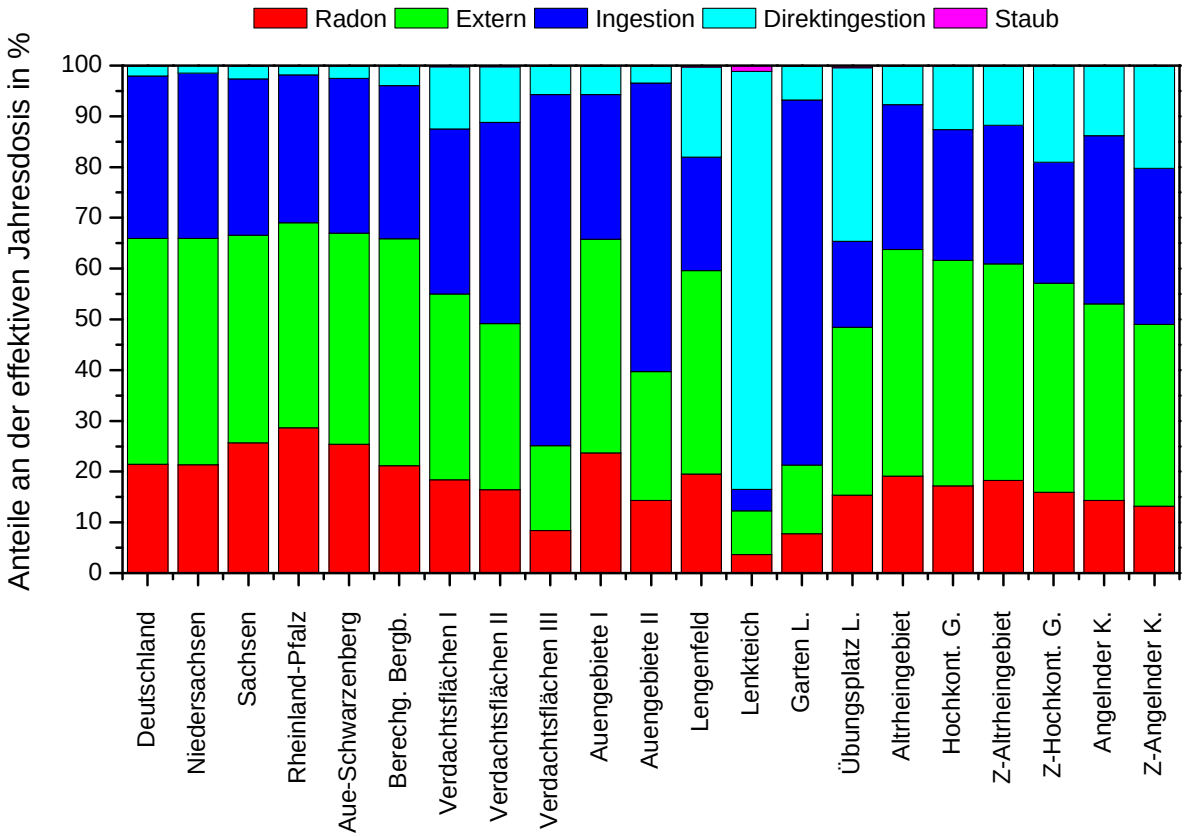

Abbildung 119. Anteile der einzelnen Expositionspfade an der gesamten effektiven Jahresdosis für die Altersgruppe der Kleinkinder ($1\,\mathrm{a} < j \leq 2\,\mathrm{a}$).

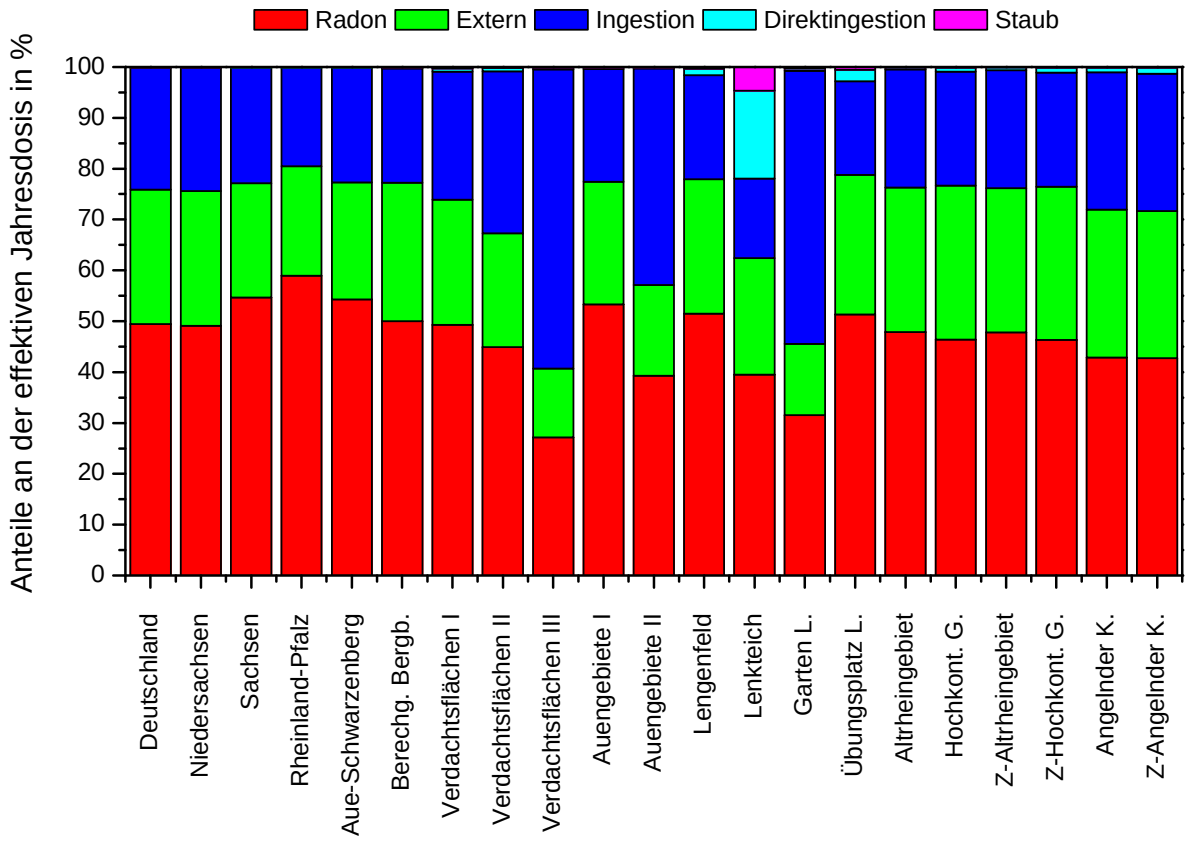

Abbildung 120. Anteile der einzelnen Expositionspfade an der gesamten effektiven Jahresdosis für die Altersgruppe der Jugendlichen ($12\,\mathrm{a} < j \leq 17\,\mathrm{a}$).

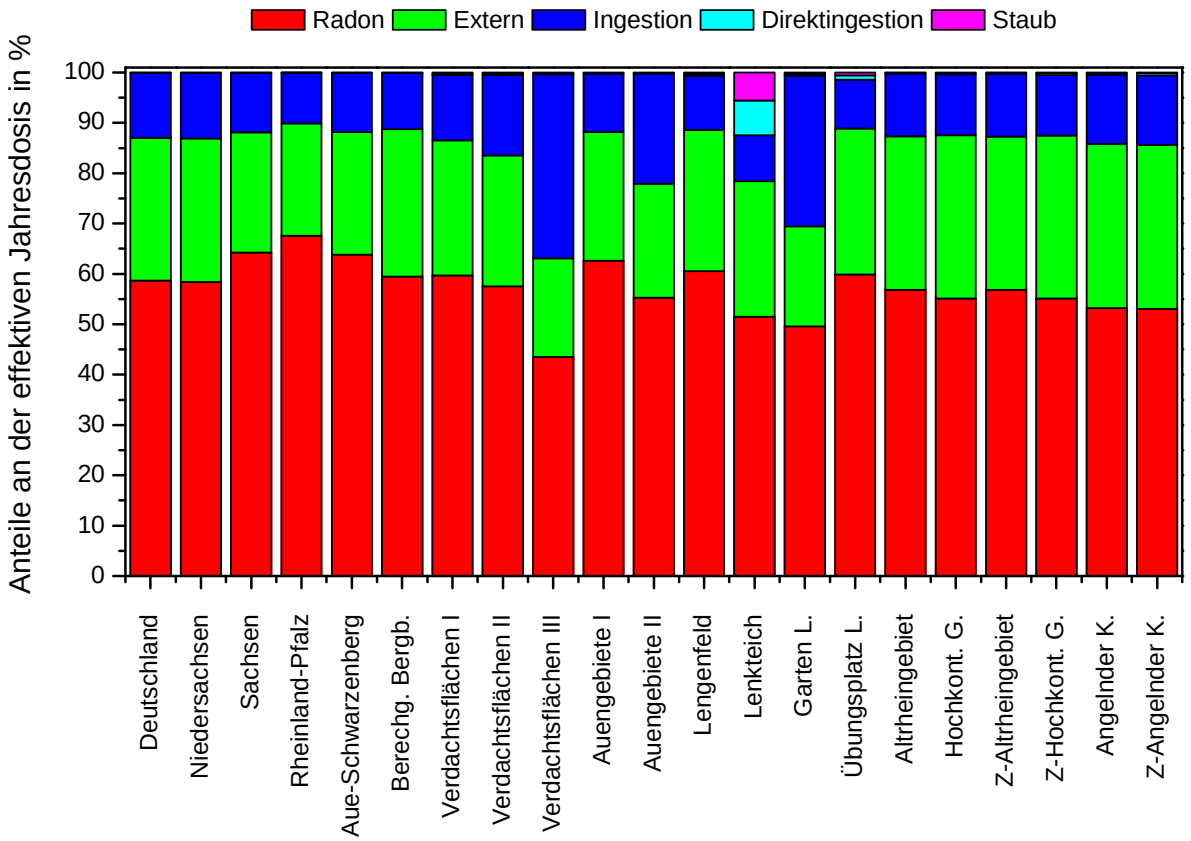

Abbildung 121. Anteile der einzelnen Expositionspfade an der gesamten effektiven Jahresdosis für die Altersgruppe der Erwachsenen ($j > 17\,\mathrm{a}$).

7.7.6 Zusammenfassende Bewertung der gesamten jährlichen Strahlenexposition

Bei der zusammenfassenden Bewertung der gesamten jährlichen Strahlenexposition in den Untersuchungsgebieten sind die folgenden Ergebnisse besonders hervorzuheben:

- Die im Rahmen dieser Arbeit ermittelte altersgewichtete jährliche Strahlenexposition in **Deutschland** beträgt 2,35 mSv a^{-1} und liegt, bedingt durch die höheren Dosisbeiträge der Expositionspfade „Radon“ mit +0,15 mSv a^{-1} bzw. „Ingestion“ mit +0,10 mSv a^{-1} um +0,25 mSv a^{-1} über dem vom BfS angegebenen Mittelwert für Deutschland von 2,1 mSv a^{-1}.
- Die **Spannweite der altersgewichteten jährlichen Strahlenexposition** liegt nach Angaben von UNSCEAR weltweit im Bereich zwischen 1–10 mSv a^{-1} sowie nach Angaben des BfS für Deutschland zwischen 2–3 mSv a^{-1} und kann durch die hier durchgeführten probabilistischen Berechnungen mit Erwartungswerten von 2,3–2,9 mSv a^{-1} und einem 95 %-Vertrauensbereiche von 1,3–6,5 mSv a^{-1} bestätigt werden.
- Die Spannweite der Erwartungswerte der jährlichen Strahlenexposition wird in erster Linie durch den Dosisanteil durch die **Inhalation von Radon** in Wohnräumen dominiert, welcher im Bereich zwischen 0,7 mSv a^{-1} in Berlin und 1,8 mSv a^{-1} in Rheinland-Pfalz variiert.
- Für die **Altersgruppen der Säuglinge und Kleinkinder** liegen die Erwartungswerte der jährlichen Strahlenexposition in den betrachteten Bundesländern und Teilgebieten zwischen 1,6–1,9 mSv a^{-1} bzw. 1,6–1,7 mSv a^{-1} und zeigen ein ähnliches Verhalten.
- Die Verwendung von Hintergrundwerten der **Berechnungsgrundlagen Bergbau** zeigt, dass diese aufgrund des konservativen Ansatzes Gebiete mit einer erhöhten natürlichen Strahlenexposition, wie z.B. Sachsen oder Rheinland-Pfalz, nicht ausreichend berücksichtigen.
- Der Aufenthalt und ein 25 %-Verzehrsanteil von **Obst aus den Verdachtsflächen** kann die jährliche Strahlenexposition der lokalen Bevölkerung in Sachsen, bedingt durch die extreme Variabilität der spezifischen Aktivität von ^{238}U in Obst ($2{,}9\times7{,}0^{\pm1}$ Bq kg^{-1}), von 2,8 mSv a^{-1} auf 3,2 mSv a^{-1} und den oberen 95 %-Vertrauensbereiche auf 7,0 mSv a^{-1} erhöhen.
- Für die Altersgruppe der **Säuglinge** mit einer jährlichen Strahlenexposition von 3,1 mSv a^{-1} beträgt die aus dem Verzehr von **Obst aus den Verdachtsflächen** resultierende Differenz sogar +1,2 mSv a^{-1} gegenüber dem Mittelwert für Sachsen, bei einem oberen 95 %-Vertrauensbereich von 7,9 mSv a^{-1}.
- Ein Verzehr von 25 % lokal erzeugten **Milch- und Fleischprodukten aus den Verdachtsflächen** zusätzlich zu Obst zeigt, trotz konservativer Annahmen, relativ geringe Auswirkungen und würde die jährliche Strahlenexposition von Erwachsenen um +0,1 mSv a^{-1} auf 3,4 mSv a^{-1}, bzw. die von Säuglingen um +0,4 mSv a^{-1} auf 3,5 mSv a^{-1} erhöhen.
- Das abdeckend konservative Szenario einer **vollständigen Erzeugung aller Lebensmittel in den Verdachtsflächen** auf kontaminierten Böden und einer Beregnung der Pflanzen mit kontaminiertem Wasser zeigt, dass aus einem 25 %-Verzehrsanteil eine jährliche Strahlenexposition für den Säugling von 8,2 mSv a^{-1} sowie für den Erwachsenen von 4,5 mSv a^{-1} resultieren würde, die um +6,3 mSv a^{-1} bzw. +1,6 mSv a^{-1} über dem Erwartungswert für Sachsen liegt. Aufgrund der mangelnden Datenlage und der daher vollständigen Berechnung über Transferfaktoren muss jedoch mit einer Überschätzung der Ingestionsdosis um einen Faktor von 2–4 gerechnet werden.
- Eine erneute Auswertung von Messdaten des BfS zeigte, dass die gesamte Strahlenexposition für die Nutzer der **Kleingartenanlage „Silberbachtal“** in Schlema bei allen Altersgruppen nur um 0,1–0,3 mSv a^{-1} über den Erwartungswerten für Sachsen liegt.

Daraus abgeleitet, ergeben sich im Allgemeinen keine Bedenken gegen eine ackerbauliche oder gärtnerische Nutzung von geringfügig kontaminierten Böden (0,2–0,5 Bq g^{-1} ^{238}U).

- Das Szenario der Nutzung des **Kleingartens in Lengenfeld** (Vogtland) zum Anbau von Obst und Gemüse zeigt ein konkretes Beispiel für Einzelpersonen der Bevölkerung mit potentiell vergleichbaren jährlichen Strahlenexpositionen über den Ingestionspfad.
- Ein jährlicher Aufenthalt in den kontaminierten **Auengebieten** der Zwickauer und Vereinigten Mulde kann die jährliche Strahlenexposition der Bevölkerung nur geringfügig erhöhen und liegt für alle Altersgruppen weniger als +0,1 mSv a^{-1} über dem Erwartungswert für Sachsen.
- Das abdeckend konservative Szenario einer **vollständigen Erzeugung aller Lebensmittel in den Auengebieten** der Zwickauer und Vereinigten Mulde auf kontaminiertem Böden und durch Beregnung der Pflanzen mit Flusswasser zeigt, dass aus einem 25 %-Verzehrsanteil eine jährliche Strahlenexposition für den Säugling von 4,3 mSv a^{-1} sowie für den Erwachsenen von 3,4 mSv a^{-1} resultieren würde, welche um +2,4 mSv a^{-1} bzw. +0,5 mSv a^{-1} über dem Erwartungswert für Sachsen liegt.
- Trotz der konservativen Berechnung über Transferfaktoren muss das Expositionsszenario „Verzehr von in den kontaminierten Auengebieten lokal erzeugten Lebensmitteln“ als durchaus realistisch bezeichnet werden.
- Für die Bewohner des durch Rückstände der Uranerzaufbereitung besonders stark kontaminierten Ortes **Lengenfeld** muss, bei ausschließlicher Betrachtung der externen Bestrahlung, mit einer relativ geringen Erhöhung der jährlichen Strahlenexposition gerechnet werden, die für den Erwachsenen mit 3,2 mSv a^{-1} nur um +0,3 mSv a^{-1} über dem Erwartungswert für Sachsen liegt und deren 95 %-Vertrauensbereich für alle Altersgruppen von 1,6–7,4 mSv a^{-1} nur geringfügig über den in Deutschland üblichen Schwankungsbreiten von 1,1–7,1 mSv a^{-1} liegt.
- Das bewusst konservativ gewählte Szenario für den **Lenkteich** in Lengenfeld zeigt den Einfluss von Gebieten mit besonders hohen Kontaminationen im Oberboden, von der die Altersgruppe der Kleinkinder aufgrund der hohen Bodenaufnahmeraten besonders stark betroffen ist und deshalb eine jährliche Strahlenexposition von 12,5 mSv a^{-1} bei einem oberen 95 %-Vertrauensbereich von 21,7 mSv a^{-1} erreicht. Die Altersgruppe der Erwachsenen ist aufgrund ihrer 8-fach geringeren Bodenaufnahmeraten von untergeordneter Bedeutung.
- Das aufgrund realer Gegebenheiten betrachtete Szenario für den **Übungsplatz in Lengenfeld** zeigt die Folgen einer Nutzung des mit Rückständen der Uranerzaufbereitung kontaminierten Areals für Freizeitaktivitäten, aus der eine jährlichen Strahlenexposition für Kleinkinder von 3,0 mSv a^{-1} resultieren kann, welche um +1,3 mSv a^{-1} über dem Erwartungswert für Sachsen liegt. Eine realistischere Annahme ist jedoch die Nutzung durch Jugendliche, für die sich eine um +0,4 mSv a^{-1} erhöhte jährliche Strahlenexposition von 3,4 mSv a^{-1} ergibt.
- Für die durch Ableitungen des **niederrheinischen Steinkohlenbergbaus** kontaminierten Gebiete wird, unter Vernachlässigung der Ingestion lokal erzeugter Lebensmittel, eine jährliche Strahlenexposition erwartet, die für alle Altersgruppen mit 1,7–2,8 mSv a^{-1} relativ niedrig ist und mit einem 95 %-Vertrauensbereich von 1,3–5,3 mSv a^{-1} innerhalb der für Deutschland üblichen Schwankungsbreiten liegt.
- Die für Bundesländern mit einer erhöhten natürlichen Strahlenexposition ermittelten **95 %-Vertrauensbereiche** von 2,4–7,1 mSv a^{-1} werden im Untersuchungsgebiet am Niederrhein weder heute noch bei einer zukünftigen Äquilibierung zwischen Radium-226 und seinen Tochternukliden im Boden erreicht.

- Für die von Kontaminationen des Oberbodens besonders betroffene Gruppe der **Kleinkinder** liegt die jährliche Strahlenexposition im hoch kontaminierten Gebiet „Schilfgürtel“ von 2,1 mSv a^{-1}auch in der Zukunft nur um +0,5 mSv a^{-1} über dem Erwartungswert für Deutschland.
- Das mit Punktschätzern berechnete abdeckend konservative Szenario des „**Angelnden Kleingärtners mit Familie**“ im Untersuchungsgebiet am Niederrhein, welches alle Aufenthalts- und Ernährungsgewohnheiten vereint, die zu hohen Strahlenexpositionen führen, zeigt, das im gegenwärtigen Zustand eine zusätzliche Exposition von Einzelpersonen der Bevölkerung oberhalb von 1,0 mSv a^{-1} ausgeschlossen werden kann.
- Im **zukünftigen Zustand** besteht für die o.g. Referenzperson die Möglichkeit, dass im hoch kontaminierten Gebiet am Rheinberger Altrhein mit einer jährlichen Strahlenexposition von 2,6 mSv a^{-1} der Richtwert von 1,0 mSv a^{-1} für die kritische Altersgruppe der Kleinkinder erreicht wird. Aufgrund der verringerten Aufnahme von Radium und seinen Tochternukliden aus den Ablagerungen über den Magen-Darm-Trakt ist dieser Wert jedoch mit weiteren Konservativitäten belegt.

8. Zusammenfassung und Ausblick

8.1 Zusammenfassung

Im Rahmen des **Flutfolgenprojektes** wurden Untersuchungen an Sedimenten im Gewässersystem der Freiberger, Zwickauer und Vereinigten Mulde durchgeführt. Abgeleitet aus Literaturwerten und eigenen Untersuchungen wurde gezeigt, dass der Erwartungswert des geogenen Hintergrundes natürlicher Radionuklide in uranbergbaulich unbeeinflussten Sedimenten und Auenböden des Erzgebirges sehr zuverlässig angegeben werden kann. Die im Rahmen des Flutfolgenprojektes untersuchten Sedimente der **Freiberger Mulde** enthielten erwartungsgemäß niedrige Gehalte natürlicher Radionuklide im Bereich der geogenen Niveaus und unterschieden sich damit nicht signifikant von früheren Untersuchungen. In den Sedimenten der **Zwickauer Mulde** wurde dagegen gegenüber früheren Untersuchungen eine deutliche Verringerung der spezifischen Aktivitäten von ^{238}U und ^{226}Ra um einen Faktor 2,2 bzw. 1,3 beobachtet. Die Maximalwerte für ^{238}U früherer Untersuchungen bei Oberrothenbach und Niederschlema ließen sich heute nicht mehr bestätigen. In der Bilanz über alle Proben zeigte sich, dass heute 44% der ^{238}U- bzw. 74% der ^{226}Ra-Aktivitäten früherer Messungen gefunden wurden. Die gegenüber früheren Analysen verbesserten Gewässergüteparameter und niedrigeren Urankonzentrationen in den Sedimenten sind eine Folge der Sanierungsmaßnahmen von uranbergbaulichen Objekten in den Gebieten Schlema-Alberoda und Crossen sowie der Inbetriebnahme der Wasserbehandlungsanlagen Pöhla (1995), Helmsdorf (1995) und Schlema-Alberoda (1998), durch die die Emissionen in die Zwickauer Mulde auf wenige Prozent früherer Werte gesenkt werden konnten. Bedingt durch den geringeren Eintrag aus der Zwickauer Mulde sind die Erwartungswerte der spezifischen Aktivitäten von ^{238}U und ^{226}Ra in den Sedimenten der **Vereinigten Mulde** ebenfalls stark zurückgegangen und liegen heute nur noch wenig über dem geogenen Niveau der Region. Da die vorangegangenen Untersuchungen bereits über 10 Jahre zurück lagen, konnte nicht geklärt werden, welchen Anteil die Hochwasserereignisse im August 2002 an den beobachteten Veränderungen der Schadstoffgehalte im Muldesystem hatten.

Im Ergebnis der hier durchgeführten Auswertung von Literaturdaten zu den **Verdachtsflächen (VF) des ehemaligen Uranbergbaus** wurden Verteilungen und statistische Parameter für die Ortsdosisleistung sowie für die Gehalte natürlicher Radionuklide in Grundwasser, Oberflächenwasser, Boden, Gewässersediment und in Biomaterialen ermittelt. Die Auswertung zeigte, dass die ermittelten Erwartungswerte für die Ortsdosisleistung (ODL) über **geogenen Böden** der VF sehr gut mit den Ergebnissen des Deutschen Grundpegelprogrammes für das Erzgebirge übereinstimmen. Die Auswertung der Daten für Uran in geogenen Böden der VF zeigte zudem eine sehr gute Übereinstimmung mit den Ergebnissen anderer Untersuchungen. Eigene im Jahr 2005 durchgeführte Untersuchungen zur Ermittlung geogener Hintergrundwerte bestätigten die o.g. Literaturangaben. Zusätzlich konnten, ergänzend zur Literatur, Hintergrundwerte für Nuklide der Thorium-Zerfallsreihe in Böden ermittelt werden. Die Auswertung von Literaturdaten des BfS zu den geogenen Aktivitätskonzentrationen natürlicher Radionuklide in **Trinkwasser** zeigte, dass diese, insbesondere für Sachsen extreme Spannweiten besitzen, sich aber durch eine logarithmische Normalverteilung beschreiben lassen. Im Rahmen des Flutfolgenprojektes wurden zudem Gewässersedimente ausgewählter VF untersucht. Im Abstrom der industriellen Absetzanlage **Zobes** bei Neuensalz (Vogtland) wurden gegenüber früheren Untersuchungen im Sediment sehr stark erhöhte spezifische Aktivitäten für ^{226}Ra gemessen, welche aus der Verlagerung von

Tailings infolge der Öffnung des Dammes bei dem Hochwasser im Herbst 2002 resultieren. Wie gezeigt werden konnte, bleibt die Reichweite der Verlagerungen aber lokal begrenzt und ist bereits vor der Mündung in die lokale Vorsperre nicht mehr feststellbar. Im Abstrom der uranbergbaulichen Objekte der VF **Zwickau-Oberrothenbach** (IAA Helmdorf) wurden im Vergleich zu früheren Untersuchungen stark verringerte Werte aller natürlicher Radionuklide im Sediment gefunden, welche heute nahezu im Bereich des geogenen Niveaus liegen und auf den Rückgang der Emissionen infolge der Wasserbehandlung zurückzuführen sind. Insgesamt sind die Messwerte im Sediment der Zwickauer Mulde aber immer noch erhöht und dokumentieren damit den Einfluss früherer Einleitungen aus der Uranerzaufbereitung. Die Auswertung der Messdaten aus dem Altlastenkataster zeigt, dass die spezifischen Aktivitäten in **Böden** der Verdachtsflächen stark durch den Uranbergbau beeinflusst sind und vielfach gegenüber dem geogenen Niveau um einen Faktor von 100–400 erhöhte Gehalte natürlicher Radionuklide zeigen. Bei den spezifischen Aktivitäten liegen vielfach gestörte logarithmische Normalverteilungen mit einem konstanten Untergrundanteil vor. Die im Rahmen des Altlastenkatasters ermittelten **Radonkonzentrationen in der Freiluft** der Verdachtsflächen liegen mit 95 % zum überwiegenden Teil unterhalb des von der SSK angegebenen oberen Endes des Normalbereiches von 80 $\mathrm{Bq\,m^{-3}}$. Weiterhin liegen die im Rahmen des Altlastenkatasters bestimmten Konzentrationen natürlicher Radionuklide im **Grundwasser** der VF, mit Ausnahme von Uran, welches einen Bereich von fünf Größenordnungen abdeckt, weitestgehend innerhalb der Spannweite des geogenen Niveaus. Im Gegensatz zum Grundwasser handelt es sich bei untersuchten **Oberflächenwässern** der Verdachtsflächen ausschließlich um uranbergbaulich beeinflusste Proben, welche in direktem Kontakt mit den oberflächlichen Kontaminationen stehen und deshalb nur zu einem geringen Anteil Gehalte im Bereich des geogenen Niveaus aufweisen. Die im Rahmen des Altlastenkatasters untersuchten Proben von vielen **Biomaterialien**, d.h. Getreide, Gemüse und Wurzelgemüse waren aufgrund der unzureichenden Probenvorbereitung nicht mit den vorhandenen Literaturdaten interpretierbar und konnten deshalb zur Ermittlung einer Strahlenexposition durch Ingestion verwendet werden. Die für die Untersuchungen zum Altlastenkataster analysierten Proben von **Weidegras** weisen stark erhöhte Gehalte natürlicher Radionuklide auf und liegen zu 45 % über dem Richtwert der SSK für Futterpflanzen von 10 $\mathrm{Bq\,kg^{-1}}$ (FM). Außerdem zeigen die im Rahmen des Altlastenkatasters untersuchten Proben von in den VF angebautem **Obst**, insbesondere für Uran und die VF Freital, stark erhöhte Gehalte natürlicher Radionuklide, welche um ca. eine Größenordnung über den Mittelwerten für Deutschland liegen und vielfach den Richtwert der SSK für Pflanzen zur Nahrungsgewinnung von 1 $\mathrm{Bq\,kg^{-1}}$ (FM) überschreiten. Eine Betrachtung von **Transferfaktoren für Futterpflanzen** aus VF ergab, dass der Transfer von Uran um rund eine Größenordnung über den in anderen Gebieten Deutschlands ermittelten Werten liegt und mit einer geometrischen Standardabweichung von 9,6 eine extreme Spannweite besitzt. Ursache dafür sind die unterschiedlichen chemischen Eigenschaften der abgelagerten, kontaminierten Materialien und die daraus resultierende Pflanzenverfügbarkeit von Uran, welche insbesondere bei den in der VF Freital zur Düngung verwendeten Aschen aus uranhaltiger Kohle sehr hoch ist. Die aus den Daten des Altlastenkatasters ermittelten **Transferfaktoren für Obst** liegen für Uran ebenfalls um eine Größenordnung über den deutschen Mittelwerten und zeigen die gleichen Tendenzen wie die o.g. Futterpflanzen.

In den am höchsten kontaminierten Gebieten der **VF Lengenfeld** wurden zur Abschätzung der externen Strahlenexposition umfangreiche eigene Kartierungen der Ortsdosisleistung durchgeführt. Die Kontaminationen werden hier im Wesentlichen durch Ablagerungen von

Aufbereitungsrückständen und durch unzureichend abgedeckte Halden verursacht, welche einen Anteil von ca. 95 % des Untersuchungsgebietes einnehmen. Außerdem wurden auf einer von Jugendlichen als Spielplatz genutzten Halde sowie aus dem **Lenkteich** Bodenproben entnommen und untersucht, um daraus die Dosis durch Direktingestion zu ermitteln. Dem infolge einer Havarie der IAA Lengenfeld im Jahr 1954 mit Aufbereitungsrückständen verlandeten Lenkteich galt dabei ein besonderes Interesse, da dieser nach eigenen Abschätzungen ein Inventar von 10–14 t Uran enthält. Die im Flutfolgenprojekt erzielten Ergebnisse gaben einen weiteren Anstoß zur heute geplanten Sanierung des Gebietes.

Zur Beurteilung der Auswirkungen von Grubenwassereinleitungen des **niederrheinischen Steinkohlenbergbaus** in die Vorflut wurden zunächst ebenfalls repräsentative Werte für den geogenen Hintergrund der Ortsdosisleistung sowie der Gehalte natürlicher Radionuklide in Gewässersedimenten und Böden ermittelt. Das Gebiet mit den höchsten Kontaminationen liegt in einem Schilfgürtel im **Rheinberger Altrhein** im Abstrom der Einleitungsstellen, hat eine Fläche von ca. 8.000 m^2 und zeigt eine homogene Verteilung der ODL. Die Ufer der Fossa Eugeniana und des Hoerstgener Kendels zeigen ebenfalls deutliche Einflüsse durch Ablagerungen infolge der Ableitungen, wobei die Flächen mit den höchsten Kontaminationen aber inzwischen durch Sanierungsmaßnahmen beseitigt wurden. Die übrigen Gewässer, wie auch die zusätzlich untersuchten Kinderspielplätze und Freizeitanlagen, zeigen keine Beeinflussung und liegen damit im geogenen Bereich des Untersuchungsgebietes. Aufgrund der Beeinflussung durch Inkrustierungen aus den Grubenwässern wurden in allen **Gewässersedimenten und Böden** deutliche Korrelationen zwischen den mitgefällten Nukliden ^{226}Ra, ^{210}Pb, ^{228}Ra und ^{228}Th gefunden, die zu deren Datierung verwendet werden können. Es konnte zudem gezeigt werden, dass die Ortsdosisleistung über den Probenahmeflächen ebenfalls gut mit den spezifischen Aktivitäten der natürlichen Radionuklide in den oberen Bodenschichten korreliert und deshalb zu einer für die Expositionsmodellierung ausreichenden Abschätzung der Bodenaktivität herangezogen werden kann. In den untersuchten **Grundwässern** wurden hingegen sehr niedrige Konzentrationen natürlicher Radionuklide gefunden, welche im Bereich des regionalen geogenen Niveaus liegen. Die Aktivitätskonzentrationen im **Trinkwasser** liegen nach Angaben der örtlichen Wasserwerke ebenfalls im Bereich des geogenen Niveaus. Im verzehrbaren Anteil der analysierten **Biomaterialien** aus dem Untersuchungsgebiet (Weidegras, Fisch, Nutria) wurden ebenfalls spezifische Aktivitäten natürlicher Radionuklide gefunden, die im Bereich der Hintergrundwerte für Deutschland liegen. Ebenso sind die im Rheinberger Altrhein ermittelten **Radon-Exhalationsraten** unauffällig und liegen innerhalb des geogenen Bereiches für Deutschland.

Auf Grundlage der aufgeführten Auswertung von eigenen Untersuchungen und Literaturdaten konnte eine Berechnung der **jährlichen Strahlenexposition** für die o.g. Untersuchungsgebiete durchgeführt werden. Die hier ermittelte altersgewichtete jährliche Strahlenexposition für **Deutschland** beträgt 2,35 mSv a^{-1} und liegt, bedingt durch die höheren Dosisbeiträge der Expositionspfade „Radon“ mit +0,15 mSv a^{-1} bzw. „Ingestion“ mit +0,10 mSv a^{-1} um +0,25 mSv a^{-1} über dem vom BfS angegebenen Mittelwert für Deutschland von 2,1 mSv a^{-1}. Die Spannweite der altersgewichteten jährlichen Strahlenexposition liegt nach Angaben von UNSCEAR weltweit im Bereich zwischen 1–10 mSv a^{-1} sowie nach Angaben des BfS für Deutschland zwischen 2–3 mSv a^{-1} und kann durch die hier durchgeführten probabilistischen Berechnungen mit Erwartungswerten von 2,3–2,9 mSv a^{-1} und einem 95 %-Vertrauensbereiches von 1,3–6,5 mSv a^{-1} bestätigt werden. Die Spannweite der Erwartungswerte der jährlichen Strahlenexposition wird in erster Linie durch den Dosisanteil durch die Inhalation

von Radon in Wohnräumen dominiert, welcher im Bereich zwischen 0,7 mSv a^{-1} in Berlin und 1,8 mSv a^{-1} in Rheinland-Pfalz variiert. Für die Altersgruppen der Säuglinge und Kleinkinder liegen die Erwartungswerte der jährlichen Strahlenexposition in den betrachteten Bundesländern und Teilgebieten zwischen 1,6–1,9 mSv a^{-1} bzw. 1,6–1,7 mSv a^{-1} und zeigen ein ähnliches Verhalten.

Ein Aufenthalt und 25 %iger Verzehrsanteil von Obst aus den **Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus** kann die jährliche Strahlenexposition der lokalen Bevölkerung in Sachsen, bedingt durch dir extreme Variabilität der spezifischen Aktivität von ^{238}U in Obst von 2,8 mSv a^{-1} auf 3,2 mSv a^{-1} und den oberen 95 %-Vertrauensbereiche auf 7,0 mSv a^{-1} erhöhen. Für Säuglinge beträgt die Differenz sogar +1,2 mSv a^{-1} gegenüber dem Mittelwert für Sachsen, bei einem oberen 95 %-Vertrauensbereich von 7,9 mSv a^{-1}. Ein Verzehr von 25 % lokal erzeugten Milch- und Fleischprodukten aus den VF zusätzlich zum Obst zeigt, trotz konservativer Annahmen, relativ geringe Auswirkungen und würde die jährliche Strahlenexposition von Erwachsenen nur um +0,1 mSv a^{-1} auf 3,4 mSv a^{-1}, bzw. die von Säuglingen nur um +0,4 mSv a^{-1} auf 3,5 mSv a^{-1} erhöhen. Das abdeckend konservative Szenario einer vollständigen Erzeugung aller Lebensmittel in den VF auf kontaminierten Böden und einer Beregnung der Pflanzen mit kontaminiertem Wasser zeigt wiederum, dass ein 25%iger Verzehrsanteil eine dramatische Erhöhung der jährlichen Strahlenexposition für den Säugling wie auch für den Erwachsenen zu Folge hätte. Aufgrund der mangelnden Datenlage und der daher vollständigen Berechnung über Transferfaktoren muss jedoch mit einer Überschätzung der Ingestionsdosis um einen Faktor von 2–4 gerechnet werden. Außerdem wurde gezeigt, dass ein jährlicher Aufenthalt in den kontaminierten **Auengebieten** der Zwickauer und Vereinigten Mulde die jährliche Strahlenexposition der Bevölkerung nur geringfügig erhöhen kann und für alle Altersgruppen weniger als +0,1 mSv a^{-1} über dem Erwartungswert für Sachsen liegt. Das abdeckend konservative Szenario einer vollständigen Erzeugung aller Lebensmittel in den Auengebieten auf kontaminiertem Böden und durch Beregnung der Pflanzen mit Flusswasser zeigte, dass aus einem 25 %iger Verzehrsanteil eine jährliche Strahlenexposition für den Säugling von 4,3 mSv a^{-1} sowie für den Erwachsenen von 3,4 mSv a^{-1} resultieren würde, welche um +2,4 mSv a^{-1} bzw. +0,5 mSv a^{-1} über dem Erwartungswert für Sachsen liegt. In diesem Fall musste ebenfalls aufgrund der mangelnden Datenlage eine vollständigen Berechnung über Transferfaktoren erfolgen, weshalb mit einer Überschätzung der Ingestionsdosis um einen Faktor von 2–4 gerechnet werden kann. Für die Bewohner des durch Rückstände der Uranerzaufbereitung besonders stark kontaminierten Ortes **Lengenfeld** (Vogtland) muss bei ausschließlicher Betrachtung der externen Bestrahlung mit einer relativ geringen Erhöhung der jährlichen. Strahlenexposition gerechnet werden, die für den Erwachsenen mit 3,2 mSv a^{-1} nur um +0,3 mSv a^{-1} über dem Erwartungswert für Sachsen liegt und deren 95 %-Vertrauensbereich für alle Altersgruppen von 1,6–7,4 mSv a^{-1} nur geringfügig über den in Deutschland üblichen Schwankungsbreiten von 1,1–7,1 mSv a^{-1} liegt. Dies gilt nicht für das Gebiet um den **Lenkteich** in Lengenfeld mit besonders hohen Kontaminationen im Oberboden, von denen die Altersgruppe der Kleinkinder aufgrund hoher Bodeningestionsrate besonders stark betroffen ist. Im Szenario „**Übungsplatz**“ in Lengenfeld wurden die Folgen der Nutzung eines mit Rückständen der Uranerzaufbereitung kontaminierten Areals für Freizeitaktivitäten gezeigt, aus der eine jährliche Strahlenexposition für Kleinkinder von 3,0 mSv a^{-1} resultieren kann, welche um +1,3 mSv a^{-1} über dem Erwartungswert für Sachsen liegt. Eine realistischere Annahme ist jedoch die Nutzung durch Jugendliche, für die sich ergänzend eine um +0,4 mSv a^{-1} erhöhte jährliche Strahlenexposition von 3,4 mSv a^{-1} ergibt.

Es wurde gezeigt, dass für die durch Ableitungen des **niederrheinischen Steinkohlenbergbaus** kontaminierten Gebiete, unter Vernachlässigung der Ingestion lokal erzeugter Lebensmittel, eine jährliche Strahlenexposition erwartet wird, die für alle Altersgruppen mit 1,7–2,8 mSv a^{-1} relativ niedrig ist und mit einem 95 %-Vertrauensbereich von 1,3–5,3 mSv a^{-1} innerhalb der für Deutschland üblichen Schwankungsbreiten liegt. Für die von Kontaminationen des Oberbodens besonders betroffene Gruppe der Kleinkinder liegt die jährliche Strahlenexposition im hoch kontaminierten Schilfgebiet am **Rheinberger Altrhein** mit 2,1 mSv a^{-1}auch in der Zukunft nur um +0,5 mSv a^{-1} über Erwartungswert für Deutschland. Das mit Punktschätzern berechnete abdeckend konservative Szenario des „angelnden Kleingärtners mit Familie“ im Untersuchungsgebiet am Niederrhein, welches alle Aufenthalts- und Ernährungsgewohnheiten vereint die zu hohen Strahlenexpositionen führen, zeigt, das im gegenwärtigen Zustand eine zusätzliche Exposition von Einzelpersonen der Bevölkerung oberhalb von 1,0 mSv a^{-1} ausgeschlossen werden kann.

8.2 Ausblick

Die im Rahmen dieser Arbeit ermittelten sowie aus Literaturquellen zusammengefassten Daten zu Vorkommen und Verteilung natürlicher Radionuklide in der Umwelt zeigen, dass die infolge des ehemaligen Uranbergbaus in Sachsen vorhandenen Kontaminationen sehr gut dokumentiert sind und durch statistische Parameter hinreichend genau beschrieben werden können. Gleiches gilt für die von den Ableitungen radioaktiver Grubenwässer betroffenen Gebiete des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus, welche durch eigene Untersuchungen umfassend dokumentiert wurden.

Mithilfe der vorhandenen Daten für die Untersuchungsgebiete ist eine realistische Abschätzung der über die relevanten Expositionspfade resultierenden Strahlenexpositionen für Personen der Bevölkerung sowie eine Angabe zu deren Schwankungsbreiten möglich.

Zusätzlich zu der nach der Wiedervereinigung Deutschlands durchgeführten Bestandsaufnahme verbleibender Kontaminationen des ehemaligen Uranbergbaus im „Altlastenkataster“ werden auch heute die radioaktiven Emissionen von Altstandorten der SDAG/SAG Wismut, z.B. von Halden und industriellen Absetzanlagen, in regelmäßigen Abständen überwacht und an die zuständigen Strahlenschutzbehörden übermittelt.

Die bei der Sanierung der Hinterlassenschaften des ehemaligen Uranbergbaus durch die Wismut GmbH in Sachsen und Thüringen auftretenden Emissionen und Immissionen werden zudem durch ein zeitlich und räumlich enges Messnetz überwacht. Die Monitoringprogramme nach REI-Bergbau gewährleisten z.B. eine regelmäßige Bilanzierung radioaktiver Auswürfe von Gruben, Halden und industriellen Absetzanlagen, bzw. der ihnen nachgeschalteten Wasserbehandlungsanlagen. Mit diesen Daten ist ebenfalls eine gute Abschätzung der über den Wasser- und Luftpfad resultierenden Strahlenexpositionen für Beschäftigte sowie Personen der Bevölkerung möglich.

Im Gegensatz zu den Gebieten des ehemaligen Uranbergbaus und ihrer unmittelbaren Umgebung, welche in die behördliche Überwachung einbezogen sind, wurden die Auen der Vorfluter die diese Gebiete entwässern bisher nur wenig untersucht. Insbesondere für die landwirtschaftlich genutzten Teile dieser Gebiete liegen nur wenige Daten zum Gehalt natürlicher Radionuklide im Oberboden vor. Bedingt durch die Jahrzehnte andauernden Emissionen der Gruben und Uranerzaufbereitungsanlagen sowie infolge häufiger Überschwemmungen sind diese Flächen potentiell hoch kontaminiert. Auch umfangreiche nach den Hochwasserereignissen im August 2002 durchgeführte Untersuchungen konnten hierzu bisher keinen Beitrag leisten.

An dieser Stelle setzt ein vom Freistaat Sachsen gefördertes und seit 2007 auch unter Beteiligung des ZSR durchgeführtes Projekt an, welches die Ermittlung und Bewertung von radiologisch relevanten Sedimentablagerungen in den landwirtschaftlich genutzten Auengebieten der Zwickauer und Vereinigten Mulde zum Ziel hat. Durch die Ermittlung von repräsentativen Werten für die Kontamination von landwirtschaftlich genutzten Auengebieten sollen Daten zur Abschätzung der daraus resultierenden zusätzlichen Strahlenexpositionen für die Bevölkerung über den Ingestionspfad gewonnen werden. Im Schwerpunkt der Studie steht die Beantwortung der Frage, ob die dort vorhandenen Kontaminationen eine radiologische Relevanz besitzen und wenn ja, ob dies ein behördliches Handeln (z.B. in der Form von Nutzungseinschränkungen) erfordert.

9. Danksagung

Zum erfolgreichen Abschluss dieser Arbeit haben viele Personen beigetragen; einigen von ihnen soll an dieser Stelle besonders gedankt werden.

Als erstes möchte ich mich bei Herrn Prof. Dr. Rolf Michel bedanken, der durch seine stetige hilfsbereite und kompetente Unterstützung, insbesondere auch in „Krisenzeiten“, diese Arbeit erst möglich gemacht hat. Zu besonderem Dank bin ich ihm auch für seine unendliche Geduld nach meinem Weggang aus dem ZSR verpflichtet.

Des Weiteren danke ich Frau Prof. Dr. Carla Vogt für ihre Unterstützung und die Übernahme des Referates für diese Arbeit.

Den Herren Karsten Borcherding, Ralf Groffmann, Hans-Georg Hannibal, Frank Köpke und Michael Senft aus der Werkstatt bin ich für ihr außerordentliches Engagement sehr dankbar. Ohne ihre Unterstützung wäre die Durchführung der Feldarbeiten so nicht möglich gewesen.

Mein Dank gilt ebenfalls allen anderen Mitarbeitern des ZSR für ihre tatkräftige Unterstützung. Insbesondere danke ich Herrn Rüdiger Sachse für seine Begleitung bei diversen Probenahmekampagnen und seine Hilfe bei der Betreuung der gammaspektrometrischen Messplätze. Ebenfalls bin ich Herrn Dr. Dieter Jakob für seine stetige Hilfsbereitschaft und die Unterstützung bei der Korrektur dieser Arbeit dankbar.

Meinem Kollegen Herrn Carsten Wanke danke ich für die gute Zusammenarbeit und seine Unterstützung bei der Durchführung der Probenahmen sowie für seinen Beitrag zur Korrektur dieser Arbeit.

Mein Dank gilt auch Frau Lena Johansson für ihr Interesse und die angenehme Zusammenarbeit.

Abschließend möchte ich dem wichtigsten Menschen in meinem Leben, meiner Frau Nicole, für ihr stetiges Verständnis und ihre Hilfe bei der Erstellung dieser Arbeit danken. Ohne ihre Unterstützung, nicht nur beim Korrekturlesen, wäre diese Arbeit sicherlich nie fertig gestellt worden.

10. Literatur

[AEA03] AEA Technology QSA GmbH (Isotrack), Giselweg 1, D-38110 Braunschweig, Multinuklid-Aktivitätsnormal, Solution number R3/26/47, Referenzdatum: 01.09.2003, 12:00.

[ALA01] K. Gewehr, P. Fischer.
Datenbank zum Altlastenkataster (A.LAS.KA).
Version 2.1 vom 22.02.2001, Projekt: Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten.
Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit mbH, Bundesamt für Strahlenschutz (**2001**).

[ALASKA] *Abschlussberichte zu den Verdachtsflächen*:
Annaberg-Buchholz [Wic01], Bärenstein [Dus01], Filzteich [Wic02], Freital [Dus03], Gottesberg/ Schneckenstein [Dus02], Lengenfeld [Dus02b], Marienberg [Dus01a], Mechelgrün-Zobes [Dus01b], Pobershau [Dus01c], Pöhla [Dus02a], Schneeberg-Aue [Küm02] und Zwickau-Oberrothenbach [Wic02a].
Siehe angegebene Zitatstellen.
Herausgeber: Bundesamt für Strahlenschutz, Berlin.

[Amb03] Ambrosi, P., U. Ankerhold, R. Behrens, K. Helmstädter, H. Schuhmacher, F. Wissmann, A. Zimbal.
Einheitliche Dosis-Messgrößen durch die Umsetzung der Richtlinie 96/29/EURATOM - Auswirkung auf die Darstellung und Weitergabe der Einheit Sievert für die Messgrößen, auf die Messtechnik und die Bauartprüfungen.
PTB-Bericht, PTB-DOS-45, Braunschweig (2003).

[AVV90] *Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 45 Strahlenschutzverordnung: Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen oder Einrichtungen (AVV)*.
Stand: 21. Februar 1990.

[AVV03] *Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 45 Strahlenschutzverordnung: Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen oder Einrichtungen (AVV)*.
Stand: 01. Juli 2003.

[Bar95] F. Barthel, K. H. Borsdorf, D. Malinowski, V. Thoste.
Die Verteilung von Radionukliden in den oberflächennahen Böden in Sachsen und Thüringen.
Z. geol. Wiss. **23** (1995) 527–545.

[BBA99] *Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV)*.
Verordnung auf Grund der §§ 6, 8 Abs. 1 und 2 und des § 13 Abs. 1 Satz 2 des Bundes-Bodenschutzgesetzes.
BGBl. I, S. 502, Bonn, 12. Juli 1999.
BGBl. I, Nr. 38, S.1714, Bonn, 26. Juli 2001.

[Beu99] P. Beuge, A. Greif, T. Hoppe, W. Klemm, A. Kluge, M. Martin, U. Mosler, R. Starke, J. Alfaro, B. Anders, K. Behrens, N. Grunwald, M. Haurand, A. Knöchel,

A. Meyer, H. Potgeter, S. Staub, M. Stocker.
Die Schwermetallsituation im Muldesystem - Abschlussbericht an das BMBF.
Bände I-III, ISBN 3-924330-28-X, Im Eigenverlag der Universität Hamburg, Hamburg 1999.

[BfS01] *Bundesamt für Strahlenschutz–Jahresbericht 2001*.
Herausgeber: Bundesamt für Strahlenschutz (BfS).
Salzgitter 2001.

[BfS03] *Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung im Jahr 2002 – Unterrichtung durch die Bundesregierung* (Parlamentsbericht).
Herausgeber: Bundesamt für Strahlenschutz.
Berlin 2003.

[BfS04] *Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung im Jahr 2003 – Unterrichtung durch die Bundesregierung* (Parlamentsbericht).
Herausgeber: Bundesamt für Strahlenschutz.
Berlin 2004.

[BfS05] *Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung im Jahr 2004 – Unterrichtung durch die Bundesregierung* (Parlamentsbericht).
Herausgeber: Bundesamt für Strahlenschutz.
Berlin im November 2005.

[BfS06] *Natürliche Radioaktivität in Nahrungsmitteln*.
Bundesamt für Strahlenschutz.
Download: http://www.bfs.de/ion/nahrungsmittel/nahrung.html
Salzgitter 2006.

[BfS06a] *Natürliche Radionuklide in Trinkwässern*.
Bundesamt für Strahlenschutz.
Download: http://www.bfs.de/ion/nahrungsmittel/trinkwasser.html
Salzgitter 2006.

[Bie96] H. Biesold, A. Kindt, E. Ettenhuber.
Untersuchung bergbaulicher Hinterlassenschaften.
ATW **41** (1996) 98–102.

[BMU92] *Messanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt und zur Erfassung radioaktiver Emissionen aus kerntechnischen Anlagen – Teil F : Boden.*
Loseblattsammlung.
Herausgeber: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit,
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart 1992.

[BMU92a] *Messanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt und zur Erfassung radioaktiver Emissionen aus kerntechnischen Anlagen – Teil F : Futtermittel.*
Loseblattsammlung.
Herausgeber: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit,
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart 1992.

[BMU99] *Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen - Bergbau).* In: SSK-Empfehlung vom 02/03.07.1998, überarbeitete Fassung des BMU/BfS, Stand 30.07.1999, Bonn 1999.

[BMU99a] *Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition durch Inhalation von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität, Berechungsgrundlagen - Bergbau Teil: Radon.* Überarbeitete Fassung des BMU/BfS, Stand 30.07.1999, Bonn 1999.

[BMU02] *Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung – Jahresbericht 2001.* Herausgeber: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Bonn im Dezember 2002.

[BMU03] *Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung - Jahresbericht 2002.* Herausgeber: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Bonn im November 2003.

[BMU05] *Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung – Jahresbericht 2003.* Herausgeber: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Bonn im Januar 2005.

[BMU05a] *Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung – Jahresbericht 2004.* Herausgeber: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Bonn im Dezember 2005.

[BMU06] *Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung – Jahresbericht 2005.* Herausgeber: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Bonn im Dezember 2006.

[Bot04] M. Bothe. *Quantifizierung der Ingestion von Boden durch Kinder.* Verein für Kernverfahrenstechnik und Analytik Rossendorf e.V. (VKTA). Hg. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Berlin im Mai 2004.

[Bro95] J. Brown, J. Simmonds. *FARMLAND - A Dynamic Model for the Transfer of Radionuclides through Terrestrial Foodchain.* NRPB-R273, National Radioecological Protection Board (1995).

[Car01] F. Carini. *Radionuclide transfer from soil to fruit.* J. Environ. Radioactivity **52** (2001) 237–279

[Cha91] A. C. Chamberlain. *Radioactive Aerosols.* Cambridge University Press, Cambridge 1991.

[Cho01] G. R. Choppin, J.-O. Liljenzin, J. Rydberg.
Radiochemistry an Nuclear Chemistry.
3. Aufl., Butterworth-Heinemann, 2001.

[Cla95] D. L. Clark, D. E. Hobart, M. P. Neu.
Actinide Carbonate Complexes and Their Importance in Actinide Environmental Chemistry.
Chem. Rev. **95** (1995) 25–48.

[Deb90] K. Debertin, U. Schötzig.
Bedeutung von Summationskorrektionen bei der Gammastrahlen-Spektrometrie mit Germaniumdetektoren.
PTB-Bericht, PTB-Ra-24, Braunschweig im Mai 1990.

[Die98] H. H. Dieter.
Die neuen Trinkwasserleitwerte der WHO für chemische Stoffe und ihre praktische Bedeutung.
Bundesgesundheitsblatt Jg. 36, 1993, Nr. 5, geändert durch WHO: „Guidelines for Drinking Water Quality“, 1998.

[DIN96] DIN 1319-3.
Grundlagen der Messtechnik; Teil 3: Auswertung von Messungen einer einzelnen Messgröße, Messunsicherheit.
Beuth Verlag, Berlin 1996.

[Dus01] C. Dushe, K. Gehrcke, G. Henze, M. Kümmel, S. Müller, O. Reske, S. Sawallisch, K. Wichterey.
Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten – Abschlussbericht zur Verdachtsfläche Bärenstein (VF 18a).
AS-IB-02, Bundesamt für Strahlenschutz, Berlin im Mai 2001.

[Dus01a] C. Dushe, E. Beier, K. Gehrcke, G. Henze, M. Kümmel, S. Müller, O. Reske, S. Sawallisch, K. Wichterey.
Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten – Abschlussbericht zur Verdachtsfläche Marienberg (VF 19).
AS-IB-04, Bundesamt für Strahlenschutz, Berlin im Mai 2001.

[Dus01b] C. Dushe, K. Gehrcke, G. Henze, M. Kümmel, S. Müller, O. Reske, S. Sawallisch, K. Wichterey.
Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten – Abschlussbericht zur Verdachtsfläche Mechelgrün-Zobes (VF 07).
AS-IB-03, Bundesamt für Strahlenschutz, Berlin im Mai 2001.

[Dus01c] C. Dushe, E. Beier, K. Gehrcke, G. Henze, M. Kümmel, S. Müller, O. Reske, S. Sawallisch, K. Wichterey.
Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten – Abschlussbericht zur Verdachtsfläche Pobershau (VF 20).
AS-IB-06, Bundesamt für Strahlenschutz, Berlin im Juni 2001.

[Dus02] C. Dushe, E. Beier, K. Gehrcke, G. Henze, M. Kümmel, S. Müller, O. Reske, S. Sawallisch, K. Wichterey.
Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten

– Abschlussbericht zur Verdachtsfläche Gottesberg/ Schneckenstein (VF 14).
AS-IB-12, Bundesamt für Strahlenschutz, Berlin im Februar 2002.

[Dus02a] C. Dushe, E. Beier, K. Gehrcke, G. Henze, M. Kümmel, S. Müller, O. Reske, S. Sawallisch, K. Wichterey.
Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten – Abschlussbericht zur Verdachtsfläche Pöhla (VF 17).
AS-IB-17, Bundesamt für Strahlenschutz, Berlin im Mai 2002.

[Dus02b] C. Dushe, E. Beier, K. Gehrcke, G. Henze, M. Kümmel, S. Müller, O. Reske, S. Sawallisch, K. Wichterey.
Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten – Abschlussbericht zur Verdachtsfläche Lengenfeld (VF 09).
AS-IB-14, Bundesamt für Strahlenschutz, Berlin im März 2002.

[Dus03] C. Dushe, E. Beier, K. Gehrcke, G. Henze, M. Kümmel, S. Müller, O. Reske, S. Sawallisch, K. Wichterey.
Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten – Abschlussbericht zur Verdachtsfläche Freital (VF 21) und Abschlussbericht zur Verdachtsfläche Mühlbach-Maxen (VF 27).
AS-IB-21, Bundesamt für Strahlenschutz, Berlin im Januar 2003.

[Ett01] E. Ettenhuber, K. Gehrcke.
Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten – Abschlussbericht.
Bfs-Bericht: BfS-SCHR-22/01, Berlin im März 2001.

[ESM] ESM Strahlen- und Umweltmesstechnik (Eberline).
Betriebsanleitung zum Dosisleistungsmessgerät FH 40 GL und zu den externen Zusatzsonden FHZ 672-E10 und FHZ 502 E.

[EUR96] *Richtlinie 96/29/EURATOM des Rates vom 13. Mai 1996 zur Festlegung der grundlegenden Sicherheitsnormen für den Schutz der Gesundheit der Arbeitskräfte und der Bevölkerung gegen die Gefahren ionisierender Strahlungen.*
AB1.EG, L159/1 vom 29.06.1996.

[Far88] E. Farries.
Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau: Tierernährung.
Verlagsunion Agrar, 11. Aufl. (1988).

[Fei97] S. Feige.
Radionuklid-Kontaminationen von Wässern, Sedimenten und Böden durch den Steinkohle- und Braunkohletagebau.
Unveröffentlichte Diplomarbeit an der Universität Gesamthochschule Essen, Fachbereich Bio- und Geowissenschaften, Essen 1997.

[Fri01] E. Fritsch.
Abschlussbericht zum Projekt: *Detaillierte radiologische Messungen in ausgewählten Standorten der Gemarkung Lengenfeld / Vogtland.*
C&E – Consulting und Engineering GmbH, Chemnitz den 20.11.2001.

[Gat96] R. Gatzweiler.
Lagerstätten- und produktionsbedingte Umweltauswirkungen des Uranerz-

bergbaus im globalen Maßstab.
In: A. Siehl (Hg.), *Umweltradioaktivität*.
Ernst und Sohn Verlag für Architektur und technische Wissenschaften GmbH, Berlin (1996) 97–113.

[Gel04] W. Geller, K. Ockenfeld, M. Böhme, A. Knöchel (Herausgeber).
Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002. Endbericht des Ad-hoc-Projekts „*Schadstoffuntersuchungen nach dem Hochwasser vom August 2002 – Ermittlung der Gefährdungspotentiale an Elbe und Mulde*“.
Magdeburg im Juni 2004, ISBN 3-00-013615-0.
Download: http://www.ufz.de/data/HWEnd1333.pdf.

[Gib61] W. M. Gibson.
The Radiochemistry of Lead.
U. S. Atomic Energy Commission (USAEC), NAS-NS 3040, Oak Ridge 1961.

[Gin62] J. E. Gindler.
The Radiochemistry of Uranium.
U. S. Atomic Energy Commission (USAEC), NAS-NS 3050, Oak Ridge 1962.

[GRS96] Gesellschaft für Anlagen und Reaktorsicherheit mbH (GRS), Beak Consultants GmbH.
Radionuklidbelastung von Sedimenten und Auenböden – Datenerfassung, Erstauswertung, Ergebnisdarstellung.
Freiberg im April 1996.

[GRS96a] *Leistungsbeschreibungen zu den Untersuchungsgebieten* für das Projekt „Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten“.
Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, Köln 1996.

[HAO80] *Anordnung zur Gewährleistung des Strahlenschutzes bei Halden und industriellen Absetzanlagen und bei der Verwendung darin abgelagerter Materialien* – Haldenanordnung (HaldAO).
Gesetzblatt der Deutschen Demokratischen Republik, Teil I, Nr. 34, S. 347, Berlin, den 17. November 1980.

[Har04] S. R. M. Harb.
On the human radiation exposure as derived from the analysis of natural and man-made radionuclides in soils.
Dissertation, Universität Hannover, Hannover 2004.

[HGN04] R. Gellermann, R. Michel, W. U. Müller, J. Wiegand.
Untersuchungskonzept: „Radiologische Bewertung der Grubenwässer – Einleitungen des Steinkohlenbergbaus im Bereich Fossa Eugeniana“.
HGN Hydrogeologie GmbH, Magdeburg im März 2004.

[HGN05] R. Gellermann, R. Michel, W. U. Müller, J. Wiegand.
Abschlussbericht, Phase A: “Radiologische Bewertung der Grubenwässer –

Einleitungen des Steinkohlenbergbaus im Bereich Fossa Eugeniana”.
HGN Hydrogeologie GmbH, Magdeburg im März 2005.

[HGN06] R. Gellermann, R. Michel, W. U. Müller, J. Wiegand.
Abschlussbericht, Phase B: “Radiologische Bewertung der Grubenwässer – Einleitungen des Steinkohlenbergbaus im Bereich Fossa Eugeniana”.
HGN Hydrogeologie GmbH, Magdeburg im März 2006.

[Hyd60] E. K. Hyde.
The Radiochemistry of Thorium.
U. S. Atomic Energy Commission (USAEC), NAS-NS 3004,
Oak Ridge 1960.

[IAE94] *Handbook of parameter values for the predicition of radionuclide transfer in temperate environments*.
Technical Reports Series No. 364.
International Atomic Energy Agency, Wien.
Produced in collaboration with the International Union of Radioecologists (IUR) (1994).

[ICR91] *1990 Recommendations of the Protection International Commision on Radioecological Protection. Publication 60.*
International Commision on Radioecological Protection (ICRP).
Annals of the ICRP, Vol. 21, No. 1-3, Pergamon Press, Oxford 1991.

[ICR93] *Protection Against Radon-222 at Home and at Work*.
Publication 65.
International Commision on Radioecological Protection (ICRP).
Pergamon Press, Oxford 1993.

[ICR95] *Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides*.
Part 4: *Inhalation dose coefficients*. Publication 71.
International Commision on Radioecological Protection (ICRP),
Pergamon Press, Oxford 1995.

[ICR96] *Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides*.
Part 5: *Compilation of ingestion and inhalation dose coefficients*. Publication 72.
International Commision on Radioecological Protection (ICRP),
Pergamon Press, Oxford 1996.

[Iva82] M. Ivanovich, R. S. Harmon (Eds.).
Uranium Series Disequilibrium: Applications to Environmental Problems.
Clarendon Press, Oxford 1982.

[Isr51] Israel, H.
Compendium of Meteorology (Ed.: T.F. Malone).
American Meteorol. Society, Boston, Mass., p. 155
(zitiert nach E.D. Goldberg: Geochronology with lead-210. In: Radioactive Dating. IAEA, Vienna 1963).

[Jäk87] B. Jäckel, W. Westmeier, P. Patzelt.
On the Photopeak Efficiency of Germanium Gamma-Ray Detectors.
Nucl. Inst. Meth. Phys. Res. A, **261** (1987) 543–548

[Kat86] J. J. Katz, G. T. Seaborg, L. R. Morss.
The Chemistry of the Actinide Elements.
Bd. 1+2, 2. Aufl., Chapman and Hall Verlag, London 1986.

[Kem96] J. Kemski, R. Klingel, A. Siehl.
Die terrestrische Strahlung durch natürliche radioaktive Elemente in Gesteinen und Böden.
In: A. Siehl (Hg.), *Umweltradioaktivität*.
Ernst und Sohn Verlag für Architektur und technische Wissenschaften GmbH, Berlin (1996) 69–96.

[Kir64] H. W. Kirby, M. L. Salutsky.
The Radiochemistry of Radium.
U. S. Atomic Energy Commission (USAEC), NAS-NS 3057,
Oak Ridge 1964.

[Kir98] G. Kirchner, O. Daillant.
Accumulation of Pb-210 and Ra-226 and radioactive cesium by fungi.
Sci. Total Environm. **222** (1998) 63–70.

[Klö79] H. Klös, C. Schoch.
Untersuchung radiumhaltiger Grubenwässer im Lippeeinzugsgebiet vor Inbetriebnahme des THTR-300-Kernkraftwerkes Schmehausen.
In : Fachgespräch Überwachung der Umweltradioaktivität, Hrsg. Bundeinnenministerium, 24–33, Karlsruhe 1979.

[Klö93a] H. Klös, C. Schoch.
Einfache Methoden zur Radiodatierung limnischer Sedimente.
Z. Umweltchem. Ökotox. 5/1 (1993) 2–6.

[Klö93b] H. Klös, C. Schoch.
Altersklassierung von Gewässersedimenten.
Z. Umweltchem. Ökotox. 5/5 (1993) 253–258.

[Klö04] *Gammastrahlung aus Gewässersedimenten in Nordrhein-Westfalen – Auswertung unter Berücksichtigung der Euratom-Grundnormen*.
Stand: 03/2004, Download: http://people.freenet.de/hans.kloes/0.htm.

[Knö04] A. Knöchel, J. Feuerborn, F. Miller, R. Michel, S. Ritzel, C. Wanke.
AP 3.9: Verlagerung natürlicher Radionuklide.
Magdeburg 2004, in: [Gel04] 183–205.

[Kno99] G. F. Knoll.
Radiation Detection and Measurement.
Third Edition, John Wiley & Sons, New York 1999.

[Küm02] M. Kümmel, E. Beier, C. Dushe, K. Gehrcke, G. Henze, S. Müller, O. Reske, S. Sawallisch, K. Wichterey.
Radiologische Erfassung,Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten – Abschlussbericht zur Verdachtsfläche Schneeberg-Aue (VF 15).
AS-IB-17, Bundesamt für Strahlenschutz, Berlin im Mai 2002.

[Leh97] R. Lehmann, J. Kemski, A. Siehl.
Radonkonzentration in Wohngebäuden der Bundesrepublik Deutschland.
BfS-Bericht: BfS-ST-1/97 (1997), ISBN 3-89701-077-1.

[Lei04] B. Leichsenring, Wismut GmbH.
Persönliche Mitteilung, 2004.

[Lie95] K. H. Lieser.
Radionuclides in the Geosphere: Sources, Mobility, Reactions in Natural Waters and Interactions with Solids.
Radiochim. Acta **70**/**71** (1995) 355–375.

[Mic05] R. Michel, J. Feuerborn, A. Knöchel, F. Miller, S. Ritzel, H.-C. Treutler, W. v. Tümpling, C. Wanke.
Radionuclides in the Mulde River System after the August-2002 Flood. Special Issue: Displacement of Pollutants during the River Elbe Flood in August 2002.
Acta hydrochim. hydrobiol. **33** (2005) 5, 492–506.

[Mic99] R. Michel, K. Kirchhoff.
Nachweis-, Erkennungs- und Vertrauensgrenzen bei Kernstrahlungsmessungen.
ISBN 3-8249-0542-6, TÜV-Verlag GmbH, Köln 1999.

[Mül93] H. Müller, G. Pröhl.
ECOSYS-87: A Dynamic Model for Assessing Radiological Consequences of Nuclear Accidents.
Health Physics 64/3 (1993) 232–252.

[NRC03] D. E. Robertson, D. A. Cataldo, B. A. Napier, K. M. Krupka, L. B. Sasser.
Literature Review and Assessment of Plant and Animal Transfer Factors Used in Performance Assessment Modeling.
Pacific Northwest National Laboratory.
Ed. U.S. Nuclear Regulatory Commission (NRC), Washington 2003.

[Nuc00] J. Magill.
Nuclides 2000: An Electronic Chart of the Nuclides.
Version 1.0, European Communities.
Hg. Institute for Transuranium Elements (ITU), Karlsruhe 2000.

[Ori02] OriginLab Corporation, One Roundhouse Plaza, Northampton, MA 01060 USA.
Statistischer Signifikanztest auf Normalverteilung nach Shapiro und Wilk,
Prozedur: nag_shapiro_wilk_test, Dokumentationsfile: g01ddc_cl05.pdf.
Dokumentation zu Software Microcal Origin 7.0 (2002).

[Pfe95] G. Pfennig, H. Klewe-Nebenius, W. Seelmann-Eggebert.
Karlsruher Nuklidkarte.
Hg. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Technik und Umwelt, 6. Aufl., Karlsruhe 1995.

[Pie95] Z. Pietrzak-Flis, M. Skowrońska-Smolak.
Transfer of ^{210}Pb and ^{210}Po to plants via root system and above-ground interception.
Sci. Total. Environ. **162** (1995) 139–147.

[Pil02] *Abschlussbericht zur Pilotprojekt 09/1 im Rahmen des Altlastenkatasters Südregion (TP2 – Phase), Untersuchung zur Ermittlung des Radioaktivitäts- und Schadstoffinventars auf der Verdachtsfläche 0 (Lengenfeld / Vogtland)*.
WISMUT Consulting & Engineering, Chemnitz im Januar 1992.

[Pop04] P. Popp, W. v. Tümpling, K. Freyer, W. Geyer, M. Lincke, M. Schreiber, H.-Ch. Treutler, R. Wennrich.
AP 3.1.: Schadstoffe und Radionuklide in urbanen Räumen des Elbe- und Muldeeinzugsgebietes.
Magdeburg 2004, in: [Gel04] 70–81.

[Rei90] A. Reineking, J. Porstendörfer.
Unattached Fraction of Short-Lived Radon Decay Products in Indoor and Outdoor Environments: An Improved Single-screen Method and Results.
Health Physics, **58**/6 (1990) 715–727.

[Rit02] S. Ritzel.
Gegenüberstellung und Optimierung von Verfahren zur gammaspektrometrischen Bestimmung von ^{210}Pb in Umweltproben.
Unveröffentlichte Diplomarbeit an der Philipps-Universität Marburg, Fachbereich Chemie, Marburg 2002.

[Rit06] S. Ritzel, A. Knöchel, J. Feuerborn, F. Miller, R. Michel, C. Wanke.
Umfassender Abschlussbericht zum Arbeitspaket 3.9 des BMBF-Ad-hoc-Projektes „Schadstoffuntersuchungen nach dem Hochwasser vom August 2002 – Ermittlung der Gefährdungspotentiale an Elbe und Mulde“: Verlagerung natürlicher Radionuklide.
Unveröffentlichte Monographie.
Hannover 2006, (vgl. [Gel04]).

[Röh96] W. Röhnsch.
Radioaktive Umweltkontamination durch den Bergbau in Deutschland.
In: A. Siehl (Hg.), *Umweltradioaktivität*.
Ernst & Sohn Verlag für Architektur und technische Wissenschaften GmbH, Berlin (1996) 115–134.

[Röm95] J. Falbe, M. Regitz (Hrsg.).
Römpp Chemie Lexikon.
9. Aufl., Bd. 1–6, Georg Thieme Verlag, Stuttgart 1995.

[Roy82] J. Royston.
An extension of Shapiro and Wilk's W Test for Normality to large samples.
Appl. Statist. **31** (1982) 115–124.

[Sch95] G. Schweer.
Aktivitätsmessungen an Sedimenten des Ruhrgebietes in Hinblick auf deren Datierung.
Unveröffentlichte Diplomarbeit an der Fachhochschule Aachen, Fachbereich Chemieingenieurswesen, Aachen im März 1995.

[Sch98] U. Schötzig, H. Schrader.
Halbwertszeiten und Photonen-Emissionswahrscheinlichkeiten von häufig verwendeten Radionukliden.

PTB-Bericht, PTB-Ra-16/5, ISBN 3-89701-279-0, 5. Auflage, Braunschweig, September 1998.

[Sch01] S. Schmidt.
Untersuchungen zur Radionuklidbelastung von Oberflächenwässern, Sedimenten und Böden als Folge des Steinkohlenbergbaus im Ruhr-Revier.
Dissertation im Fachbereich Bio- und Geowissenschaften, Universität Essen, Essen 2001.

[Sch04] J. Schwerdt.
Ergebnisse der Ermittlung der Ortsdosisleistung auf Sedimentschichten am Auslauf von Schacht Friedrich-Heinrich 4 mit zwei Messgeräten vom Typ „Radian 104“.
Unveröffentlichte Aufzeichnungen.
SGB Rheinberg, 30. April 2004.

[Sha65] S. Shapiro, M. Wilk.
An analysis of variance test for normality.
Biometrika **52** (1965).

[Sie96] A. Siehl.
Grundlagen und geowissenschaftliche Aspekte der Umweltradioaktivität.
In: A. Siehl (Hg.), *Umweltradioaktivität*.
Ernst und Sohn Verlag für Architektur und technische Wissenschaften GmbH, Berlin 1996, 1–30.

[Sil95] R. J. Silva, H. Nitsche.
Actinide Environmental Chemistry.
Radiochim. Acta **70**/**71** (1995) 377–396.

[Sim98] S. L. Simon.
Soil ingestion by humans: a review of history, data, and etiology with application to risk assessment of radioactively contaminated soil.
Health Phys. **74** (1998) 647–672.

[SMU00] Leitfaden Uranbergbausanierung – Wegweiser für den Umgang mit radioaktiv kontaminierten Materialien, Flächen, Bergehalden und Absetzanlagen aus dem Altbergbau.
Hg. Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft.
2. Auflage, Dresden im Dezember 2000.

[SPS03] SPSS® für Windows, Version 12.0.
SPSS Inc., 11. November 2003.

[SSK91a] *Strahlenschutzgrundsätze für die Nutzung von durch den Uranbergbau kontaminierten Flächen zur industriellen Nutzung.*
Empfehlung der Strahlenschutzkommission.
Verabschiedet auf der 104. Sitzung am 27./28. Juni 1991.
Bundesanzeiger Nr. 156 vom 22. August 1991.

[SSK91b] *Strahlenschutzgrundsätze für die Nutzung von durch den Uranbergbau kontaminierten Flächen zur forst- und landwirtschaftlichen Zwecken sowie als Grünanlage (Parkanlage) und Wohngebiet*.
Empfehlung der Strahlenschutzkommission.

Verabschiedet auf der 105. Sitzung am 7./8. Oktober 1991.
Bundesanzeiger Nr. 227 vom 7. Dezember 1991.

[SSK91c] *Strahlenschutzgrundsätze für die Verwahrung und Nutzung von Bergbauhalden.*
Empfehlung der Strahlenschutzkommission.
Verabschiedet auf der 105. Sitzung am 7./8. Oktober 1991.
Bundesanzeiger Nr. 227 vom 7. Dezember 1991.

[SSK91d] *Strahlenschutzgrundsätze bei der Freigabe von Schrott aus der Stilllegung von Anlagen des Uranerzbergbaus*.
Empfehlung der Strahlenschutzkommission.
Verabschiedet auf der 104. Sitzung der SSK am 27./28.06.1991
Bundesanzeiger Nr. 151 vom 15. August 1991.

[SSK92a] *Strahlenschutzgrundsätze für die Freigabe von gewerblich genutzten Gebäuden zur weiteren gewerblichen Nutzung sowie für die Beseitigung von Bauschutt aus dem Bereich des Uranerzbergbaus*.
Empfehlung der Strahlenschutzkommission.
Verabschiedet auf der 107. Sitzung am 12./13. Dezember 1991.
Bundesanzeiger Nr. 43 vom 3. März 1992.

[SSK92b] *Strahlenschutzgrundsätze für die Freigabe von wieder verwendbaren Geräten und Einrichtungen aus dem Bereich des Uranerzbergbaus zur allgemeinen Nutzung.*
Empfehlung der Strahlenschutzkommission.
Verabschiedet auf der 107. Sitzung am 12./13. Dezember 1991.
Bundesanzeiger Nr. 43 vom 3. März 1992.

[SSK92c] *Bewertung der Verwendung von Kupferschlacke aus dem Mansfelder Raum.*
Empfehlung der Strahlenschutzkommission.
Verabschiedet auf der 108. Sitzung am 27. Januar 1992.
Bundesanzeiger Nr. 43 vom 3. März 1992.

[SSK92d] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.).
Strahlenschutzgrundsätze für die Verwahrung, Nutzung oder Freigabe von kontaminierten Materialien Gebäuden, Flächen oder Halden aus dem Uranerzbergbau – Empfehlungen der Strahlenschutzkommission mit Erläuterungen.
Band 23, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York, 1992.

[SSK93] *Strahlenschutzkriterien für die Nutzung von möglicherweise durch den Uranbergbau beeinflussten Wässern als Trinkwasser.*
Empfehlung der Strahlenschutzkommission.
Verabschiedet auf der 114. Sitzung am 10. Dezember 1992.
Bundesanzeiger Nr. 94 vom 22. Mai 1992.

[SSK94] *Strahlenschutzgrundsätze zur Begrenzung der Strahlenexposition durch Radon und seine Folgeprodukte in Gebäuden*.
Empfehlung der Strahlenschutzkommission (SSK).
Bundesanzeiger Nr. 155 vom 18. August 1994.

[SSK95] *Grundsätze zur Bewertung der Strahlenexposition infolge von Radon-Emissionen aus bergbaulichen Hinterlassenschaften in den Uranerzberg-*

baugebieten Sachsens und Thüringens.
Empfehlung der Strahlenschutzkommission (SSK).
Bundesanzeiger Nr. 158 vom 23. August 1995.

[SSK03a] *Strahlenexposition durch Rn-222 im Trinkwasser*.
Empfehlung der Strahlenschutzkommission (SSK).
Verabschiedet in der 188. Sitzung der SSK am 2. Dezember 2003.

[SSK03b] *Strahlenexposition durch Blei-210 und Polonium-210 im Trinkwasser*.
Stellungnahme der Strahlenschutzkommission (SSK).
Verabschiedet in der 188. Sitzung der SSK am 2. Dezember 2003.

[SSK04] *Grundsätze und Methoden zur Berücksichtigung von statistischen Unsicherheiten für die Ermittlung repräsentativer Werte der spezifischen Aktivität von Rückständen*.
Empfehlung der Strahlenschutzkommission (SSK).
Verabschiedet in der 197. Sitzung der Strahlenschutzkommission am 16./17. Dezember 2004.

[Str01] Verordnung für die Umsetzung von Euratom-Richtlinien zum Strahlenschutz vom 20. Juli 2001, Artikel 1: *Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen – (Strahlenschutzverordnung - StrlSchV)*.
BGBl. I, Nr. 38, S.1714, Bonn, 26. Juli 2001.
Geändert aufgrund der Verordnung vom 18. Juni 2002, BGBl I, S. 1869.

[SVG06] *Gesetz zum vorsorgenden Schutz der Bevölkerung gegen Strahlenbelastung (Strahlenschutzvorsorgegesetz - StrVG)*.
BGBl. I vom 19. Dezember 1986, S. 2610 ff., zuletzt geändert durch Artikel 64 der Verordnung vom 31. Oktober 2006, BGBl. I, S. 2407 ff.

[Tay82] J. R. Taylor.
An Introduction to Error Analysis – The Study of Uncertainties in Physical Measurements.
University Science Books, Mill Valley 1982.

[Thi02] S. Thierfeldt, S. Wörlen, F. Schartmann, E. Kugeler.
Spezifische Fragestellungen für die Fortentwicklung von Datensätzen für Freigabewerte - 4. Zwischenbericht zum Vorhaben StSch 4279.
Brenk Systemplanung GmbH, Aachen den 2. Dezember 2002.

[Tri03] *Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung – TrinkwV)*.
Vom 21. Mai 2001, BGBl. I S. 959, geändert durch Artikel 263 der Verordnung vom 25. November 2003, BGBl. I S. 2304.

[UNS88] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation - *Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation.*
1988 Report to the General Assembly, with annexes.
United Nations, New York 1998.

[UNS93] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) - *Sources and Effects of Ionizing Radiation.*
UNSCEAR 1993 Report to the General Assembly, with Scientific Annexes.

(Volume 1: Sources)
United Nations, New York 1993.

[UNS94] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation - *Sources and Effects of Ionizing Radiation.*
UNSCEAR 1994 Report to the General Assembly, with Scientific Annexes.
United Nations, New York 1994.

[UNS96] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation - *Sources and Effects of Ionizing Radiation.*
UNSCEAR 1996 Report to the General Assembly, with Scientific Annex.
United Nations, New York 1996.

[UNS00] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) - *Sources and Effects of Ionizing Radiation.*
UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly, with Scientific Annexes.
(Volume 1: Sources)
United Nations, New York 2000.

[Vah02] 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 Steinkohlenbergbau 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 Seeon, 21.–25. April 2002, TÜV-Verlag, Köln (2002) S. 227–234.

[Vah97] H. H. Vahl.
Genotoxizität von Schwebstoffen und Sedimenten aus der Elbe – Optimierung bakterieller Testverfahren unter besonderer Berücksichtigung oxidativer Mechanismen.
Dissertation Universität Hamburg, 1997.
Berichte aus dem Zentrum für Meeres- und Klimaforschung, Reihe 4, Hydrobiologie und Fischereiwissenschaften, Hamburg 1997.

[Vah04] J.-W. Vahlbruch.
Über den Transfer von natürlichen Radionukliden in terrestrischen Ökosystemen und die realistische Modellierung der natürlichen Strahlenexposition in Norddeutschland.
Disseration, Universität Hannover, Hannover 2004.

[VOA84a] *Verordnung über die Gewährleistung von Atomsicherheit und Strahlenschutz* (VOAS).
Gesetzblatt der Deutschen Demokratischen Republik, Teil I, Nr. 30, S. 341 ff, Berlin, den 21. November 1984.

[VOA84b] *Durchführungsbestimmung zur Verordnung über die Gewährleistung von Atomsicherheit und Strahlenschutz vom 11. Oktober 1984* (DB VOAS).
Gesetzblatt der Deutschen Demokratischen Republik, Teil I, Nr. 30, S. 348, Berlin, den 21. November 1984, zuletzt geändert GBl. I, Nr. 18, S. 196, 1987.

[Vog04] H. G. Vogt, H. Schultz.
Grundzüge des praktischen Strahlenschutzes.
ISBN 3-446-22850-0, 3. Aufl., Carl Hanser Verlag, München 2004.

[Wei04] K. Weise, K. Hübel, R. Michel, E. Rose, M. Schläger, D. Schrammel, M. Täschner.
Nachweisgrenze und Erkennungsgrenze bei Kernstrahlungsmessungen: spezielle Anwendungen – Vorschlag für eine Norm.
ISBN 3-8249-0904-9, TÜV-Verlag GmbH, Köln 2004.

[Wei95] K. Weise, R. Michel.
Erkennungsgrenze, Nachweisgrenze und Vertrauensbereich in der allgemeinen Kernstrahlungs-Spektrometrie.
Kerntechnik **60**/4 (1995) 189–196.

[Whi87] F. Whicker, T. Kirchner.
PATHWAY: A dynamic food-chain model to predict radionuclide ingestion after fallout deposition.
Health Physics **52**/6 (1987) 717–737.

[Wib95] A. F. Holleman, E. Wiberg, N. Wiberg.
Lehrbuch der Anorganischen Chemie.
101. Auf., Walter der Gruyter Verlag, Berlin 1995.

[Wic97] K. Wichterey, S. Sawallisch.
Abschätzung der Strahlenexposition für Nutzer der Gartensparte „Silberbachtal“ in Schlema.
ST 1 - 05/1997, Bundesamt für Strahlenschutz, Berlin im Dezember 1997.
Download: http://www.bfs.de/ion/anthropg/fachinfo/forschungs_vh/silberbach.pdf

[Wic01] K. Wichterey, E. Beier, C. Dushe, K. Gehrcke, G. Henze, M. Kümmel, S. Müller, O. Reske, S. Sawallisch.
Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten – Abschlussbericht zur Verdachtsfläche Annaberg-Buchholz (VF 18).
AS-IB-05, Bundesamt für Strahlenschutz, Berlin im Juni 2001.

[Wic02] K. Wichterey, E. Beier, C. Dushe, K. Gehrcke, G. Henze, M. Kümmel, S. Müller, O. Reske, S. Sawallisch.
Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten – Abschlussbericht zur Verdachtsfläche Filzteich (VF 14).
AS-IB-15, Bundesamt für Strahlenschutz, Berlin im Mai 2002.

[Wic02a] K. Wichterey, E. Beier, C. Dushe, K. Gehrcke, G. Henze, M. Kümmel, S. Müller, O. Reske, S. Sawallisch.
Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten – Abschlussbericht zur Verdachtsfläche Zwickau und Oberrothenbach (VF 12 und 11),
AS-IB-18, Bundesamt für Strahlenschutz, Berlin im Mai 2002.

[Wic04] K. Wichterey, M. Beyermann, M. Kümmel.
Results of the investigation on natural radiation exposure due to ingestion.
Kerntechnik **69**/5–6 (2004) 248–252.

[Wil93] W. Will, R. Lehmann.
Messung der Exposition durch Gammastrahlung in Häusern der neuen Bundesländer.
In: Bundesamt für Strahlenschutz - Jahresbericht 1993.
Herausgeber: Bundesamt für Strahlenschutz.
Berlin 1993.

[Wil97] W. Will, K. H. Borsdorf, J. Mielcarek, D. Malinowski, O. Sarenio.
Ortsdosisleistung der terrestrischen Gammastrahlung in den östlichen Bundesländern Deutschlands.
Hg. Bundesamt für Stahlenschutz, Berlin.
BfS-ST-13/97, Berlin im August 1997.

[Wil97a] W. Will, K. H. Borsdorf.
Ortsdosisleistung der terrestrischen Gammastrahlung in Deutschland.
Hg. Bundesamt für Strahlenschutz, Berlin.
ISBN 3-89701-077-1, BfS-ST-1/97, Berlin im November 1997.

[Wil03] W. Will, J. Mielcarek, U.-K. Schkade.
Ortsdosisleistung der terrestrischen Gammastrahlung in ausgewählten Regionen Deutschlands.
Hg. Bundesamt für Strahlenschutz, Salzgitter.
ISBN 3-89701-993-0, BfS-SW-01/03, Salzgitter im Juni 2003.

[Wis01] *Umweltbericht WISMUT 2000 - Bericht über 10 Jahre Umweltüberwachung und Sanierungstätigkeit an den Standorten der WISMUT GmbH in den Freistaaten Sachsen und Thüringen*.
Herausgeber: Unternehmensleitung der Wismut GmbH.
Chemnitz 2001.

[Wis02] M. Hagen, F. Beschorner (Hrsg.)
Chronik der Wismut.
Ausgabe 2002, im Eigenverlag der Wismut GmbH, Chemnitz 2002.

[Wis03] *Umweltbericht WISMUT 2002*.
Herausgeber: Unternehmensleitung der Wismut GmbH.
Chemnitz 2003.

[Wis03a] Verwaltungsabkommen zwischen der Bundesrepublik Deutschland und dem Freistaat Sachsen zu den sächsischen Wismut-Altstandorten (VA-Wismut-Altstandorte),
Berlin, den 5. September 2003.
Download: http://www.wismut.de/PDF/verwaltungsabkommen.pdf

[Wis04] *Umweltbericht WISMUT 2003*.
Herausgeber: Unternehmensleitung der Wismut GmbH.
Chemnitz 2004.

[Wis05] *Umweltbericht WISMUT 2004*.
Herausgeber: Unternehmensleitung der Wismut GmbH.
Chemnitz 2005.

[Wis06] *Umweltbericht WISMUT 2005*.
Herausgeber: Unternehmensleitung der Wismut GmbH.
Chemnitz 2006.

[Wis07] *Umweltbericht WISMUT 2006*.
Herausgeber: Unternehmensleitung der Wismut GmbH.
Chemnitz 2007.

[Wis07a] *Vorplanung zur Sanierung der Plohnbachaue Lengenfeld*.
Wismut AG, Chemnitz, 2007.
Download: http://www.wismut.de/altstandorte/projekte_altstandorte.php?jahr=2003&nummer=20&ansicht=detail

[Wis07b] *Planmäßige Sanierung der dringlichen bergtechnischen und radiologischen Schäden: Sanierung Lenkteich in Lengenfeld, Teilprojekt Planung*.
Wismut AG, Chemnitz, 2007.
Download: http://www.wismut.de/altstandorte/projekte2005.php?nummer=58&ansicht=detail.

[Wis07c] *Sanierung Lenkteich in Lengenfeld, Teilprojekt Ausführung Sanierung*.
Wismut AG, Chemnitz, 2007.
Download: http://www.wismut.de/altstandorte/projekte_altstandorte.php?jahr=2006&nummer=130&ansicht=detail

11. Anhang

11.1 Abkürzungsverzeichnis

ALASKA	Altlastenkataster/ Datenbank A.LAS.KA zum Altlastenkataster
AGM	Altersgewichteter Mittelwert nach UNSCEAR, Gleichung (2.1)
AM	Arithmetischer Mittelwert
AVV	Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 47 StrlSchV
BfS	Bundesamt für Strahlenschutz
BglBb	Berechnungsgrundlagen Bergbau [BMU99] [BMU99a]
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
DOE	United States Department of Energy
EW	Erwartungswert
FM	Frischmasse, Feuchtmasse
FWHM	Halbwertsbeite (*Full Width at Half Maximum*)
GM	Geometrischer Mittelwert
GRS	Gesellschaft für Anlagen und Reaktorsicherheit mbH
GS	Geometrische Standardabweichung
HGN	Hydrogeologie Nordhausen GmbH
HPGe	Reinstgermanium (High-Purity Germanium)
IAEA	International Atomic Energy Agency
ICP-MS	Induktiv gekoppelte Plasma-Massenspektrometrie (*inductively-coupled-plasma mass-spectrometry*)
ICRP	International Commision on Radioecological Protection
IMIS	Integriertes Mess- und Informationssystem
k.A.	keine Angabe
LINEG	Linksniederrheinische Entwässerungsgenossenschaft
PTB	Physikalisch Technische Bundesanstalt, Braunschweig
QQ-Plot	Quantil-Quantil-Plot (Diagramm)
SSK	Deutsche Strahlenschutzkommission
SP	Spannweite der Werte eines Datensatzes
StrlSchV	Strahlenschutzverordnung [Str01]
TrinkwV	Trinkwasserverordnung [Tri03]
UNSCEAR	United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation
VB	Vertrauensbereich einer Verteilung
VF	Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus in Sachsen/ Thüringen
VKTA	Verein für Kernverfahrenstechnik und Analytik Rossendorf e.V.
ZSR	Zentrum für Strahlenschutz und Radioökologie, Universität Hannover

11.2 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1. Gesamte jährliche Strahlenexposition durch natürliche Strahlenquellen in Deutschland und weltweit. 25

Abbildung 2. Arbeitsablauf für Radioaktivitäts- und Schwermetallanalysen in Sedimenten. 68

Abbildung 3. Temperaturprogramm für die Veraschung von Fisch- und Fleischproben. . 73

Abbildung 4. Nulleffektspektrum von Detektor K3, 30–400 keV (Messzeit: 7 d)..... 78

Abbildung 5. Nulleffektspektrum von Detektor K3, 400–1500 keV (Messzeit: 7 d)..... 78

Abbildung 6. Abhängigkeit der drei Absorptionsmechanismen für Gammastrahlung von E_γ und Z (entnommen aus [Kno99], bearbeitet) 84

Abbildung 7. Interpolierte Efficiencyfunktionen für Detektor K3 im Energiebereich von 59,5 bis 1.836,1 keV (Dichtebereich 0,7 bis 1,6 $g \cdot cm^{-3}$). 86

Abbildung 8. Efficiencykalibrierung von Detektor 3 in Abhängigkeit des MSK. 88

Abbildung 9. Ergebnisse des BfS-Ringvergleiches V/1998. 100

Abbildung 10. Q-Q-Plot für die ungestörte Stichprobe (c = 0) aus einer Lognormalverteilung und für die durch einen konstanten Untergrund von c = 10,…,90 gestörte Probe $z_{<i>} = c + y_{<i>}$ (n = 1000). 111

Abbildung 11. Schema zur Klassifizierung von bergbaulichen Altlasten nach Biesold et al., entnommen aus [Bie96]. 114

Abbildung 12. Geographische Lage der Probenahmestellen für Sedimente an der Freiberger-, Zwickauer und Vereinigten Mulde im Bundesland Sachsen. .117

Abbildung 13. Messwerte und Literaturwerte aus [Beu99] zu den spezifischen Aktivitäten von ^{238}U in den Gewässersedimenten des Muldesystems nach Flusskilometern. 117

Abbildung 14. Messwerte und Literaturwerte [Beu99] der spezifischen Aktivitäten von ^{226}Ra in den Gewässersedimenten des Muldesystems nach Flusskilometern. 118

Abbildung 15. Messwerte und Literaturwerte [Beu99] der Aktivitätsverhältnisse von A(^{226}Ra/^{228}Th) in den Gewässersedimenten des Muldesystems nach Flusskilometern. 118

Abbildung 16. Vergleich verschiedener Literaturwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{238}U in den Gewässersedimenten des Muldesystems, geordnet nach Flusskilometern, Daten entnommen aus [GRS96], [Beu99]. 119

Abbildung 17. Vergleich verschiedener Literaturwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{226}Ra in Gewässersedimenten des Muldesystems, geordnet nach Flusskilometern, Daten entnommen aus [GRS96], [Beu99]. 120

Abbildung 18. Vergleich verschiedener Literaturwerte des Aktivitätsverhältnisses A(^{226}Ra/^{228}Th) in Gewässersedimenten des Muldesystems, geordnet nach Flusskilometern, Daten entnommen aus [GRS96], [Beu99]. 121

Abbildung 19. Spezifische Aktivitäten von ^{238}U in Auenböden der Zwickauer- und Vereinigten Mulde, alle Bodenschichten (0–50 cm) incl. Querprofile, nach Daten aus [GRS96]. 126

Abbildung 20. Spezifische Aktivitäten von ^{226}Ra in Auenböden der Zwickauer- und Vereinigten Mulde, alle Bodenschichten (0–50 cm) incl. Querprofile, nach Daten aus [GRS96]. 127

Abbildung 21. Spezifische Aktivitäten von ^{210}Pb in Auenböden der Zwickauer- und Vereinigten Mulde, alle Bodenschichten (0–50 cm) incl. Querprofile, nach Daten aus [GRS96]. 127

Abbildung 22. Aktivitätsverhältnis der natürlichen Radionuklide A(^{226}Ra/^{228}Ra) in Auenböden der Zwickauer- und Vereinigten Mulde, alle Bodenschichten (0–50 cm) incl. Querprofile, Daten entnommen aus [GRS96]. 129

Abbildung 23. Aktivitätsverhältnis der natürlichen Radionuklide A(^{238}U/^{226}Ra) in Auenböden der Zwickauer- und Vereinigten Mulde, alle Bodenschichten (0–50 cm) incl. Querprofile, Daten entnommen aus [GRS96]. 130

Abbildung 24. Geographische Lage der untersuchten Verdachtsflächen (VF) im Bundesland Sachsen (Zuordnung im obenstehenden Text). 134

Abbildung 25. Q-Q-Plot für die ODL-Messwerte über geogenen Böden der untersuchten Verdachtsflächen, alle Angaben in nSv h^{-1}. 136

Abbildung 26. Übersichtskarte zur Ortsdosisleistung der terrestrischen Strahlung in Sachsen mit eingezeichneten Verdachtsflächen, entnommen aus [Wil97]. 136

Abbildung 27. Q-Q-Plots für die im Rahmen des Flutfolgenprojektes gemessenen ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb und ^{228}Ra-Aktivitäten in geogenen Sedimenten der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen. 139

Abbildung 28. Q-Q-Plots für die ^{238}U, ^{226}Ra und ^{210}Pb-Aktivitäten in geogenen Böden der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen [ALASKA], alle Angaben in Bq kg^{-1}. 141

Abbildung 29. ODL-Messwerte an den Probenahmestellen des Flutfolgenprojektes (Uferstreifen). 146

Abbildung 30. Q-Q-Plot für die ODL-Messwerte an den Probenahmestellen des Flutfolgenprojektes (Uferstreifen), alle Angaben in nSv h^{-1}. 147

Abbildung 31. Q-Q-Plots für die ODL-Messwerte über den Bodenprobenahmestellen in unbeeinflussten (links) und beeinflussten Bereichen (rechts) der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen, Daten entnommen aus [ALASKA], alle Angaben in nSv h^{-1}. 148

Abbildung 32. Messwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb und ^{228}Th im Gewässersediment der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen sowie 95 %-Perzentile des geogenen Hintergrundes (blaue Linie). 149

Abbildung 33. Gewässerschema der Verdachtsfläche Mechelgrün-Zobes. 150

Abbildung 34. Gewässerschema der Verdachtsfläche Zwickau-Oberrothenbach. 153

Abbildung 35. Messwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb und ^{210}Po in Bodenproben der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen sowie 95 %-Perzentile des geogenen Untergrundes (blaue Linie), Messdaten entnommen aus [ALASKA]. 158

Abbildung 36. Q-Q-Plots für die Untergrundwerte (links) und bergbaulich beeinflussten Messwerte (rechts) der Nuklide ^{238}U, ^{226}Ra und ^{210}Pb in Bodenproben der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen, alle Angaben in Bq kg^{-1}. 159

Abbildung 37. Messwerte der Aktivitätskonzentration von ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb und ^{210}Po im Grundwasser der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen sowie 95 %-Perzentile des geogenen Untergrundes (blaue Linie), Messdaten entnommen aus [ALASKA]. 161

Abbildung 38. Q-Q-Plots für die korrigierten Messwerte der Nuklide ^{238}U, ^{226}Ra und ^{210}Pb in Grundwässern der in dieser Arbeit untersuchten VF, Angaben in mBq L^{-1}. 162

Abbildung 39. Messwerte der Aktivitätskonzentration von ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb und ^{210}Po im Oberflächenwasser der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen sowie 95 %-Perzentile des geogenen Untergrundes (blaue Linie), Messdaten entnommen aus [ALASKA]. 164

Abbildung 40. Q-Q-Diagramme für die um einen konstanten Untergrund korrigierten Messwerte der Nuklide ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb und ^{210}Po im Oberflächenwasser der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen, Daten entnommen aus [ALASKA], alle Angaben in mBq L^{-1}. 165

Abbildung 41. Spezifische Aktivität von ^{238}U im Gras (Weidegras) der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen in Abhängigkeit der Bodenaktivität, Daten entnommen aus [ALASKA]. 173

Abbildung 42. Spezifische Aktivität von ^{226}Ra im Gras (Weidegras) der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen in Abhängigkeit der Bodenaktivität, Daten entnommen aus [ALASKA]. 174

Abbildung 43. Messwerte und Spannweiten der ^{222}Rn-Konzentrationen im Freien über den in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen (311 Messstellen) des ehemaligen Uranbergbaus, Daten entnommen aus [ALASKA]. 176

Abbildung 44. Q-Q-Plot der ^{222}Rn-Konzentrationen im Freien für die in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus, alle Angaben in Bq m^{-3}. 177

Abbildung 45. Gewässerschema der Verdachtsfläche Lengenfeld. 180

Abbildung 46. Topographische Karte der VF Lengenfeld (RD10 5440-NW) im Abstrom des Plohnbaches mit eingezeichneten Probenahmestellen (1 = Lenkteich mit Plohnbachaue, 2 = Südhalde, 3 = Nordhalde, 4 = ehemaliger Polizeiübungsplatz). 181

Abbildung 47. Topographische Karte der Verdachtsfläche Lengenfeld (RD10 5440-NW) im Abstrom des Plohnbaches mit eingezeichneten Probenahmestellen. 181

Abbildung 48. Topographische Karte des Lenkteiches mit eingezeichnenten ODL-Messwerten, alle Angaben in nSv h^{-1}. 182

Abbildung 49. Topographische Karte der Plohnbachaue im Gebiet um den Lenkteich in Lengenfeld mit farblich graduierten ODL-Messpunkten; die Messwerte wurden [Fri01] entnommen. 183

Abbildung 50. QQ-Plots für die ODL-Messwerte auf dem Lenkteich und in der Plohnbachaue in Lengenfeld, Angaben in nSv h^{-1}. 184

Abbildung 51. Topographische Karte der Plohnbachaue im Gebiet um die Eisenbahnbrücke in Lengenfeld mit farblich graduierten ODL-Messpunkten. 185

Abbildung 52. QQ-Plot für die ODL-Messwerte an der Eisenbahnbrücke über den Plohnbach in Lengenfeld, Angaben in nSv h^{-1}. 185

Abbildung 53. Topographische Karte der Südhalde in Lengenfeld mit farblich graduierten ODL-Messpunkten. 186

Abbildung 54. QQ-Plot für die korrigierten ODL-Messwerte auf der Südhalde in Lengenfeld, Angaben in nSv h^{-1}. 187

Abbildung 55. Topographische Karte der Nordhalde in Lengenfeld mit farblich graduierten ODL-Messpunkten und Waldwegen (Orientierungspunkte). 188

Abbildung 56. QQ-Plots für die geogenen Untergrundwerte (links) und bergbaulich beeinflussten Messwerte (rechts) auf der Nordhalde in Lengenfeld, Angaben in nSv h^{-1}. 188

Abbildung 57. Topographische Karte des ehemaligen Polizeiübungsplatzes (Nordhalde) in Lengenfeld mit farblich graduierten ODL-Messpunkten. 189
Abbildung 58. QQ-Plot für die korrigierten ODL-Messwerte auf dem ehemaligen Polizeiübungsplatz (Nordhalde) in Lengenfeld, Angaben in nSv h^{-1}. 191
Abbildung 59. Mess- und Literaturwerte [Dus02b] der spezifischen Aktivitäten von ^{238}U in Gewässersedimenten der Verdachtsfläche Lengenfeld. 193
Abbildung 60. Mess- und Literaturwerte [Dus02b] der spezifischen Aktivitäten von ^{226}Ra in Gewässersedimenten der Verdachtsfläche Lengenfeld. 193
Abbildung 61. Aktivitätsverhältnisse von A(^{226}Ra/^{228}Th) in Gewässersedimenten der Verdachtsfläche Lengenfeld. 194
Abbildung 62. Photographie der Abstichkante am Lenkteich mit Probenahmestellen und Schema des Abstiches mit Schichteneinteilung. 198
Abbildung 63. Hydrogeologisches Profil durch die VF Lengenfeld mit Lage der Grundwassermessstellen, entnommen aus [Dus02b]. 202
Abbildung 64. Aktivitätskonzentrationen von ^{238}U und ^{226}Ra in Oberflächenwässern der VF Lengenfeld in Abhängigkeit vom Gewässerverlauf; Daten entnommen aus [Dus02b]. 204
Abbildung 65. Topographische Karte des Rheinberger Altrheins mit ODL-Kartiergebieten . 213
Abbildung 66. Topographische Karte des Schilfgürtels (TF 3a) am Rheinberger Altrhein mit farblich graduierten ODL-Messpunkten. 214
Abbildung 67. Histogramm der ODL-Messwerte im Gesamtgebiet des Rheinberger Altrheins. 216
Abbildung 68. Histogramm der ODL-Messwerte im Schilfgürtel (TF 3a) des Rheinberger Altrheins. 216
Abbildung 69. Topographische Karte des Rheinberger Altrheins mit Auswahl und Pufferung der 10 größten „Hotspots“ im Schilfgürtel (TF 3a). 217
Abbildung 70. Box- und Whisker- Plot der ODL-Messwerte über den Längsprofilen in 0–20 m Entfernung vom rechten Ufer des Rheinberger Altrheins. 219
Abbildung 71. Topographische Karte des Untersuchungsgebietes mit Messpunkten für die ODL-Messungen in sensitiven Gebieten. 222
Abbildung 72. Topographische Karte der Halde Kohlenhuck mit ODL-Messpunkten. 223
Abbildung 73. Topographische Karte der kontaminierten Flächen am Hoerstgener Kendel mit farblich graduierten ODL-Messpunkten. 224
Abbildung 74. Übersichtskarte der Probenahmestellen für Gewässersedimente. 225
Abbildung 75. Messwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{238}U über ^{226}Ra in ausgewählten Gewässersedimenten vom Niederrhein. 228
Abbildung 76. Messwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{210}Pb über ^{226}Ra in ausgewählten Gewässersedimenten vom Niederrhein. 229
Abbildung 77. Messwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{228}Ra über ^{226}Ra in ausgewählten Gewässersedimenten vom Niederrhein. 230
Abbildung 78. Messwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{228}Th (^{224}Ra) über ^{228}Ra in ausgewählten Gewässersedimenten vom Niederrhein. 230
Abbildung 79. Übersichtskarte der Probenahmestellen für hochwasserbeeinflusste Böden (die Punkte BR_L, BR_R und HK1–HK3 liegen außerhalb). 231
Abbildung 80. Messwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{238}U über ^{226}Ra in ausgewählten Bodenproben (0–20 cm) vom Niederrhein. 234

Abbildung 81. Messwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{210}Pb über ^{226}Ra in ausgewählten Bodenproben (0–20 cm) vom Niederrhein. 235
Abbildung 82. Messwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{228}Th über ^{226}Ra in ausgewählten Bodenproben (0–20 cm) vom Niederrhein. 235
Abbildung 83. Messwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{228}Th über ^{228}Ra in ausgewählten Bodenproben (0–20 cm) vom Niederrhein. 236
Abbildung 84. Messwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{137}Cs über ^{226}Ra in ausgewählten Bodenproben (0–20 cm) vom Niederrhein. 236
Abbildung 85. Korrelation zwischen den spezifischen Aktivitäten der Bodenschichten 0–10 cm und 0–20 cm für die natürlichen Radionuklide ^{226}Ra, ^{210}Pb, ^{228}Ra und ^{228}Th im Rheinberger Altrhein. 238
Abbildung 86. Messwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{210}Pb in ausgewählten Bodenproben (0–20 cm, 0–10 cm) und Sedimenten für eine dichteabhängige bzw. MSK-abhängige Kalibrierung. 239
Abbildung 87. Massenschwächungskoeffizienten (E_γ = 46,5 keV) der Bodenproben (0–10 cm, 0–20 cm) vom Niederrhein in Abhängigkeit der spezifischen ^{226}Ra-Aktivitäten. 240
Abbildung 88. Massenschwächungskoeffizienten der Bodenproben (0–10 cm, 0–20 cm) vom Niederrhein nach Probenahmeflächen. 241
Abbildung 89. Zusammenhang zwischen spezifischer Aktivität von ^{226}Ra im Oberboden (0–10 cm, 0–20 cm) und ODL über der Probenahmefläche. 242
Abbildung 90. Spezifische Aktivitäten natürlicher Radionuklide im Oberboden (0–10 cm, 0–20 cm) in Abhängigkeit von der Ortsdosisleistung. 244
Abbildung 91. Anteile der natürlichen Zerfallsreihen von ^{238}U, ^{232}Th und von ^{40}K an der gemessenen Ortsdosisleistung (Bodenschicht 0–20 cm). 247
Abbildung 92. Übersichtskarte der Probenahmestellen für Oberflächenwässer bei der regulären und Monitoringbeprobung. 252
Abbildung 93. Messwerte der Aktivitätskonzentrationen von ^{226}Ra über ^{40}K in ausgewählten Oberflächenwässern vom Niederrhein. 254
Abbildung 94. Zerfallsreihen der natürlichen Radionuklide ^{232}Th, ^{238}U und ^{235}U. 262
Abbildung 95. Pourbaix-Diagramm für Uran in wässriger Lösung ohne Berücksichtigung von Komplexen oder schwerlöslichen Verbindungen. 264
Abbildung 96. Szenarien des Einflusses durch den Uranbergbau in Sedimenten. 272
Abbildung 97. Drei-Isotopen-Plot A(^{226}Ra/^{238}U) = f[A(^{228}Ra/^{238}U)] für Gewässersedimente aus dem Muldesystem. 273
Abbildung 98. Drei-Isotopen-Plot A(^{210}Pb/^{226}Ra) = f[A(^{238}U/^{226}Ra)] für Gewässersedimente aus dem Muldesystem. 273
Abbildung 99. Drei-Isotopen-Plot A(^{226}Ra/^{238}U) = f[A(^{228}Ra/^{238}U)] für die Gewässersedimente der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen (Teil 1). 275
Abbildung 100. Drei-Isotopen-Plot A(^{210}Pb/^{226}Ra) = f[A(^{238}U/^{226}Ra)] für die Gewässersedimente der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen (Teil 1). 275
Abbildung 101. Drei-Isotopen-Plot A(^{226}Ra/^{238}U) = f[A(^{228}Ra/^{238}U)] für die Gewässersedimente der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen (Teil 2). 276

Abbildung 102. Drei-Isotopen-Plot A(^{210}Pb/^{226}Ra) = f[A(^{238}U/^{226}Ra)] für die Gewässersedimente der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen (Teil 2). 276

Abbildung 103. Schematische Darstellung der Expositionsszenarien und Expositionspfade nach den Berechnungsgrundlagen Bergbau [BMU99]. 282

Abbildung 104. Verhältnis der Umgebungsäquivalentdosis $H^*(10)$ und der maximalen Richtungs-Äquivalentdosis $H'(0{,}07)$ zur Photonenäquivalentdosis H_X für Photonen in einem parallelen Strahlenbündel bei Bestrahlung von vorn, entnommen aus [Vog04]. 285

Abbildung 105. Wahrscheinlichkeitsdichte der effektiven Jahresdosis ($j \leq 1\,\mathrm{a}$) durch externe Bestrahlung in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus (95 %-VB). 292

Abbildung 106. Wahrscheinlichkeitsdichte der effektiven Jahresdosis ($j \leq 1\,\mathrm{a}$) durch externe Bestrahlung in den gering kontaminierten Gebieten des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus (95 %-Vertrauensbereich). 295

Abbildung 107. Wahrscheinlichkeitsdichte der effektiven Jahresdosis ($j \leq 1\,\mathrm{a}$) durch externe Bestrahlung in den stärker kontaminierten Gebieten des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus (95 %-Vertrauensbereich). 295

Abbildung 108. Flächenanteile der Teilflächen 1–5 an der Gesamtfläche des Rheinberger Altrheins (N = Negativfläche). 296

Abbildung 109. Literaturdaten zur unbeabsichtigten Bodeningestion der verschiedenen Referenzpersonen, Daten entnommen aus [Sim98] und [Bot04]. 300

Abbildung 110. Wahrscheinlichkeitsdichte der effektiven Jahresdosis ($1\,\mathrm{a} < j \leq 2\,\mathrm{a}$) durch Direktingestion von Boden in ausgewählten Gebieten Deutschlands (95 %-VB). 303

Abbildung 111. Wahrscheinlichkeitsdichte der effektiven Jahresdosis ($1\,\mathrm{a} < j \leq 2\,\mathrm{a}$) durch Direktingestion von Boden in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus (95 %-Vertrauensbereich). 305

Abbildung 112. Wahrscheinlichkeitsdichte der effektiven Jahresdosis ($1\,\mathrm{a} < j \leq 2\,\mathrm{a}$) durch Direktingestion von Boden in den gering kontaminierten Gebieten des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus – heutige Situation (95 %-Vertrauensbereich). 310

Abbildung 113. Wahrscheinlichkeitsdichte der effektiven Jahresdosis ($1\,\mathrm{a} < j \leq 2\,\mathrm{a}$) durch Direktingestion von Boden in den höher kontaminierten Gebieten des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus – heutige und zukünftige Situation (Z), (95 %-Vertrauensbereich). 311

Abbildung 114. Wahrscheinlichkeitsdichte der effektiven Jahresdosis ($1\,\mathrm{a} < j \leq 2\,\mathrm{a}$) durch Direktingestion von Boden im Rheinberger Altrhein – heutige und zukünftige Situation (Z), (95 %-Vertrauensbereich). 311

Abbildung 115. Wahrscheinlichkeitsdichte der effektiven Jahresdosis ($j > 17\,\mathrm{a}$) durch Inhalation von Radon und Folgeprodukten in Abhängigkeit der Radonkonzentration in Häusern der Bundesrepublik Deutschland (95 %-Vertrauensbereich). 343

Abbildung 116. Verteilung der effektiven Jahresdosis für die Referenzperson j durch Inhalation von Radon und Folgeprodukten im Freien in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus (95 %-Vertrauensbereich). 344

Abbildung 117. Lage der Ableitungspunkte relativ zur zu beurteilenden Fläche am Rheinberger Altrhein (der rote Kreis hat einen Radius von 4 km). 347

Abbildung 118. Anteile der einzelnen Expositionspfade an der gesamten effektiven Jahresdosis für die Altersgruppe der Säuglinge ($j \leq 1\,\mathrm{a}$). 368

Abbildung 119. Anteile der einzelnen Expositionspfade an der gesamten effektiven Jahresdosis für die Altersgruppe der Kleinkinder ($1\,\mathrm{a} < j \leq 2\,\mathrm{a}$). 368

Abbildung 120. Anteile der einzelnen Expositionspfade an der gesamten effektiven Jahresdosis für die Altersgruppe der Jugendlichen ($12\,\mathrm{a} < j \leq 17\,\mathrm{a}$). 369

Abbildung 121. Anteile der einzelnen Expositionspfade an der gesamten effektiven Jahresdosis für die Altersgruppe der Erwachsenen ($j > 17\,\mathrm{a}$). 369

11.3 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1. Weltweite und deutsche Referenzwerte und Spannweiten der spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide in Böden sowie Ortsdosisleistung im Freien und in Häusern. 27

Tabelle 2. Referenzwerte der spezifischen Aktivitäten von Nukliden der natürlichen Zerfallsreihen in deutschen Lebensmitteln und weltweite Mittelwerte, Angaben in mBq kg^{-1} (FM). 29

Tabelle 3. Effektive Jahresdosis durch Ingestion von Radionukliden der natürlichen Zerfallsreihen und ^{40}K in Deutschland und im weltweiten Mittel, Angaben in µSv a^{-1}. 29

Tabelle 4. Referenzwerte der Aktivitätskonzentration von Nukliden der natürlichen Zerfallsreihen in deutschen Trinkwässern und weltweite Mittelwerte, Angaben in mBq L^{-1}. 30

Tabelle 5. Effektive Jahresdosis durch die Ingestion von natürlichen Radionukliden mit dem Trinkwasser in Deutschland und im weltweiten Mittel, Angaben in µSv a^{-1}. 30

Tabelle 6. Aktivitätskonzentrationen von ^{222}Rn und ^{220}Rn in Häusern und im Freien sowie die daraus resultierende effektive Jahresdosis in Deutschland und im weltweiten Mittel. 36

Tabelle 7. Übersicht der untersuchten Sedimentproben 69

Tabelle 8. Übersicht der untersuchten Bodenproben. 70

Tabelle 9. Probenahmeprogramm für Monitoring 71

Tabelle 10. Probenahmestellen für Oberflächenwässer und Grubenwässer 71

Tabelle 11. Probenahmestellen für Grundwässer 72

Tabelle 12. Ausführungsvarianten der ODL-Kartierung im Feld. 75

Tabelle 13. Im Feld eingesetzte ODL-Messsonden. 75

Tabelle 14. Technische Daten der verwendeten Halbleiterdetektoren [a]. 76

Tabelle 15. Halbwertszeiten, Gammalinien und dazugehörige Übergangswahrscheinlichkeiten der Nuklide im verwendeten Multinuklidstandard QCY48 sowie von ^{210}Pb 81

Tabelle 16. Hergestellte Multinuklid- und ^{210}Pb-Standards mit jeweiliger Dichte 82

Tabelle 17. Summationskorrekturfaktoren der PTB für die Gammalinien des ^{60}Co und ^{88}Y in verschiedenen Geometrien, entnommen aus [Deb90]. 89

Tabelle 18. Ausgewertete Gammalinien von Nukliden der natürlichen Zerfallsreihen des ^{238}U, ^{235}U und ^{232}Th sowie von ^{40}K und ^{137}Cs. 90

Tabelle 19. Übersicht der nuklidspezifischen Nachweisgrenzen für die im Rahmen des Flutfolgenprojekts durchgeführten Messungen, Angaben in Bq kg^{-1}. 96

Tabelle 20. ODL-Messwerte im Salzstock Asse sowie Vorgaben der PTB zur vorherrschenden Umgebungsäquivalentdosisleistung für die Ermittlung der Geräteselbstanzeige. 98

Tabelle 21. Ergebnisse des Messvergleiches auf den Referenzmessflächen der Wismut GmbH in Ronneburg, Angaben in nSv h^{-1} bzw. Zählrate. 99

Tabelle 22. Aus dem Messvergleich berechnete Umgebungsäquivalentdosisleistung und Vorgabewerte des BfS. 99

Tabelle 23. Gegenüberstellung der ermittelten Messwerte für die spezifischen Aktivitäten natürlicher Radionuklide in Sediment und Bodenproben durch ZSR und VKTA, Angaben in Bq kg^{-1} 101

Tabelle 24. Messwerte für die spezifischen Aktivitäten natürlicher Radionuklide im Ringvergleich BfS V/1998 mit den verwendeten Detektoren und Vorgabewerte der PTB, Angaben in Bq kg^{-1}. 101

Tabelle 25. Empfehlung der SSK zur Folgenutzung von durch den Uranbergbau kontaminierten Flächen, entnommen aus [SSK91b]. 113

Tabelle 26. Messdaten zur spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide in uranbergbaulich unbeeinflussten Sedimenten des Erzgebirges und Vogtlandes, Aktivitäten in Bq kg^{-1}, Daten entnommen aus [GRS96]. 116

Tabelle 27. Messdaten zur spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide in uranbergbaulich unbeeinflussten Auenböden des Erzgebirges und Vogtlandes, Aktivitäten in Bq kg^{-1}, Daten entnommen aus [GRS96]. 116

Tabelle 28. Messdaten zur spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide in Gewässersedimenten der Freiberger Mulde, Aktivitäten in Bq kg^{-1}. 121

Tabelle 29. Literaturdaten zur spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide in Gewässersedimenten der Freiberger Mulde, entnommen aus [Beu99], Aktivitäten in Bq kg^{-1}. 122

Tabelle 30. Messdaten zur spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide in Gewässersedimenten der Zwickauer Mulde, Aktivitäten in Bq kg^{-1} 123

Tabelle 31. Literaturdaten zur spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide in Gewässersedimenten der Zwickauer Mulde, entnommen aus [Beu99], Aktivitäten in Bq kg^{-1}. 123

Tabelle 32. Übersicht ausgewählter Wismut-Sanierungsbetriebe zur abgestoßenen Jahreswassermenge, Uran- und Radiumableitung für die Jahre 2001–2006... 124

Tabelle 33. Messdaten zur spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide in Gewässersedimenten der Vereinigten Mulde, Aktivitäten in Bq kg^{-1}. 124

Tabelle 34. Literaturdaten zur spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide in Gewässersedimenten der Vereinigten Mulde, entnommen aus [Beu99], Aktivitäten in Bq kg^{-1}. 125

Tabelle 35. Literaturdaten zur spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide in Auenböden (0–20 cm) der Zwickauer- und Vereinigten Mulde, entnommen aus [GRS96], Aktivitäten in Bq kg^{-1}. 128

Tabelle 36. Literaturdaten zur spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide in Auenböden (20–50 cm) der Zwickauer- und Vereinigten Mulde, entnommen aus [GRS96], Aktivitäten in Bq kg^{-1}. 128

Tabelle 37. Spezifische Aktivitäten der natürlichen Radionuklide in Hochflutsedimenten aus urbanen Gebieten des Elbe- und Muldesystems, entnommen aus [Pop04], Aktivitäten in Bq kg^{-1}. 131

Tabelle 38. Statistische Daten der ODL-Messungen[a] über geogenen Böden in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus, alle Angaben in nSv h^{-1}..... 135

Tabelle 39. Spannweiten der Mess- und Literaturwerte für den geogenen Hintergrund der Radionuklide ^{238}U, ^{226}Ra und ^{210}Pb in Sedimenten, Aktivitäten in Bq kg^{-1}. 137

Tabelle 40. Statistische Daten für geogene Sedimente (Messwerte) aus den in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen, Aktivitäten in Bq kg^{-1}. 138

Tabelle 41. Statistische Daten für geogene Sedimente (Literaturwerte[a]) aus den in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen, Aktivitäten in Bq kg^{-1}. 138

Tabelle 42. Statistische Daten zur spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide in geogenen Böden (Literaturwerte[a]) der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen, Aktivitäten in Bq kg^{-1}. 140

Tabelle 43. Statistische Daten und Anomalieschwellen für die spezifischen Aktivitäten natürlicher Radionuklide in Auenböden, entnommen aus [GRS96]. 140

Tabelle 44. Statistische Daten zur spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide in geogenen Böden (0–20 cm) der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen (eigene Untersuchungen), Aktivitäten in Bq kg^{-1} 142

Tabelle 45. Literaturdaten zur mittleren spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide in oberflächennahen geogenen Böden, alle Angaben in Bq kg^{-1} 142

Tabelle 46. Bereiche und Mittelwerte der geogenen Aktivitätskonzentrationen natürlicher Radionuklide in Oberflächenwässern der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen[a], Aktivitätskonzentrationen in mBq L^{-1}. .. 143

Tabelle 47. Bereiche der geogenen Aktivitätskonzentrationen natürlicher Radionuklide in Grund- und Oberflächenwässern Deutschlands, Angaben in mBq L^{-1}.. 143

Tabelle 48. Aktivitätskonzentrationen natürlicher Radionuklide im Trinkwasser uranbergbaulich unbeeinflusster Gebiete (Literaturwerte), Aktivitäten in mBq L^{-1}. 144

Tabelle 49. Literaturdaten zum geogenen Niveau der spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide in Nahrungsmitteln aus Deutschland, entnommen aus [BMU03], alle Angaben in Bq kg^{-1} (FM). 145

Tabelle 50. Statistische Daten der ODL-Messungen aus dem Flutfolgenprojekt am Gewässerverlauf der Zwickauer und Vereinigten Mulde sowie in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus, alle Angaben in nSv h^{-1}. 146

Tabelle 51. Statistische Daten zur ODL über den Bodenprobenahmestellen der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen, entnommen aus [ALASKA], Angaben in nSv h^{-1}. 147

Tabelle 52. Statistische Daten zur spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide im Gewässersediment der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen, Angaben in Bq kg^{-1}. 149

Tabelle 53. Mess- und Literaturwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{238}U, ^{226}Ra und ^{210}Pb in Sedimenten der VF Mechelgrün-Zobes, Aktivitäten in Bq kg^{-1}... 151

Tabelle 54. Mess- und Literaturwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{238}U, ^{226}Ra und ^{210}Pb in Sedimenten der VF Zwickau und Oberrothenbach, Aktivitäten in Bq kg^{-1}. 154

Tabelle 55. Statistische Daten zur spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide im Boden der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen [ALASKA], Aktivitäten in Bq kg^{-1}. 157

Tabelle 56. Statistische Daten zur Aktivitätskonzentration natürlicher Radionuklide im Grundwasser der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen, Aktivitäten in mBq L^{-1}. 160

Tabelle 57. Aktivitätskonzentrationen im Grundwasser ausgewählter Haus- und Gartenbrunnen, entnommen aus [ALASKA]. 162

Tabelle 58. Statistische Daten zur Aktivitätskonzentration natürlicher Radionuklide im Oberflächenwasser der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen, Aktivitäten in mBq L^{-1}. 163

Tabelle 59. Statistische Daten zur spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide in Biomaterialien der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen, Aktivitäten in Bq kg^{-1} (FM). 167

Tabelle 60. Statistische Daten zur spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide in Biomaterialien aus Niedersachsen, entnommen aus [Vah04], Aktivitäten in Bq kg^{-1} (FM). 168

Tabelle 61. Statistische Daten zu den Transferfaktoren natürlicher Radionuklide in Futterpflanzen der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen, bezogen auf die Feuchtmasse (FM). 172

Tabelle 62. Statistische Daten zu den Transferfaktoren natürlicher Radionuklide in Nutzpflanzen der in dieser Arbeit untersuchten Verdachtsflächen, bezogen auf die Feuchtmasse (FM). 175

Tabelle 63. Statistische Daten zur ^{222}Rn-Konzentration im Freien in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus, alle Angaben in Bq m^{-3}. 176

Tabelle 64. Statistische Daten für die ODL-Messungen in verschiedenen Gebieten der Verdachtsfläche Lengenfeld, alle Angaben in nSv h^{-1}. 191

Tabelle 65. Mess- und Literaturwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{238}U, ^{226}Ra und ^{210}Pb in Gewässersedimenten der VF Lengenfeld, Aktivitäten in Bq kg^{-1}.192

Tabelle 66. Messwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{238}U, ^{226}Ra und ^{210}Pb in den Horizonten des Abstiches sowie in ausgewählten Tailingshorizonten, Aktivitäten in Bq kg^{-1}. 198

Tabelle 67. Messwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb und ^{228}Ra im Oberboden eines Kleingartens am Plohnbach und auf der Motocrossrennstrecke in der Nähe des ehemaligen Polizeiübungsplatzes, Angaben in Bq kg^{-1}. 200

Tabelle 68. Statistische Daten zur spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide in Böden der VF Lengenfeld [Dus02b], Aktivitäten in Bq kg^{-1}. 201

Tabelle 69. Mittlere Aktivitätskonzentrationen natürlicher Radionuklide in Grundwässern der VF Lengenfeld, entnommen aus [Dus02b], Aktivitäten in mBq L^{-1}. 202

Tabelle 70. Statistische Daten zur Aktivitätskonzentration natürlicher Radionuklide in Oberflächenwässern der VF Lengenfeld [Dus02b], Aktivitäten in mBq L^{-1}. 203

Tabelle 71. Vergleich des geogenen Hintergrundes natürlicher Radionuklide im Boden vom Rheinberger Altrhein (Weide) mit Mittelwerten für verschiedene Gebiete Deutschlands. 208

Tabelle 72. Bearbeiter und Bearbeitungszeiträume der ODL-Kartierung..... 210

Tabelle 73. Statistische Daten zur Ortsdosisleistung über den kartierten Haupt- und Teilflächen im Rheinberger Altrhein, alle ODL-Werte in nSv h^{-1}..... 215

Tabelle 74. Übersicht der Messwerte an den „Hotspots“ im Schilfgürtel des Rheinberger Altrheins (TF 3a) und Ergebnisse der Pufferung, alle ODL-Werte in nSv h^{-1}. 217

Tabelle 75. Statistische Daten zur ODL über den Längsprofilen in 0–20 m Entfernung vom rechten Ufer des Rheinberger Altrheins, alle Angaben in nSv h^{-1}. ... 218

Tabelle 76. Statistische Kenndaten der Ortsdosisleistung an ausgewählten Gewässern, Angaben in nSv h^{-1}. 221

Tabelle 77. Statistische Kenndaten der Ortsdosisleistung in Gebieten am Gewässer mit sensitiver Nutzung, alle ODL-Werte in nSv h^{-1}. 222

Tabelle 78. Spezifische Aktivitäten der natürlichen Radionuklide ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb, ^{228}Ra und ^{228}Th in Gewässersedimenten vom Niederrhein (siehe Karte Abbildung 74), alle Angaben in Bq kg^{-1} (TM). 226

Tabelle 79. Spezifische Aktivitäten der natürlichen Radionuklide ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb, ^{228}Ra und ^{228}Th in hochwasserbeeinflussten Böden (0–20 cm) vom Niederrhein, Angaben in Bq kg^{-1} (TM). 232

Tabelle 80. Spezifische Aktivitäten der natürlichen Radionuklide ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb, ^{228}Ra und ^{228}Th in hochwasserbeeinflussten Böden (0–10 cm) vom Niederrhein, alle Angaben in Bq kg^{-1} (TM). 237

Tabelle 81. Parameter der linearen Regression ($y = a \cdot x + b$) für die Radionuklide ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb, ^{228}Ra und ^{228}Th in Bodenproben vom Niederrhein (0–10 cm, 0–20 cm). 238

Tabelle 82. Statistische Daten zur Ortsdosisleistung[a] über den Boden-Probenahmeflächen, alle Angaben in nSv h^{-1}. 243

Tabelle 83. Parameter[a] der linearen Regression zwischen spezifischer Aktivität von ^{226}Ra im Oberboden (0–10 cm, 0–20 cm) und der ODL 1 m über der Probenahmefläche. 243

Tabelle 84. Konversionsfaktoren für die Umrechnung der spezifischen Aktivität des Oberbodens in Umgebungsäquivalentdosisleistung $H^*(10)$ und Parameter der Anpassung an die Messdaten (Boden 0–20 cm). 245

Tabelle 85. Beprobte Grundwassermessstellen am Niederrhein. 248

Tabelle 86. Aktivitätskonzentrationen der natürlichen Radionuklide ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb, ^{228}Ra, ^{228}Th und ^{40}K in Grundwässern vom Niederrhein, Angaben in mBq L^{-1}. 248

Tabelle 87. Aktivitätskonzentrationen von ^{222}Rn in Grundwässern vom Niederrhein, alle Angaben in Bq L^{-1}. 249

Tabelle 88. Aktivitätskonzentrationen der natürlichen Radionuklide ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb, ^{210}Po und ^{228}Ra im Trinkwasser aus dem Binsheimer Feld, nach Angaben des Wasserwerkes Moers-Gerdt; Aktivitäten in mBq L^{-1}. 250

Tabelle 89. Probenahmestellen für Oberflächenwasser am Niederrhein. 251

Tabelle 90. Aktivitätskonzentrationen der natürlichen Radionuklide ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb, ^{228}Ra, ^{224}Ra und ^{40}K in Oberflächenwässern vom Niederrhein, Aktivitäten in mBq L^{-1}. 253

Tabelle 91. Arithmetische Mittelwerte der Aktivitätskonzentrationen von ^{226}Ra und ^{40}K aus der Monitoringbeprobung von Oberflächenwässern vom Niederrhein, Aktivitäten in mBq L^{-1} 253

Tabelle 92. Kenndaten der untersuchten Biomaterialien vom Niederrhein. 255

Tabelle 93. Spezifische Aktivitäten der natürlichen Radionuklide ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb, ^{228}Ra, ^{228}Th und ^{40}K in Biomaterialien (FM) vom Niederrhein. 255

Tabelle 94. Radon-Exhalationsraten der Böden im Gebiet des Rheinberger Altrheins mit ihren statistischen Kenndaten, Angaben in Bq m^{-2} h^{-1}. 257

Tabelle 95. Parameter zur Abschätzung von Aufenthaltszeiten im Freien und in Gebäuden. 287

Tabelle 96. Maximale jährliche Expositionszeiten $t_{Exp,j,s}$ für verschiedene Expositionsorte s und Referenzpersonen j, entnommen aus [BMU99]..... 288

Tabelle 97. Mittlere Ortsdosisleistung[a] (ODL) im Freien in ausgewählten Regionen Deutschlands, alle Angaben in nSv h^{-1}..... 289

Tabelle 98. Effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch externe Bestrahlung in ausgewählten Gebieten Deutschlands, Angaben in mSv a^{-1}. 289

Tabelle 99. Effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch externe Bestrahlung in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus, Angaben in mSv a^{-1}.... 291

Tabelle 100. Effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch externe Bestrahlung in den Gebieten des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus, Angaben in mSv a^{-1}. 294

Tabelle 101. Dosisfaktoren $g_{Ing,r,j}$ für die Direktingestion von Boden und Bodenaufnahmeraten $U_{Bo,j}$ der Referenzperson j, Angaben in Sv Bq^{-1}, entnommen aus [Eur96]..... 298

Tabelle 102. Parameter[a] für die Verteilung der Bodeningestionsraten in den Altersgruppen $1\,a<j\leq 7\,a$ und $j>17\,a$ (unbeabsichtigte Ingestion und Geophagie), Angaben in mg d^{-1}. 300

Tabelle 103. Effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch Direktingestion von Boden in ausgewählten Gebieten Deutschlands, alle Angaben in mSv a^{-1}. 302

Tabelle 104. Effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch Direktingestion von Boden in den Verdachstflächen des ehemaligen Uranbergbaus, alle Angaben in mSv a^{-1}. 304

Tabelle 105. Effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch Direktingestion von Boden in den gering kontaminierten Bereichen des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus, alle Angaben in mSv a^{-1}. 308

Tabelle 106. Effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch Direktingestion von Boden in den stärker kontaminierten Bereichen des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus, alle Angaben in mSv a^{-1}. 308

Tabelle 107. Effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch Direktingestion von Boden in den stärker kontaminierten Bereichen des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus – Zukünftige Situation unter Annahme eines radioaktiven Gleichgewichts zwischen ^{226}Ra und ^{210}Pb, alle Angaben in mSv a^{-1} 309

Tabelle 108. Effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch Direktingestion von Boden in den stärker kontaminierten Bereichen des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus – Szenarien **V**: Verringerte Verfügbarkeit von Radium und **U**, **G**:Variabilität der Bodeningestionsrate, alle Angaben in mSv a^{-1}. 309

Tabelle 109. Erwartungswerte der spezifischen Aktivitäten von ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Pb, ^{228}Ra und ^{228}Th aus der Korrelation zur ODL in den Teilgebieten. 310

Tabelle 110. Jahresverbrauch $U_{n,j}$ der Referenzperson j für verschiedene Lebensmittel und Trinkwasser n, Angaben in kg bzw. L, entnommen aus [BMU99]..... 316

Tabelle 111. Modellannahmen[a] für den Jahresverbrauch $U_{n,j}$ der Referzenzperson j für verschiedene Lebensmittel, berechnet aus [Str01], Angaben in kg a^{-1} bzw. L a^{-1}..... 318

Tabelle 112. Transferfaktoren $T_{n,r}$ für Lebensmittel und Weidegras für das Radionuklid r, entnommen aus [BMU99]. 319

Tabelle 113. Effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch Ingestion von Lebensmitteln – Modellierung mit Punktschätzern der Hintergrundwerte, Angaben in mSv a^{-1}. 323

Tabelle 114. Effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch Ingestion von Lebensmitteln – Modellierung mit Verteilungen der Hintergrundwerte, Angaben in mSv a^{-1}. 324

Tabelle 115. Dosisbeiträge zur effektiven Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch Ingestion von Deutschen Lebensmitteln (vgl. Tabelle 113, 5 Zeile), Angaben in mSv a^{-1}. 324

Tabelle 116. Effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch Ingestion von lokal angebauten Lebensmitteln aus den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus – Modellierung mit Punktschätzern und Anteilen, Angaben in mSv a^{-1}. 329

Tabelle 117. Effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch Ingestion von lokal angebauten Lebensmitteln aus den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus – Modellierung mit Verteilungen und Anteilen, Angaben in mSv a^{-1}. 329

Tabelle 118. Spezifische Aktivitäten von Boden, Weidegras, Beregnungs- und Viehtränkewasser zur Modellierung der effektiven Jahresdosis durch Ingestion, Angaben im Bg kg^{-1}. 332

Tabelle 119. Dosisbeiträge zur effektiven Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch Ingestion von Lebensmitteln in den Gebieten des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus – Szenario „Angelnder Kleingärtner – derzeitige Situation“, 100 % Verzehr, Angaben in mSv a^{-1}. 332

Tabelle 120. Dosisbeiträge zur effektiven Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch Ingestion von Lebensmitteln in den Gebieten des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus – Szenario „Angelnder Kleingärtner – zukünftige Situation“, 100 % Verzehr, Angaben in mSv a^{-1}. 333

Tabelle 121. Altersabhängige Atemrate V_j der Referenzperson j, entnommen aus [ICR95]. 337

Tabelle 122. Literaturdaten zur ^{222}Rn-Konzentration in Gebäuden $C_{Rn,innen}$ und im Freien $C_{Rn,außen}$ in den deutschen Bundesländern, Angaben in Bq m^{-3}. 342

Tabelle 123. Effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch Inhalation von Radon und Folgeprodukten in Abhängigkeit der Radonkonzentration in Häusern der Bundesrepublik Deutschland, Angaben in mSv a^{-1}. 343

Tabelle 124. Effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch Inhalation von Radon und Folgeprodukten in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus, Angaben in mSv a^{-1}. 345

Tabelle 125. Inhalationsdosiskoeffizienten $g_{Inh,r,j}$ für das Radionuklid r und die Referenzperson j, Angaben in Sv Bq^{-1}, entnommen aus [ICR96]. 349

Tabelle 126. Effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch Inhalation von Staub in ausgewählten Gebieten Deutschlands, alle Angaben in mSv a^{-1} 351

Tabelle 127. Effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch Inhalation von Staub in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus, alle Angaben in mSv a^{-1}. 353

Tabelle 128. Effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j durch Inhalation von Staub in den Gebieten des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus, alle Angaben in mSv a^{-1}. 354

Tabelle 129. Szenarien für die Modellierung der gesamten effektiven Jahredosis in Deutschland und Teilgebieten sowie Angaben zu den „Modulen“ für die einzelnen Expositionspfade. 357

Tabelle 130. Gesamte effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j weltweit sowie in Deutschland und seinen Bundesländern, Angaben in mSv a^{-1}. 358

Tabelle 131. Szenarien für die Modellierung der gesamten effektiven Jahredosis in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus sowie Angaben zu den „Modulen“ für die einzelnen Expositionspfade..... 360

Tabelle 132. Gesamte effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus in Sachsen, Angaben in mSv a^{-1}. 361

Tabelle 133. Szenarien für die Modellierung der gesamten effektiven Jahredosis in den Gebieten des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus und Angaben zu den „Modulen“ für die einzelnen Expositionspfade..... 365

Tabelle 134. Gesamte effektive Jahresdosis $H_{E,j}$ der Referenzperson j in den Gebieten des niederrheinischen Steinkohlenbergbaus bei Rheinberg, Angaben in mSv a^{-1}. 366