

Ressortforschungsberichte zum Strahlenschutz

Ermittlung von potentiellen Strahlenexpositionen durch Ableitungen aus NORM-Industrien
- Vorhaben 3615S12232

Auftragnehmer:
IAF-Radioökologie GmbH

Dr. C. Kunze
Dr. E. Ettenhuber
A. Schellenberger

Das Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) und im Auftrag des Bundesamtes für Strahlenschutz (BfS) durchgeführt.

Dieser Band enthält einen Ergebnisbericht eines vom Bundesamt für Strahlenschutz im Rahmen der Ressortforschung des BMU (UFOPLAN) in Auftrag gegebenen Untersuchungsvorhabens. Verantwortlich für den Inhalt sind allein die Autoren. Das BfS übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie die Beachtung privater Rechte Dritter. Der Auftraggeber behält sich alle Rechte vor. Insbesondere darf dieser Bericht nur mit seiner Zustimmung ganz oder teilweise vervielfältigt werden.

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

BfS-RESFOR-141/18

Bitte beziehen Sie sich beim Zitieren dieses Dokumentes immer auf folgende URN:
urn:nbn:de:0221-2018101516404

Salzgitter, Oktober 2018

Ermittlung von potentiellen Strahlenexpositionen durch Ableitungen aus NORM-Industrien
Endbericht

Auftraggeber: Bundesamt für Strahlenschutz
Fachgebiet SW 1.2
Köpenicker Allee 120-130
10318 Berlin

Projektname: Ermittlung von potentiellen Strahlenexpositionen durch
Ableitungen aus NORM-Industrien

Projektnummer: BfS: 3615S12232
IAF: KS4700

Auftragnehmer: IAF-Radioökologie GmbH
Wilhelm-Rönsch-Str. 9
01454 Radeberg
Tel.: +49 (0) 3528 48730 0
Fax: +49 (0) 3528 48730 22
Email: info@iaf-dresden.de
www.iaf-dresden.de

Autoren: Dr. C. Kunze
Dr. E. Ettenhuber
A. Schellenberger

Review: Dr. H. Schulz

Radeberg, den 15.10.2017



Dr. rer. nat. Christian Kunze
Geschäftsführer

Inhalt

1.	Einleitung und Zielstellung des Vorhabens	25
1.1	Bisherige Anforderungen der Richtlinie 96/29/Euratom	25
1.2	Anforderungen der Richtlinie 2013/59/Euratom	25
1.3	Aufgabenstellung des Vorhabens	29
2	Identifizierung von in Deutschland aktiven Branchen und der radiologisch möglicherweise relevanten Ableitungen	33
2.1	Extraktion seltener Erden aus Monazit	33
2.1.1	Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen	33
2.1.2	Extraktion seltener Erden aus Monazit in Deutschland	34
2.2	Herstellung von Thoriumverbindungen oder thoriumhaltigen Produkten	34
2.2.1	Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen	34
2.2.1.1	Herstellung von Thoriumverbindungen	34
2.2.1.2	Herstellung von thoriumhaltigen Produkten	35
2.2.2	Herstellung von Thoriumverbindungen oder thoriumhaltigen Produkten in Deutschland	36
2.2.2.1	Gasglühstrümpfe	36
2.2.2.2	Glas- und Keramikindustrie	36
2.2.2.3	Thorierte Wolframelektroden	37
2.3	Verarbeitung von Niob-/Tantalierz	38
2.3.1	Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen	38
2.3.2	Verarbeitung von Niob-/Tantalierz in Deutschland	39
2.4	Erdöl-, Erdgasproduktion	40
2.4.1	Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen	40
2.4.2	Erdöl-, Erdgasproduktion in Deutschland	42
2.5	Gewinnung geothermischer Energie	42
2.5.1	Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen	42
2.5.2	Gewinnung geothermischer Energie in Deutschland	43
2.6	TiO ₂ -Pigmentherstellung	44
2.6.1	Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen	44
2.6.2	Titandioxidproduktion in Deutschland	46
2.7	Thermische Phosphorproduktion	46
2.7.1	Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen	46
2.7.2	Thermische Phosphorproduktion in Deutschland	47
2.8	Zirkon- und Zirkoniumindustrie	47
2.8.1	Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen	47
2.8.1.1	Prozesse in der Zirkon- und Zirkoniumindustrie	47
2.8.1.2	Herstellung von Zirkonmehl und mikronisiertem Zirkon	48

2.8.1.3	Herstellung von ZrO ₂	48
2.8.1.4	Herstellung von Zirkonium	49
2.8.1.5	Weiterverwendung von Zirkon und ZrO ₂	49
2.8.1.6	Herstellung von Porzellanzähnen	49
2.8.2	Zirkon- und Zirkoniumindustrie in Deutschland	50
2.9	Herstellung von Phosphatdüngemitteln	50
2.9.1	Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen	50
2.9.2	Herstellung von Phosphatdüngemitteln in Deutschland	52
2.10	Zementherstellung, Instandhaltung von Klinkeröfen	52
2.10.1	Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen	52
2.10.1.1	Zementherstellung	52
2.10.1.2	Instandhaltung von Klinkeröfen	53
2.10.2	Zementherstellung in Deutschland	53
2.11	Kohlekraftwerke, Wartung von Heizkesseln	54
2.11.1	Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen	54
2.11.1.1	Energieerzeugung	54
2.11.1.2	Wartung von Heizkesseln	55
2.11.2	Kohlekraftwerke in Deutschland	55
2.12	Herstellung von Phosphorsäure	56
2.12.1	Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen	56
2.12.2	Herstellung von Phosphorsäure in Deutschland	56
2.13	Primärproduktion von Eisen	56
2.13.1	Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen	56
2.13.2	Primärproduktion von Eisen in Deutschland	57
2.14	Zinn-, Blei- und Kupferschmelze	57
2.14.1	Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen	57
2.14.1.1	Zinnschmelze	57
2.14.1.2	Bleischmelze	58
2.14.1.3	Kupferschmelze	58
2.14.2	Zinn-, Blei- und Kupferschmelze in Deutschland	59
2.14.2.1	Zinn	59
2.14.2.2	Blei	59
2.14.2.3	Kupfer	60
2.15	Grundwasserfilteranlagen	60
2.15.1	Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen	60
2.15.2	Grundwasserfilteranlagen in Deutschland	61
2.16	Förderung von anderen Erzen als Uranerz	62

2.16.1	Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen.....	62
2.16.2	Förderung von Erzen in Deutschland.....	63
2.17	Forschungsinstitute, Labors	64
2.18	Herstellung von Schleifmitteln	64
2.18.1	Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen.....	64
2.18.1.1	Herstellung von Zirkonkorund.....	64
2.18.1.2	Herstellung von Schleifmitteln auf der Basis von Zirkonkorund	66
2.18.1.2.1	Schleifmittel auf Unterlage	66
2.18.1.2.2	Gebundene Schleifmittel (z. B. Schleifscheiben).....	66
2.18.2	Herstellung von Zirkonkorund und Schleifmitteln in Deutschland	67
2.19	Keramische Industrie.....	67
2.19.1	Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen.....	67
2.19.2	Keramische Industrie in Deutschland.....	67
2.20	Feuerfest-Industrie	68
2.20.1	Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen.....	68
2.20.2	Feuerfest-Industrie in Deutschland	68
2.21	Verwendung von thorierten Schweißelektroden	69
2.21.1	Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen.....	69
2.21.2	Verwendung von thorierten Schweißelektroden in Deutschland.....	69
2.22	Aluminiumherstellung/Bauxitverarbeitung.....	69
2.22.1	Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen.....	69
2.22.2	Aluminiumherstellung/Bauxitverarbeitung in Deutschland.....	71
2.23	Schrottverwertung und Entsorgung von Rückständen, die bei der Schrottverwertung anfallen.....	71
2.23.1	Überblick.....	71
2.23.2	Schrottreinigung.....	73
2.23.2.1	Beschreibung der Technologie und möglichen Ableitungen.....	73
2.23.2.2	Schrottreinigung in Deutschland	73
2.23.3	Deponierung von NORM-Schrott	74
2.23.3.1	Beschreibung der Technologie und möglichen Ableitungen.....	74
2.23.3.2	Deponien für NORM-Schrott in Deutschland	75
2.23.4	Einschmelzen von NORM-Schrott.....	75
2.23.4.1	Beschreibung der Technologie und möglichen Ableitungen.....	75
2.23.4.2	Schmelzanlagen für NORM-Schrott in Deutschland.....	76
2.23.5	Quecksilber-Rückgewinnung aus Reinigungsrückständen und nachfolgende Entsorgung	76
2.23.5.1	Beschreibung der Technologie und möglichen Ableitungen.....	76
2.23.5.2	Quecksilber-Rückgewinnung in Deutschland	77

2.24	Gießereien	77
2.24.1	Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen.....	77
2.24.2	Gießereiindustrie in Deutschland	78
2.25	Radonbäder und Heilstollen	79
2.25.1	Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen.....	79
2.25.2	Radonbäder und Heilstollen in Deutschland	80
2.26	Braunkohlebergbau, Steinkohlebergbau.....	80
2.26.1	Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen.....	80
2.26.1.1	Technologiebeschreibung	80
2.26.1.2	Ableitung von Radon	81
2.26.1.3	Ableitung von Staub	81
2.26.1.4	Ableitungen von Sumpfungswässern	82
2.26.2	Kohlebergbau in Deutschland	82
2.26.2.1	Braunkohle	82
2.26.2.2	Steinkohle.....	82
2.27	Kalibergwerke	83
2.27.1	Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen.....	83
2.27.2	Kaliindustrie in Deutschland.....	84
2.28	Zusammenfassung der in Deutschland aktiven Industrien und der radiologisch potentiell relevanten Ableitungen.....	84
3	Rechtliche Regelungen zum Umweltschutz und ihre Bedeutung für die Ableitung von Radionukliden aus der NORM-Industrie	87
3.1	Vorbemerkungen.....	87
3.2	Regelungen des Bundes-Immissionsschutzgesetzes - BImSchG.....	87
3.2.1	Genehmigungspflichtige Anlagen	87
3.2.2	Für die NORM-Industrien relevante Festlegungen der TA Luft.....	88
3.2.3	Für die NORM-Industrie relevante Rechtsverordnungen zur Durchführung des BImSchG	91
3.2.3.1	Verordnung über Großfeuerungsanlagen	91
3.2.3.2	Verordnung über die Verbrennung oder Mitverbrennung von Abfällen.....	91
3.2.3.3	Verordnung zur Begrenzung der Emissionen aus der Titandioxid-Industrie.....	91
3.2.4	Zusammenfassung der Anforderungen nach den Regelungen zur Durchführung des BImSchG	91
3.3	Regelungen der Abwasserverordnung - AbwV	93
3.3.1	Ziele der AbwV und Festlegungen in den wasserrechtlichen Zulassungen	93
3.3.2	Festlegungen in den Anhängen zur AbwV	94
3.3.2.1	Anhang 17 Herstellung keramischer Erzeugnisse	94
3.3.2.2	Anhang 22 Chemische Industrie.....	94

3.3.2.3	Anhang 29 Eisen- und Stahlerzeugung.....	94
3.3.2.4	Anhang 31 Wasseraufbereitung, Kühlsysteme, Dampferzeugung.....	94
3.3.2.5	Anhang 39 Nichteisenmetallherstellung	95
3.3.2.6	Anhang 47 Wäsche von Rauchgasen aus Feuerungsanlagen.....	95
3.3.2.7	Anhang 48 Verwendung bestimmter gefährlicher Stoffe	95
3.3.3	Zusammenfassung der Anforderungen nach der Abwasserverordnung	95
3.3.4	Ableitungen von Abwasser in die kommunale Kanalisation.....	97
3.4	Regelungen des Schadstofffreisetzung- und -verbringungs-registers (PRTR)	98
3.4.1	Vorbemerkung	98
3.4.2	Rechercheergebnisse zu Staubemissionen der NORM-Industrie aus dem Schadstofffreisetzung- und -verbringungsregister	99
4	Kriterien zur vorläufigen Einschätzung der radiologischen Relevanz von Ableitungen (Erstbewertung).....	102
4.1	Vorbemerkung.....	102
4.2	Staub.....	102
4.2.1	Relevante Nuklide im Staub.....	102
4.2.2	Quellterm von Staubableitungen.....	103
4.2.3	Korngrößenverteilung der Staubpartikel.....	103
4.2.4	Ablagerungsgeschwindigkeit von Staubpartikeln	104
4.2.5	Ausbreitungsmodell für Staub und Radon.....	104
4.2.6	Abschätzung der jährlichen effektiven Dosis aufgrund von Staubableitungen..	106
4.3	Radon	106
4.4	Wasser.....	106
5	Ergebnisse der Literaturrecherche über Ableitungen radioaktiver Stoffe aus den in Deutschland aktiven NORM-relevanten Industrien.....	109
5.1	Vorbemerkung.....	109
5.2	Herstellung von Thoriumverbindungen oder thoriumhaltigen Produkten.....	109
5.3	Verarbeitung von Niob- und Tantalzerzen	110
5.4	Erdöl- und Erdgasproduktion	110
5.4.1	Ableitung von Wasser	110
5.4.2	Ableitung von Radon	111
5.4.2.1	Radonableitungen aus Anlagen der Erdgasförderung	111
5.4.2.2	Radonableitungen aus Anlagen der Lagerstättenwasserbehandlung.....	112
5.4.3	Sekundäre Prozesse: Reinigungsrückstände aus dem Erdgastransport	112
5.5	Gewinnung von geothermischer Energie	112
5.5.1	Ableitung von Wasser	112
5.5.2	Ableitung von Radon	113
5.5.3	Rückstände aus der geothermischen Energieerzeugung	113
5.6	TiO ₂ -Pigmentherstellung	114

5.6.1	Ergebnisse übergreifender Studien.....	114
5.6.2	Ableitung von Wasser.....	115
5.6.3	Ableitung von Staub.....	117
5.6.4	Rückstände aus der Herstellung von TiO ₂ -Pigmenten.....	118
5.7	Zirkon- und Zirkoniumindustrie.....	118
5.7.1	Ableitung von Wässern.....	118
5.7.2	Ableitungen von Staub.....	119
5.7.3	Rückstände aus der Verarbeitung von Zirkon-Mineralien.....	122
5.7.4	Sekundäre Prozesse: Verwendung von Zirkon in der keramischen Industrie ...	122
5.8	Herstellung von Phosphatdüngemitteln.....	123
5.8.1	Ableitung von Wasser.....	123
5.8.2	Ableitung von Staub.....	125
5.9	Zementherstellung.....	125
5.9.1	Ableitung von Staub.....	125
5.9.2	Ableitung von Radon.....	126
5.10	Kohlekraftwerke.....	126
5.10.1	Ableitung von Wasser.....	126
5.10.2	Ableitung von Staub.....	127
5.10.3	Ableitungen von Radon.....	130
5.11	Primärproduktion von Eisen.....	130
5.12	Bleischmelze.....	133
5.13	Kupferschmelze.....	134
5.14	Grundwasserfilteranlagen.....	135
5.14.1	Ableitung von Wasser.....	135
5.14.2	Ableitung von Radon.....	137
5.14.3	Rückstände aus der Grundwasserfiltration.....	138
5.15	Förderung von anderen Erzen als Uranerz.....	139
5.15.1	Vorbemerkung.....	139
5.15.2	Ableitung von Wasser.....	140
5.15.3	Annahmen für Grubenwasserableitungen.....	141
5.15.4	Dosisabschätzung für Grubenwasserableitungen.....	142
5.15.5	Ableitungen von Radon.....	143
5.16	Herstellung von Schleifmitteln.....	146
5.17	Feuerfestindustrie.....	147
5.18	Verwendung von thorierten Schweißelektroden.....	148
5.19	Schrottverwertung und Entsorgung von Rückständen, die bei der Schrottverwertung anfallen.....	149
5.19.1	Deponierung.....	149
5.19.2	Einschmelzen.....	149
5.20	Aluminiumherstellung/Bauxitverarbeitung.....	150

5.21	Gießereien	152
5.22	Radonbäder und Heilstollen	152
5.23	Steinkohlebergbau	154
5.23.1	Ableitung von Grubenwasser des Steinkohlebergbaus	154
5.23.1.1	Einführung	154
5.23.1.2	Beschreibung der durch Grubenwasserableitungen verursachten radiologischen Situation auf der Grundlage vorliegender Studien	154
5.23.1.2.1	Einführung	154
5.23.1.2.2	Radiologische Charakterisierung der Grubenwässer	155
5.23.1.2.3	Radioaktivität in den bergbaulich beeinflussten Oberflächengewässern.....	156
5.23.1.2.4	Radioaktivität in den Sedimenten bergbaulich beeinflusster Oberflächengewässer	157
5.23.1.2.5	Radiologische Charakterisierung der Böden in den Uferbereichen.....	158
5.23.1.2.6	Ortsdosisleistung (ODL) der Gammastrahlung.....	159
5.23.1.2.7	Berechnung der Strahlenexposition.....	159
5.23.1.3	Radiologische Situation der Grubenwassereinleitung nach Einstellung des Steinkohlenbergbaus ab 2018.....	159
5.23.1.3.1	Wasserhaltungskonzept und Einleitungsstellen	159
5.23.1.3.2	Bewertung der radiologischen Situation, Expositionsszenarien und Dosisberechnung.....	161
5.23.1.3.3	Kontaminations- und Expositionsszenarien.....	163
5.23.2	Ableitungen von Radon.....	167
5.24	Zusammenfassung der Ergebnisse der Literaturrecherchen	167
6	Dosismodell und potentiell relevante Expositionspfade für staubgetragene Ableitungen.....	173
6.1	Zu betrachtende Expositionspfade	173
6.2	Erforderliche Informationen der Ausbreitungsmodellierung	179
7	Modellierung der Staubausbreitung	180
7.1	Standorte der hinsichtlich von Staubleitungen zu betrachtenden NORM-Industrien	180
7.1.1	Zementproduktion.....	180
7.1.2	Roheisenherstellung	181
7.1.3	Steinkohlenverbrennung	181
7.1.4	Bleiverhüttung.....	182
7.2	Schornsteinhöhen und Mindestabstände zwischen Staubquelle und Expositionsort.....	183
7.3	Kurze Beschreibung des Modells ARTM und der relevanten Eingabeparameter.	185

7.4	Vorgehensweise bei der generischen Abschätzung der Depositionsraten und ihrer Variationsbreiten	186
7.5	Meteorologische Verhältnisse in Deutschland	187
7.5.1	Einführung	187
7.5.2	Literaturangaben zu den Wind-, Niederschlags- und Reliefverhältnissen in Deutschland.....	188
7.5.3	Windverhältnisse in Deutschland gemäß den Datensätzen des Deutschen Wetterdienstes.....	193
7.5.3.1	Daten für Testreferenzjahre (TRY).....	193
7.5.3.2	Daten des Climate Data Center	208
7.5.4	Zuordnung von Standorten der zu betrachtenden NORM-Industrien zu TRY-Regionen	210
7.5.5	Zwischenfazit.....	212
7.5.6	Auswahl der TRY-Datensätze.....	213
7.5.7	Niederschlag und Ausbreitungsklassen	215
7.6	Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen.....	216
7.7	Zwischenfazit	224
7.8	Staubausbreitung in Tallagen.....	225
7.9	Ausbreitungsrechnungen für Radonableitungen aus dem Erzbergbau (TRY-Region 11, Fichtelberg).....	226
8	Expositionsabschätzung für potentiell relevante Industriezweige	229
8.1	Staubableitungen aus Hochtemperaturprozessen	229
8.1.1	Produktionskapazität und Rückhaltevermögen der Staubfilter	229
8.1.2	Dosisabschätzung für die Staubableitung aus potentiell relevanten Industrien	231
8.1.2.1	Mittlere Produktionskapazität, realistische Szenarien.....	231
8.1.2.2	Sensitivitätsanalyse der Ergebnisse, konservative Szenarien	232
8.1.2.2.1	Höhe der Ableitungen (Quellstärke)	232
8.1.2.2.2	Quelldistanz.....	232
8.1.2.2.3	Ergebnisse	232
8.1.2.3	Weitere Parameter zur Beschreibung konservativer Szenarien	233
8.1.2.3.1	Meteorologische Daten als Eingangsparameter der Ausbreitungsmodellierung	233
8.1.2.3.2	Partikelgröße	233
8.1.2.3.3	Topographie, Tallagen.....	233
8.1.2.3.4	Zusammenfassung der Skalierungsfaktoren und Darstellung der konservativen Ergebnisse	234
8.2	Dosisabschätzung für Radonableitungen aus dem Erzbergbau.....	234

8.3	Dosisabschätzung für Staubableitungen aus der Verarbeitung von Niob-Tantal- Erzen.....	235
9	Zusammenfassung und Schlussfolgerungen.....	236
9.1	Zukünftige Ableitung von Grubenwasser aus dem Steinkohlenbergbau	236
9.2	Staubausbreitung aus Hochtemperaturprozessen	236
9.3	Förderung/Aufbereitung von Erzen außer Uranerz mit potentiell relevanter Grubenwasser- und Radonableitung	238
10	Anlagenverzeichnis.....	239
11	Literaturverzeichnis.....	240

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Titandioxidhersteller in Deutschland nach [79].....	46
Tabelle 2:	Spezifische Aktivitäten der relevanten Radionuklide in Aluminiumhydroxid und Aluminiumoxid, bezogen auf die Trockensubstanz (aus [170]).....	70
Tabelle 3:	Spezifische Aktivität von Scale in der Erdöl-/Erdgasindustrie und der Geothermie.....	72
Tabelle 4:	In Deutschland aktive Industriezweige mit möglicherweise relevanten Ableitungen	84
Tabelle 5:	Depositions- und Sedimentationsgeschwindigkeiten für Stäube	90
Tabelle 6:	Übersicht der Anforderungen an die NORM-Industrie nach der TA Luft oder den Rechtsverordnungen zur Durchführung des BImSchG.....	92
Tabelle 7:	Übersicht der Anforderungen an die NORM-Industrie für abfiltrierbare Stoffe nach den Regelungen der AbwV	96
Tabelle 8:	Tätigkeiten gemäß Anhang 1 der Verordnung 2006/166/EG (Auswahl der für das vorliegende Vorhaben relevanten Tätigkeiten)	98
Tabelle 9:	Charakteristische Parameter für Staubableitungen aus Steinkohlekraftwerken	100
Tabelle 10:	Charakteristische Parameter für Staubableitungen aus Braunkohlekraftwerken für das Jahr 2013.....	100
Tabelle 11:	Charakteristische Parameter für Staubableitungen aus der Roheisenproduktion für das Jahr 2013	100
Tabelle 12:	Charakteristische Parameter für Staubableitungen aus der Zementherstellung	101
Tabelle 13:	Parameter von Po-210 und Pb-210	102
Tabelle 14:	Vereinfachte Abschätzung von Depositionsraten bei einer Quellstärke von 1 GBq/a aus verschiedenen Kaminhöhen.....	106
Tabelle 15:	Vergleich der industriellen Direkt- und Indirekteinleitungen mit den Durchflüssen (MQ) der jeweiligen Vorfluter (aus [278]).....	107
Tabelle 16:	Aktivitätskonzentrationen in Lagerstätten- und behandelten Wässern einer chemisch-physikalischen Wasserbehandlung, Jahresmittel 2015, gerundet	111
Tabelle 17:	Aktivitätskonzentration im Tiefenwasser geothermischer Anlagen, aus [67, 284]	113
Tabelle 18:	Spezifische Aktivitäten in Scale aus geothermischen Anlagenteilen, aus [68]	114
Tabelle 19:	Spezifische Staubmengen im Produktionsprozess (Sulfatverfahren) [79] ...	117
Tabelle 20:	Spezifische Staubmengen im Produktionsprozess (Chloridverfahren) nach [79]	117
Tabelle 21:	Strahlenexpositionen durch Ableitungen aus der Zirkonindustrie (aus [302])	118
Tabelle 22:	Spezifische Aktivitäten in Stoffströmen einer Anlage zur Herstellung von ZrO ₂ in Großbritannien.....	120
Tabelle 23:	Ausgangsdaten für die Expositionsabschätzungen aus [291]	120

Tabelle 24:	Aktivitätskonzentrationen in abgeleiteten Wässern der Phosphatdüngerindustrie	124
Tabelle 25:	Ungefilterte Emissionen von Radionukliden in die Atmosphäre bei Teilprozessen aus einer Anlage zur Zementproduktion mit einer Produktionskapazität von 2 Mt/a (in MBq/a).....	126
Tabelle 26:	Spezifische Aktivitäten von Radionukliden in Flugaschen (aus [123])	128
Tabelle 27:	Ableitungen von Radionukliden aus neueren Steinkohlekraftwerken nach UNSCEAR 1988 [123] und UNSCEAR 2008 [295].....	128
Tabelle 28:	Ableitungen von Radionukliden über den Luftpfad aus einem Steinkohlenkraftwerk	128
Tabelle 29:	Normierte Ableitungen von Steinkohlekraftwerken, nach [291]	129
Tabelle 30:	Ableitungen aus einer typischen Sinter- und Hochofenanlage (Jahresproduktion 4 Millionen Tonnen).....	131
Tabelle 31:	Ergebnisse der Staubmessungen an der Bleihütte Nordenham.....	133
Tabelle 32:	Ableitungen aus der Kupferschmelze am Standort Hamburg (450.000 t/a genehmigte Produktionskapazität Kupferkathoden).....	135
Tabelle 33:	Ergebnisse der Untersuchung der spezifischen Aktivität in Rückspülschlammem (Angaben in Bq/g)	136
Tabelle 34:	Ergebnisse der Untersuchung der spezifischen Aktivität von Schlämmen der Wasseraufbereitung, Angaben in Bq/g	139
Tabelle 35:	Nuklidvektor des in die Vorflut abgegebenen behandelten Wassers am Standort Pöhla-Tellerhäuser der Wismut GmbH	141
Tabelle 36:	Nuklidvektoren im Wasser des in die Vorflut abgegebenen behandelten Wassers am Standort Pöhla-Tellerhäuser der Wismut GmbH, nach [56]	142
Tabelle 37:	Relevante Expositionspfade und effektive Dosis für die kritische Altersgruppe <1 a bei der Ableitung von Grubenwasser aus einem hypothetischen Erzbergwerk.....	143
Tabelle 38:	Annahmen zu einem hypothetischen Erzbergwerk und einer Erzaufbereitung	144
Tabelle 39:	Spezifische Aktivität von Stäuben aus dem Brennprozess in der Feuerfestindustrie	147
Tabelle 40:	Aktivitätskonzentrationen im Sickerwasser von Deponien (Mittelwerte, in mBq/l) [307]	149
Tabelle 41:	Aktivitätskonzentrationen in Wässern aus dem Überwachungsprogramm einer Rotschlammhalde	151
Tabelle 42:	Konzentrationen in den durch die Ableitung von Grubenwässern betroffenen Vorflutern	156
Tabelle 43:	Aktivitätskonzentrationen von Ra-226 und Ra-228 an verschiedenen Wasserentnahmestellen, relevante Expositionspfade und die resultierende effektive Dosis für die Altersgruppe <1 a	166
Tabelle 44:	Industriezweige und ihre Ableitungen, die als möglicherweise radiologisch relevant betrachtet werden	168

Tabelle 45:	Branchen/Industrien, die in Abschnitt 8 weiter untersucht werden, und jeweils relevante Ableitungen	172
Tabelle 46:	Auf eine Depositionsrate von 1 Bq/(m ² a) von Pb-210 und Po-210 normierte effektive jährliche Dosis der Altersgruppe <1 a	179
Tabelle 47:	Annahmen zu den Schornsteinhöhen	184
Tabelle 48:	Abstand zwischen Schornstein und nächster landwirtschaftlicher bzw. gartenbaulicher Nutzung (Auswahl)	185
Tabelle 49:	Übersicht der 15 TRY-Klimaregionen in Deutschland	194
Tabelle 50:	Zuordnung der Windereignisse der TRY-Datensätze zu den Windrichtungen.....	196
Tabelle 51:	Charakterisierung der meteorologischen Verhältnisse und Relieftypen der betrachteten TRY-Regionen [449]	214
Tabelle 52:	Ergebnisse der Berechnungen zu den Depositionsraten	219
Tabelle 53:	Gerundete Depositionsraten für eine normierte Quellstärke von 1 GBq/a	225
Tabelle 54:	Depositionsraten bei normierter Quellstärke in Tallagen.....	226
Tabelle 55:	Ableitung von Pb-210 und Po-210 mit dem Staub aus potentiell relevanten Industriezweigen, mittlere Produktionskapazität	230
Tabelle 56:	Ableitung von Pb-210 und Po-210 mit dem Staub aus potentiell relevanten Industriezweigen, konservative Annahmen der Produktionskapazität	231
Tabelle 57:	Effektive jährliche Dosis (μSv/a) der betrachteten Industrien in der Altersgruppe <1 a. Realistische Szenarien*	231
Tabelle 58:	Effektive jährliche Dosis (μSv/a) der betrachteten Industrien in der Altersgruppe <1 a. Konservative Szenarien*	232
Tabelle 59:	Gerundete Skalierungsfaktoren zu den in Tabelle 57 bzw. Tabelle 59 erhaltenen Ergebnissen für konservative Annahmen bezüglich weiterer Parameter.....	234
Tabelle 60:	Zusammenfassung der Ergebnisse der Dosisabschätzungen für Industriezweige mit potentiell relevanter Staubableitung.....	237

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Effektive Dosis aus der Wassernutzung (Normierter Nuklidvektor des Wassers: Ra-226 1 Bq/l, Ra-228 0,5 Bq/l)	164
Abbildung 2: Beiträge der Expositionspfade zur effektiven Dosis in der kritischen Altersgruppe <1 a (Modellvektor: Ra-226 1 Bq/l, Ra-228 0,5 Bq/l).....	165
Abbildung 3: Langlebige Nuklide der U-238-Zerfallsreihe, welche in jeder Altersgruppe jeweils die beiden höchsten effektiven Dosen erzeugen	174
Abbildung 4: Dosisbeiträge in der kritischen Altersgruppe (<1 a) aus den verschiedenen Expositionspfaden bei Annahme eines auf 1 Bq/g für alle langlebigen Nuklide der U-238-Zerfallsreihe normierten Nuklidvektors im Staub	175
Abbildung 5: Beiträge der betrachteten Expositionspfade zur effektiven jährlichen Dosis der Altersgruppe <1 a bei der einer Depositionsrate von 1 Bq/(m ² a) von Pb-210 und Po-210.....	176
Abbildung 6: Standorte der Zementwerke [419].....	180
Abbildung 7: Standorte der Roheisen- und Stahlerzeugung in Deutschland [420]	181
Abbildung 8: Kraftwerke und Verbundnetze in Deutschland [421]	182
Abbildung 9: Standorte der Bleiverhüttung in Deutschland (nach [424])	183
Abbildung 10: Bodennahe Windverhältnisse in Deutschland [442]	189
Abbildung 11: Mittlere Windgeschwindigkeiten in Deutschland, Höhe 80 m über Grund [442]	190
Abbildung 12: Windrelevante Relieftypen [442]	191
Abbildung 13: Karte der Jahresniederschläge in Deutschland.....	192
Abbildung 14: Einfache Temperaturschichtung und Diffusionskategorien (aus [445], gestrichelte Linien: trocken adiabatischer Zustand, volle Linie: tatsächliche Temperaturverteilung)	193
Abbildung 15: Beispiel der Ausbreitungsklassenstatistik am Referenzstandort (Tittling).....	193
Abbildung 16: Einteilung Deutschlands in 15 TRY-Regionen [448].....	195
Abbildung 17: Häufigkeitsverteilung der Windgeschwindigkeit und der Windrichtung in der TRY-Region 1 (Bremerhaven)	198
Abbildung 18: Wie Abbildung 17, jedoch für die TRY-Region 2 (Rostock).....	198
Abbildung 19: Wie Abbildung 17, jedoch für die TRY-Region 3 (Hamburg)	199
Abbildung 20: Wie Abbildung 17, jedoch für die TRY-Region 4 (Potsdam).....	199
Abbildung 21: Wie Abbildung 17, jedoch für die TRY-Region 5 (Essen).....	200
Abbildung 22: Wie Abbildung 17, jedoch für die TRY-Region 6 (Bad Marienberg).....	200
Abbildung 23: Wie Abbildung 17, jedoch für die TRY-Region 7 (Kassel)	201
Abbildung 24: Wie Abbildung 17, jedoch für die TRY-Region 8 (Braunlage).....	201
Abbildung 25: Wie Abbildung 17, jedoch für die TRY-Region 9 (Chemnitz).....	202
Abbildung 26: Wie Abbildung 17, jedoch für die TRY-Region 10 (Hof)	202
Abbildung 27: Wie Abbildung 17, jedoch für die TRY-Region 11 (Fichtelberg)	203
Abbildung 28: Wie Abbildung 17, jedoch für die TRY-Region 12 (Mannheim)	203
Abbildung 29: Wie Abbildung 17, jedoch für die TRY-Region 13 (Mühdorf).....	204

Abbildung 30: Wie Abbildung 17, jedoch für die TRY-Region 14 (Stötten).....	204
Abbildung 31: Wie Abbildung 17, jedoch für die TRY-Region 15 (Garmisch-Partenkirchen).....	205
Abbildung 32: Häufigkeitsverteilung der Windgeschwindigkeit für alle TRY-Regionen (Rundungsfehler bei Summenbildung).....	206
Abbildung 33: Wie Abbildung 32, jedoch für die Windrichtung (Rundungsfehler bei Summenbildung)	207
Abbildung 34: Ausschnitt aus Abbildung 6 und Lage der für die vergleichende Betrachtung der CDC-Daten ausgewählten Stationen (Sterne)	208
Abbildung 35: Häufigkeitsverteilung der Windrichtung der CDC-Daten sowie der TRY- Region 13 (Mühdorf)	209
Abbildung 36: Wie Abbildung 35, aber Häufigkeitsverteilung der Windgeschwindigkeit.....	209
Abbildung 37: Einteilung Deutschlands in 15 TRY-Regionen und Lage der Standorte der zu betrachtenden NORM-Industrien	211
Abbildung 38: Anzahl der Standorte der zu betrachtenden NORM-Industrien in den TRY- Regionen	212
Abbildung 39: Zusammenfassende Darstellung der niederschlagsbezogenen Informationen für die relevanten TRY-Regionen	214
Abbildung 40: Vergleich der Häufigkeitsverteilung der Windrichtungen bei Ausbreitungsklasse 1 (sehr stabil) und 6 (labil) am Referenzstandort.....	216
Abbildung 41: 2D-Darstellung der Summe aus trockener und nasser Deposition, TRY-6, SH=100 m	217
Abbildung 42: Verlauf der nassen und trockenen Deposition von der Quelle durch den Punkt des Maximums, TRY-6, SH=100 m.....	217
Abbildung 43: 2D-Darstellung der Summe aus trockener und nasser Deposition, TRY-12, SH=100 m	218
Abbildung 44: Verlauf der nassen und trockenen Deposition von der Quelle über den Punkt des Maximums, TRY-12, SH=100 m.....	218
Abbildung 45: Depositionsraten bei 50 m Schornsteinhöhe.....	220
Abbildung 46: Depositionsraten bei 100 m Schornsteinhöhe.....	220
Abbildung 47: Depositionsraten bei 200 m Schornsteinhöhe.....	221
Abbildung 48: Vergleich der Depositionsraten zwischen einem regenreichen Referenz- und einem regenarmen Vergleichsstandort	221
Abbildung 49: Winkelverteilung der nassen und trockenen Deposition am regenreichen Referenzstandort bei 50 m Schornsteinhöhe	223
Abbildung 50: Winkelverteilung der nassen und trockenen Deposition am regenarmen Vergleichsstandort bei 50 m Schornsteinhöhe	223
Abbildung 51: Vergleich der Depositionsraten entsprechend der Ausbreitungsklasse für die TRY-Regionen 6 und 12	224
Abbildung 52: 3D-Darstellung des beispielhaft gewählten Geländemodells von Tittling für die Radonausbreitung. Der Pfeil zeigt entlang der Talachse auf den Standort der Quelle.....	227

Abbildung 53: Schnittdarstellung der Modelltopographie für Radonausbreitung senkrecht zur Talachse (roter Punkt: Quelle in 10 m Höhe über Talboden)	227
Abbildung 54: 2D-Darstellung der Ergebnisse des Ausbreitungsmodells für Radonableitungen aus einem hypothetischen Bergwerk im Gebirgstal	228

Liste der verwendeten Abkürzungen

Allgemeine Abkürzungen

AP	Arbeitspaket
ARTM	Atmosphärisches Radionuklid-Transport-Modell
BAT	Best Available Technique
BfS	Bundesamt für Strahlenschutz
BMUB	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit
BW AV	Bergwerksbereichen Auguste Victoria
BW West	Bergwerksbereich Rossenray/Kamp-Lintfort
CDC	Climate Data Center
DVGW	Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches
DWD	Deutscher Wetterdienst
E	Ost
FGE	Flußgebietseinheit
GERTA	Großtechnische Einrichtung zum Recyclieren Toxischer Abfälle
ICRP	International Commission on Radiation Protection
LfU Bayern	Bayerisches Landesamt für Umwelt
MHW	Mittleres Hochwasser
MNW	Mittleres Niedrigwasser
N	Nord
NE	Nordost
NORM	Naturally Occuring Radioactive Materials
NW	Nordwest
ODL	Ortsdosisleistung der Gammastrahlung
PRTR	Pollutant Release and Transfer Register
S	Süd
SE	Südost
SH	Schornsteinhöhe
SSK	Strahlenschutzkommission
SW	Südwest
TRY	Test Reference Year
UNSCEAR	United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation

VDI	Verein Deutscher Ingenieure
W	West
WIG	Wolfram-Inertgasschweißen
WMO	Weltorganisation für Meteorologie
§	Paragraph
§§	Paragrafen

Abkürzungen von Gesetzen, Verordnungen und Richtlinien

AbwV	Abwasserverordnung
AtG	Atomgesetz
AVV	Allgemeine Verwaltungsvorschrift
BergG	Bundesberggesetz
BGR	Berufsgenossenschaftliche Regelungen
BImSchG	Bundesimmissionsschutzgesetz
GrwV	Grundwasserverordnung
IndV	Indirekteinleiterverordnung
OgewV	Oberflächengewässerverordnung
StrlSchG	Strahlenschutzgesetz
StrlSchV	Strahlenschutzverordnung
TA Luft	Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes- Immissionsschutzgesetz, Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft

Physikalische Größen

A	Quellstärke (Ableitungsmenge) des jeweiligen Radionuklids
d_a	aerodynamischer Durchmesser
F	Falloutfaktor
FM	Frischmasse
g_β	Dosisleistungskoeffizient des jeweiligen Nuklids für die Haut bei Betasubmersion
g_b	Dosisleistungskoeffizient des jeweiligen Nuklids durch Bodenstrahlung
g_γ	Dosisleistungskoeffizient des jeweiligen Nuklids für Gammasubmersion
H	effektive Dosis
K	effektive Ablagerungszeit

k_d -Wert	Dissoziationskonstante
MQ	Durchfluss
PM ₁₀	aerodynamischer Partikeldurchmesvon 10 μm
TM	Trockenmasse
v_d	Depositionsgeschwindigkeit
v_s	Sedimentationsgeschwindigkeit
W	Washoutfaktor
X	Langzeitausbreitungsfaktor

Einheiten

°	Grad
%	Prozent
a	Jahr
Bq/g	Bequerel pro Gram
Bq/kg	Bequerel pro Kilogramm
Bq/l	Bequerel pro Liter
Bq/m ² a	Bequerel pro Quadratmeter und Jahr
Bq/m ³	Bequerel pro Kubikmeter
Bq/s	Bequerel pro Sekunde
Cm	Zentimeter
°C	Grad Celsius
G	Gramm
g/cm ³	Gramm pro Kubikzentimeter
g/l	Gramm pro Liter
g/m ² d	Gramm pro Quadratmeter und Tag
g/t	Gramm pro Tonne
GBq	Gigabequerel
GBq/a	Gigabequerel pro Jahr
GBq/GW _{el.a}	Gigabequerel pro Gigawatt elektrisch und Jahr
GW	Gigawatt
GW/a	Gigawatt pro Jahr
Ha	Hektar

kg	Kilogramm
kg/a	Kilogramm pro Jahr
kg/h	Kilogramm pro Stunde
kg/m ³	Kilogramm pro Kubikmeter
kg(FM)/kg(TM)	Kilogramm Frischmasse je Kilogramm Trockenmasse
kBq/m ³	Kilobequerel pro Kubikmeter
kBq/l	Kilobequerel pro Liter
kt/a	Kilotonne pro Jahr
km	Kilometer
l	Liter
l/h	Liter pro Stunde
l/s	Liter pro Sekunde
m	Meter
mm/a	Millimeter pro Jahr
m/s	Meter pro Sekunde
mg	Milligramm
mg/s	Milligramm pro Sekunde
mg/m ² d	Milligramm pro Quadratmeter und Tag
mBq/l	Millibequerel pro Liter
mBq/m ³	Millibequerel pro Kubikmeter
mg/m ³	Milligramm pro Kubikmeter
mg/l	Milligramm pro Liter
m ²	Quadratmeter
m ³	Kubikmeter
m ³ /d	Kubikmeter pro Tag
m ³ /h	Kubikmeter pro Stunde
m ³ /s	Kubikmeter pro Sekunde
mm ³	Kubikmillimeter
mSv	Millisievert
mSv/a	Millisievert pro Jahr
mSv pro mJ h m ⁻³	Millisievert pro Millijoule Stunde und Kubikmeter
MBq	Megabequerel

MBq/a	Megabequerel pro Jahr
Mt	Megatonne
Mt/a	Megatonne pro Jahr
Mio	Million
MW	Megawatt
nSv/h	Nanosievert pro Stunde
s/m ³	Sekunden pro Kubikmeter
t	Tonne
t/a	Tonnen pro Jahr
t/d	Tonnen pro Tag
t/h	Tonnen pro Stunde
TBq/a	Terrabequerel pro Jahr
µg/l	Mikrogramm pro Liter
µm	Mikrometer
µg/m ³	Mikrogramm pro Kubikmeter
µSv	Mikrosievert
µSv/Bq	Mikrosievert pro Bequerel
µSv/a	Mikrosievert pro Jahr
µBq/m ³	Mikrobequerel pro Kubikmeter
h/a	Stunden pro Jahr

Chemische Formelzeichen

Al ₂ O ₃	Aluminiumoxid
γ-Al ₂ O ₃	kubische Tonerde
BaSO ₄	Bariumsulfat
Ba/SrSO ₄	Baryt/Coelestin-Mischkristalle
Ba(Ra)SO ₄	Radiobaryt
Ba ²⁺	Barium-Ion
CaO	Calciumoxid
CaCO ₃	Calciumcarbonat
Ca ₃ (PO ₄) ₂	Apatit
CaSO ₄	Phosporgips

Cl ⁻	Chlorid-Ion
CuFeS ₂	Chalkopyrit (Kupferkies)
Cu ₂ S	Chalkosin (Kupferglanz, Kupferstein)
Cu ₂ O	Kupfer(I)-oxid
Cu ₅ FeS ₄	Bornit (Buntkupferkies)
CuCl ₂ · Cu(OH) ₂)	Atacamit
Cu ₂ [(OH) ₂]CO ₃]	Malachit
DCP	Di-Kalzium-Phosphat
Fe ₂ O ₃	Hämatit
FeSO ₄ · 7 H ₂ O	Eisensulfat ('Grünsalz', Copperas)
FeCO ₃	Siderit
Fe ₃ O ₄	Magnetit
FeTiO ₃	Titaneisenerz
HCL	Chlorwasserstoff
HF	Fluorwasserstoff
K-40	Kalium-40
K ₂ O	Kaliumoxid
KCl	mineralogisch: Sylvit
KMgCl ₃ 6H ₂ O	mineralogisch: Carnallit
KMgClSO ₄ * 3 H ₂ O	mineralogisch: Kainit
MgSO ₄ · H ₂ O	mineralogisch: Kieserit
MgO	Magnesiumoxid
N	Stickstoff
NaCl	Natriumchlorid
NaCl	mineralogisch: Halit
NaOH	Natriumhydroxid
NH ₃	Ammoniak
NO	Stickstoffmonoxid
NO ₂	Stickstoffdioxid
PbS	Blei(II)-sulfid
PbSO ₄	Blei(II)-sulfat
P ₂ O ₅	Phosphorpentoxid

P_4O_{10}	Diphosphorpentoxid
Pb-210	Blei-210
Po-210	Polonium-210
Ra-224	Radium-224
Ra-226	Radium 226
Ra-228	Radium 228
Rn-222	Radon-222
$RaSO_4$	Radiumsulfat
$SiCl_4$	Tetrachlorsilan
SiO	Siliciummonoxid
SiO_2	Siliciumdioxid
SnO_2	Kasserit oder Zinnstein
SO_2	Schwefeldioxid
SO_4^{2+}	Sulfat-Ion
Th	Thorium
Th-228	Thorium-228
Th-232	Thorium-223
$ThCl_4$	Thorium(IV)-chlorid
ThO_2	Thoriumoxid
$Th(NO_3)_4 \cdot 12 H_2O$	Thoriumnitrat
$TiCl_4$	Titantetrachlorid
$TiO(OH)_2$	Titanoxidhydrat
TiO_2	Rutil/Titandioxid
$TiOSO_4$	Titansulfat
U_{nat}	Uran (natürlich)
U-238	Uran-238
Y_2O_3	Yttriumoxid
Zr	Zirkon
$ZrCl_4$	Zirconium(IV)-chlorid
ZrO_2	Baddeleyit
$ZrSiO_4$	Zirconium(IV)-silikat

Hinweis

Die Darstellung von Zehnerpotenzen erfolgt in diesem Bericht mit der Exponentialschreibweise im Format X E Y, was $X \cdot 10^Y$ entspricht. Beispiel: 3,9E9 = $3,9 \cdot 10^9$.

1. Einleitung und Zielstellung des Vorhabens

1.1 Bisherige Anforderungen der Richtlinie 96/29/Euratom

Der Geltungsbereich der Richtlinie 96/29/Euratom [1] schließt Situationen ein, in denen die bloße Anwesenheit natürlicher Strahlenquellen zu Strahlenexpositionen von Beschäftigten oder Personen der Bevölkerung führen können, die aus der Sicht des Strahlenschutzes nicht außer Acht gelassen werden können. Zum Geltungsbereich dieser Richtlinie wurde im Artikel 2 Ziffer 2 ausgeführt, dass diese Richtlinie dann anzuwenden ist, wenn Handlungen in Anwesenheit natürlicher Strahlenquellen zu einer „signifikanten Erhöhung der Strahlenexposition von Beschäftigten oder Personen der Bevölkerung“ führen. Dafür wurde der Begriff „Arbeiten“ eingeführt und unter Titel VII dieser Richtlinie dafür ein eigener Regelungsbereich geschaffen.

Zunächst wurden die EU-Mitgliedsstaaten verpflichtet, diejenigen Arbeiten zu identifizieren, die wegen signifikant erhöhter Strahlenexpositionen zu beachten sind und folglich in den Geltungsbereich der nationalen Regelungen des Strahlenschutzes einbezogen werden sollten (Artikel 40 Ziffer 2). Es war den Mitgliedsstaaten überlassen, auf welche Weise sie diese Arbeiten identifizieren. Unter Artikel 40 Ziffer 2 a bis c werden allerdings Hinweise dafür gegeben, auf welche Situationen die Mitgliedsstaaten ihr Augenmerk richten sollen. Zunächst wird auf die Situationen verwiesen, in denen vor allem für Beschäftigte signifikant erhöhte Strahlenexpositionen entstehen können.

In der Empfehlung RP 88 [2] wurden den Mitgliedsstaaten Empfehlungen zur Umsetzung der Richtlinie in die nationalen Regelungen zur Gewährleistung des Strahlenschutzes gegeben. Neben Hinweisen zur Vorgehensweise bei der Identifikation relevanter Arbeiten gibt die Empfehlung auch eine Anleitung zum Aufbau eines effektiven Systems der Strahlenschutzkontrolle. Im Hinblick auf den Schutz von Personen der Bevölkerung wird ausgeführt, dass Strahlenexpositionen grundsätzlich nicht nur durch das „Arbeitsprodukt“ z. B. ein Baumaterial oder durch die Beseitigung von festen Rückständen von Rückständen zu erwarten sind. Im Vergleich damit wurden diejenigen Strahlenexpositionen geringer eingeschätzt, welche durch prozessbedingte Ableitungen verursacht werden. Grund dafür ist der hohe Stand der Rückhalte- oder Reinigungstechnik für Abluft und Abwässer, der auch eine effektive Rückhaltung der natürlichen Radionuklide mit Ausnahme von Radon gewährleistet [3]. Tätigkeiten, die durch Ableitungen signifikant erhöhte Strahlenexpositionen für Personen der Bevölkerung verursachen können, wurden durch die SSK nicht identifiziert.

Auf der Grundlage dieser Einschätzungen wurden in der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) [4] keine Regelungen für die Ableitungen flüssiger, aerosolgebundener oder gasförmiger radioaktiver Stoffe getroffen.

1.2 Anforderungen der Richtlinie 2013/59/Euratom

Das Vorhaben wurde in den Jahren 2015 bis 2017 durchgeführt. Zwischenzeitlich erfolgte in Deutschland die Umsetzung der Richtlinie 2013/59/Euratom mit dem Strahlenschutzgesetz

(StrlSchG) [5]. Die einzelnen Teile des StrlSchG treten im Verlaufe des Jahres 2018 in Kraft¹.

Nach § 2 des Atomgesetzes (AtG) [6] sind „radioaktive Stoffe (Kernbrennstoffe oder sonstige radioaktive Stoffe) alle Stoffe, die ein oder mehrere Radionuklide enthalten und deren Aktivität oder spezifische Aktivität im Zusammenhang mit [...] dem Strahlenschutz nach den Regelungen dieses Gesetzes oder einer auf Grund dieses Gesetzes erlassenen Rechtsverordnung nicht außer Acht gelassen werden kann“. Die zum Zeitpunkt der Bearbeitung dieses Vorhabens gültige StrlSchV [4] ist diese Rechtsverordnung. Sie untersetzt im § 3 Abs. 2 Ziff. 29 die allgemeine Definition durch umschlossene und offene (d. h., alle außer den umschlossenen) radioaktive Stoffe. Die Begriffsdefinition des radioaktive Stoffes im § 3 des neuen StrlSchG [5] ist inhaltlich damit identisch.

Durch die Richtlinie 2013/59/Euratom des Rates vom 15. Dezember 2013 (Grundnormenrichtlinie) [7], welche bis Februar 2018 durch die EU-Mitgliedsstaaten in nationales Recht umzusetzen ist, ergibt sich zukünftig eine veränderte Situation. Die Richtlinie folgt dem Konzept der Expositionssituationen, das von der ICRP entwickelt und in der Empfehlung Nr. 103 [8] publiziert wurde. Sie unterscheidet nur geplante, bestehende und Notfall-Expositionssituationen (Artikel 2 Abs. 1). Für diese Situationen legt sie grundlegende Sicherheitsnormen zum Gesundheitsschutz von Personen fest, die beruflich, durch medizinische Maßnahmen oder auch als Personen der allgemeinen Bevölkerung Strahlenexpositionen ausgesetzt sind.

Im Artikel 2 Abs. 2 wird der Anwendungsbereich der Grundnormenrichtlinie konkretisiert. Im Hinblick auf Strahlenexpositionen, die durch natürlich Strahlenquellen verursacht werden, wird hervorgehoben, dass die Regelungen u. a. für

- menschliche Betätigungen, durch die sich die Expositionen von Arbeitskräften oder Einzelpersonen der Bevölkerung erheblich erhöhen können, und
- für die Verarbeitung von Materialien, die natürlich vorkommende Radionuklide enthalten,

gelten.

Menschliche Betätigungen, die die Expositionen von Personen gegenüber ionisierender Strahlung aus einer Strahlungsquelle erhöhen können, sind geplante Situationen. Eine solche Betätigung ist im Sinne der Grundnormenrichtlinie eine Tätigkeit (Artikel 4 Ziffer 65). Dabei ist es nicht von Belang, ob es sich bei der Strahlenquelle um eine künstliche oder um eine natürliche handelt. Die Unterscheidung in der Richtlinie 96/29/Euratom [1] zwischen Tätigkeiten² und Arbeiten³ wurde damit aufgehoben. Deshalb gibt es in der Grundnormenrichtlinie für diese Situation nur noch den Regelungsbereich Tätigkeiten.

¹ Im vorliegenden Bericht, insbesondere in Abschnitt 3, werden rechtliche Regelungen nur in Bezug auf die für die NORM-Industrie relevanten Rechtsvorschriften des Umweltschutzes behandelt, sie berühren das StrlSchG nicht.

² Tätigkeiten sind menschliche Betätigungen, die zu Strahlenexpositionen durch künstliche Strahlungsquellen oder durch natürliche Strahlungsquellen in solchen Fällen führten, wenn die natürlichen Radionuklide wegen ihrer kernphysikalischen Eigenschaften genutzt wurden.

Diese Änderung, verbunden mit der Festlegung in Artikel 12 Abs. 1, dass die Dosisgrenzwerte für die Exposition der Bevölkerung für die Summe der jährlichen Expositionen durch alle zugelassenen Tätigkeiten gelten, erfordert eine erneute Bewertung der Tätigkeiten, bei denen Materialien verarbeitet werden, die natürliche Radionuklide enthalten (NORM-relevante Tätigkeiten) oder bei denen durch natürliche Radionuklide auf andere Weise Strahlenexpositionen für Personen der Bevölkerung verursacht werden können. Im Zuge dieser Neubewertungen müssen die Ableitungen radioaktiver Stoffe bei diesen Tätigkeiten untersucht werden, ehe dafür Regelungen getroffen werden. In Deutschland sind bisher für Ableitungen radioaktiver Stoffe nur Regelungen im Teil 2 („Schutz von Mensch und Umwelt vor radioaktiven Stoffen oder ionisierender Strahlung aus der zielgerichteten Nutzung bei Tätigkeiten“) der StrlSchV [4] getroffen worden. In dem Vorhaben wurden nun Ableitungen aus NORM-relevanten Tätigkeiten, vor allem Ableitungen aus NORM-Industrien untersucht. Die Verwendung der Begriffe „Ableitungen“ und „Ableitung radioaktiver Stoffe“ weicht in dem vorliegenden Bericht von der Definition der Strahlenschutzverordnung ab.

Der Begriff der Ableitung ist § 3 Absatz 2, Punkt 2 der StrlSchV [4] definiert als „Abgabe flüssiger, aerosolgebundener oder gasförmiger radioaktiver Stoffe aus Anlagen und Einrichtungen auf den hierfür vorgesehenen Wegen.“ Die Anwendung dieses Begriffes ist danach auf den Regelungsbereich der zielgerichteten Nutzung von radioaktiven Stoffen bei Tätigkeiten beschränkt. Die Abgabe von radioaktiven Stoffen muss aber nach Maßgabe der Grundnormenrichtlinie [7] auch in solchen Fällen beachtet werden, in denen Materialien verarbeitet werden, die natürliche Radionuklide enthalten, oder in denen mit solchen Materialien umgegangen wird (NORM-relevante Tätigkeiten). Die Grundnormenrichtlinie [7] unterscheidet nicht mehr zwischen Tätigkeiten und Arbeiten und auch das Strahlenschutzgesetz [5] trifft nur noch Regelungen für Tätigkeiten. Deshalb wird der Begriff Ableitungen sowohl in der Grundnormenrichtlinie als auch im Strahlenschutzgesetz allgemein für die Abgabe radioaktiver Stoffe bei Tätigkeiten angewendet.

Im StrlSchG [5] wird zum einen von „Ableitungen mit Luft und Wasser“ gesprochen (§ 81 Ziff. 5), zum anderen von „Ableitungen radioaktiver Stoffe mit Luft und Wasser“ (§ 81 Ziff. 6). Der Leistungsbeschreibung folgend, in der eine Untersuchung von Ableitungen aus Anlagen und Einrichtungen der NORM-Industrie gefordert wird, wird im Bericht der Begriff Ableitungen/Ableitungen radioaktiver Stoffe in diesem Sinne für die Abgabe radioaktiver Stoffe in die Umwelt bei NORM-relevanten Tätigkeiten oder aus Anlagen oder Einrichtungen der NORM-Industrien verwendet.

Artikel 23 der Grundnormenrichtlinie [7] fordert von den Mitgliedsstaaten eine Identifizierung derjenigen NORM-relevanten Industriezweige, bei denen Expositionen von Beschäftigten oder von Personen der Bevölkerung nicht außer Acht gelassen werden können. Durch die Forderung der Grundnormenrichtlinie [7], dass künftig die für Tätigkeiten geltenden Grenzwerte der Strahlenexposition auf die Summe der Dosisbeiträge aus allen zugelassenen Tätigkeiten anzuwenden sind, ergibt sich die Aufgabe, zunächst alle in Frage kommenden radiologisch relevanten Industrien zu erfassen. Dann müssen die durch

³ Arbeiten sind menschliche Betätigungen bei denen die Anwesenheit natürlicher Strahlenquellen zu einer signifikanten Erhöhung der Strahlenexposition von Beschäftigten oder Einzelpersonen der Bevölkerung führt, die aus der Sicht des Strahlenschutzes nicht außer Acht gelassen werden kann.

Ableitungen aus diesen Industrien verursachten Strahlenexpositionen für eine Person der Bevölkerung bewertet und jene Industrien identifiziert werden, die wegen der Ableitungen künftig bei der Ausgestaltung der strahlenschutzrechtlichen Regelungen nicht außer Acht gelassen werden können. In der Leistungsbeschreibung zum Vorhaben [9] wird darauf verwiesen, dass wegen möglicher Mehrfachexpositionen auch Dosisbeiträge deutlich unterhalb von 1 mSv/a zu berücksichtigen sind. Als Hilfskriterium dafür wird in der Aufgabenstellung die jährliche effektive Dosis von 0,1 mSv genannt. Aufgrund dieser konservativen Herangehensweise erfolgt in diesem Vorhaben keine Überlagerung (Summation) von aus verschiedenen Ableitungen resultierenden Expositionen. Anhang VI der Grundnormenrichtlinie enthält hierzu eine Liste der Industriezweige, welche durch die Mitgliedsstaaten bei der Bewertung in Betracht zu ziehen sind:

- Extraktion seltener Erden aus Monazit,
- Herstellung von Thoriumverbindungen und thoriumhaltigen Produkten,
- Verarbeitung von Niob-/Tantalierz,
- Erdöl- und Erdgasproduktion,
- Gewinnung geothermischer Energie,
- TiO₂-Pigmentherstellung,
- Thermische Phosphorproduktion,
- Zirkon- und Zirkonium-Industrie,
- Herstellung von Phosphatdüngemitteln,
- Zementherstellung, Instandhaltung von Klinkeröfen,
- Kohlekraftwerke, Wartung von Heizkesseln,
- Herstellung von Phosphorsäure,
- Produktion von Primäreisen,
- Zinn-/Blei-/Kupferschmelze,
- Grundwasserfilteranlagen,
- Förderung von anderen Erzen als Uranerz.

In der Einführung zum Anhang VI wird darauf hingewiesen, dass nicht nur die industriellen Prozesse selbst, sondern auch die einschlägige Forschung und relevante sekundäre Prozesse zu berücksichtigen sind. Im Vorhaben werden Forschungsarbeiten jedoch nicht berücksichtigt, weil bei solchen Tätigkeiten nur Strahlenexpositionen, die nicht außer Acht gelassen werden dürfen, für Beschäftigte auftreten können, nicht jedoch für die Bevölkerung. Durch Ableitungen verursachte Strahlenexpositionen für Personen der Bevölkerung sind bei Forschungsarbeiten zwar denkbar, jedoch ist zu erwarten, dass sie deutlich unter dem im Vorhaben anzuwendenden Hilfskriterium von 0,1 mSv/a liegen.

Zu den sekundären Prozessen zählen die Verwertung oder Beseitigung von Rückständen der in Anhang VI der Grundnormenrichtlinie genannten Industrien. Für die Rückstände sind

in der StrlSchV [4] bereits Regelungen getroffen worden. Im Vorhaben wird deshalb nur geprüft, ob weitere Rückstände dieser Industrien zu beachten sind, die in der StrlSchV Anlage XII Teil A noch nicht aufgeführt worden sind.

1.3 Aufgabenstellung des Vorhabens

Im Zusammenhang mit der Umsetzung der Grundnormenrichtlinie [7] in nationales Recht wird mit dem Vorhaben „Ermittlung von potentiellen Strahlenexpositionen durch Ableitungen aus NORM-relevanten Industriezweigen“ auf den Teilaspekt der Ableitungen eingegangen. Dabei ist zunächst zu prüfen, ob die bisherigen Regelungen der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) [4] für den Bereich NORM mit den Inhalten der Grundnormenrichtlinie [7] konform sind oder ob es Bedarf für weitergehende Regelungen gibt.

Die Einhaltung des Grenzwertes von 1 mSv/a für die Bevölkerung gilt nach Artikel 12 der Grundnormenrichtlinie [7] für die Summe der Expositionen aus allen zugelassenen Tätigkeiten. Es ist zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht festgelegt, was zugelassene Tätigkeiten im Sinne der Richtlinie darstellen. Für dieses Vorhaben ist diese Festlegung auch nicht erheblich, vielmehr ist es ein wesentliches Ziel, Expositionen der Bevölkerung durch Ableitungen aus NORM-Industrien zu ermitteln. Hiervon unberührt ist, ob sich daraus künftig eine Regelungsbedürftigkeit für Ableitungen ergibt oder nicht [10].

Außerdem ist zu prüfen, ob zusätzlich zu den in der Anlage XII der StrlSchV [4] aufgeführten Rückständen weitere NORM-Rückstände zu beachten sind und ob neben den Strahlenexpositionen durch die Beseitigung oder Verwertung dieser Rückstände auch durch Ableitungen aus Anlagen und Einrichtungen der betreffenden Industrien Dosisbeiträge für die Bevölkerung zu erwarten sind, die wegen der o. g. Bedingungen für die Einhaltung der Dosisgrenzwerte für Tätigkeiten zu beachten sind.

Entsprechend der Aufgabenstellung sind hinsichtlich ihrer Ableitungen potentiell relevante Industriezweige auf der Basis einer Literaturrecherche zu identifizieren, und zwar auf der Grundlage

- von Anhang VI Richtlinie 2013/59/Euratom [7] und
- des Altlasten-Branchenkatalogs aus dem Jahr 2014 [11].

Darüber hinaus sind Bewertungen von Ableitungen des Kohlebergbaus, der Radonheilbäder und -stollen sowie des Kalibergbaus vorzunehmen. Eigene Erkenntnisse des Auftragnehmers fließen ebenfalls in die Bewertung ein.

Zusammengefasst bilden die folgenden Industriezweige den Gesamtrahmen für die Untersuchungen in diesem Vorhaben:

1. Extraktion Seltener Erden aus Monazitsand
2. Herstellung von Thoriumverbindungen oder thoriumhaltigen Produkten
3. Verarbeitung von Niob- und Tantal-Erzen
4. Erdöl- und Erdgasproduktion
5. Gewinnung geothermischer Energie
6. TiO₂-Pigmentherstellung

-
7. Thermische Phosphorproduktion
 8. Zirkon- und Zirkoniumindustrie
 9. Herstellung von Phosphatdüngemitteln
 10. Zementproduktion, Instandhaltung von Klinkeröfen
 11. Kohlekraftwerke, Wartung von Heizkesseln
 12. Phosphor- und Schwefelsäureproduktion
 13. Primäreisenproduktion
 14. Zinn-, Blei-, Kupferschmelze
 15. Grundwasserfilteranlagen
 16. Förderung von anderen Erzen als Uranerz
 17. Forschungsinstitute, Labore
 18. Optische Industrie, Glasindustrie, Herstellung von Porzellanzähnen
 19. Herstellung von Schleifmitteln, Keramische Industrie, Feuerfestindustrie
 20. Herstellung und Verwendung von thorierten Schweißelektroden
 21. Aluminiumherstellung, Bauxitverarbeitung
 22. Schrottverwertung, Entsorgung
 23. Gießereien
 24. Radonbäder
 25. Kohlebergbau (incl. Wasserhaltung)
 26. Kaliindustrie.

Die Literaturrecherche wurde zunächst auf industrielle Aktivitäten in Deutschland fokussiert. Da in einigen Branchen jedoch die Datenlage für Deutschland ungenügend ist, wurden zusätzlich Quellen vornehmlich anderer EU-Mitgliedsstaaten ausgewertet. Damit kann zumindest die Größenordnung von Ableitungen abgeschätzt bzw. mit den für Deutschland verfügbaren Informationen verglichen und auf Plausibilität überprüft werden.

Eine zusätzliche Informationsquelle für die Recherchen in beiden Bearbeitungsschritten waren auch die beim Auftragnehmer vorhandenen Informationen zu Radionuklidgehalten in Materialien, Betriebsmedien, Rückständen und Ableitungen von Abwässern oder Abluft aus NORM-relevanten Industrien. Diese wurden im Vorhaben so verwendet, dass kein Rückschluss auf das konkrete Unternehmen möglich ist.

Bei einigen Industrien können auch Verwehungen von Materialien zu Strahlenexpositionen von Personen der allgemeinen Bevölkerung führen. Ursachen sind Materialverluste, die beim Um- oder Entladen von Rohstoffen oder bei deren Lagerung im Freien auftreten. Auch bei der Deponierung von Rückständen kann es durch Verwehungen zu Strahlenexpositionen kommen. Die Bedeutung dieser Szenarien wurde im Vorhaben geprüft.

Zur Bewertung der Strahlenexposition für die Bevölkerung durch Ableitungen mit der Luft und dem Wasser aus den in Deutschland tätigen und hinsichtlich ihrer Ableitungen potentiell relevanten Industriezweigen wird in folgenden Teilschritten vorgegangen:

1. Zunächst wurde anhand einer Literaturrecherche und der Kenntnisse des Auftragnehmers zunächst eine kurze, lehrbuchhafte und verallgemeinerte Beschreibung der jeweiligen Technologie dargestellt, aus der die Möglichkeiten, dass Ableitungen radiologisch relevant sein können, hervorgehen. Die Einschätzung, inwieweit radiologisch potentiell relevante Ableitungen vorkommen können, basiert fallweise auf einer Betrachtung der Ausgangsstoffe und von Prozessstufen mit einer möglichen Aufkonzentrierung oder Separierung von Nukliden in einzelnen Teilströmen (z. B. Hochtemperaturprozesse).
2. Daraufhin wurde ermittelt, welche dieser Industrien in Deutschland aktiv sind und ob bei den in Deutschland aktiven Betrieben Materialien mit erhöhten spezifischen Aktivitäten oder Aktivitätskonzentrationen natürlicher Radionuklide vorkommen, bei welchen grundsätzlich mit Ableitungen radioaktiver Stoffe zu rechnen ist, die entsprechend der Zielstellung des Vorhabens zu beachten sind. Prozesse oder Tätigkeiten, bei denen solche Ableitungen bereits in dieser Bearbeitungsstufe ausgeschlossen werden konnten, werden in diesem Vorhaben nicht weiter untersucht.
3. Die Ergebnisse dieser Recherchen sind in Abschnitt 2.28 des vorliegenden Berichtes zusammengefasst.
4. In Abschnitt 3 erfolgt eine Recherche von gesetzlichen Rahmenbedingungen, mit denen sich die Höhe der Ableitungen eingrenzen lassen. Beispielsweise legen gesetzliche Regelungen für einige Industrien Obergrenzen für die Staubfracht fest, was wiederum die staubgebundene Ableitung von Radionukliden begrenzt. Gesetzliche Begrenzungen für Ableitungen über den Wasserpfad in einigen Industrien lassen sich ebenfalls in der weiteren Bearbeitung der Studie nutzen.
5. Für eine Vorauswahl von Industrien mit potentiell relevanten Ableitungen (bzw. eine plausible Aussonderung von Industrien, die hinsichtlich ihrer Ableitungen im Sinne des Vorhabensziels vernachlässigbar sind), wird in Abschnitt 4 ein Werkzeug auf der Grundlage vereinfachter Abschätzungen eingesetzt. Hierbei wird eine sehr konservative überschlägige Bewertung von Ableitungen dahingehend vorgenommen, ob Strahlenexpositionen für Personen der Bevölkerung von mehr als 0,1 mSv/a grundsätzlich möglich sind.
6. Nur für Industrien, bei welchen nach den Ergebnissen der vorhergehenden Teilschritte grundsätzlich mit Ableitungen radioaktiver Stoffe zu rechnen ist, wird unter Nutzung der Erkenntnisse aus den Abschnitten 2 bis 4 in Abschnitt 5 eine erweiterte Literaturrecherche über Untersuchungen zur Ermittlung von Art und Höhe radioaktiver Ableitungen durchgeführt.
7. Für staubgetragene Ableitungen wird in Abschnitt 6 ein Dosismodell anhand der Berechnungsgrundlagen Bergbau [12] entwickelt und die wesentlichen Expositionspfade und vorrangig zu betrachtenden Einzelnuclide herausgearbeitet.

Dosismodelle für Ableitungen über den Wasserpfad sind industriespezifisch und werden im Zusammenhang mit den jeweiligen Industrien betrachtet.

8. In Abschnitt 7 erfolgen unter Nutzung des numerischen Ausbreitungsmodells ARTM [13] generische Ausbreitungsrechnungen für eine große Zahl von Szenarien, welche die in Deutschland typischen meteorologischen Bedingungen sowie verschiedene industrietypische Schornsteinhöhen abbilden. Dabei wird die Staub- und Radonausbreitung jeweils auf eine normierte Quellstärke bezogen.
9. Für die nach der Vorauswahl in Abschnitt 5 verbleibenden, hinsichtlich ihrer staubgetragenen Ableitungen potentiell relevanten Industrien werden unter Nutzung des Dosismodells aus Abschnitt 6 sowie der normierten Ausbreitungsrechnungen aus Abschnitt 7 in Abschnitt 8 eine Expositionsabschätzung vorgenommen. Im Ergebnis wird dargestellt, unter welchen Annahmen in jedem der Industriezweige jährliche effektive Dosis von 0,1 mSv bei Personen der Bevölkerung überschritten werden kann oder nicht. Hierzu werden die Ergebnisse realistischer und konservativer Annahmen verglichen.

2 Identifizierung von in Deutschland aktiven Branchen und der radiologisch möglicherweise relevanten Ableitungen

2.1 Extraktion seltener Erden aus Monazit

2.1.1 Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen

Monazite (auch als Monazitsande bezeichnet) sind die Hauptrohstoffe, aus denen die Verbindungen der Elemente Seltener Erden (kurz Seltene Erden) hergestellt werden. Die Monazite gehören zur Mineralklasse der Phosphate oder Arsenate. In diesen Mineralien kommen praktisch alle Seltenen Erden (17 Elemente) vor. Zur Herstellung der einzelnen Seltene Erden oder ihrer Verbindungen kommen deshalb teilweise sehr komplexe Aufbereitungsverfahren der Rohstoffe und Trennverfahren zur Anwendung.

Zunächst müssen die Rohstoffe aufgeschlossen werden. Das erfolgt in der Regel mit konzentrierter Schwefelsäure ('saurer' Aufschluss), mit konzentrierter Natronlauge ('basischer' Aufschluss) oder in einer Hochtemperaturchlorierung:

- Beim sauren Aufschluss werden die Reaktionsbedingungen (vor allem die Temperatur) so gewählt, dass die Seltenen Erden (aber auch Th) als Sulfate in der schwefelsauren Lösung vorliegen. Nach Abtrennung der in Schwefelsäure nicht löslichen Rückstände der Ausgangsstoffe erfolgt zunächst eine Abtrennung des Thoriums durch Fällungsreaktionen. Aus der thoriumfreien Lösung werden dann die Verbindungen der Seltenen Erden isoliert.
- Beim basischen Aufschluss werden die Rohstoffe bei höheren Temperaturen mit konzentrierter Natronlauge behandelt. Dabei bilden sich die Oxide der Seltenen Erden, die unter den gewählten Reaktionsbedingungen unlöslich sind. Diese Rückstände werden dann mit Salzsäure behandelt. Dabei bilden sich die löslichen Chloride der Seltenen Erden, alle übrigen Beimengungen, auch Thoriumverbindungen verbleiben in den Rückständen.
- Bei der Hochtemperaturchlorierung werden die Rohstoffe bei ca. 1000 °C in einem geschlossenen System (Wirbelschichtreaktor) bei Anwesenheit von hochreinem Koks chloriert, so dass die Seltenen Erden als Chloride anfallen. Alle übrigen Beimengungen der Ausgangsstoffe verbleiben in den Rückständen.

Nach den primären Schritten zum Rohstoffaufschluss und zur Abtrennung der Aufschlussrückstände kommen aufwendige chemische Trennverfahren zur Anwendung [14], in deren Ergebnis dann reine Verbindungen der Elemente der Seltenen Erden vorliegen. In der Vergangenheit dominierten Verfahren, bei denen die unterschiedliche Löslichkeit schwerlöslicher Salze in fraktionierten Fällungsprozessen genutzt wurde. Heute kommen auch Ionenaustauschverfahren und vor allem Verfahren der Flüssig-Flüssig-Extraktion zur Anwendung.

Die reinen Metalle werden dann durch Schmelzflusselektrolyse der Chloride oder Fluoride gewonnen.

Die radiologische Relevanz dieses Industriezweigs ergibt sich aus den häufig vorkommenden erhöhten Werten der spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide in den

Ausgangsstoffen, vor allem Th-232 und seiner Zerfallsprodukte. In [15] werden Zahlenwerte der spezifischen Aktivität für Th-232 von einigen Bq/g bis zu einigen Hundert Bq/g genannt.

Ableitungen von natürlichen Radionukliden sind vor allem beim Aufschluss der Rohstoffe möglich. Sowohl mit der Prozessabluft, die bei den Aufschlussverfahren entsteht und abgeleitet werden muss, als auch bei den Abwässern, die bei der Behandlung der Aufschlussrückstände anfallen und abgeleitet werden müssen, können Radionuklide in die Umwelt abgeleitet werden [15]. Im Hochtemperaturverfahren bei Temperaturen von ca. 1000 C erfolgt eine Volatilisierung von Po-210.

Bei den chemischen Trennverfahren und auch bei der Schmelzflusselektrolyse können keine radioaktiven Ableitungen auftreten.

Die im Ergebnis der Aufbereitung vorliegenden Seltenen Erden sind praktisch frei von Radioaktivität [16]. Es gibt deshalb keine Hinweise darauf, dass bei der Verarbeitung der Verbindungen oder der Elemente radioaktive Ableitungen zu beachten sind.

Untersuchungen der Sekundärprozesse im Rahmen des Vorhabens sind deshalb nicht erforderlich.

2.1.2 Extraktion seltener Erden aus Monazit in Deutschland

Monazitsand und andere Minerale, aus denen die Elemente Seltener Erden oder deren Verbindungen hergestellt werden können, werden in Deutschland nicht gewonnen, sie werden auch nicht importiert. Der Bedarf an Seltenen Erden oder deren Verbindungen wird ausschließlich durch Importe der Elemente oder deren Verbindungen gedeckt [17].

Weitere Untersuchungen im Rahmen des Vorhabens sind deshalb nicht erforderlich.

2.2 Herstellung von Thoriumverbindungen oder thoriumhaltigen Produkten

2.2.1 Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen

2.2.1.1 Herstellung von Thoriumverbindungen

Ausgangsprodukt für die Herstellung von Thoriumverbindungen und thoriumhaltigen Produkten sind Thoriumoxid (ThO_2) und Thoriumnitrat ($\text{Th}(\text{NO}_3)_4 \cdot 12 \text{H}_2\text{O}$). Daraus werden alle weiteren Thoriumverbindungen und auch metallisches Thorium hergestellt.

Thoriumoxid und Thoriumnitrat werden bei der Gewinnung von Seltenen Erden aus Monaziten meist als Nebenprodukt gewonnen (siehe Abschnitt 2.1).

Dort werden auch die primären Schritte der Aufbereitung der Monazite beschrieben. Die dabei anfallenden thoriumhaltigen Rückstände (Thoriumkonzentrate) unterschiedlicher Zusammensetzung werden gereinigt und im Hinblick auf den Gehalt an Thorium angereichert, meist durch Lösen der Thoriumverbindungen in Salpetersäure und Kristallisation des Thoriumnitrats, aber auch durch Flüssig-Flüssig-Extraktion (Thorex-Verfahren) [18].

Durch Fällung des Thoriums als Hydroxid aus der salpetersauren Lösungen und anschließendes Glühen wird Thoriumoxid gewonnen.

Metallisches Thorium wird auf unterschiedliche Weise hergestellt, z. B. durch elektrolytische Reduktion von Thoriumhalogeniden in Salzschnmelzen oder durch Reduktion von ThCl_4 mit Natrium oder Calcium. Reste von Natrium oder Calcium werden durch Vakuumdestillation entfernt. Das dabei entstehende Thorimpulver (auch als Thoriumschwamm bezeichnet) wird in einer Schutzgasatmosphäre zu massivem Metall umgeschmolzen. Zur Gewinnung von hochreinem Thorium wird das Van-Arkel-de-Boer-Verfahren angewendet [19]. In diesem Verfahren wird Rohmetall mit Jod zu Thoriumjodid umgesetzt, das dann verdampft und thermisch zersetzt wird.

Bei den primären Schritten zur Aufbereitung der Monazite können radioaktive Ableitungen erfolgen, sowohl mit der Abluft als auch mit den Abwässern (siehe Abschnitt 2.1). Bei den übrigen Prozessen zur Herstellung von Thoriumverbindungen handelt es sich mit Ausnahme des Glühens der Hydroxide zur Herstellung von Thoriumoxid um nasschemische Verfahren, bei denen radioaktive Ableitungen nur mit den Abwässern möglich sind. Vor der Ableitung müssen die Abwässer aufbereitet werden, unter anderem wegen des Restsäuregehaltes. Dabei entstehen Thoriumhydroxide oder Thoriumoxide. Wegen der geringen Löslichkeit dieser Verbindungen in Wasser sollten die Ableitungen mit den Abwässern wenn überhaupt nur in partikulärer Form erfolgen.

Beim Glühprozess sind Ableitungen über den Luftpfad in die Atmosphäre möglich. Hier erfolgen sie ausschließlich in partikulärer Form (z. B. Stäube in der Prozessabluft).

Bei der Herstellung von metallischem Thorium müssen radioaktive Ableitungen mit dem Abwasser in Betracht gezogen werden, in denen Thorium ebenfalls nur partikulär vorliegen kann.

2.2.1.2 Herstellung von thoriumhaltigen Produkten

Thoriumverbindungen haben vielfältige Verwendung zur Herstellung thoriumhaltiger Produkte gefunden, bei denen besondere Gebrauchseigenschaften erreicht werden sollten. Hier werden nur die Produkte behandelt, deren Herstellung im industriellen Maßstab erfolgte:

- Gasglühstrümpfe
- Thoriumhaltiges Glas für die optische Industrie
- Herstellung von Zierglas
- Thorierte Wolframelektroden zum Inertgasschweißen.

Gasglühstrümpfe wurden aus Baumwollgewebe, das mit einer hochreinen konzentrierten Thoriumnitratlösung getränkt worden ist, hergestellt. Da im Herstellungsverfahren nur Thoriumnitratlösungen verwendet werden, sind nur Ableitungen mit den Abwässern möglich. Vor der Ableitung müssen die Abwässer vor allem wegen des Restsäuregehaltes aufbereitet werden. In den wässrigen Lösungen fallen Thoriumhydroxide oder Thoriumoxide an. Wegen der geringen Löslichkeit dieser Verbindungen in Wasser erfolgen die Ableitungen mit den Abwässern vorrangig in partikulärer Form.

In der Glasindustrie wurde Thoriumoxid bei der Herstellung von Gläsern verwendet, aus denen hochleistungsfähige optische Systeme hergestellt wurden. Aus Glas, dem bei der

Herstellung Thoriumdioxid bis zu Massenanteilen von 10 bis 20 %⁴ zugesetzt wurde („Thoriumglas“), werden Linsen mit einem hohen Brechungsindex bei geringer optischer Dispersion hergestellt. Zur Herstellung von Thoriumglas erfolgt die Glasschmelze chargenweise in Platingefäßen. Die Glasmassen pro Charge lagen zwischen 20 und 50 kg [20]. Nimmt man einen Massenanteil des Thoriums von ca. 10 % an, ergibt das 2 bis 5 kg Thorium pro Charge. Das entspricht einer Th-232 Aktivität von ca. 8 bis 20 MBq. Die Schmelztemperaturen liegen über 1400 °C. Beim Schmelzprozess sind radioaktive Ableitungen mit der Prozessabluft möglich. Sie können nur partikulär erfolgen.

Neben der Herstellung von optischen Gläsern spielte Thoriumoxid, vor allem aber Uranoxid, bei der Herstellung von Zierglas vor allem aber Uranoxid eine große Rolle [21]. Die Oxide wurden der Glasschmelze in unterschiedlichen Mengen zugesetzt, um so gefärbte Gläser zu erhalten, aus denen dann Schmuck oder Ziergegenstände hergestellt wurden. Für den Gehalt an Thoriumoxid in den Gläsern gibt es keine Angaben (zum Vergleich kann ggf. Uranglas dienen, welches einen Urangehalt zwischen 0,1 und 1,2 % besitzt [18]).

Thorierte Wolframelektroden wurden über viele Jahrzehnte zum Wolfram-Inertgas-Schweißen (WIG-Schweißen) eingesetzt. Um die gewünschten Gebrauchseigenschaften der Elektroden (z. B. Zündfreudigkeit, Lichtbogenstabilität und Standzeit) zu erreichen, wurde dem Elektrodenmaterial Thoriumoxid zugesetzt. Die Herstellung von thorierten Elektroden erfolgt dann durch Sintern bei Temperaturen bis zu max. 2800 °C [22]. Der Thoriumgehalt der Elektroden beträgt 1 bis 4 % bzw. 40 bis 160 Bq/g Th-232 [23, 24], in [24] werden bis zu 500 Bq/g Th-232 angegeben.

Bei der Herstellung der Elektroden sind radioaktive Ableitungen mit der Prozessabluft möglich, sie erfolgen partikulär.

2.2.2 Herstellung von Thoriumverbindungen oder thoriumhaltigen Produkten in Deutschland

2.2.2.1 Gasglühstrümpfe

Gasglühstrümpfe werden in Deutschland nach wie vor verwendet. Die Handhabung und Lagerung fallen in den Geltungsbereich StrlSchV [4]. Nach Anlage XI Teil B handelt es sich dabei um ein Arbeitsfeld mit erhöhten Expositionen durch Uran oder Thorium. Die Herstellung von Gasglühstrümpfen wurde in Deutschland eingestellt und die Produktion nach Indien ausgelagert, so dass sich weitere Untersuchungen im Rahmen des Vorhabens erübrigen.

2.2.2.2 Glas- und Keramikindustrie

Während des Zweiten Weltkriegs und auch noch in den Nachkriegsjahren waren thoriumhaltige Gläser von großer Bedeutung für die optische Industrie: Sie spielten auch in Deutschland eine wichtige Rolle, um hochwertige optische Systeme (z. B. Kameraobjektive) zu bauen. Mit lanthanhaltigen Gläsern, die durch den Zusatz von Lanthanoxid bei der Glasherstellung entstehen, können Linsensysteme mit gleichen optischen Eigenschaften, aber ohne den Nebeneffekt erhöhter Radioaktivität, hergestellt werden [25]. Deshalb wird thoriumhaltiges Glas heute nicht mehr kommerziell hergestellt [26]. Lediglich für militärische Zwecke erfolgt noch die Produktion optischer Systeme unter Verwendung von Thorium [27],

⁴ Prozentangaben sind in diesem Bericht, sofern nicht anders angegeben, immer Masseprozent.

nach Wissen des Auftragnehmers jedoch nicht in Deutschland. Die Vermutung einer noch bestehenden Kleinproduktion von thoriertem Glas in der Oberpfalz (Bayern) [28] konnten durch den Auftragnehmer durch Recherchen nicht bestätigt werden.

Neben der Herstellung von optischen Gläsern unter Zusatz von Thoriumdioxid spielte Thoriumdioxid, vor allem aber Uranoxid, bis in die 60er Jahre des vergangenen Jahrhunderts bei der Herstellung von Zierglas und Zierkeramik eine große Rolle [21]. Uranoxid wurde in nennenswerten Mengen der Glasschmelze zur Herstellung von gefärbtem Glas („Uranglas“) zugesetzt, aus dem dann vor allem Ziergegenstände und Schmuck gefertigt wurden. Auch für Emaille-Schmuck oder Glasuren auf Keramik („Urkeramik“) wurde Uranoxid zur Farbgebung verwendet.

Derartige Gläser und Keramiken wurden industriell gefertigt. Durch die zunehmende öffentliche Besorgnis gegenüber Radioaktivität und insbesondere gegenüber Uran wurden solche Gegenstände für den Handel immer weniger attraktiv. Schließlich besiegelte die Einbeziehung dieser Anwendungen in den Geltungsbereich der StrlSchV [4] (Anlage XVI – Liste der nicht gerechtfertigten Tätigkeitsarten) das Ende der Herstellung derartiger Gläser oder von Zierkeramik, auch wenn in der Verordnung die Verwendung von Uran oder Thorium für Glasuren nur für solche Fälle ausgeschlossen worden ist, in denen ein Kontakt des Produkts mit Lebensmitteln nicht ausgeschlossen werden kann. Untersuchungen im Rahmen des Vorhabens erübrigen sich deshalb.

2.2.2.3 Thorierte Wolframelektroden

In den letzten Jahren wurden zahlreiche Alternativen zu thorierten Wolframelektroden entwickelt. Thorierte Elektroden werden heute nur noch an wenigen Arbeitsplätzen eingesetzt. Thorierte Wolframelektroden dürfen entsprechend Abschnitt 6.2.3 der Berufsgenossenschaftlichen Regel (BGR) 220 nur noch aus zwingenden technischen Gründen verwendet werden (zitiert nach [29]). Auf die Tendenz zum Ersatz thorierte Elektroden wegen der Verfügbarkeit von Alternativen wurde bereits in der Studie des BMU [30] hingewiesen. Einige Hersteller wenden sich mit Verweis auf thoriumfreie Elektroden (insbesondere Dotierungen mit Lanthan) auch aktiv gegen den Einsatz von thorierten Schweißelektroden [31, 32] bzw. haben die Produktion dieser Elektroden ganz aufgegeben [33]. Nach Informationen der Hersteller wird jedoch aufgrund der guten Handhabbarkeit thorierte Elektroden, die durch thoriumfreie Elektroden noch nicht erreicht wird, ein Bedarf an thorierten Elektroden auf absehbare Zeit bestehen bleiben. Der Bedarf wird durch eine kleine Zahl von Unternehmen gedeckt. In Deutschland werden thorierte Wolframelektroden noch durch die Unternehmen Tungsten Technology/Bayerische Metallwerke GmbH und Kilger GmbH hergestellt.

Die Herstellung von Thoriumverbindungen und ihre Verwendung (z. B. Zusatz bei der Herstellung von Produkten) sind nach der Systematik der StrlSchV [4] Tätigkeiten. Solche Tätigkeiten erfordern eine Genehmigung nach Teil 2 der StrlSchV [4]. Diese kann nur erteilt werden, wenn alle Anforderungen des Teils 2 der Verordnung erfüllt sind. Das betrifft auch die möglicherweise dabei auftretenden Ableitungen. Nach §47 muss sichergestellt sein, dass die jährliche effektive Dosis den Wert von 0,3 mSv für Ableitungen mit Luft oder Wasser nicht überschreitet. Der Nachweis dafür ist für eine Referenzperson an der ungünstigsten Einwirkungsstelle unter Berücksichtigung der Vorgaben der Allgemeinen

Verwaltungsvorschrift - AVV [34] zu führen. Die Herstellung von thorierten Wolframelektroden ist eine Tätigkeit, bei der Ableitungen von Thorium in die Atmosphäre zumindest denkbar sind, da die Elektrodenmaterialien (Wolfram mit max. 5 % ThO₂) bei ca. 1500°C gesintert werden. Bei den übrigen Tätigkeiten zur Herstellung thoriumhaltiger Produkte oder Verbindungen handelt es sich um nasschemische Verfahren, bei denen Ableitungen über Abwässer, aufgrund der geringen Löslichkeit von Thorium wahrscheinlich vor allem in partikulärer Form, auftreten können.

Die Ableitungen aus der Herstellung thoriumhaltiger Produkte werden in Abschnitt 5 weiter betrachtet.

2.3 Verarbeitung von Niob-/Tantalierz

2.3.1 Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen

Rohstoffe für die Herstellung von Niob und Tantal sind die Minerale Columbit, das je nach Niob oder Tantalgehalt auch als Niobit oder Tantalit bezeichnet wird, oder Pyrochlor für die Herstellung von Niob. Ein alternativer Rohstoff der Niob- und Tantalgewinnung ist Loparit, das beispielsweise am Standort Sillamäe (Estland) eingesetzt wird [35], nicht jedoch in Deutschland.

Zunächst müssen die Rohstoffe aufgeschlossen werden. Zwei Verfahren sind üblich, ein nasschemischer Aufschluss und eine Hochtemperaturchlorierung:

Der nasschemische Aufschluss der Rohstoffe erfolgt mit einem Gemisch aus konzentrierter Fluss- und konzentrierter Schwefelsäure bei ca. 80 C. Dabei bilden sich komplexe Fluoride der Metalle. Im Anschluss an diesen Primäraufschluss werden die Verbindungen getrennt. Die beim nasschemischen Aufschluss entstehenden komplexen Fluorverbindungen werden durch Flüssig-Flüssigextraktion aus der Aufschlusslösung mit Methylisobutylketon und Wasserdampfdestillation [36] getrennt. Bei der Hochtemperaturchlorierung werden die Rohstoffe bei ca. 1000°C in einem Wirbelschichtreaktor in Gegenwart von hochreinem Koks chloriert. Dabei werden die Chloride der Elemente gebildet. Die bei der Hochtemperaturchlorierung entstehenden Chloride werden durch fraktionierte Destillation weiter getrennt.

Die Metalle werden dann durch Reduktion der Halogenverbindungen mit elementarem Natrium gewonnen.

Ableitungen von natürlichen Radionukliden sind vor allem beim Aufschluss der Rohstoffe möglich. In Columbit liegen erhöhte Uran- und Thoriumgehalte vor. Typische Werte der spezifischen Aktivität für U-238 und seine Zerfallsprodukte liegen in einem Bereich von 5 bis 30 Bq/g und für Th-232 und seine Zerfallsprodukte im Bereich 7-80 Bq/g [37]. Die spezifische Aktivität von U-238 in den Aschen und Zinnschlacken sind mit denen in den Erzkonzentraten vergleichbar, sie können jeweils bis zu 100 Bq/g betragen [38].

Bei dem nasschemischen Verfahren bleiben die Radionuklide vor allem in den Prozessrückständen. Nach [38] sind aus der Sicht des Strahlenschutzes nur Schlacken und andere Rückstände dieser Aufschlussprozesse zu beachten. Nach [37] können Radionuklide grundsätzlich sowohl mit der Prozessabluft, die bei den Aufschlüssen entsteht, als auch mit den Abwässern, die bei der Behandlung der Aufschlussrückstände anfallen, in die Umwelt abgeleitet werden.

In der Literatur sind jedoch keine weiteren Informationen zu Radionuklidableitungen mit dem Abwasser bei der Niob-/Tantalproduktion verfügbar. Es ist jedoch davon auszugehen, dass die möglicherweise in den Abwässern des Produktionsprozesses auftretenden natürlichen Radionuklide nahezu vollständig in den bei der Abwasserbehandlung anfallenden festen Rückständen enthalten sind und damit radioaktive Ableitungen über den Wasserpfad, die aus der Sicht des Strahlenschutzes beachtet werden müssen, nicht vorliegen.

Bei Ableitungen in die Luft aus dem Hochtemperaturprozess wurde in [39] über spezifische Aktivitäten von 100 bis zu 500 Bq/g für Pb-210 und Po-210 im Staub berichtet, allerdings handelte es sich dabei um eine einzelne, nicht näher benannte Anlage.

2.3.2 Verarbeitung von Niob-/Tantalerz in Deutschland

Niob- und Tantalminerale werden in Deutschland nicht abgebaut, aber zur Verarbeitung importiert. Die Produktion von Niob und Tantal findet in Deutschland bei der Firma H.C. Starck an den Standorten in Goßlar und Laufenburg statt [40, 41]. Die Division Tantalum/Niobium Powders von H.C. Starck verarbeitet Recyclingmaterialien sowie Erze zu hochleistungsfähigen tantal- und niobbasierten Pulvern [42, 43].

Am Standort Goslar von H.C. Starck kommt ein hydrometallurgisches Verfahren zur Anwendung. Gemäß [40] handelt es sich um einen flüssigen Prozess, die entsprechenden Reaktionsbehälter sind an ein Abluftsystem angeschlossen, Ableitungen in die Umgebungsluft sind nicht zu erwarten. Flüssige Ableitungen werden in einer firmeneigenen Abwasserbehandlungsanlage behandelt. Für die Entsorgung der festen Rückstände der Abwasserbehandlung existiert ein Entsorgungsweg, dem eine Entlassung dieser Rückstände aus der strahlenschutzrechtlichen Überwachung vorausging.

Am Standort Laufenburg werden die beiden Metalle und deren Verbindungen aus tantal- und niobarmen Materialien (5.234 t Zinnschlacken oder Aschen bzw. Rückstände ohne nähere Spezifikation oder Abfälle und Schrott [17]), auf einem Umweg über schmelzmetallurgische Anreicherungsverfahren [40, 36], gewonnen. Hierbei handelt es sich um Hochtemperaturprozesse. Für die entsprechenden Ableitungen mit der Luft liegt nach Angaben von H.C. Starck eine Genehmigung nach BImSchG [44] vor.

Gewinnung, Verwendung und Verarbeitung von Pyrochlorerzen gehören nach StrlSchV Anlage XI Teil B Ziff. 5 zu den Arbeitsfeldern, bei denen für Beschäftigte erheblich erhöhte Strahlenexpositionen auftreten können. Der Auftragnehmer geht davon aus, dass die Aufbereitung der nach Deutschland importierten Rohstoffe auch darunter fällt. Nach den §§ 3 und 95 StrlSchV [4] handelt es sich also bei der Aufbereitung dieser Rohstoffe um eine Arbeit im Sinne dieser Verordnung. Nach § 95 Abs. 2 ist dafür eine Anzeige bei der zuständigen Behörde vorgeschrieben, wenn die nach § 95 Abs. 1 durchzuführende Expositionsabschätzung ergibt, dass die effektive Dosis den Wert von 6 mSv pro Kalenderjahr überschreiten kann. In solchen Fällen kann die zuständige Behörde nach § 96 Abs. 4 in Verbindung mit § 47 Abs. 3 auch Festlegungen über die zulässigen Ableitungen von radioaktiven Stoffen treffen. Entsprechend der von H.C. Starck erhaltenen Informationen [40] ist eine Anzeige nach § 95 StrlSchV [4] jedoch nicht erforderlich, da die effektive Dosis von 6 mSv/a deutlich unterschritten wird, und es gibt nach Informationen des Unternehmens [40] auch keine behördlichen Festlegungen über Ableitungen.

Markt, Herkunft, Lieferbeziehungen und Produktionsprozesse bei der Verarbeitung von Niob- und Tantal-erzen sind weitgehend intransparent [45, 46], wodurch kaum Informationen hinsichtlich Ableitungen verfügbar sind. Nach der Literaturrecherche des Auftragnehmers ist davon auszugehen, dass es in Deutschland und Europa keine weiteren Verarbeiter von Tantal- und Niob-erzen gibt. Neben H.C. Starck in Deutschland gibt es weltweit nur wenige Verarbeiter von Tantal- und Niob-erzen bzw. -konzentraten, darunter große Unternehmen in China sowie zwei zu Cabot Supermetals (jetzt GAM Global Advanced Metals) gehörende Fabriken in den Boyertown (USA) und Aizu (Japan), jedoch keine weitere in Europa [47]. H. C. Starck und Cabot Supermetals (GAM) besitzen offenbar eine marktbeherrschende Stellung [48], beispielsweise werden 79 % des Weltmarktbedarfs von Tantal für Kondensatoren durch diese beiden Unternehmen gedeckt [48].

2.4 Erdöl-, Erdgasproduktion

2.4.1 Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen

Die in Deutschland vorhandenen Erdöl- und Erdgaslagerstätten befinden sich in einer Teufe von ca. 2000 bis 5000 m (konventionelle Lagerstätten) bzw. 1000 bis 2500 m (unkonventionelle Lagerstätten) [49]. Bei konventionellen Lagerstätten handelt es sich um Sandsteine, in denen das Erdgas über viele Hunderte Millionen Jahre gespeichert war (Speichergesteine). Demgegenüber handelt es sich bei unkonventionellen Lagerstätten um solche Gesteine, in denen das Erdgas nicht nur enthalten, sondern auch entstanden ist (Muttergesteine). Bei diesen Vorkommen ist zwischen Schiefergestein und Kohleflözen zu unterscheiden. Während für eine Gewinnung von Erdgas aus Schiefergestein die Anwendung des Fracking-Verfahrens in jedem Fall erforderlich ist, hängt dies bei Kohleflözen von dem jeweiligen Vorkommen ab [49].

Bei der Förderung/Gewinnung sind drei Prozessphasen zu unterscheiden, die für die Entstehung von radioaktiven Ableitungen von Bedeutung sein können. In der ersten Phase wird das Rohöl bzw. -gas durch den hohen Druck in der Lagerstätte oder durch Pumpen an die Oberfläche gefördert. In der sich anschließenden Phase werden vor allem Wässer in die Lagerstätte gepresst, bevor in einer letzten Produktionsphase diesen Wässern noch Chemikalien beigemischt werden, um die Förderausbeute zu erhöhen.

Aufgrund der hydrochemischen Bedingungen in den Lagerstätten werden die in den Gesteinen enthaltenen Elemente der II. Hauptgruppe des Periodensystems Calcium (Ca), Strontium (Sr), Barium (Ba) und Radium (Ra) in die Lagerstättenwässer freigesetzt [50], [51]. Hingegen sind U-238 und Th-232 praktisch nicht in den Lagerstättenwässern vorhanden. Radium liegt als Gemisch der Isotope Ra-226, Ra-228 und Ra-224 vor.

Aus den Ergebnissen der beim Auftragnehmer über die vergangenen Jahre analysierten Produktionswässer einer Reihe von Lagerstätten kann in Übereinstimmung mit der Literatur (z. B. [52], [53]) geschlussfolgert werden, dass in diesen Wässern vor allem nur erhöhte Konzentrationen von Ra-226 und Ra-228 vorliegen. Pb-210, Po-210 und Th-228 sind in den Wässern praktisch nicht enthalten; sie werden in den Ablagerungen nachgebildet [53]. Die Radionuklidkonzentrationen von Ra-226 und Ra-228 der Lagerstättenwässer variieren je nach Anfallort in einem weiten Bereich, typischerweise bis 30 Bq/l, jedoch sind in Einzelfällen auch deutlich höhere Aktivitätskonzentrationen festgestellt worden.

Infolge der Druck- und Temperaturänderungen, die bei der Förderung aus großen Teufen und den sich anschließenden Reinigungsprozessen auftreten, werden dabei an den inneren Wänden der Produktionsanlagen (z. B. Rohre, Behälter, Pumpen, Ventile) festsitzende Inkrustationen (Scale) gebildet, in Behältern (z. B. Separatoren, Absetztanks) fallen Schlämme an. Bei der Öffnung der Anlagen, die für die Wartung erforderlich ist, wird kurzzeitig Radon in die Umgebung freigesetzt.

In den übertägigen Aufbereitungsanlagen der Erdöl- und Erdgasindustrie werden die zusammen mit dem Öl oder Gas geförderten Wässer (Mischungen aus salinen Wässern des Lagerstättenaquifers und betrieblichen Wässern) von Öl und Gas getrennt. Nach der Aufbereitung werden sie entweder in die Lagerstätte selbst oder in andere tiefliegende Salzwasser führende Aquifere verpresst, teilweise werden sie abgeleitet [54]. Eine direkte Ableitung dieser Wässer in die Umgebung ist ohne vorherige Aufbereitung wegen der teils sehr hohen Salzgehalte nicht möglich. Die Behandlung erfolgt deshalb mit chemisch-physikalischen Methoden in Aufbereitungsanlagen [55] vor einer Ableitung in einen Vorfluter (Direkteinleitung) oder über Kläranlagen in die Kanalisation (Indirekteinleitung).

In welchem Maße durch diese Methoden auch die Radionuklidkonzentrationen in den abzuleitenden Wässern verringert werden, wird in Abschnitt 5.4.1 betrachtet.

Durch den Gradienten von Druck und Temperatur zwischen Lagerstätte und Tagesoberfläche bei der Gewinnung von Erdöl und -gas oder andere technologisch notwendige Maßnahmen kann es zu einer Überschreitung der Löslichkeitsprodukte der Sulfate und Carbonate der o. g. Elemente in den Lagerstättenwässern und zu Ausfällungen (Bildung von Niederschlägen, Scale) an Rohrleitungen und anderen Anlagenteilen kommen, in denen die Radionuklide dann in hohen Konzentrationen vorliegen. In den Niederschlägen ist auch das Radionuklid Pb-210 enthalten, das ebenfalls schwer lösliche Sulfate oder Karbonate bildet, sowie das durch Zerfall aus Pb-210 entstehende Po-210.

In Gasproduktionsbohrungen fallen bereits ca. 25 % der im Lagerstättenwasser vorhandenen Sulfate im Steigrohr aus, ca. 20 % dann in den obertägigen Produktionsanlagen. Zusammen mit den Sulfaten werden > 95 % des Radiums und Bleis mit ausgefällt.

Die geochemischen Prozesse der Mobilisierung von Blei und damit auch Pb-210 aus dem Lagerstättengestein und die teils hohem Aktivitätskonzentrationen von Pb-210 in den Wässern einiger Lagerstätten [56] sind noch nicht vollständig geklärt [50]. Durch hohen Pb-Konzentrationen werden in zahlreichen Förderanlagen eine dünne Schicht auf den inneren Oberflächen der Ausrüstungen (Behälter, Rohrsysteme) gebildet und auch eine erhebliche Kontamination der Rückstände (Scale, Schlämme) verursacht.

Eine weitere Ursache für radioaktive Kontaminationen mit Pb-210 in den Produktions- und Transport-/Verdichteranlagen ist das radioaktive Edelgas Rn-222, das aus dem Gestein in das Lagerstättenwasser freigesetzt wird und so in den Gas-/Wasser-Strom der Produktionsanlage gelangt. Durch Zerfall reichern sich Pb-210 und Po-210 in den geschlossenen Produktionssystemen und insbesondere Filterkartuschen an. Beim Öffnen der Produktionsanlagen oder der Räume wird kurzzeitig Rn-222 in die Umgebung freigesetzt. Eine Ableitung von Staub mit Pb-210 und Po-210 in die Umwelt wird durch Einhausungen der Filter während der Wartungsarbeiten verhindert.

Die Freisetzung/Ableitung von Radon ist bei der Erdgasförderung und -reinigung möglich. In der Vergangenheit wurden die Begleitgase bei der Erdölförderung meist abgefackelt. Diese Gase enthielten je nach Standort hohe Radonkonzentrationen in einem Wertebereich von mehr als 1000 Bq/m³ [57]. In modernen Ölförderanlagen in Deutschland wird nur noch in Einzelfällen zur Optimierung der Erdölförderung Begleitgas abgefackelt. Dies wurde auch durch Messungen in der Umgebung einer Fackel und in der Fackel selbst im Süddeutschland bestätigt [58]. Routinemäßiges Abfackeln kommt jedoch in Deutschland nach Information des Bundesministeriums für Umwelt, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) praktisch nicht mehr vor. Darüber hinaus ist Deutschland 2015 der Internationalen Initiative gegen das Abfackeln von Gas bei der Erdölgewinnung beigetreten [59].

Werden beispielsweise Behälter oder andere geschlossene Systeme für Wartungsarbeiten geöffnet, kommt es zu kurzfristigen Radonfreisetzungen bzw. -ableitungen. Während für die mit den Wartungsarbeiten Beschäftigten diese Situation von Bedeutung ist und durch innerbetriebliche Strahlenschutzmaßnahmen dafür geeignete Maßnahmen vorgesehen sind, geht der Bericht [60] davon aus, dass die temporären Ableitungen für Personen der Bevölkerung radiologisch irrelevant sind. Eine Begründung wird dafür jedoch nicht gegeben. Deshalb wird diese Aussage im Vorhaben überprüft (siehe Abschnitt 5.4.2.2).

Die Freisetzungen/Ableitungen von Wässern (Produktionswässer, bei Reinigungsarbeiten anfallende Wässer nach physikalisch-chemischer Behandlung) und von Radon werden in Abschnitt 5 weiter untersucht.

2.4.2 Erdöl-, Erdgasproduktion in Deutschland

Der überwiegende Teil des in Deutschland benötigten Erdöls und Erdgases wird importiert, nur ca. 2 % des Erdöl- bzw. 13 % des Erdgasbedarfs werden in Deutschland gegenwärtig produziert. Im Jahre 2013 waren das 2,6 Mio. t Erdöl und 10,6 Mio. m³ Erdgas [17]. Im Hinblick auf mögliche Freisetzungen von Radionukliden sind in erster Linie die Produktionsstandorte von Interesse, möglicherweise auch Standorte, an denen Explorationsarbeiten erfolgen. In Deutschland erfolgt die Produktion von Erdöl an 53 und die Produktion von Erdgas in 106 Produktionsfeldern [61] mit insgesamt 280 Anlagen [62].

2.5 Gewinnung geothermischer Energie

2.5.1 Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen

Im Hinblick auf radioaktive Ableitungen ist nur die hydrothermale Nutzung geothermischer Energie von Interesse. Bei der hydrothermalen Nutzung wird Wasser aus einem Aquifer mit ausreichend hohen Temperaturen gefördert und über ein Wärmeaustauscher geleitet. Das abgekühlte Wasser wird in den genutzten Aquifer zurückgeführt (reinjiziert). Bei dieser Nutzung wird zwischen der direkten Nutzung (Nutzung der Wärme selbst für Heizungsanlagen) und der indirekten Nutzung (Umwandlung der Wärme in elektrischen Strom in einem Geothermiekraftwerk) unterschieden. Kraft-Wärme-Koppelungen (KWK) sind eingeschränkt möglich. Für die Nutzung in einem Geothermiekraftwerk ist eine Wassertemperatur von mindestens 80 °C erforderlich.

Aus Gründen der Druckhaltung wird vermieden, den geschlossenen Kreislauf der Anlage zu öffnen. Kontinuierliche Ableitungen erfolgen deshalb in der Regel nicht. Bei Wartungsarbeiten muss der Kreislauf jedoch kurzzeitig geöffnet werden [63]. Mit den dabei

anfallenden Wässern, die abgeleitet werden müssen, werden auch natürliche Radionuklide abgeleitet, da nicht nur die Salinität der genutzten Wässer hoch sein kann (einige 100 g/l) [64, 65], sondern in diesen Wässern auch hohe Konzentrationen natürlicher Radionuklide vorkommen können. Die Salinität der Wässer und auch die Höhe der Radionuklidkonzentrationen hängen von den geologischen Verhältnissen am jeweiligen Standort und von der Teufe ab, aus welcher die Wässer gefördert werden. So liegen im Molassebecken oder in geringen Teufen die Salzkonzentrationen unter 1 g/l. Die geförderten Wässer haben neben hohen Salzkonzentrationen auch erhebliche Konzentrationen natürlicher Radionuklide (Ra-226, Ra-228, Ra-224 und Pb-210) mit Werten bis zu 100 Bq/l (siehe [66, 60]). Erhöhte Radionuklidkonzentrationen liegen vor allem in Geothermieanlagen im Norddeutschen Becken sowie im Rheingraben vor [67, 68].

Signifikante Mengen an Lagerstättenwasser fallen beim Betrieb der Separatoren an, wenn die Wärmesenke des Wärmetauschers noch nicht zur Verfügung steht. Das anfallende Wasser wird in Auffangbecken geleitet und nach Abkühlung über die Reinjektionsbohrung in die Lagerstätte zurück gefördert. Durch Evaporation können die anfallenden Volumina des Lagerstättenwassers eingeengt werden. Wenn eine Reinjektion nicht möglich ist, müssen die Wässer abgeleitet werden. Wegen der an einigen Standorten anzutreffenden hohen Salzkonzentrationen ist vor der Ableitung eine Behandlung mit chemisch-physikalischen Verfahren erforderlich, bei der auch die Radionuklidkonzentrationen teilweise gesenkt werden. Ein vergleichbarer Weg der Sammlung und chemisch-physikalischen Behandlung wird auch bei Wässern der Erdöl-/Erdgasförderung (siehe Abschnitt 2.4) angewendet; deshalb gelten die Schlussfolgerungen über die Notwendigkeit weitergehender Untersuchungen der Ableitungen von Wässern mit erhöhten Aktivitätskonzentrationen von Ra-226 und Ra-228 auch für die Geothermie.

Eine Freisetzung von Gasen aus dem Tiefenwasser, also auch von Radon, erfolgt im Regelbetrieb nicht [69]. Die wurde durch Messungen in der Umgebung einer geothermischen Anlage bestätigt [70]. Bei Wartungsarbeiten wird jedoch unvermeidlich kurzzeitig Radon freigesetzt [71].

2.5.2 Gewinnung geothermischer Energie in Deutschland

Nach Angaben in [64] waren bis Ende 2012 20 Anlagen zur Gewinnung geothermischer Energie in Betrieb, 19 im Bau und 74 in Planung. Die meisten dieser Anlagen dienen der Wärmeversorgung, einige Anlagen werden auch zu Forschungszwecken betrieben. Die geothermische Stromerzeugung befindet sich noch im Anfangsstadium. Die bis 2012 installierte thermische Leistung betrug ca. 187 MW.

Anlagen, in denen eine ständige Freisetzung der gelösten Gase (Ausgasung) erfolgt, konnten für Deutschland nicht identifiziert werden [72]. Es ist jedoch darauf hinzuweisen, dass an einzelnen Standorten (z. B. Geothermieanlage Groß Schönebeck [65]) eine kontinuierliche Freisetzung der im Tiefenwasserwasser gelösten Gase und damit auch eine Ableitung des Radons über einen Kamin erfolgte. Der Betrieb der Anlage in Groß Schönebeck wurde jedoch nach Informationen in [65] im Jahr 2013 wegen zu geringer Produktivität eingestellt. Weitere Anlagen, in denen eine kontinuierliche Ableitung von Gasen erfolgt, sind dem Auftragnehmer nicht bekannt, so dass auch in Übereinstimmung mit den Ergebnissen der Literaturrecherche davon ausgegangen wird, dass im Regelfall kontinuierliche Radonfreisetzung aus in Deutschland betriebenen Anlagen nicht erfolgt.

Die kurzzeitigen Ableitungen von Radon und von anderen natürlichen Radionukliden mit den chemisch-physikalisch behandelten Abwässern bei der Gewinnung geothermischer Energie und die daraus resultierenden Strahlenexpositionen für Personen der Bevölkerung werden in Abschnitt 5 weiter untersucht.

2.6 TiO₂-Pigmentherstellung

2.6.1 Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen

Die Rohstoffe für die Titandioxidproduktion sind vor allem die Minerale Ilmenit (Titaneisenerz, FeTiO₃) und Rutil (TiO₂). Die üblichen Verfahren zur Herstellung von Titandioxid (TiO₂) sind das Sulfatverfahren und das Chloridverfahren [73, 74, 75].

Beim **Sulfatverfahren** handelt es sich um ein nasschemisches Verfahren. Die Ausgangsprodukte, in denen die Titanminerale zuvor meist noch angereichert wurden, werden bei Temperaturen von 140 °C mit konzentrierter Schwefelsäure aufgeschlossen. Dabei wird Titanylsulfat gebildet (TiOSO₄). Die ablaufenden Reaktionen sind exotherm, wobei Temperaturen von ca. 200 °C erreicht werden.

Die dabei anfallende Abluft enthält große Mengen an SO₂ und Staub. Vor Ableitung in die Umwelt wird sie deshalb gekühlt und in einer Gaswäsche unter Verwendung von NaOH gereinigt. Bei der Gaswäsche fallen auch Abwässer an.

Die spezifischen Aktivitäten der Radionuklide der U-238- und Th-232-Zerfallsreihen der Rohstoffe zur TiO₂-Herstellung liegen in einem Bereich <2 Bq/g [73]. Die beim Aufschluss anfallenden Stäube können aufgrund der Massenreduzierung höhere Werte der spezifischen Aktivität als die Ausgangsstoffe aufweisen. Im Scale wurden Werte der spezifischen Aktivität von >1000 Bq/g Ra-226 gemessen [73].

Rückstände der Ausgangsmaterialien (nicht aufgeschlossene Ausgangsstoffe) werden abgetrennt (Ausfällung, Filtration) und in Abhängigkeit von dem Resttitangehalt in den Prozess zurückgeführt oder nach Reinigung (z. B. Neutralisation, Filtration) als Abfall beseitigt.

Aus der so gereinigten Lösung wird das Eisen dann als Eisensulfat (FeSO₄ · 7 H₂O, 'Grünsalz', Copperas) durch Kristallisation aus der Lösung entfernt.

Die schwefelsaure Lösung wird mit Wasser verdünnt und erhitzt. Durch Hydrolyse wird in diesem Prozessschritt das schwerlösliche Titanoxidhydrat TiO(OH)₂ gebildet, das filtriert und gewaschen wird. Daran anschließend erfolgt durch Erhitzen (Kalzinieren) die Bildung von Titandioxid (TiO₂).

Bei dem Verfahren fallen große Mengen verdünnter Schwefelsäure (Dünnsäure) an, die aufbereitet und in den Prozess zurückgeführt wird. Das Eisensulfat findet als 'Grünsalz' bei der Abwasseraufbereitung Verwendung.

Die in den Rohstoffen vorliegenden Radionuklide können im ersten Prozessschritt teilweise in die schwefelsaure Lösung gelangen, teilweise verbleiben sie in den Rückständen. Bei der Reinigung der Rückstände des ersten Prozessschrittes, die wegen zu geringer Titangehalte nicht in den Prozess zurückgeführt werden und entsorgt werden müssen, fallen Waschwässer an, die Radionuklide enthalten können. Auch in den Wässern, die bei der Reinigung von Titanoxidhydrat anfallen, können erhöhte Aktivitätskonzentrationen natürlicher

Radionuklide vorliegen. Diese Wässer werden wegen des Gehaltes an Schwefelsäure teilweise der Schwefelsäurerückgewinnung zugeführt, teilweise werden sie nach Reinigung auch abgeleitet. So können dabei auch natürliche Radionuklide abgeleitet werden.

Das **Chloridverfahren** ist ein thermisches Verfahren. Die Ausgangsstoffe, gemischt mit hochreinem Koks als Reduktionsmittel, reagieren bei 900 bis 1000 °C mit elementarem Chlor in einem Wirbelschichtreaktor ('Chlorinator') zu Titantetrachlorid (TiCl_4), welches unter diesen Bedingungen gasförmig vorliegt. Aus den Verunreinigungen der Ausgangsprodukte (Eisen-, Vanadinverbindungen) werden ebenfalls die jeweiligen Metallchloride gebildet, die unter diesen Bedingungen teils gasförmig vorliegen. In der Gasphase liegen aber auch an Staub angelagerte, nicht flüchtige Chloride, nicht umgesetzte Ausgangsstoffe und Koksreste vor, die aus dem Abgas entfernt werden müssen, bevor es in die Umwelt abgeleitet werden kann. Nach Abkühlen wird das Gasgemisch deshalb in einem physikalischen Reinigungssystem (unter Verwendung von Zyklonen) gewaschen. Auch die als Verunreinigungen noch vorhandenen gasförmigen Metallchloride und Salzsäure werden dabei entfernt.

Die nicht flüchtigen Metallchloride, die nicht umgesetzten Ausgangsstoffe und Koks werden aus dem Chlorinator entfernt und als Abfall entsorgt bzw. als Nebenprodukt (z. B. als Fällungsmittel) verkauft. Bei der Wäsche und Entwässerung der Nebenprodukte fallen radionuklidbelastete Abwässer an, die abgeleitet werden.

Die weitere Reinigung des Titantetrachlorides erfolgt durch wiederholtes Kondensieren und Destillieren. Durch den Zusatz von mineralischen oder organischen Ölen bei der Destillation werden die Chloride der Verunreinigungen gebunden und verbleiben als Rückstand in der Destillationsapparatur, während reines Titantetrachlorid im Destillat vorliegt.

Das gereinigte Titantetrachlorid wird bei hohen Temperaturen (z. B. in einem Plasmalichtbogenofen) unter Zufuhr von Sauerstoff oxidiert. Das dabei entstehende elementare Chlor wird in den Prozess zurückgeführt.

Bei beiden Verfahren zur Titandioxidherstellung (Sulfat- oder Chloridverfahren) sind Emissionen von Radionukliden mit der Abluft und mit den Abwässern aus den Produktionsanlagen möglich, die als Ableitungen zu betrachten sind (z. B. Stäube in der Abluft, abfiltrierbare Stoffe in den Abwässern, gelöste Radionuklide in den Abwässern). Dabei dominieren prozessbedingt die an Stäube oder an abfiltrierbare Stoffe gebundenen Radionuklide. Nach Inkrafttreten der Richtlinie 92/112/EWG [76] wurden die Ableitungen aus der Titandioxid-Industrie und damit auch die Ableitungen von Radionukliden wesentlich reduziert. Mit der Richtlinie 2010/75/EU [77] wurden weitergehende und noch strengere Festlegungen zum allgemeinen Umweltschutz bei der Beseitigung von Abfällen aus der Titandioxid-Industrie und bei Ableitungen in Gewässer getroffen. Zwar werden radioaktive Stoffe ausdrücklich ausgenommen, jedoch wirken sich die Festlegungen dieser Richtlinien auch wesentlich auf die radioaktiven Ableitungen aus.

Das Aus- oder Umladen und die Lagerung der Rohstoffe für die Herstellung von TiO_2 -Pigmenten wurden in der Vergangenheit nicht nur als Ursache für Strahlenexpositionen von Beschäftigten, sondern auch als Ursache von Strahlenexpositionen von Personen der Bevölkerung außerhalb des Betriebsgeländes durch die dabei auftretenden Materialverluste und Verwehungen angesehen. Dadurch können Strahlenexpositionen über die Inhalation oder nach Ablagerung der Materialien auch äußere Strahlenexpositionen entstehen.

Quantitative Angaben dafür werden in der Literatur allerdings nicht gemacht. Dieses Expositionsszenario verliert jedoch mehr und mehr an Bedeutung, da die Materialverluste aus ökonomischen Gründen minimiert werden. In den modernen in Deutschland betriebenen Anlagen werden die Rohstoffe in Silos gelagert, so dass auch Verwehungen von den als Rohstoffreserve gelagerten Materialien ausgeschlossen werden können. Unter diesen Bedingungen können dann auch Strahlenexpositionen von Personen der Bevölkerung außerhalb des Betriebsgeländes durch Direktstrahlung aus den gelagerten Rohstoffen ausgeschlossen werden.

2.6.2 Titandioxidproduktion in Deutschland

TiO₂ hat in Deutschland eine große wirtschaftliche Bedeutung. Es ist ein Weißpigment, das vor allem wegen seines hohen Brechungsindex in großem Umfang in verschiedenen Industrien angewendet wird. Es ist auch das Ausgangsmaterial für die Herstellung von Titan, das nach Aluminium, Eisen und Magnesium in der Metallurgie eine wichtige Rolle spielt. Die Aufbereitung von Titanmineralien ist deshalb ein wichtiger Wirtschaftsfaktor. Mineralien, aus denen TiO₂ gewonnen werden kann (Ilmenit, Rutil und Leucoxene), werden in Deutschland nicht abgebaut. Der Bedarf an diesen Materialien wird ausschließlich durch Import gedeckt. 2013 wurden ca. 613.000 t dieser Materialien oder Konzentrate dieser Materialien importiert. Zusätzlich wurden noch Titanoxid (ca. 22.000 t), Ferrotitan und Titanmetall importiert [17].

Zur Anwendung kommen sowohl das nasschemische Sulfatverfahren als auch das Hochtemperatur-Chloridverfahren. Die Aufbereitung von Titanmineralien erfolgt in Deutschland an vier Standorten [78, 79].

Tabelle 1: Titandioxidhersteller in Deutschland nach [79]

Hersteller	Standort	Produktionskapazität (t/a)	Verfahren
Kronos Titan GmbH & Co. OHG	Leverkusen	30.000	Sulfat
		100.000	Chlorid
Kronos Titan GmbH & Co. OHG	Nordenham	62.000	Sulfat
Kerr McGee Pigments GmbH & Co. KG	Uerdingen	130.000	Sulfat
Sachtleben AG	Duisburg	100.000	Sulfat

2.7 Thermische Phosphorproduktion

2.7.1 Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen

Ausgangsmaterialien für die Gewinnung von elementarem Phosphor sind die Mineralien Phosphorit oder Apatit. Sie werden mit Quarzsand gemischt und in einem Elektroschmelz-Reduktionsofen auf ca. 1500 °C erhitzt.

Die Wärme wird über kohlenstoffhaltige Elektroden (Söderbergelektroden) erzeugt, wobei der in den Elektroden enthaltene Kohlenstoff auch als Reduktionsmittel dient. Der Quarzsand ist für die Schlackebildung erforderlich.

Die Produktionsgase werden zunächst mit Elektrofiltern gereinigt (Staubabscheidung) und anschließend unter Zusatz von Wasser gekühlt. Dabei wird elementarer Phosphor

(Rohphosphor mit Verunreinigungen) unter Wasser abgeschieden. Der Rohphosphor wird gereinigt, u. a. durch Destillation.

Die Ausgangsmaterialien weisen höhere Uran- und Thoriumgehalte auf. Die spezifische Aktivität der Radionuklide der U-238- und Th-232-Zerfallsreihen in den Ausgangsmaterialien variieren je nach der Herkunft, liegen jedoch üblicherweise in einem Bereich von 0,2 bis 2 Bq/g für die Radionuklide der U-238-Zerfallsreihe und von 0,01 bis 0,1 Bq/g für die Th-232-Zerfallsreihe [30].

Radioaktive Ableitungen sind nur bei dem primären Prozessschritt möglich. Die Radionuklide der Ausgangsmaterialien gelangen vor allem in die Schlacken, die flüchtigen Radionuklide (vor allem Po-210, wegen der relativ geringen Temperatur in geringerem Umfang auch Pb-210) bevorzugt auch in die Prozessgase. Sie werden bei der Reinigung mit den Stäuben abgeschieden, in Abhängigkeit von der Effektivität der Prozessgasreinigung sind jedoch auch Staubableitungen in die Umwelt möglich. Flüssige Ableitungen können ausgeschlossen werden.

2.7.2 Thermische Phosphorproduktion in Deutschland

In Deutschland ist die thermische Phosphorproduktion Mitte der 1990-er Jahre eingestellt worden [80].

Deshalb wird dieser Industriezweig in diesem Vorhaben nicht weiter betrachtet.

2.8 Zirkon- und Zirkoniumindustrie

2.8.1 Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen

2.8.1.1 Prozesse in der Zirkon- und Zirkoniumindustrie

Die wichtigsten Ausgangsmaterialien für die Zirkon- und Zirkoniumindustrie sind die Mineralien Zirkon/Zirkonsand (Zirkonsilikat), das wiederum aus Schwermineralsanden gewonnen wird, und Baddeleyit (ZrO_2).

Die Schwermetallsande enthalten ca. 10 % Zirkonsand, Monazitsand, Ilmenit und Rutil [81]. Mit physikalischen (magnetischen und elektrostatischen) Verfahren werden die Mineralien angereichert. Ein Teil der in den Schwermetallsanden ursprünglich vorhandenen Radionuklide der U-238- und Th-232-Zerfallsreihe gelangt dabei in die Aufbereitungsrückstände. Die spezifische Aktivität der Radionuklide der U-238- und Th-232-Zerfallsreihen sind in den handelsüblichen Produkten (z. B. Zirkonsand) niedriger als in den Schwermetallsanden. Sie liegen für die Radionuklide der U-238-Zerfallsreihe meist in einem Bereich zwischen 2 und 4 Bq/g, für die Radionuklide der Th-232-Zerfallsreihe im Bereich zwischen 0,4 und 1 Bq/g [81]. Im Bericht zum Vorhaben „Mengenaufkommen an NORM-Rückständen für das deutsche Entsorgungskonzept“ [37] wird ein Bereich der spezifischen Aktivität von 1 bis 10 Bq/g angegeben. In [82] wurde darauf hingewiesen, dass auch Materialien mit spezifischen Aktivitäten bis 70 Bq/g vorkommen können. Der Auftragnehmer hat in Proben von Zirkon ca. 8 Bq/g festgestellt.

Baddeleyit wird als Nebenprodukt des Kupfererz- oder Eisenerzbergbaus gewonnen [81]. Nach gravimetrischer und hydrochemischer Aufbereitung werden Produkte mit ZrO_2 -Gehalten zwischen 96 und 99,5 % gewonnen. In diesen Produkten liegen die Radionuklide der U-238-Zerfallsreihe in einem Bereich zwischen ca. 3 und 13 Bq/g, die der Th-232-

Zerfallsreihe in einem Bereich zwischen 0,1 und 26 Bq/g. Im Gegensatz zum Zirkon liegen im handelsüblichen ZrO_2 größere Abweichungen vom radioaktiven Gleichgewicht vor.

Ableitungen sind bei den genannten physikalischen Verfahren (magnetisch und elektrostatisch, gravimetrisch) staubgetragen möglich, während bei hydrochemischer Aufbereitung auch Ableitungen über den Wasserpfad möglich sind.

2.8.1.2 Herstellung von Zirkonmehl und mikronisiertem Zirkon

Die industrielle Verarbeitung von Zirkon beginnt in der Regel mit einem Mahlprozess, da die Partikelgröße des handelsüblichen Zirkonsandes (100 bis 200 μm) für die Weiterverarbeitung z. B. in der keramischen Industrie ungeeignet ist [81]. Es werden Zirkonmehl (engl. zircon flour) mit einem mittleren Partikeldurchmesser (Medianwert) in einem Bereich zwischen 10 und 20 μm und mikronisiertes Zirkon (engl. micronized zircon) mit einem mittleren Partikeldurchmesser (Medianwert) zwischen 1 und 2 μm hergestellt [81]. Dazu wird Zirkon in speziellen Mühlen vermahlen, z. B. in Strahlmühlen (engl. air swept mills) [83], bei denen das Mahlgut in einen Treibmittelstrahl (z. B. einem Luftstrahl mit Überschallgeschwindigkeit) eingeblasen wird, und bei denen die Zerkleinerung durch Anprall oder Reibung der Teilchen aneinander erfolgt (Autogen-Mahlung bzw. engl. autogenous milling). Die Trennung des Mahlgutes vom Mahlgas erfolgt dann in Zyklonabscheidern. Die Anteile des Mahlgutes, die die gewünschte Korngröße erreicht haben, werden über Klassierer ausgetragen, die übrigen Anteile werden in den Mahlprozess zurückgeführt. Zur Gewinnung von mikronisiertem Zirkon werden u. a. auch spezielle Kugelmühlen eingesetzt.

Die spezifische Aktivität der Radionuklide in den Produkten entspricht denen der Ausgangsprodukte (siehe auch [84]).

Die Apparaturen sind eingehaust und an ein Ventilations- und Luftreinigungssystem angeschlossen. Damit sollen Materialverluste weitestgehend verhindert, Arbeitsplatzgrenzwerte eingehalten und Freisetzungen in die Umgebung minimiert werden. Allerdings ist eine komplette Kapselung aller Anlagen und eine vollständige Staubabscheidung in den Luftreinigungssystemen praktisch nicht möglich, so dass immer mit geringfügigen Ableitungen von an Staub gebundenen Radionukliden der Zerfallsreihen mit der Abluft aus den Produktionsanlagen oder den Produktions- und Lagerräumen gerechnet werden muss. Die Werte der spezifischen Aktivität der Radionuklide im Staub der Ableitungen sind vergleichbar mit denen der Rohstoffe bzw. der Produkte.

Ein weiteres Szenario für die Entstehung radioaktiver Ableitungen ist der Transport von staubigem Material aus den Produktions- oder Lagerbereichen in das betriebliche Abwassersystem und eine Ableitung in eine Kläranlage oder ein Gewässer. In den Abwässern suspendierte Feststoffe werden zwar größtenteils in Absetzbecken zurückgehalten, jedoch nicht vollständig, sodass Ableitungen von an suspendierte Feststoffe gebundenen Radionukliden über das Abwasser nicht ausgeschlossen werden können. Ableitungen von gelösten Radionukliden sind nicht zu erwarten, da die Minerale und damit auch die Radionuklide praktisch wasserunlöslich sind.

2.8.1.3 Herstellung von ZrO_2

ZrO_2 wird in einem Hochtemperaturprozess (Schmelzen von Zirkonsand mit Kohlenstoff in einem Lichtbogenofen bei 2800 °C) gewonnen. Zirkon ($ZrSiO_4$) zerfällt bei den hohen

Temperaturen zu ZrO_2 und SiO_2 , das in Gegenwart von Kohlenstoff zu SiO reduziert wird und bei diesen Temperaturen in die Prozessabluft gelangt. In der Schmelze verbleibt das ZrO_2 , das beim schnellen Abkühlen ein Granulat bildet, welches dann auf unterschiedliche Art weiterverarbeitet wird. Erforderlichenfalls wird der Reinheitsgrad durch erneutes Schmelzen erhöht. Dieser Schmelzprozess wird auch zur Herstellung von ZrO_2 aus dem Mineral Baddeleyit angewendet.

Die spezifischen Aktivitäten der Radionuklide in den Produkten liegen in einem Bereich von 2 bis 5 Bq/g.

Die Prozessabluft wird mittels Staubabscheidern gereinigt, bevor sie in die Umwelt abgeleitet wird. Eine vollständige Staubabscheidung ist praktisch nicht möglich, so dass bei diesem Prozess Ableitungen von an Staub gebundenen Radionukliden nicht ausgeschlossen werden können, wobei aufgrund des Hochtemperaturprozesses insbesondere Pb-210 und Po-210 an den Staub gebunden sind.

Radionuklidableitungen mit den Abwässern sind bei der Produktion von Zirkondioxid ebenso wie beim Mahlen von Zirkonmineralien durch den Transport von staubigen Materialien aus den Produktions- oder Lagerbereichen in die betriebliche Kanalisation möglich.

2.8.1.4 Herstellung von Zirkonium

Zirkon gemischt mit Koks wird in einem Wirbelschichtreaktor bei ca. 1200° C chloriert. Das dabei entstehende $ZrCl_4$ wird von dem gleichfalls entstehenden $SiCl_4$ durch Destillation getrennt. Durch Reduktion des $ZrCl_4$ mit Magnesium wird Zirkonium gewonnen.

Die Prozessabluft wird mit Staubabscheidern gereinigt. Da eine vollständige Staubabscheidung praktisch nicht möglich ist, können an partikuläre Anteile im Staub gebundene Ableitungen der flüchtigen Radionuklide Po-210 (und wegen der relativ niedrigen Temperatur allerdings nur in geringem Umfang auch Pb-210) nicht vollständig ausgeschlossen werden.

2.8.1.5 Weiterverwendung von Zirkon und ZrO_2

Da Zirkonsand, Zirkonmehl oder mikronisiertes Zirkon in verschiedenen Industrien verwendet werden, in denen Hochtemperaturprozesse eingesetzt werden (z. B. Brennprozesse bei ca. 1200 bis 1400 °C), muss auch in diesen Industrien im Hinblick auf die radioaktiven Ableitungen mit ähnlichen Verhältnissen gerechnet werden wie in der Zirkon- und Zirkoniumindustrie. Vor allem sind Ableitungen der flüchtigen Radionuklide Pb-210 und vor allem Po-210 in die Atmosphäre möglich.

In der Studie [85] werden für Stäube aus Schmelzöfen, in denen Feuerfestmaterialien verwendet werden, spezifische Aktivitäten von 17 Bq/g (Pb-210) und 37 Bq/g (Po-210) angegeben.

2.8.1.6 Herstellung von Porzellanzähnen

Dentalkeramiken bestehen entweder aus Silikatkeramiken oder aus Oxidkeramiken. Sie werden in einer Vielzahl von Betrieben oder Labors hergestellt. Nur die Herstellung von Oxidkeramiken (Zirkonoxid-verstärkte Dentalkeramik, mit CaO, MgO oder Y_2O_3 „dotiertes“ ZrO_2) ist für das Vorhaben von Interesse, da hierbei ZrO_2 verwendet wird [86].

Für die Herstellung von Dentalkeramik wird nicht das ZrO_2 -Mineral Baddeleyit sondern ZrO_2 verwendet, das auf unterschiedliche Weise (meist aus Zirkonsilikat) hergestellt wird und das in jedem Fall verschiedene in den vorangegangenen Unterabschnitten beschriebene Aufbereitungsschritte durchlaufen hat. Die Radioaktivität fällt dabei in den Aufbereitungsrückständen an, die nicht weiter verwendet werden, während das in der Dentalkeramik verwendete ZrO_2 praktisch radioaktivitätsfrei ist.

Nach übereinstimmenden Aussagen der Hersteller, z. B. Fa. MicroCeram [87], wird „hochreines“, radioaktivitätsfreies ZrO_2 verwendet, ohne dass nähere Angaben über die Herkunft des Materials gemacht werden.

In jedem Fall sind die für die Herstellung von Dentalkeramik verwendeten Materialien praktisch radioaktivitätsfrei, so dass Untersuchungen von Ableitungen aus dem Herstellungsprozess von Dentalkeramik im Rahmen des Vorhabens nicht erfolgen.

2.8.2 Zirkon- und Zirkoniumindustrie in Deutschland

Die Zirkon- und Zirkoniumindustrie besitzt in Deutschland eine große wirtschaftliche Bedeutung. In Deutschland erfolgt jedoch keine Aufarbeitung von Schwermetallsanden oder Rohmineralien (z. B. Baddeleyite).

Der Bedarf an Zirkon/Zirkonsand (Zirkonsilikat) in Deutschland an diesen Rohstoffen wird ausschließlich durch Importe gedeckt. Im Jahre 2012 wurden ca. 70.000 t Zirkonsand importiert [17], für 2013 kann mit vergleichbaren Mengen gerechnet werden, wie aus einer Information der Kretz Mahlwerke, dem größten Verarbeiter von Zirkonsand in Deutschland, hervorgeht [88].

Zirkon findet in verschiedenen Formen Verwendung in der keramischen Industrie, in Gießereien und zur Herstellung von Schleifmitteln. In Deutschland erfolgt das Mahlen von Zirkonsand in vier Betrieben mit sehr unterschiedlichen Durchsätzen. Für den größten Betrieb wird ein jährlicher Durchsatz von ca. 40.000 t angegeben [88].

Zirkondioxid (ZrO_2) ist ebenfalls von großer wirtschaftlicher Bedeutung. So wird es zur Herstellung von Halbleitern und mikroelektronischen Bauelementen verwendet. Jedoch sind die verwendeten Mengen verglichen mit den Zirkonmengen deutlich geringer. In Deutschland wird Zirkondioxid nach Recherchen des Auftragnehmers nur bei der Firma H.C.Starck mit Sitz in Goslar hergestellt [41].

In die Untersuchungen radioaktiver Ableitungen müssen auch die Industrien einbezogen werden, die Zirkonsand, Zirkonmehl oder mikronisiertes Zirkonsilikat verwenden, z. B. Herstellung von Porzellan, Fliesen und Sanitärkeramik. Dies erfolgt in den Abschnitten 2.18 bis 2.20.

2.9 Herstellung von Phosphatdüngemitteln

2.9.1 Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen

Unter dem Begriff Phosphatdüngemittel werden die Mineraldünger zusammengefasst, die als Makronährstoff (Hauptnährstoff) Phosphor enthalten. Zu den Phosphatdüngern, die Phosphor als einzigen Makronährstoff enthalten (Einnährstoffdünger), gehören Rohphosphat (bis zu 35 % P_2O_5), Superphosphat (16-22 % P_2O_5), Doppelsuperphosphat (35 % P_2O_5) und Tripelsuperphosphat (>46 % P_2O_5). Zu den Phosphatdüngern, die neben Phosphor noch

weitere Makronährstoffe enthalten (Mehrnährstoffdünger), gehören Monoammoniumphosphat (11 % N, 52 % P_2O_5), Diammoniumphosphat (16-18 % N, 42-48 % P_2O_5) und der Volldünger, der neben den genannten Makronährstoffen auch noch Kalium enthält (5-24 % K_2O , 5-25 % N, 5-24 % P_2O_5) [89].

Eine umfassende Beschreibung der teilweise komplexen Prozesse zur Herstellung von Phosphatdüngemitteln und der dabei möglichen Ableitungen ist in [90] gegeben und im Folgenden zusammengefasst.

Die Herstellung von Phosphatdüngemitteln beginnt immer mit dem Mahlen des bergbaulich gewonnenen Rohphosphats [89], das einen P_2O_5 -Gehalt von ca. 25 bis 35 % besitzt. Zur Herstellung der Superphosphate, der Ammoniumphosphate und des Volldüngers schließen sich daran verschiedene chemische Prozesse an.

Zur Herstellung von Superphosphat wird das Rohphosphat mit Schwefelsäure aufgeschlossen. Dabei entstehen Calciumdihydrogenphosphat, Calciumsulfat und, da das Rohphosphat Fluoride enthält, auch Fluorwasserstoff und Siliciumtetrafluorid. Die Reaktionsmasse, die sich Verlaufe der Aufschlussreaktion verfestigt, wird wieder gebrochen und gelagert, so dass die chemischen Prozesse zum Abschluss kommen. Die Prozesse laufen in geschlossenen Behältern ab. Die Abluft aus diesen Behältern wird vor Ableitung in die Atmosphäre gereinigt. Wegen des Fluorwasserstoffs und des Siliciumtetrafluorids in der Prozessabluft erfolgt die Reinigung in einer mehrstufigen Nassreinigung.

Die Herstellung von Doppelsuperphosphat und Tripelsuperphosphat erfolgt nach dem gleichen Prozess, meist auch in den gleichen Apparaturen. Um das Rohphosphat aufzuschließen kommt jedoch an Stelle der Schwefelsäure Phosphorsäure zur Anwendung. Die Reinigung der Abluft erfolgt wiederum in einer mehrstufigen Nassreinigung.

Zur Herstellung von Mehrnährstoffdüngern kommen als Ausgangsstoffe Phosphorsäure (oder das Anhydrid der Säure), Superphosphate, Kalisalze und Ammoniak zum Einsatz. Die für das gewünschte Endprodukt erforderlichen Ausgangsstoffe werden gemischt und in einem Röhrenreaktor zur Reaktion gebracht. Daran schließen sich die Prozessschritte Granulieren, Kühlen, Brechen/Mahlen und Konditionieren an. Auch hier laufen die Prozesse in geschlossenen Bereichen ab. Die Reinigung der Prozessabluft erfolgt wiederum in einer mehrstufigen Nassreinigung.

In modernen Anlagen fallen praktisch keine festen Abfälle an, da sämtliche im Prozess entstehenden festen Rückstände wieder in den Produktionsprozess zurückgeführt werden. Emissionen in die Luft resultieren sowohl im Nassbereich als auch im Trockenbereich (Siebung, Zerkleinerung) aus der Abluftreinigung [91, 92]. Es entstehen auch flüssige Ableitungen [91]. Dabei handelt es sich um düngerbelastetes Kühlwasser. Staubabwehungen von gelagerten Rohstoffen bzw. Endprodukten sind aufgrund der eingehausten Lagerung dieser Materialien nicht zu besorgen [91].

Die spezifische Aktivität der Radionuklide U-238- und Th-232-Zerfallsreihen in den Rohphosphaten als Ausgangsmaterial für die Herstellung von Phosphatdüngemitteln variiert je nach der Herkunft Rohphosphates, sie liegen jedoch üblicherweise in einem Bereich zwischen 0,2 bis 2 Bq/g für die Nuklide U-238-Zerfallsreihe und 0,01 bis 0,1 Bq/g für die Nuklide der Th-232-Zerfallsreihe [30].

Ableitungen von Radionukliden sind aus der Aufbereitung der Rohphosphate im nasschemischen Verfahren über die Abwässer sowie als Staubemissionen aus der Abluftreinigung von Bedeutung.

2.9.2 Herstellung von Phosphatdüngemitteln in Deutschland

In Deutschland werden Phosphatdüngemittel sowohl aus Phosphorsäure als auch aus Rohphosphaten hergestellt. Die dafür erforderlichen Ausgangsmaterialien werden importiert. Im Jahre 2013 wurden ca. 150.000 t Polyphosphorsäure (P_2O_5) und ca. 86.000 t Rohphosphate importiert [17]. Diese Angabe korrespondiert gut mit der in [93] verwendeten Angabe, dass im Jahr 2003 Rohphosphate aus Israel in der Größenordnung von 100.000 t importiert wurden.

Die Verarbeitung von Rohphosphaten in Deutschland erfolgt nach [93] bei der ICL Fertilizers Deutschland GmbH (vormals Amsterdam Fertilisers bzw. AMFERT in Ludwigshafen) sowie bei der Firma COMPO EXPERT GmbH in Krefeld mit nasschemischen Verfahren. Rückstände in Form von Phosphogips fallen nach [93] dabei nicht an. Ein weiterer in [93] im Zusammenhang mit Phosphatdüngerproduktion genannter Standort ist Piesteritz. Die Chemischen Werke Piesteritz (CWP) GmbH, in denen Phosphate verarbeitet worden sind, wurden nach [80] komplett saniert. Es erfolgt heute keine Phosphatdüngerproduktion mehr auf dem Gelände. Im heutigen SKW Piesteritz werden nur Stickstoffdünger hergestellt [94].

2.10 Zementherstellung, Instandhaltung von Klinkeröfen

2.10.1 Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen

2.10.1.1 Zementherstellung

Ausgangsprodukt für die Zementherstellung sind Zementklinker, die in einem Brennprozess bei Temperaturen von ca. 1500 °C aus Kalkstein, Ton, Sand, eisenhaltigen Tonen oder Eisenerzen mit geringem Eisengehalt erzeugt werden. Die Produktionsmengen moderner Anlagen liegen in einem Bereich von bis zu 10.000 t/d [95].

Zementklinker entstehen aus einem Rohstoffgemisch, das in einer Ofenanlage bei einer Temperatur von über 1400 °C bis zum Sintern erhitzt wird. Aus den Ausgangsstoffen bilden sich dabei Verbindungen, die so genannten Klinkerphasen. Das sind bestimmte Calciumsilicate und Calciumaluminat, die dem Zement seine charakteristischen Eigenschaften beim hydraulischen Abbindeprozess geben. Die Ausgangsstoffe zur Herstellung des Zementklinkers müssen hauptsächlich Calciumoxid (CaO) und Siliciumdioxid (SiO_2) sowie in geringen Mengen Oxide des Aluminiums (Al_2O_3) und des Eisens (Fe_2O_3) enthalten. Gesteine, die diese Verbindungen liefern, sind Kalkstein oder Kreide und Ton oder deren natürlich vorkommendes Gemisch, der Kalksteinmergel. Neben natürlichen Rohstoffen können auch sekundäre Rohstoffe, wie z. B. Kalkschlämme, Gießereialsande und Flugaschen, zum Einsatz kommen.

Die traditionellen Brennstoffe in der Zementindustrie sind seit Mitte der 1970er-Jahre Steinkohle und Braunkohle, in geringem Umfang auch schweres Heizöl. Seit den 1990er Jahren wird ein nennenswerter Teil der Kohle durch Petrolkoks ersetzt. Petrolkoks ist eine kohleähnliche Fraktion des Mineralöls, die bei der Rohölaufbereitung anfällt. Neben den fossilen Brennstoffen werden vermehrt Sekundärbrennstoffe beim Klinkerbrennprozess eingesetzt. Ihr Anteil am gesamten Brennstoffenergieverbrauch der deutschen

Zementindustrie betrug im Jahr 2000 etwa 26 %; zum Einsatz kommen vor allem Altreifen und Altöl sowie in geringerem Maße Bleicherden, Altholz, Kunststoffabfälle und aufbereitete Fraktionen von Produktions- und Gewerbeabfällen sowie von Hausmüll [96].

Die wesentlichen gefassten Staubquellen in Zementwerken sind das Ofen- bzw. Rohmühlenabgas sowie die Abluft von Klinkerkühlern, Zementmühlen und Trocknungsanlagen.

Die spezifischen Aktivitäten der Ausgangsmaterialien zur Herstellung der Zementklinker liegen sowohl für U-238 als auch für Th-232 (jeweils im radioaktiven Gleichgewicht mit ihren Zerfallsprodukten) in einem Bereich, der dem unbeeinflusster Böden in Deutschland entspricht. Bei den hohen Temperaturen im Produktionsprozess werden jedoch die Radionuklide Po-210 und in geringerem Maße auch Pb-210 (aufgrund der Brenntemperatur von 1400 °C, was unterhalb des Siedepunktes von Blei liegt) aus den Materialien teilweise freigesetzt und gelangen in das Abluftsystem der Anlage. Die Filterstäube weisen deshalb für diese Radionuklide teilweise erhebliche Werte der spezifischen Aktivität auf. Ob und in welchem Maße die Radionuklide in die Umgebung emittiert werden, hängt von der Effektivität des Abluftreinigungssystems ab.

Beim Abbau und bei der Mahlung der Ausgangsstoffe (Mergel) sowie beim Brennprozess wird ebenfalls Radon freigesetzt.

Abwässer aus der Produktion, bei denen mit höheren Konzentrationen natürlicher Radionuklide gerechnet werden muss, fallen in der Zementindustrie nicht an.

2.10.1.2 Instandhaltung von Klinkeröfen

Der Brennprozess erfolgt in Drehrohröfen, die mit Feuerfestmaterialien (Schamottesteinen) ausgekleidet sind. Diese Materialien werden unter Verwendung von Zirkonsand hergestellt. Im Brennprozess reichern sich auch noch Po-210 und in geringerem Maße auch Pb-210 in den Materialien an, die für die Auskleidung benutzt werden, so dass es bei der Erneuerung der Auskleidungen für das Reparaturpersonal durch die Inhalation von kontaminiertem Staub zu Strahlenexpositionen für die Beschäftigten kommen kann. Schutz- und Kontrollmaßnahmen für die Beschäftigten sind bei diesen Arbeiten, die im Inneren der Öfen durchgeführt werden, erforderlich. Die Anlagen zur Reinigung der Abluft sind auch bei diesen Arbeiten in Betrieb, so dass Staubbefreiungen die außerhalb der Anlage für Personen der Bevölkerung Strahlenexpositionen verursachen können, wegen der Abluftabsaugung, der zeitlichen Begrenzung dieser Arbeiten und des geringeren Staubanfalls bei diesen Arbeiten nicht gesondert beachtet werden müssen.

2.10.2 Zementherstellung in Deutschland

Die Zementindustrie hat in Deutschland große wirtschaftliche Bedeutung. Im letzten Jahrzehnt wurden jährlich ca. 30 bis 35 Millionen Tonnen Zement produziert [97]. Im Jahre 2011 wurden in Deutschland 51 Zementwerke betrieben und 33 Millionen Tonnen Zement hergestellt [98]. Es ist davon auszugehen, dass sich die jährlich produzierten Mengen seitdem nicht wesentlich verändert haben.

2.11 Kohlekraftwerke, Wartung von Heizkesseln

2.11.1 Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen

2.11.1.1 Energieerzeugung

In Braun- und Steinkohlekraftwerken wird Kohlestaub in Öfen eingeblasen und bei ca. 2000 °C verbrannt. Die Radionuklide der Zerfallsreihen liegen in den Kohlen praktisch im radioaktiven Gleichgewicht vor. Die Radionuklide gelangen bei der Verbrennung in die Aschen (Nassaschen, Trockenaschen⁵, Staubpartikel im abgeleiteten Reingas). Durch die Massenreduzierung bei der Verbrennung von Kohle kommt es grundsätzlich zu einer Erhöhung der spezifischen Aktivität in den Aschen gegenüber der Rohkohle.

Die spezifischen Aktivitäten der Kohle für die Radionuklide der U-238- und Th-232-Zerfallsreihen hängen von der Lagerstätte ab. Generell ist der Bereich der spezifischen Aktivität in Steinkohle höher als in Braunkohle.

Nach Angaben in [60] betragen die spezifischen Aktivitäten in **Steinkohle** aus Deutschland im Mittel 0,032 Bq/g für U-238 und 0,021 Bq/g für Th-232. Mittelwerte der spezifischen Aktivitäten in dieser Größenordnung weisen nach [60] auch importierte Steinkohlen auf. Spezifische Aktivitäten von in britischen Kraftwerken [99] verwendeter Steinkohle⁶ sind mit 0,015 Bq/g für U-238 und 0,0075 Bq/g für Th-232 niedriger.

Bei der Steinkohleverbrennung beträgt der Anreicherungsfaktor der spezifischen Aktivität in den Trockenaschen gegenüber der spezifischen Aktivität in der Kohle für die auch bei höheren Temperaturen nicht flüchtigen Radionuklide (U-238, Th-232, Th-228, Ra-226 und Ra-228) etwa 10, für die bei höheren Temperaturen flüchtigen Radionuklide (Pb-210, Po-210) dagegen etwa 100 (Pb-210) bis 200 (Po-210) (siehe [60] und [100]).

Angaben in [99] bestätigen die Anreicherung von Pb-210 und Po-210 gegenüber anderen Nukliden der U-238-Reihe bei der Steinkohlenverbrennung um einen Faktor von 1,5 bis 2,5 gegenüber U-238 und Ra-226 in den Trockenaschen, die Anreicherung von Radionukliden liegt bei in britischen Kraftwerken eingesetzten Steinkohlen jedoch nur bei einem Faktor 10 gegenüber der Kohle. Dies verdeutlicht die große Schwankungsbreite und das Erfordernis, standortspezifische Daten zur Betrachtung heranzuziehen.

Die **Braunkohlen** aus Deutschland enthalten im Mittel etwa um den Faktor 2 bis 3 geringere spezifische Aktivitäten als Steinkohle aus Deutschland [101]. Für die in Deutschland eingesetzten Braunkohlen können deshalb die Bereiche der spezifischen Aktivität von 0,01 bis 0,015 Bq/g für Radionuklide der U-238-Zerfallsreihe und von 0,003 bis 0,007 Bq/g für Radionuklide der Th-232-Zerfallsreihe gelten (s.a. [102]). Die Lausitzer Braunkohle weist dagegen teils noch deutlich geringere spezifische Aktivitäten von < 0,004 Bq/g pro Einzelnuclid der U-238- und < 0,002 Bq/g pro Einzelnuclid der Th-232-Zerfallsreihe auf [103, 207]. Nach [104] liegt der natürliche Urangehalt der rheinischen Braunkohle bei 0,2 g/t (bzw. 0,002 Bq/g), der des Abraumes bei 0,2 bis 3 g/t (Mittelwert 0,8 g/t bzw. 0,01 Bq/g). Für die

⁵ In englischsprachigen Veröffentlichungen werden Nassaschen häufig als „bottom ash“ bezeichnet, Trockenaschen als „fly ash“, weshalb der Begriff „Flugaschen“ auch im Deutschen häufig für Trockenaschen verwendet wird.

⁶ Alle Kraftwerke in Großbritannien werden mit Steinkohle betrieben (Pöyry: Outlook for new coal-fired power stations in German, the Netherlands and Spain - A report to DECC, April 2013)

Braunkohlen des Mitteldeutschen Reviers haben Untersuchungen des Auftragnehmers [105] gezeigt, dass die mittlere spezifische U-238-Aktivität bei $< 0,030$ Bq/g liegt.

Die Anreicherung der Radionuklide von der Rohkohle zur Asche erfolgt in Abhängigkeit vom Aschegehalt um etwa einen Faktor bis zu 20 (Aschegehalt bei Trockenaschen ca. 5 %) bei der Braunkohle [102]. In den Trockenaschen und in den mit dem Reingas abgegebenen Partikeln kommt es darüber hinaus zu einer Anreicherung der bei höheren Temperaturen flüchtigen Radionuklide Pb-210 und Po-210.

Zusatzbrennstoffe wie Papier können wegen ihrer höheren spezifischen Aktivität (insbesondere häufig Pb-210) bis ca. 10 % des Aktivitätsinputs der Rohbraunkohle betragen [102].

Die Ableitung von Radionukliden, insbesondere von Pb-210 und Po-210 mit dem gereinigten Rauchgas (Reingas), ist von besonderem Interesse. Ausschlaggebend für die Höhe der möglichen Radionuklidableitungen bei der Kohleverbrennung über die Abluft ist die Effektivität der Rauchgasreinigung.

In der Abluftreinigung erfolgt die Rauchgasentschwefelung durch die Reaktion des Rauchgases unter Bildung von Gips mit Kalkstein und Wasser. Überschüssiges Wasser wird abgeben oder mit neuem Kalksteinmehl angereichert und in den Prozess zurückgeführt.

2.11.1.2 Wartung von Heizkesseln

Bei Arbeiten zur Erneuerung der Auskleidungen in den Kesseln sind Schutz- und Kontrollmaßnahmen für die Beschäftigten erforderlich, da neben erhöhten Staubbelastungen auch die durch Feuerfestmaterialien bedingte erhöhte Ortsdosisleistung der Gammastrahlung zu beachten ist. Bei diesen Arbeiten sind die Anlagen zur Reinigung der Abluft in Betrieb, so dass aufgrund der kurzen Arbeitszeiten im Vergleich zur gesamten Betriebsdauer und der kleinen Volumina der Kessel Staubfreisetzungen, die außerhalb der Anlage für Personen der Bevölkerung Strahlenexpositionen verursachen können, nicht gesondert zu beachten sind (analog zu Abschnitt 2.10 „Zementherstellung, Instandhaltung von Klinkeröfen“). Im Vorhaben werden dazu keine Untersuchungen durchgeführt.

2.11.2 Kohlekraftwerke in Deutschland

Durch die Verbrennung von Kohle wurde in Deutschland 2013 ein Viertel des Primärenergieverbrauchs abgedeckt, 13 % durch die Verbrennung von Steinkohle und 12 % durch Verbrennung von Braunkohle [17]. Ca. 80 % des Bedarfs an Steinkohle werden importiert. Die subventionierte Förderung deutscher Steinkohle endet 2018. Ab diesem Zeitpunkt wird Steinkohle ausschließlich importiert, so dass eine perspektivische Bewertung von Ableitungen auf der Basis von Importsteinkohle erfolgen sollte.

Der Bedarf an Braunkohle wird dagegen durch den Abbau der Lagerstätten im Inland (Nordrhein-Westfalen, Brandenburg, Sachsen und Sachsen-Anhalt) gedeckt [17].

2015 waren in Deutschland 69 Steinkohlekraftwerke und 44 Braunkohlekraftwerke mit einer elektrischen Leistung von >100 MW in Betrieb [106].

2.12 Herstellung von Phosphorsäure

2.12.1 Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen

Die industrielle Gewinnung erfolgt aus dem Mineral Apatit ($\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$). Durch eine Flotation wird das erzhaltige Gestein zunächst konzentriert und danach mit Schwefelsäure umgesetzt [107]. Als Nebenprodukte fällt dabei vor allem CaSO_4 (Phosphorgips) an. Alternativ lässt sich Phosphorsäure durch Verbrennung elementaren Phosphors zu Phosphorpentoxid (P_4O_{10}) und anschließende Hydrolyse herstellen (sogenannte thermische Phosphorsäure).

2.12.2 Herstellung von Phosphorsäure in Deutschland

Die Produktion von Phosphorsäure aus Rohphosphaten wurde in Deutschland zum Ende der 1990iger Jahre eingestellt [3]. In einem Bericht aus dem Jahr 2005 [108] wurde festgestellt, dass Phosphorsäure aus Phosphor oder eingekaufter Nassphosphorsäure produziert werden kann und an den Standorten Ladenburg (BK Giuliani GmbH), Budenheim (Chemische Fabrik Budenheim KG) sowie Knapsack (Clariant International AG) höchstwahrscheinlich keine Rohphosphate verarbeitet werden. Anfragen bei den vorgenannten Firmen im Rahmen der Bearbeitung des vorliegenden Vorhabens bestätigten, dass keine Rohphosphate mehr verarbeitet werden [109, 110, 111].

2.13 Primärproduktion von Eisen

2.13.1 Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen

Roheisen wird durch Verhüttung im Hochofen aus oxidischen Eisenerzen bzw. Eisenerzkonzentraten hergestellt. Eisenerze sind Gemenge aus natürlich vorkommenden chemischen Verbindungen des Eisens und nicht- oder kaum eisenhaltigem Gestein (Gangminerale). Die Eisenerzminerale sind bei den wirtschaftlich bedeutenden Lagerstätten meist Eisenoxide oder Eisenkarbonate. Die wichtigsten Eisenerzminerale sind Magnetit (Fe_3O_4 , bis 72 % Eisengehalt), Hämatit (Fe_2O_3 , bis 70 % Eisengehalt) und Siderit (FeCO_3 , bis 48 % Eisengehalt) [112].

Bei der Herstellung von Roheisen wird das Erz zuerst in mehreren Schritten zerkleinert (Kegelmühle, Backenbrecher, Kugelmühle) und konzentriert (Flotation und Magnetscheidung).

Aus technologischen Gründen werden die Ausgangsmaterialien für den Hochofenprozess durch Sintern zunächst in eine mechanisch stabile Form (Pellets) gebracht, die für den Prozess geeignet ist. Im Hochofenprozess erfolgt die Reduktion der Eisenoxide durch Kohlenmonoxid, das sich unter den besonderen Bedingungen im Hochofen (Temperaturen von bis zu 1800 °C) bei der Verbrennung von Kohlenstoff (Koks) bildet.

Ferner nimmt das Eisen Kohlenstoff auf. Im Hochofenprozessprozess entsteht deshalb kein reines, sondern zunächst sogenanntes Roheisen, das Kohlenstoff, Silicium, Mangan, Phosphor und Schwefel enthält.

Zur Hochofenanlage zählen neben dem Hochofen die Bunker zur Lagerung der Einsatzstoffe (Eisenerz und Zuschlagstoffe) und der Heizstoffe (Koks) sowie Transport- und Leitungssysteme, um diese Stoffe in den Hochofen einzubringen. Weitere Einrichtungen dienen unter anderem zur Abführung des Gichtgases am Ofenkopf sowie zur Abführung von Roheisen und Schlacke am Ofengrund.

Die bei hohen Temperaturen flüchtigen Radionuklide Pb-210 und Po-210 gelangen an Staubpartikel gebunden auch in die Gasphase (Gichtgas) und werden bei der Reinigung des Gichtgases weitgehend zurückgehalten. Diese beiden Nuklide sind deshalb in den Schlacken abgereichert. Die anderen in den Ausgangsmaterialien vorhandenen Radionuklide gelangen vorzugsweise in die Schlacke, wegen des Mengenverhältnisses von Ausgangsmaterial zu Schlacke ist ihre spezifische Aktivität in den Schlacken und Aschen höher als in den Ausgangsmaterialien.

Das Gichtgas wird gereinigt und wieder in den Prozess eingeführt. Über Verluste kann es auch zu Freisetzungen von Pb-210 und Po-210 kommen. Eine Anreicherung von Pb-210 und Po-210 findet auch in den Stäuben der Sinteranlagen statt. Im Bericht zum Vorhaben „Mengenaufkommen an NORM-Rückständen für das deutsche Entsorgungskonzept“ [37] sind spezifische Aktivitäten von Pb-210 im Bereich von 1,8 bis 50 Bq/g und von Po-210 von 1 bis 3 Bq/g angegeben. Diese Angaben entsprechen etwa denen, die aus anderen europäischen Ländern, beispielsweise Großbritannien [99, 113] verfügbar sind (Pb-210: 10 Bq/g, Po-210: 6.5 Bq/g).

2.13.2 Primärproduktion von Eisen in Deutschland

Der Bedarf an Erzen oder Konzentraten wird in Deutschland ausschließlich durch Importe gedeckt [17].

Die in Deutschland zwischen 2004 und 2014 im Mittel jährlich erzeugte Menge an Roheisen betrug ca. 30 Mio. Tonnen [114], das an 6 Hochofenstandorten hergestellt wird [115, 116, 117]. Die Betreiber von Hochofenanlagen sind die Unternehmen ThyssenKrupp, Salzgitter, ArcelorMittal, Saarstahl und Hütte Dillingen [118].

Die Ableitungen von Radionukliden mit der Abluft aus Hochofenanlagen und die daraus resultierenden Strahlenexpositionen für Personen der Bevölkerung werden in Abschnitt 5 weiter untersucht.

2.14 Zinn-, Blei- und Kupferschmelze

2.14.1 Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen

2.14.1.1 Zinnschmelze

Zur Gewinnung von Zinn wird das Erz (z. B. Kassiterit oder Zinnstein - SnO_2 , Stannit - $\text{Cu}_2\text{FeSnS}_4$) zuerst zerkleinert und dann durch verschiedene Verfahren (Aufschlännen, elektrische/magnetische Scheidung) angereichert. Anschließend wird das Konzentrat zusammen mit Zuschlägen wie Kalk, Sand, Pyrit und Flugstäuben bei etwa 1100 °C in Elektroöfen geschmolzen und mittels Kohlenstoff reduziert (Reduktionsarbeit). Hierbei erhält man Rohzinn von hohem Reinheitsgrad (97-99 %) sowie zinnhaltige Schlacken (Silicate). Nach der Reduktion mit Kohlenstoff wird das Zinn knapp über seine Schmelztemperatur erhitzt. Das flüssige Zinn läuft dabei ab und Verunreinigungen von schwerer schmelzbaren Metallen bleiben zurück (z. B. Eisen) [119, 120]. Weitere Verfahrensstufen zur Erzeugung von hochreinem Zinn (z. B. Elektrolyse) schließen sich an.

Wie in der Blei- und Kupferschmelze sind grundsätzlich Ableitungen von Staub mit der Abluft zu betrachten. Abwässer beispielsweise aus der Flotation werden vor Abgabe in die Umwelt behandelt.

2.14.1.2 Bleischmelze

Das mit Abstand bedeutendste Bleimineral zur Herstellung von Rohblei ist Galenit. Es tritt häufig vergesellschaftet mit den Sulfiden anderer Metalle (Kupfer, Bismut, Zink, Arsen, Antimon u. a.) auf. Das durch Zerkleinerung, Klassierung und Flotation aufbereitete Erz wird in drei verschiedenen industriellen Prozessen in metallisches Blei überführt. Traditionell wird gesintertes Bleisulfid zunächst bei ca. 1000 °C mit Sauerstoff zu Bleioxid umgewandelt (Rösten) und danach je nach Erzbeschaffenheit entweder mit Kohlenstoff (Koks) zu metallischem Blei reduziert (sog. „Röst-Reduktions-Arbeit“) oder unvollständig geröstet und mit weiterem Bleisulfidkonzentrat zu metallischem Blei umgesetzt (sog. „Röst-Reaktions-Arbeit“) [121].

Moderne Herstellungsverfahren, z. B. das QSL-Verfahren für Blei basieren auf Direktschmelzverfahren, die auf Umweltverträglichkeit und Wirtschaftlichkeit hin optimiert wurden. Die Sinterung des Erzkonzentrates als zusätzliche Staubquelle fällt hierbei weg. Das Rösten und die Reduktion finden parallel in einem Reaktor statt. Das Bleisulfid wird ähnlich wie beim Röstreaktionsverfahren nicht vollständig geröstet, so dass ein Teil des Bleis durch Reaktion des Bleisulfids mit Bleioxid entsteht. Das Verfahren ist im Gegensatz zu traditionellen Verfahren kontinuierlich, und da der Reaktor leicht geneigt ist, fließen Blei und bleioxidhaltige Schlacke ab. Beim Rösten wird statt Luft reiner Sauerstoff verwendet, die Temperatur beträgt ca. 1250 °C [122]. Dadurch verringert sich das Volumen an Abgasen erheblich.

Das im Schmelzprozess entstehende Werkblei enthält noch 2 bis 5 % andere Metalle, darunter Kupfer, Silber, Gold, Zinn, Antimon, Arsen, Bismut in wechselnden Anteilen. Es wird durch Raffination weiter gereinigt.

Spezifische Aktivitäten im Erzkonzentrat für U-238 und Th-232 liegen wie die spezifischen Aktivitätswerte in den Erzen im Bereich der Werte für natürliche Böden [123]. Wie bei allen anderen Schmelzprozessen ist auch bei der Herstellung von Rohblei die Ableitung von Staub von Bedeutung. In Ermangelung von Daten zu den Pb-210- und Po-210-Konzentrationen wurde in [60] ein Bereich bis zu 20 Bq/g angenommen⁷, diese Annahme wird jedoch in Abschnitt 5.12 weiter untersetzt. Bei unvollkommener Abluftreinigung gelangen diese Radionuklide mit dem Staub in die Umwelt.

Bei nassen Aufbereitungsverfahren der Erze (z. B. Flotation) fallen auch Abwässer an, die jedoch vor Abgabe in die Umwelt behandelt werden.

2.14.1.3 Kupferschmelze

Kupfer wird aus Chalkopyrit (Kupferkies, CuFeS_2), Chalkosin (Kupferglanz, Cu_2S), seltener auch aus Bornit (Buntkupferkies, Cu_5FeS_4), Atacamit ($\text{CuCl}_2 \cdot \text{Cu}(\text{OH})_2$), Malachit ($\text{Cu}_2[(\text{OH})_2\text{CO}_3]$) und anderen Erzen gewonnen.

Zur Herstellung von Kupfer wird aus dem Erz zunächst so genannter Kupferstein (Cu_2S mit variierenden Gehalten an FeS, Cu-Gehalt ca. 70 %) gewonnen. Dazu wird das Ausgangsmaterial unter Zusatz von Kohlenstoff (Koks) geröstet und die enthaltenen

⁷ Nach Wissen des Auftragnehmers existieren in der Tat keine Literaturangaben zur spezifischen Aktivität von Filterstäuben aus Bleihütten.

Eisenoxide durch kiesel säurehaltige Zuschlagstoffe verschlackt. Diese Eisensilikat-Schlacke schwimmt auf dem Kupferstein und kann so leicht abgegossen werden.

Der so erhaltene Kupferstein wird zu Rohkupfer (auch Schwarzkupfer) weiterverarbeitet. Dazu wird er glutflüssig in einen Konverter gegossen und in diese Schmelze Luft eingeblasen. In einer ersten Stufe (Schlackenblasen) wird dabei das darin enthaltene Eisensulfid zu Eisenoxid geröstet und dieses durch zugeschlagenen Quarz zur Schlacke gebunden, die abgegossen werden kann. In einem zweiten Schritt (Garblasen) werden zwei Drittel des verbleibenden Cu_2S zu Cu_2O oxidiert. Das Oxid setzt sich dann mit dem restlichen Sulfid zum Rohkupfer um.

Das Rohkupfer hat einen Kupferanteil von 98 %. In den restlichen 2 % sind neben unedlen Metallen wie Eisen und Zink auch Edelmetalle wie Silber und Gold enthalten. Eine elektrolytische Raffination bis zur erforderlichen Reinheit schließt sich an [124].

Weitere Ausgangsmaterialien für die Produktion von Raffinadekupfer werden über Recyclingprozesse gewonnen. Ableitungen von Radionukliden spielen bei der Herstellung von Raffinadekupfer keine Rolle.

Beim Schmelzprozess fallen Schlacken sowie Abluft mit Staub (sogenannte Theisenschlämme) an. Es findet beim Schmelzprozess ein Transfer der im Erz enthaltenen natürlichen Radionuklide statt, wobei flüchtige Radionuklide (Po-210, Pb-210) vorrangig am Staub gebunden sind. Die Abluft wird durch Staubfilter geleitet, so dass die abgeleitete Staubfracht deutlich verringert wird. In diesen Materialien liegen die Werte der spezifischen Aktivitäten für Pb-210 und Po-210 jeweils in einem Bereich von bis zu 20 Bq/g, wobei die Mehrzahl der Messergebnisse im Bereich von 5 bis 10 Bq/g liegt [93].

Bei nassen Aufbereitungsverfahren der Erze (z. B. Flotation) fallen auch Abwässer an, die jedoch vor Abgabe in die Umwelt behandelt werden.

2.14.2 Zinn-, Blei- und Kupferschmelze in Deutschland

2.14.2.1 Zinn

In Deutschland wurde die letzte Zinnhütte 1994 geschlossen. Seitdem importiert Deutschland nur Rohmetall [17].

2.14.2.2 Blei

Der Bedarf an Ausgangsmaterialien zur Herstellung von Raffinadeblei wird durch Importe von Erzkonzentraten (bezogen auf die enthaltene Bleimenge ca. 160.000 t), Rohblei, Bleilegierungen, Abfälle, Schrott und durch ein großes inländisches Aufkommen an Sekundärmaterialien gedeckt [17]. Im Hinblick auf die Ableitungen von Radionukliden ist nur die Verarbeitung von Erzkonzentraten von Interesse.

In Deutschland sind zwei Bleihütten in Betrieb, die Primärblei (ca. 150.000 t/a) aus Erzkonzentraten (ca. 30 % Anteil) sowie aus Recyclingblei (z. B. Altbatterien, ca. 70 % Anteil) produzieren [116]. Dies sind die Weser Metall GmbH (Nordenham) [125] sowie die Berzelius Metall GmbH (Stolberg) [126]. Die Weser Metall produziert nach eigenen Angaben [125] jährlich ca. 100.000 Tonnen Blei mit einem Einsatz von ca. 70 % bleihaltigen Sekundärrohstoffen (Autobatterien etc.) und nur ca. 30 % aus Konzentraten.

Es werden die möglichen Ableitungen von Radionukliden bei der Verarbeitung von Bleikonzentraten in Abschnitt 5 weiter untersucht.

2.14.2.3 Kupfer

Das Ausgangsmaterial für die Herstellung von Rohkupfer wird fast ausnahmslos importiert (Kupferkonzentrat) [17]. Eine geringe Menge Kupferkonzentrat wird noch als Beiprodukt bei der Flussspatgewinnung gewonnen [127]. Ca. 350.000 t Kupferkonzentrate (bezogen auf die enthaltene Kupfermenge) wurden im Jahre 2013 importiert [17]. Nur ihre Verarbeitung ist im Hinblick auf Ableitungen von Interesse. In Deutschland ist eine Anlage in Betrieb (Aurubis AG, Hamburg) [128].

Die Kupfergewinnung aus Kupferkonzentraten wird in Abschnitt 5 weiter untersucht.

2.15 Grundwasserfilteranlagen

2.15.1 Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen

In § 3, Abs. 3 des Wasserhaushaltsgesetzes [129] ist Grundwasser definiert als „unterirdisches Wasser in der Sättigungszone, das in unmittelbarer Berührung mit dem Boden oder dem Untergrund steht“. Damit kann Grundwasser sowohl für Trink- und Lebensmittelzwecke gewonnen werden, als auch als Grubenwasser im Bergbau anfallen.

In diesem Abschnitt sowie in Abschnitt 5.14 wird die Aufbereitung von Grundwasser für Trinkwasser- und Lebensmittelzwecke betrachtet. Die Ableitung von (ggf. behandeltem) Grubenwasser aus dem Erzbergbau wird in den Abschnitten 2.16 und 5.15 betrachtet, diejenige aus Kohlebergwerken in Abschnitt 2.26 und 5.23.

Grundwasser wird im Regelfall aufbereitet, bevor es als Trinkwasser genutzt oder für Lebensmittel (Molkereien, Brauereien, Mineralwasser) weiterverarbeitet werden kann. Abhängig von den geologischen und hydrochemischen Gegebenheiten werden dabei Stoffe aus dem Wasser entfernt oder dem Wasser auch Stoffe zugeführt. Die Aufbereitung des aus Brunnen oder Quellen gewonnenen Rohwassers zu Reinwasser wird mit unterschiedlichen Verfahren durchgeführt, beispielsweise

- Sandfilter
- Ionentauscher
- Belüftung
- Fällungsverfahren.

Dabei fallen Rückstände an, die natürliche Radionuklide enthalten. Die Rückstände werden durch Filtration abgetrennt. Die Filter werden in regelmäßigen Abständen durch Rückspülung gereinigt. Die dabei anfallenden Wässer werden wiederum gereinigt, bevor sie abgeleitet werden. Nach einem Bericht des LfU Bayern [130] sind hinsichtlich der Ableitungen bei der Grundwasserfiltration im Sinne der StrlSchV [4] die Filter-Rückspülwässer und die Klarwässer aus Absetzbecken zu betrachten.

Es ist zu beachten, dass neben den Filteranlagen zur Aufbereitung von Trinkwasser im Sinne der Zielstellung dieser Studie grundsätzlich auch Anlagen zur Aufbereitung von Grundwasser in Molkereien und Brauereien zu betrachten sind, wenn diese Betriebe über eigene Brunnen verfügen und die Wässer zur Herstellung der Produkte verwendet werden.

In diesen Anlagen werden die gleichen Verfahren eingesetzt wie in Trinkwasseraufbereitungsanlagen, die Durchsätze sind jedoch für einen Einzelbetrieb im Durchschnitt geringer als in der kommunalen Trinkwasseraufbereitung. Wässer aus betriebseigenen Brunnenanlagen werden heute aber meist nur noch als Brauchwasser (z. B. in Brauereien zum Spülen der Flaschen) verwendet. Als Ableitungen kommen diese Wässer nicht in Betracht. Darüber hinaus können grundsätzlich Ableitungen aus Grundwassersanierungsanlagen auftreten, wobei die geförderten Ströme nochmals sehr viel geringer sind als bei den zuvor genannten Betrieben.

Bei der Aufbereitung von Grundwässern können sowohl gasförmige als auch flüssige Ableitungen auftreten. Bei den gasförmigen Ableitungen handelt es sich um Radon, das im Grundwasser gelöst vorliegt, bei der Aufbereitung freigesetzt wird und mit der Abluft aus den betrieblichen Anlagen in die Umgebung gelangt. Die Belüftung ist dabei die Verfahrensstufe mit der höchsten Freisetzungsrates [131]. Die freigesetzten Mengen hängen von der Radonkonzentration im Rohwasser und den aufbereiteten Wassermengen ab. In Grundwässern wurden Radonkonzentrationen in einem Bereich von 2 bis 1500 Bq/l gemessen [132]. Die Medianwerte der Rn-222-Konzentrationen aus dem Untersuchungsprogramm in Bayern liegen in einem Wertebereich zwischen 7,9 und 54 Bq/l [130]. Messungen des BfS ergaben einen Mittelwert von 6 Bq/l Rn-222 im Trinkwasser; nur rund 7 % der Aktivitätskonzentrationen von Radon lagen über 100 Bq/l [133]. Daraus ergibt sich, dass nur große Wasserwerke im Hinblick auf die Radonableitungen von Interesse sind. In [60] wird exemplarisch ein vergleichsweise großes Wasserwerk (ca. 11.000 m³/d) mit einer erhöhten Radonkonzentration im Rohwasser (124 Bq/l) betrachtet.

Darüber hinaus wird Radon durch den Zerfall des auf dem Filtersand akkumulierten Ra-226 in das Wasser abgegeben und bei der Filtrerrückspülung freigesetzt. Es wurden durch den Auftragnehmer spezifische Aktivitäten der Filtersande in verschiedenen Wasserwerken im Bereich einiger Bq/g bis einiger 10 Bq/g gemessen. Die durch den Zerfall von Ra-226 auf Filtersanden entstehende und abgeleitete Aktivität von Rn-222 ist jedoch vernachlässigbar gering (siehe Abschnitt 5.14.2).

Bei prozessbedingten Reinigungen der Filteranlagen fallen auch flüssige Ableitungen an (Spülwässer mit Filterschlamm - Rückspülwässer). Sie werden entweder direkt in einen Vorfluter oder in die kommunale Kanalisation abgegeben und gelangen so in die Kläranlagen, aus denen die gereinigten Wässer wiederum in einen Vorfluter abgegeben werden. Diese Ableitungen werden in Abschnitt 5 weiter untersucht.

Die in den Kläranlagen anfallenden Klärschlämme werden verwertet (z. B. Verfüllmaterial, Straßen- und Wegebau, Landwirtschaft, Papierindustrie, Verbrennung) oder beseitigt (Hausmüll oder Restmülldeponien) [130]. Welche Auswirkungen im Hinblick auf Strahlenexpositionen der Bevölkerung sich daraus ergeben, ist nicht Gegenstand des Vorhabens. Untersuchungen dazu werden durch das BfS in einem gesonderten Vorhaben durchgeführt [134].

2.15.2 Grundwasserfilteranlagen in Deutschland

In Deutschland tragen ca. 6000 Wasserwerke zur öffentlichen Trinkwasserversorgung bei, wobei ca. 70 % des Trinkwassers aus Grundwasser und ca. 30 % aus Oberflächenwasser und Uferfiltrat gewonnen werden [135]. Darüber hinaus waren 2016 fast 1400 Brauereien in

Betrieb [136], von denen mit ca. 430 Brauereien die größte regionale Häufung in Bayern zu verzeichnen war. Es gibt derzeit ca. 150 Molkereien in Deutschland [137].

2.16 Förderung von anderen Erzen als Uranerz

2.16.1 Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen

Erzbergbau wird je nach Beschaffenheit der Lagerstätte (geologische Strukturen, Teufe, Erzgehalte) im Tief- oder Tagebau betrieben. In beiden Fällen wird neben dem Erz auch Abraum gefördert, der entweder dauerhaft auf Halden abgelagert oder nach temporärer Aufhaltung in die entstandenen Grubenhohlräume (i. d. R. Tagebaurestloch) zurückgefüllt wird. Das Verhältnis zwischen Abraum und Erz („stripping ratio“) liegt im Tiefbau häufig im einstelligen Bereich, bei Tagebauen bei Werten von 10 und höher.

Sowohl im Erz als auch im Abraum liegt in der Regel radioaktives Gleichgewicht innerhalb der natürlichen Zerfallsketten vor.

Halden werden von Niederschlagswasser durchströmt, so dass am Haldenfuß häufig ein diffuser oder lokalisierter Sickerwasseranfall entsteht. Ableitungen über den Wasserpfad können durch geochemische Prozesse im Haldenmaterial und die damit mobilisierten Komponenten entstehen. In den Sickerwässern befinden sich je nach Mineralogie des Haldenmaterials auch Radionuklide.

Das Erz wird je nach mineralogischer Beschaffenheit und den zu gewinnenden Stoffen (Metalle, Spate, etc.) ggf. sortiert, gebrochen, gemahlen und einer chemischen und/oder physikalischen (z. B. mechanischen, magnetischen) Aufbereitung zugeführt. Hierbei kann es je nach eingesetztem Verfahren (insbesondere bei chemischen Verfahren) auch zu einer Trennung und Umverteilung von Radionukliden innerhalb der verschiedenen Stoffströme kommen.

Moderne Brecher und Mühlen sind eingehaust, so dass Staubemissionen nahezu vollständig ausgeschlossen werden können.

Die Abfälle der Erzaufbereitung (Tailings) sind in der Regel wässrige oder entwässerte (pastöse) Schlämme, die entweder in spezielle Absetzanlagen („tailings ponds“) eingespült bzw. eingelagert werden, oder ebenfalls in die entstandenen Hohlräume (untertägige Grubenbaue oder Tagebaue) verfüllt werden. Überschüssiges Wasser wird je nach klimatischen Bedingungen des Standortes und dem verwendeten Aufbereitungsverfahren entweder in den Aufbereitungsprozess zurückgeführt oder nach vorheriger Wasserbehandlung in die Umwelt abgegeben. In der Feststoffphase der Tailings ist das radioaktive Gleichgewicht in der Regel gestört. Da das Erz vor der physikalisch-chemischen Behandlung feinkörnig aufgemahlen wird, neigen trockengefallene Tailings zur Staubbildung.

Im Erzbergbau sowie in der zugehörigen Erzaufbereitung ist somit grundsätzlich mit den folgenden Ableitungen zu rechnen:

- Ableitung von behandelten Gruben- und Prozesswässern
- Staub beim Abbau (Sprengarbeiten, Einsatz von Großgeräten) sowie aus der Brechung und Mahlung von Erzen sowie Abwehungen von Halden und ggf. Schlammteichen (Tailings)

-
- Radon aus Abwetterschächten, bei der Brechung und Mahlung von Erzen sowie Exhalation von Halden und ggf. Schlammteichen (Tailings).

Die Planungen für die Erzaufbereitung in Deutschland vermeiden konventionelle Absetzanlagen (Tailingsbecken) mit einer die Schlämme teilweise oder ganz bedeckenden Freiwasserlamelle. Da fehlerhaftes Wassermanagement von Tailings zu den häufigsten Ursachen von Damminstabilitäten und unkontrollierten Freisetzungen von Feststoffen und Wasser in die Umwelt durch Überlaufen („overtopping“) zählt [138], orientiert die Bergbauindustrie in ihren Planungen, soweit wirtschaftlich und technisch möglich, zunehmend auf sogenannte Trockenhalden. Hierbei handelt es sich um Anlagen, in denen entwässerte bzw. eingedickte Tailings eingelagert werden, deren hydraulische Durchlässigkeit so gering ist, dass ein Sickerwasseranfall nahezu ausgeschlossen werden kann [139]. Zur Vermeidung von Staubabwehungen von Tailingsoberflächen ist eine Befeuchtung bzw. die Aufrechterhaltung einer geschlossenen Wasserlamelle Stand der Technik.

2.16.2 Förderung von Erzen in Deutschland

In Deutschland ist zum gegenwärtigen Zeitpunkt kein Bergwerk zur Erzförderung in Betrieb. Es erfolgten jedoch in den Jahren hoher Weltmarktpreise für verschiedene Metalle (ca. 2009 bis 2012) intensive Planungen und Vorbereitungen zur Neu- bzw. Wiederinbetriebnahme von Erzbergwerken, unter anderem an den folgenden Standorten:

- Storkwitz (Seltene Erden) [140]
- Spremberg-Graustein-Schleife (Kupfer) [141]
- Pöhla-Globenstein (Wolfram, Zinn, Indium) [142]
- Altenberg (Zinn-Lithium, Exploration der Fa. Solarworld) [143, 144]
- Niederschlag (Schwerspat) mit Aufbereitung der Erzkonzentrate am Standort Aue [145].

Gemäß [146, 147] waren in den vergangenen Jahren in Sachsen Aufsuchungsaktivitäten auf Erze zu verzeichnen. Die Aktivitäten haben sich jedoch als Folge der seit etwa 2013 stark gesunkenen Rohstoffpreise und der damit einhergehenden Finanzierungsprobleme für bergbauliche Aktivitäten deutlich verlangsamt [148], so dass an den genannten Standorten gegenwärtig und auch in absehbarer Zeit kein Abbau zu erwarten ist. Überwiegend wird von Analysten auch für längere Zeiträume (nächste zwei Dekaden) davon ausgegangen, dass Rohstoffpreise niedrig bleiben werden [149], so dass Erzbergbau in Deutschland in nennenswertem Umfang auch auf längere Zeit unwahrscheinlich bleiben wird. Andere Analysten sehen wiederum einen verstärkten Nationalismus in der Ressourcenversorgung und -sicherung („resource nationalism“) [150], was einen selektiven (Wieder-) Aufbau einer Bergbauindustrie für die in Deutschland vorhandenen Minerale bedeuten kann.

In Abstimmung mit dem Auftraggeber wird deshalb auch der Erzbergbau⁸ betrachtet. Darüber hinaus wird auch die Erzaufbereitung als sekundärer Prozess betrachtet. Hierzu werden in Abschnitt 5.15 für ein hypothetisches, aber nach gegenwärtigem Kenntnisstand realistisches Bergbauprojekt entsprechende Annahmen zu möglichen Ableitungen erstellt.

2.17 Forschungsinstitute, Labors

Forschungsarbeiten mit natürlich vorkommenden radioaktiven Stoffen fallen nach § 2 Abs. 1 Ziff. 1 als *Umgang* dann in den Geltungsbereich des Teils 2 der StrlSchV [4], wenn dieser Umgang aufgrund der Radioaktivität, ihrer Nutzung als Kernbrennstoff oder zur Erzeugung von Kernbrennstoff erfolgt. Es handelt sich dann um einen genehmigungsbedürftigen Umgang (§§ 7, 8 der StrlSchV [4]). Dabei muss auch der Schutz der Bevölkerung gewährleistet werden (§§ 46 bis 48 der StrlSchV [4]). Regelungen zur Begrenzung der Ableitungen werden im § 47 getroffen. Für solche Tätigkeiten erübrigen sich deshalb weitere Untersuchungen im Rahmen dieses Vorhabens.

Forschungsarbeiten, die keine Tätigkeit sind, die aber durch die natürliche Radioaktivität der Stoffe, mit denen diese Handlungen durchgeführt werden, zu erhöhten Strahlenexpositionen oder radioaktiven Kontaminationen führen können, sind nach der Systematik der StrlSchV [4] Arbeiten. Es gibt aber keine Hinweise dafür, dass bei solchen Arbeiten (künftig auch Tätigkeiten) über die konventionellen Arbeitsschutzmaßnahmen hinausgehende Maßnahmen erforderlich sind, um den Anforderungen des Strahlenschutzes (§§ 93, 94 der StrlSchV [4]) gerecht zu werden. Solche Forschungsarbeiten wurden deshalb nicht in die Anlage XI der StrlSchV [4] aufgenommen (Liste der Arbeitsfelder, bei denen erheblich erhöhte Expositionen durch natürlich terrestrische Strahlenquellen auftreten können).

Zu den Forschungsarbeiten müssen aber auch Großversuche (Industrierversuche) gezählt werden. Bei solchen Versuchen können sich auch Strahlenexpositionen für Personen der Bevölkerung durch Ableitungen ergeben. Diese Ableitungen unter Versuchsbedingungen unterscheiden sich nicht von denen unter „normalen“ betrieblichen Bedingungen. Eine gesonderte Untersuchung derartiger Forschungsarbeiten über die Betrachtung der jeweiligen Industrie ist deshalb nicht erforderlich. Im Vorhaben werden Forschungsarbeiten und Labors deshalb nicht weiter betrachtet.

2.18 Herstellung von Schleifmitteln

2.18.1 Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen

2.18.1.1 Herstellung von Zirkonkorund

Bei der Herstellung von Schleifmitteln sind aus der Sicht des Strahlenschutzes nur die Herstellung von Schleifmitteln unter Verwendung von „natürlichem“ Zirkonkorund und die Herstellung von Zirkonkorund selbst von Interesse. Der Grund dafür sind die erhöhten spezifischen Aktivitäten natürlicher Radionuklide, die im Zirkonkorund vorkommen können, was wiederum auf die Ausgangsstoffe (z. B. das Zirkonoxidmineral Baddeleyit) zurückzuführen ist.

⁸ Ebenfalls im Vorhaben wird in Abstimmung mit dem Auftraggeber der Kalibergbau betrachtet. Da Kalibergbau nicht unter Erzbergbau fällt, wird dieser Industriezweig gesondert in Abschnitt 2.27 untersucht.

Teilweise wird auch in Hochtemperaturschmelzprozessen gewonnenes „synthetisches“ ZrO_2 verwendet, welches keine erhöhten spezifischen Aktivitäten natürlicher Radionuklide aufweist und deshalb in diesem Vorhaben nicht betrachtet wird.

Zirkonkorund wird durch Aufschmelzen von ZrO_2 mit Aluminiumoxid (Elektroschmelze im Lichtbogenofen bei ca. 2100 °C) gewonnen. Nach Abkühlung wird das Gemisch gebrochen und auf die erforderliche Korngröße gemahlen. Die Gehalte an Zirkondioxid sind wesentlich für die erforderlichen Eigenschaften des Schleifmittels verantwortlich. Die Zirkondioxidgehalte betragen nach [151] 10 % bis 40 %.

Nach [81] werden drei Typen von Zirkonkorund unterschieden:

- 75 % Aluminiumoxid, 21–25 % Zirkonoxid, für kunststoffgebundene Schleifmittel
- 60 % Aluminiumoxid, 40 % Zirkonoxid, für Materialien zum Schleifen von nicht rostendem und hoch legiertem Stahl
- 65 % Aluminiumoxid, 30 % Zirkonoxid, 5 % Titandioxid, für die Herstellung extrem fester Körner für kunststoffgebundene Schleifmittel.

Ausgehend von den typischen Aktivitätskonzentrationen der Radionuklide der U-238-Zerfallsreihe in Zirkondioxid von 2 bis 5 Bq/g wird in [81] abgeschätzt, dass bei einem Gehalt von 20 % bis 40 % Zirkonoxid in Schleifmitteln die Aktivitätskonzentrationen dieser Radionuklide im Zirkonkorund im Bereich von 0,5 bis 2 Bq/g liegen.

Durch den Auftragnehmer wurden 23 Zirkonkorundproben von 8 Schleifmittelherstellern aus Deutschland analysiert. Die spezifischen Aktivitäten der Radionuklide U-238, Ra-226 und Th-230 variierten in einem Bereich von 0,65 bis 1,5 Bq/g [152]. Die maximale spezifische Aktivität von Pb-210 war 0,13 Bq/g. Weitere 11 Zirkonkorundproben von Herstellern aus Italien, Frankreich und Österreich zeigten vergleichbare Analyseergebnisse [152].

Die bei der Produktion von Zirkonkorund entstehenden Stäube werden zur Gewährleistung des allgemeinen Arbeitsschutzes aus den Produktionsbereichen abgesaugt. Die betriebliche Abluft wird gereinigt.

Wird als Ausgangsmaterial für die Herstellung von Zirkonkorund Baddeleyit verwendet, so ist wegen der hohen Prozesstemperaturen die Ableitung von Pb-210 und Po-210 über die Abluft zu beachten. Ob und in welchem Maße bei der Zirkonkorundherstellung diese Radionuklide über den Staub in die Umgebung abgeleitet werden, hängt von der Effektivität des Abluftreinigungssystems ab. Die Situation ist mit der bei der Herstellung von Zirkonoxid aus Zirkon vergleichbar (siehe Abschnitt 2.8).

Im Falle der Verwendung von Baddeleyite sind grundsätzlich auch Ableitungen durch den Transport von staubigem Material aus den Produktions- oder Lagerbereichen in das betriebliche Abwassersystem und auf diese Weise Ableitungen von Radionukliden in die Kanalisation oder in Oberflächengewässer zu beachten. Auch hier sind die Radionuklide an Feststoffe gebunden. Die Feststoffe werden in der betrieblichen Abwasserreinigungsanlage (z. B. Absetzbecken) zurückgehalten, so dass die vorgeschriebenen Grenzwerte für die abfiltrierbaren Stoffe in den abzuleitenden Abwässern eingehalten werden. Durch die Begrenzung der abfiltrierbaren Stoffe in den abgeleiteten Abwässern werden auch die Radionuklidableitungen begrenzt. Ableitungen von gelösten Radionukliden sind nicht zu

erwarten, da die verwendeten Minerale (Zirkon), der Zirkonkorund und damit auch die Radionuklide praktisch wasserunlöslich sind. Eine vergleichbare Situation wurde bereits im Zusammenhang mit der Zirkon- und Zirkoniumindustrie in Abschnitt 2.8 betrachtet und als radiologisch irrelevant bewertet.

Dies wird auch durch andere Untersuchungen bestätigt. So erfolgen nach Firmeninformationen [158] keine Ableitungen von flüssigen Stoffen aus Anlagen und Einrichtungen der Schleifmittelproduktion. In einer Veröffentlichung [153] wird die Ableitung von Wässern aus der hydrogravimetrischen Separation verschiedener Komponenten der Schwermineralsande erwähnt, wobei die Aktivitätskonzentrationen aller Nuklide maximal in der Größenordnung von 0,1 Bq/l liegen, was den Parameterwerten der Trinkwasserverordnung [154] entspricht. Flüssige Ableitungen aus der Schleifmittelproduktion werden deshalb im Vorhaben nicht weiter untersucht.

2.18.1.2 Herstellung von Schleifmitteln auf der Basis von Zirkonkorund

Schleifmittel werden einerseits als Schleifmittel auf Unterlagen (z. B. Vlies-Schleifmittel, Schaumstoff-Schleifmittel) und andererseits als gebundene Schleifmittel (Schleifscheiben) hergestellt [155].

2.18.1.2.1 Schleifmittel auf Unterlage

Das eingesetzte Schleifkorn auf der Basis von Zirkonkorund wird nach firmeninternen Rezepturen gemischt und entsprechend der bestehenden Standards (vgl. z. B. [156]) hinsichtlich der Korngröße und des Kornanteils auf die Unterlage aufgebracht, die vorher mit einem entsprechenden Binder versehen wurde (vgl. auch [157]). Im Produktionsprozess erforderliche Trocknungsprozesse erfolgen bei Temperaturen weit unter 1000 °C.

Der Zirkondioxidgehalt des Zirkonkorunds beträgt je nach Anforderungen an das Material 25 % bis 40 % [158, 159].

Rückstände aus diesen Prozessen werden wieder aufbereitet und in die Produktion zurückgeführt. Der Herstellungsprozess der Schleifmittel auf Unterlage ist hochautomatisiert und an Abluftanlagen (Absaugung) angeschlossen. Radioaktive Ableitungen können nur dann vorkommen, wenn Zirkonkorund eingesetzt wird, der unter Verwendung von Baddelyeit hergestellt worden ist. Die Höhe der möglichen Ableitungen hängt dann vor allem von der Effektivität des Abluftreinigungssystems ab. Die Anlagen verfügen über eine Genehmigung gemäß 4. Verordnung zum BImSchG [44].

Es entstehen hierbei keine fertigungsbedingten Abwässer [158, 159].

2.18.1.2.2 Gebundene Schleifmittel (z. B. Schleifscheiben)

Zur Herstellung der gebundenen Schleifmittel werden die Zirkonkorundkörner in einer Matrix gebunden, die meist aus Feldspat und Ton als Bindematerial besteht. Dieses Gemisch wird geformt, gepresst und bei Temperaturen von etwa 1400°C gebrannt. Auch Harze oder Gummi werden als Matrix verwendet.

Gebundene Schleifmittel werden meist in einem dreistufigen Prozess hergestellt. Nach der Herstellung der rieselfähigen Schleifscheibenmischung aus Schleifkörnern, Bindern, Füll- und Hilfsstoffen erfolgt die Formgebung der Mischung in Pressformen. Abschließend werden

die verpressten Rohlinge in Öfen gehärtet [160]. Der Produktionsprozess ist automatisiert. Die Produktionsanlagen sind an Abluftreinigungssysteme angeschlossen.

Auch bei diesen Prozessen können radioaktive Ableitungen nur dann vorkommen, wenn Zirkonkorund eingesetzt wird, der unter Verwendung von Baddelyeit hergestellt worden ist. Wegen der hohen Temperaturen sind hier die Ableitungen von Po-210 und Pb-210 von besonderer Bedeutung. Die Höhe der möglichen Ableitungen hängt wiederum vor allem von der Effektivität des Abluftreinigungssystems ab. Die Anlagen verfügen über eine Genehmigung gemäß 4. Verordnung zum BImSchG.

Es entstehen keine fertigungsbedingten Abwässer [158, 159]. Die Feststoffe werden in der betrieblichen Abwasserreinigungsanlage (z. B. Absetzbecken) zurückgehalten, so dass die vorgeschriebenen Grenzwerte für die abfiltrierbaren Stoffe in den abzuleitenden Abwässern eingehalten werden. Durch die Begrenzung der abfiltrierbaren Stoffe in den abgeleiteten Abwässern werden auch die Radionuklidableitungen begrenzt. Ableitungen von gelösten Radionukliden sind nicht zu erwarten, da die verwendeten Minerale (Zirkon), der Zirkonkorund und damit auch die Radionuklide praktisch wasserunlöslich sind.

2.18.2 Herstellung von Zirkonkorund und Schleifmitteln in Deutschland

Nach den Recherchen des Auftragnehmers gibt es in Deutschland mindestens zwei Anbieter von Zirkonkorund [161]. Weitere Angaben, z. B. ob es sich um natürliches oder synthetisches Zirkonkorund handelt, sind nicht verfügbar.

Schleifmittel werden in Deutschland von zahlreichen Firmen hergestellt. Von den in der Mitgliederliste des Verbands deutscher Schleifmittelwerke [162]) aufgeführten Herstellern setzen mindestens acht Zirkonkorund ein. Die Hersteller verfügen über eine Genehmigung gemäß 4. Verordnung zum BImSchG [44].

In Deutschland sind gegenwärtig 7 Hersteller von zirkonhaltigen Schleifmitteln auf Unterlage am Markt [162].

2.19 Keramische Industrie

2.19.1 Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen

Zusatzstoffe mit erhöhter spezifischer Aktivität wie beispielsweise Zirkonsande werden mit dem Ziel einer höheren Brillanz von Keramikerzeugnissen (insbesondere Sanitärkeramik) der Glasur zugegeben. Im Brennprozess kommt es bei Temperaturen von mehr als ca. 1000 °C zu einer Verdampfung von Polonium, und bei Temperaturen von mehr als ca. 1700 °C auch von Blei, so dass je nach Brenntemperatur eine Freisetzung von Po-210 bzw. auch Pb-210 erfolgt. Die Radionuklide sind an Staubteilchen gebunden, die beim Brennprozess ebenfalls freigesetzt werden. Die Brennöfen besitzen eine Abluftreinigung, die einen Großteil (in der Regel >95 %) des Staubes und damit auch der Radionuklide zurückhalten.

Die Möglichkeiten für die Ableitung von Radionukliden wurden bereits in Abschnitt 2.8.1.5, behandelt.

2.19.2 Keramische Industrie in Deutschland

Entsprechend [163] sind in Deutschland ca. 260 Unternehmen mit den Fertigungsschwerpunkten

- Feuerfeste keramische Werkstoffe und Waren
- Keramische Haushaltswaren/Ziergegenstände
- Baukeramik
- Sonstige Porzellan- und keramische Erzeugnisse

tätig, wobei bei einem großen Teil (z. B. Sanitärkeramik) Zirkonsande verwendet werden.

2.20 Feuerfest-Industrie

2.20.1 Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen

Zirkonhaltige Steine und Verkleidungen zeichnen sich durch hohe Korrosionsbeständigkeit gegenüber einer Vielzahl von aggressiven Medien, speziell sauren Schmelzen, aus. Sie finden vorwiegend Verwendung in der Glasindustrie und der Stahlindustrie [164].

Der Zirkonanteil in den Feuerfest-Materialien liegt üblicherweise in einem Bereich zwischen 20 und 30 %, es werden aber auch Materialien verwendet, die praktisch zu 100 % aus Zirkon bestehen [164]. Zur Herstellung von Feuerfest-Produkten werden die Ausgangsmaterialien, meist sind das Zirkonsand, Zirkonmehl und Aluminiumoxid, die mit anderen Zusätzen (z. B. Bauxit, Magnesit) und Bindemitteln (z. B. Ton und Kalk) zu einer wässrigen Masse vermischt und in die gewünschte Form gebracht werden. Die Rohprodukte werden getrocknet und bei ca. 1600 °C gebrannt.

Eine besondere Materialart sind die Zirkon-Mullit-Materialien, die durch Verschmelzen von Zirkonsilikat mit Aluminiumoxid bei 1400 °C bis 1600 °C hergestellt werden, und die AZS-Materialien, bei denen Aluminiumoxid, Zirkoniumoxid, Siliziumoxid mit Natriumkarbonat vermischt und im Lichtbogenofen verschmolzen werden. AZS-Materialien werden vor allem für die Auskleidung von Glasschmelzöfen verwendet. Hierbei wird ein großer, jedoch vom Auftragnehmer nicht zu quantifizierender Anteil an künstlichem Zirkon-Mullit eingesetzt.

Die hohen Temperaturen sind erforderlich, um eine besonders stabile Kristallisationsphase des ZrO_2 zu erreichen (siehe Abschnitt 2.8).

Ableitungen sind über den Staubpfad möglich, wobei aufgrund der hohen Temperaturen im Brennprozess vor allem die flüchtigen Nuklide Pb-210 und Po-210 von Bedeutung sind. Die Höhe der Staubableitungen hängt von der Effektivität der Staubfilter ab und wird in Abschnitt 5 weiter untersucht.

2.20.2 Feuerfest-Industrie in Deutschland

In Deutschland sind zahlreiche Betriebe der Feuerfest-Industrie tätig. Der Verband der deutschen Feuerfest-Industrie e.V. (VDFFI) verzeichnet 30 Mitglieder [165], die Feuerfestprodukte herstellen. Nach Verbandsangaben [165] werden in Deutschland jährlich rund 1 Mio. t geformte feuerfeste Erzeugnisse und 600.000 t ungeformte feuerfeste Erzeugnisse in etwa 70 Betrieben hergestellt.

In der Feuerfest-Industrie werden in nur zwei Betrieben Zirkonsand bzw. Zirkonmehl verarbeitet [166]. Es ist zu beachten, dass auch in diesen Werken nur für einen Anteil von ca. 20 % der Produktion natürliche zirkonhaltige Ausgangsstoffe benötigt werden, bei denen deshalb mit einer erhöhten spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide zu rechnen ist.

2.21 Verwendung von thorierten Schweißelektroden

2.21.1 Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen

Beim Wolfram-Inertgasschweißen (WIG) werden nichtabschmelzende gesinterte Wolframelektroden eingesetzt. Als Schweißverfahren kommen sowohl das Gleichstrom- als auch das Wechselstromverfahren zur Anwendung.

Um eine Verbesserung der Zündfähigkeit, der Lichtbogenstabilität und der Lebensdauer zu erreichen, wird diesen Elektroden ca. 1-4 % Thoriumdioxid beigemischt [23] (siehe Abschnitt 2.2.1.2). Beim WIG-Schweißen mit thoriumoxidhaltigen Wolframelektroden entstehen Rauche, die Thoriumdioxid beinhalten. Dabei werden Schweißrauche frei, die sowohl vom Arbeitnehmer eingeatmet als auch mit der Fortluft in die Umwelt abgegeben werden können. Beim WIG-Schweißen mit Gleichstrom ist die Staubbildung deutlich geringer als beim Wechselstromschweißen.

Zusätzlich zu den Schweißrauchen entstehen Stäube beim Anschleifen von thoriumoxidhaltigen Wolframelektroden, die ebenfalls mit dem Abluftsystem abgesaugt und nach Passieren eines Abluftfilters in die Umgebung abgeleitet werden.

2.21.2 Verwendung von thorierten Schweißelektroden in Deutschland

Arbeiten mit thorierten Schweißelektroden gehören zu den Arbeitsfeldern, bei denen für die Beschäftigten erheblich erhöhte Strahlenexpositionen entstehen können (StrlSchV [4], Anlage XI Teil B Ziff.1). In [167] wird die Exposition für einen Schweißer (Wechselstromschweißen ohne Lüftungstechnische Maßnahmen) mit ca. 14 mSv/a angegeben, ist also grundsätzlich radiologisch relevant. Hauptursachen dafür sind die Inhalation des Schweißrauches und des beim Anschleifen der Elektroden entstehenden Staubes. Da bei Arbeiten in umschlossenen Räumen eine Belüftung der Arbeitsplätze aus Arbeitsschutzgründen vorgeschrieben ist, werden die Rauche und Stäube vom Arbeitsplatz über Filter in die Umwelt abgeleitet. Die Höhe der Ableitungen eines Betriebes bestimmt sich im Wesentlichen aus der Zahl der Schweißarbeitsplätze und der Effektivität des Abluftreinigungssystems.

Thorierte Wolframelektroden dürfen entsprechend Abschnitt 6.2.3 der Berufsgenossenschaftlichen Regeln für die Sicherheit und Gesundheit bei der Arbeit BGR-220 (Schweißrauche) nur noch aus zwingenden technischen Gründen verwendet werden (siehe Abschnitt 2.2.2.3). Thorierte Elektroden werden heute allerdings nur noch an wenigen Arbeitsplätzen eingesetzt. Für einige spezielle Schweißaufgaben sind thorierte Elektroden jedoch nach wie vor unverzichtbar, so dass die Zahl der Hersteller und Nutzer insgesamt auf einem geringen Niveau auf absehbare Zeit stabil bleiben wird.

Es erfolgt eine weitere Untersuchung der Ableitungen mit der Abluft im Rahmen dieses Vorhabens in Abschnitt 5.

2.22 Aluminiumherstellung/Bauxitverarbeitung

2.22.1 Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen

Aluminium wird einerseits als Rohaluminium in einem Elektrolyseverfahren aus Tonerde (kubischem $\gamma\text{-Al}_2\text{O}_3$) hergestellt, andererseits als Sekundäraluminium in gasbetriebenen Öfen aus Schrott. Radiologisch relevant ist nur der Prozessschritt der Tonerdeherstellung aus Bauxit.

Die Aufbereitung von Bauxit zur Herstellung von der für das Elektrolyseverfahren erforderlichen Tonerde ist ein unverzichtbarer Prozessschritt bei der Produktion von Rohaluminium. Zur Herstellung von Tonerde aus Bauxit wird ein Nassaufschlussverfahren (Bayer-Verfahren) angewendet. Mit diesem Verfahren werden die im Bauxit enthaltenen Eisenoxide mit Natriumhydroxid vom Aluminiumhydroxid getrennt. Dieser Prozessschritt erfolgt in Druckbehältern bei ca. 7 bar und bei Temperaturen von ca. 180 °C.

Der im Bayer-Verfahren entstehende Rückstand (sogenannter Rotschlamm) wird auf Schlammteiche verbracht. Er enthält nahezu alle im Bauxit enthaltenen Eisenoxide und Radionuklide. Die spezifischen Aktivitätswerte der Radionuklide der U-238- und Th-232-Zerfallsreihen im Bauxit liegen jeweils im Bereich von 0,1 Bq/g bis zu 1 Bq/g [93]. Beim Aufbereitungsprozess des Bauxits gelangen die Radionuklide praktisch vollständig in den Rückstand (Rotschlamm), so dass dort ebenfalls mit spezifischen Aktivitäten in diesem Wertebereich gerechnet werden muss.

An Standorten, an denen das Bayer-Verfahren angewendet wird, sind überall dort, wo es zur Staubfreisetzung kommen kann (z. B. Bauxitentladung, Bandstraßen zum Transport der Einsatzstoffe und der Produkte) gekapselte Systeme und effektive Entstaubungsanlagen bzw. Beregnungsanlagen installiert [169]. Untersuchungen haben gezeigt, dass keine relevanten Staubmengen in das Umfeld der Rotschlammbecken verfrachtet werden, da diese mit Ausnahme der Spülstrände mit einer Wasserlamelle bedeckt sind [168].

Im Bayer-Prozess entstehen bedingt durch die Technologie praktisch keine Ableitungen, weder mit dem Abwasser noch mit der Abluft [169]. Bei der weiteren Verarbeitung des Aluminiumhydroxids zum Aluminiumoxid in Drehöfen (Temperatur von 1200 bis 1300 °C) entstehen zwar gasförmige Ableitungen, Radionuklidfreisetzungen in die Abluft und damit Ableitungen mit der betrieblichen Abluft in die Umgebung sind jedoch nicht zu erwarten, da das Aluminiumhydroxid nahezu radioaktivitätsfrei ist [170]. Dies belegen die beispielhaft in Tabelle 2 gezeigten Ergebnisse eines vom Auftragnehmer durchgeführten Untersuchungsprogramms von Aluminiumoxid und Aluminiumhydroxid aus dem Jahr 2016 [170]. Sie zeigen, dass die spezifischen Aktivitäten der relevanten Radionuklide in Aluminiumhydroxid und -oxid auf einem sehr niedrigen Niveau liegen.

Tabelle 2: Spezifische Aktivitäten der relevanten Radionuklide in Aluminiumhydroxid und Aluminiumoxid, bezogen auf die Trockensubstanz (aus [170])

Nuklid	Spezifische Aktivität in Aluminiumhydroxid [Bq/kg]	Spezifische Aktivität in Aluminiumoxid [Bq/kg]
U-238	< 0,6	< 0,6
Ra-226	< 0,2	0,2
Pb-210	< 0,4	< 0,6
Ra-228	< 0,1	< 0,1
Th-228	< 0,1	< 0,1

Nennenswerte Staubfreisetzungen sind bei nach modernen europäischen Richtlinien betriebenen Rotschlammbecken nicht zu erwarten, da die Oberfläche durch Befeuchtung vor dem Austrocknen geschützt wird (siehe z. B. Best Practice Reference Document der EU zum Halden- und Tailingsmanagement [171], Punkt 3.1.1.4.2). Kurzzeitig kann auf freigefallenen Abschnitten der Spülstrände eine Staubabwehr erfolgen, die jedoch auf der Basis von standortbezogenen Untersuchungen des Auftragnehmers radiologisch irrelevant ist [172].

Die Herstellung von Primäraluminium aus dem Aluminiumoxid erfolgt mittels des Hall-Héroult-Prozesses, bei dem aus Aluminiumoxid mittels Schmelzflusselektrolyse metallisches Aluminium gewonnen wird. Die Elektrolysezellen sind an ein Abluftsystem angeschlossen. Die gasförmigen Ableitungen aus diesem Prozessschritt müssen jedoch nicht weiter untersucht werden, da das in der Elektrolyse eingesetzte Aluminiumoxid bereits praktisch radioaktivitätsfrei ist.

Sekundäraluminium wird in gasbetriebenen Öfen aus Schrotten hergestellt. In den Aluminium-Sekundärhütten erfolgt eine Eingangsprüfung der angelieferten Schrotte hinsichtlich radioaktiver Kontaminationen mittels Portalmeßanlagen.

2.22.2 Aluminiumherstellung/Bauxitverarbeitung in Deutschland

Der Prozessschritt der Bauxitaufbereitung zur Herstellung von Aluminiumoxid wird nach Recherchen des Auftragnehmers in Deutschland nur von einem Unternehmen an einem Standort ausgeführt [169]. Der Bauxitbedarf wird ausschließlich durch Importe gedeckt. 2013 wurden ca. 2,4 Mio. t Bauxit importiert. Tonerde wird durch die Aluminiumhersteller auch direkt importiert, im Jahre 2013 waren dies ca. 1 Mio. t [17, 173].

Der anfallende Rotschlamm ist nach §97 in Verbindung mit Anlage XII der StrlSchV [4] ein überwachungsbedürftiger Rückstand. Die Deponierung unterliegt somit den einschlägigen Regelungen dieser Verordnung. Diese Regelungen sind so ausgelegt, dass bei ihrer Einhaltung Strahlenexpositionen von mehr als 1 mSv/a ausgeschlossen werden können. Die Anforderungen der Grundnormenrichtlinie [7] machen aber in diesem Fall eine Überprüfung erforderlich, da künftig bei einer Prüfung über die Einhaltung des Grenzwertes der Strahlenexposition für Personen der Bevölkerung alle Beiträge zur dieser Exposition aus zugelassenen Tätigkeiten zu berücksichtigen sind. Deshalb muss geprüft werden, ob durch die Perkolat von Befeuchtungs- und Niederschlagswasser durch den deponierten Rotschlamm in das Grundwasser bzw. durch den Austritt von Sickerwässern im Dammfußbereich in einen Vorfluter eine Freisetzung von Radionukliden möglich ist. Diese Ableitung wird hinsichtlich der daraus potentiell resultierenden Strahlenexpositionen in Abschnitt 5 weiter untersucht.

2.23 Schrottverwertung und Entsorgung von Rückständen, die bei der Schrottverwertung anfallen

2.23.1 Überblick

NORM-kontaminierter Schrott entsteht insbesondere in der Erdöl- und Erdgasindustrie in Form von Steigrohren (sog. „Tubinge“), Ventilen und sonstigen Armaturen, in denen sich Scale abgelagert hat [50, 174, 175]. Scale ist eine mineralische Ablagerung an den Innenwänden von Steigrohren etc. und sonstigen Rohrleitungen oder Anlagenteilen der Erdöl- und Erdgasgewinnung. Die chemischen Hauptbestandteile sind je nach den geochemischen Lagerstättenbedingungen Ba/SrSO₄, CaCO₃, SiO₂, PbS, PbSO₄ bzw. Gemische davon. Durch die Art seiner Entstehung werden im Scale auch Radionuklide angereichert, primär nur Ra-226 und Ra-228 und/oder Pb-210, siehe Abschnitt 2.4.1. Die jeweiligen Tochternuklide, insbesondere Th-228 und Pb-210/Po-210 bilden sich nach. Uran und Thorium, z. B. U-238 und Th-232, werden im Scale nicht akkumuliert.

Schrott mit Scale und vergleichbaren radiologischen Eigenschaften fällt auch in der Geothermie an [68], siehe Abschnitt 2.5.1.

Tabelle 3 enthält typische Werte der spezifischen Aktivität von Scale aus der Erdöl-/Erdgasindustrie und der Geothermie.

Tabelle 3: Spezifische Aktivität von Scale in der Erdöl-/Erdgasindustrie und der Geothermie

	U-238 [Bq/g]	Ra-226 [Bq/g]	Th-232 [Bq/g]	Ra-228 [Bq/g]	Pb-210 [Bq/g]	Po-210 [Bq/g]
Scale aus der Erdöl-/Erdgasindustrie [50]	0,001-0,5	0,1-15.000	0,001-0,002	0,05-2.800	0,02-75	0,02-1,5
Scale aus Geothermie, Norddeutsches Becken	k.A.	38	k.A.	41	170	k.A.
Median (Min.-Max.) [68]		(0,009-430)		(0,008-300)	(0,013-770)	
Scale aus Geothermie, Oberrheingraben	k.A.	34	k.A.	18	500	k.A.
Median (Min.-Max.) [68]		(0,009-770)		(0,008-430)	(0,013-5.500)	

In den Untersuchungen von Scale durch den Auftragnehmer [176] wurden mittlere spezifische Aktivitäten im Bereich von 10 bis 50 Bq/g festgestellt.

Es gibt verschiedene Methoden der Schrottverwertung, die sich hinsichtlich ihrer potentiellen Ableitungen unterscheiden und die deshalb im Folgenden getrennt dargestellt werden. Ausgehend vom Verwertungsgebot des Kreislaufwirtschaftsgesetzes [177] und Gebot zur Minimierung zu entsorgender Abfälle ist die Reinigung von NORM-Schrott der bevorzugte Weg. Darauf wird in Unterabschnitt 2.23.2 eingegangen.

Die Reinigung von kontaminiertem Schrott gelingt jedoch nicht immer befriedigend und/oder ist mit unwirtschaftlich hohem Aufwand verbunden. Für diese nicht zu reinigende Teilmenge des NORM-Schrotts stehen die in den folgenden Unterabschnitten betrachteten Entsorgungswege zur Verfügung:

- Deponierung auf Industrie-Abfalldeponien [178], siehe Abschnitt 2.23.3
- Einschmelzen von Schrott [179], siehe Abschnitt 2.23.4.

Darüber hinaus bestehen noch folgende Entsorgungswege für Rückstände aus der Behandlung bzw. Reinigung von NORM-Schrott:

- Verbrennung von Rückständen mit hohem Brennwert (Kohlenstoffanteil) [178, 180]: dem Auftragnehmer sind 2 Unternehmen bekannt, in denen eine (Mit-) Verbrennung von NORM-Rückständen mit ausreichend hohem Organikanteil und damit Brennwert sowie niedrigen Quecksilbergehalten erfolgt (Remondis und HIM Hessische Industriemüll [178]). Allerdings sind die Brennwerte der bei der Schrottreinigung anfallenden Rückstände (Scale) nicht ausreichend für eine Verbrennung, so dass dieser Entsorgungsweg nicht weiter betrachtet wird.

- Rückgewinnung werthaltiger Stoffe, wie beispielsweise Quecksilber, unter bestimmten Voraussetzungen vor einer Beseitigung (Deponierung) aus den NORM-Rückständen [181], siehe Abschnitt 2.23.5.

2.23.2 Schrottreinigung

2.23.2.1 Beschreibung der Technologie und möglichen Ableitungen

Durch chemische oder mechanische Methoden [50] wie Fräsen [182], Sand- oder Wasserstrahlverfahren, abrasive Verfahren unter Verwendung scharfkantiger Stahlteilchen [183] kann Scale von der Metalloberfläche entfernt werden. Dabei reißt das Abrasiv die Oberflächenverkrustungen (Scale) mit, und es entsteht idealerweise eine blanke Metalloberfläche. In einigen Fällen werden Fräsen eingesetzt. Der auf diese Weise nahezu vollständig von Scale befreite Metallschrott wird ohne Einschränkungen weiter verwertet.

Das zur Abrasion verwendete Wasser, die wässrige Abrasivsuspension bzw. der die Abrasivkörper tragende Luftstrom sind im Ergebnis des Reinigungsprozesses mit Scaleteilchen versetzt, die separiert werden. Hierzu dienen Sedimentationstanks oder Zyklone. Die Reinigungsrückstände sind entsprechend Anlage XII Teil A der Strahlenschutzverordnung [4] überwachungsbedürftige Rückstände. Sie enthalten teilweise hohe Konzentrationen an elementarem Quecksilber sowie organische Anteile, was bei der weiteren Entsorgung der Reinigungsrückstände zu berücksichtigen ist.

Die mit Wasser- oder Sandstrahlen bzw. Fräsen arbeitenden Anlagen sind gekapselt, so dass eine Staubableitung in die Umwelt verhindert wird. Es fallen aufgrund der Sedimentation und des Recyclings von Prozesswasser nur sehr geringe Mengen Überschusswasser an (<100 m³/a), die geringe Mengen (<50 mg/l) suspendierte Feststoffe wie Scaleteilchen enthalten.

2.23.2.2 Schrottreinigung in Deutschland

Dem Auftragnehmer sind zwei Unternehmen bekannt (Sakon GmbH, Garbsen und Engie E&P Deutschland GmbH, vormals GDF Suez am Standort Steinitz/Altmark), in welchen mit NORM kontaminierter Schrott aus der Erdöl-/Erdgasindustrie gereinigt wird.

Bei SAKON wird ein Fräsverfahren angewendet, bei dem die entstehenden Stäube in einem geschlossenen System in Fässer gefüllt und diese verschlossen werden. Ableitungen über den Luftpfad sind bei dieser Technologie ausgeschlossen. Teilweise erfolgt eine Vorreinigung der Rohre mit Wasser und Lösungsmitteln. Im entstehenden Abwasser können geringe Mengen von Scale enthalten sein. Das Wasser wird vor der Ableitung durch einen Sedimentationstank zu Abtrennung der Feststoffe geleitet. Informationen zu Aktivitätskonzentrationen im abgeleiteten Wasser liegen nicht vor. Es ist jedoch nur von sehr geringen Abwassermengen in der Größenordnung von 3 m³/d auszugehen; da die Reinigung von Rohren aus der Erdölgewinnung nicht die Hauptmenge der zu reinigenden NORM kontaminierten Rohre umfasst, ist die jährliche Gesamtabwassermenge mit unter 100 m³ zu veranschlagen [184]. Selbst wenn Scaleteilchen mit einer konservativ angenommenen spezifischen Aktivität von 50 Bq/g in das Abwasser gelangen sollten, was durch beim Auftragnehmer vorliegenden Analysen bestätigt wird, ist bei einer Konzentration abfiltrierbarer Stoffe von 50 mg/l, die in Anlehnung an verschiedene in der AbwV [185] genannte Industriezweige gilt, eine jährliche Ableitung nur in der Größenordnung von 1 MBq

möglich. Das kann nur zu vernachlässigbaren Strahlenexpositionen führen, da bei Ableitungen in einen Vorfluter eine Verdünnung erfolgt und bei Ableitungen in eine kommunale Kanalisation die Wässer schließlich in eine Abwasserbehandlungsanlage und die Feststoffe in den Klärschlamm gelangen.

Bei Engie E&P Deutschland GmbH erfolgt die Reinigung der Rohre und Anlagenteile am Lager- und Reinigungsplatz (LRP) Steinitz bei Salzwedel/Altmark zum einen in einer geschlossenen Spritzwasserschutzkammer und zum anderen in einer speziellen Reinigungskammer (Container). Eine Staubbildung ist ausgeschlossen. Die Wässer werden in Betonbecken gesammelt, die Feststoffe sedimentiert und das Wasser im Kreislauf geführt. Die geringen Mengen Überschusswasser werden ordnungsgemäß entsorgt [186, 187].

Die Schrottreinigung wird deshalb hinsichtlich ihrer Ableitungen im Vorhaben nicht weiter betrachtet.

2.23.3 Deponierung von NORM-Schrott

2.23.3.1 Beschreibung der Technologie und möglichen Ableitungen

Bei der Deponierung von mit NORM kontaminiertem Schrott wird entsprechend der Erfahrung des Auftragnehmers aus entsprechenden Entsorgungsprojekten üblicherweise eine Kasette mit verdichtetem Untergrund vorbereitet, in der die Schrottteile eingelagert und mit Zementsuspension verfüllt werden. Die Schrottteile (Rohre, Ventile, Tanks) werden dazu so gelagert, dass die einfließende Zementsuspension die Hohlräume möglichst vollständig verfüllt, damit langfristig die geotechnische Stabilität gesichert ist. Der Einlagerungsbereich wird mit inertem Material abgedeckt, über dem Einlagerungsbereich werden weitere Abfälle deponiert.

Freisetzungen von Radionukliden mit dem Staub in die Luft treten bei der Deponierung nicht auf, da nach der Ablagerung der Rückstände auf der Deponie entweder eine Aschesuspension oder eine Schicht aus anderen zur Deponierung angelieferten nichtradioaktivem Material auf die Rückstände aufgebracht wird.

Darüber hinaus werden an Deponien Sickerwässer gefasst und nach einer Behandlung in die Umwelt (Direkteinleitung) bzw. über die Kanalisation in eine Kläranlage (Indirekteinleitung) abgegeben. Die Entsorgung der Rückstände auf einer Deponie erfolgt nach der Entlassung aus der strahlenschutzrechtlichen Überwachung entsprechend § 98 (2) in Verbindung mit Anlage XII der StrlSchV [4]. Diese Regelungen sind so ausgelegt, dass bei ihrer Einhaltung Strahlenexpositionen >1 mSv/a ausgeschlossen werden können. Die Anforderungen der Grundnormenrichtlinie [7] machen aber in diesem Fall eine Überprüfung erforderlich, da künftig bei einer Prüfung über die Einhaltung des Grenzwertes der Strahlenexposition für Personen der Bevölkerung alle Beiträge zur dieser Exposition aus zugelassenen Tätigkeiten zu berücksichtigen sind. Deshalb muss geprüft werden, ob durch die Perkolation Niederschlagswasser durch die deponierten Rückstände und den Austritt von Sickerwässern aus dem Deponiekörper eine Freisetzung von Radionukliden möglich ist, die zu einer Exposition von mehr als 0,1 mSv/a führen kann. Diese Ableitung ist hinsichtlich der daraus potentiell resultierenden Strahlenexpositionen im Vorhaben zu untersuchen. Diese Ableitungen werden in Abschnitt 5.19.1 weiter betrachtet.

2.23.3.2 Deponien für NORM-Schrott in Deutschland

Dem Auftragnehmer sind zwei Industrieabfalldeponien (PD-Industries Wetro bei Bautzen [178, 188, 189] sowie Cröbern bei Leipzig [178, 190]) bekannt, auf welchen NORM-Rückstände entsorgt werden, neben Scale aus der Dekontamination von Schrott auch kontaminierter Schrott aus der Erdöl-/Erdgasindustrie. Der Entsorgungsweg einer Deponierung von NORM-Schrott wird in der Regel nur dann gewählt, wenn eine Reinigung des Schrottes technisch nicht möglich und ein Einschmelzen nicht wirtschaftlich ist.

2.23.4 Einschmelzen von NORM-Schrott

2.23.4.1 Beschreibung der Technologie und möglichen Ableitungen

Eine Technologie zum Einschmelzen von mit NORM und Quecksilber kontaminiertem Schrott zur Abtrennung der Schadstoffe wurde bei der Siempelkamp Ingenieur- und Service-GmbH entwickelt [179]. Kern dieser Anlage ist ein gekapselter Induktions-Schmelzofen. Hierbei wird elektrische Energie mittels einer Spule (Induktor) auf das metallische Schmelzgut übertragen; die Induktion eines Wirbelstromes führt zu einer starken Erhitzung im zu schmelzenden Schrott [191].

Dem Schmelzofen ist eine Halle mit mechanischen und thermischen Zerlegeeinrichtungen sowie Vorratsbunkern vorgeschaltet. Zum Schneiden von Ausrüstungen und Rohrleitungen, z. B. aus der Erdöl-/Erdgasindustrie, steht eine Guillotineschere zur Verfügung. Großkomponenten können in einer Brennkammer mit einem Plasmabrenner thermisch zerlegt werden. Der zerlegte Schrott kann material- und kontaminationsspezifisch in drei Bunkern, die mit Edeltahllinern abgedichtet sind, zwischengelagert werden.

Da Quecksilber bei den hohen Schmelztemperaturen vollständig verdampft, ist der Schmelzofen mit einer effektiven Absaugung in Verbindung mit einer Filtertechnik zur Quecksilberabscheidung ausgerüstet. In den Filtern erfolgt gleichzeitig eine Rückhaltung der bei den Schmelztemperaturen flüchtigen Nuklide Pb-210 und Po-210. Die Schmelzhalle selbst wird über eine Firstabsaugung entlüftet.

Die Abluftströme aus den Arbeitsbereichen Brennkammer und Schmelzhalle bzw. aus der Ofenabsaugung werden über eine mehrstufige Filteranlage, bestehend aus Zyklon, Luftkühler, Gewebefilter und Aktivkohlefestbettadsorber, gereinigt.

Abfälle fallen in Form von Schlacke, Ofenausbruch und Filterstäuben an. Beim Einschmelzen von Schrott mit radioaktiven Ablagerungen werden die Radionuklide so in die Schlacke eingebunden, dass eine Elution minimiert wird.

Eine Obergrenze für die radioaktive Kontamination des bei Siempelkamp einschmelzbaren Schrotts ist nicht festgelegt worden. Die Firma Siempelkamp verweist dabei auf das effektive Abluftreinigungssystem und die Einhaltung der Grenzwerte der TA Luft (z. B. eine Staubkonzentration in der Abluft von max. 20 mg/m³). Da es sich um eine Genehmigung nach Teil 2 der StrlSchV [4] handelt, darf die für Personen der Bevölkerung aus den Ableitungen resultierende jährliche effektive Dosis den Wert von 0,3 mSv nicht überschreiten. Wegen des Optimierungsgebots liegen die Strahlenexpositionen in der Praxis aber unter diesen Werten. In Abschnitt 5.19.2 wird untersucht, ob durch Einschmelzen von NORM-Schrott in der Praxis die Größenordnung von 0,1 mSv/a erreicht bzw. überschritten wird.

2.23.4.2 Schmelzanlagen für NORM-Schrott in Deutschland

In Deutschland betreibt nur die Fa. Siempelkamp am Standort Krefeld eine Anlage (GERTA, Großtechnische Einrichtung zur Rezyklierung toxischer Abfälle) für das Einschmelzen von radioaktiv kontaminiertem Schrott aus dem kerntechnischen Rückbau und NORM-Industrien [175] und besitzt eine entsprechende Genehmigung.

Wann die Anlage nach dem Brand des Kühlturmes im Sommer 2016 [192] wieder in Betrieb geht und ob weiterhin NORM-Schrott eingeschmolzen wird, konnte im Vorhaben nicht geklärt werden.

2.23.5 Quecksilber-Rückgewinnung aus Reinigungsrückständen und nachfolgende Entsorgung

2.23.5.1 Beschreibung der Technologie und möglichen Ableitungen

Die quecksilberhaltigen Abfälle werden sortiert und mechanisch vorbehandelt, wobei das in dieser Stufe bereits abtrennbare elementare Quecksilber entnommen wird.

Die vakuothermische Behandlung zur Demercurisierung erfolgt in dicht verschlossenen Anlagen im Chargenbetrieb. Hierbei wird das in den Abfällen enthaltene Quecksilber bei Temperaturen zwischen 340 °C und 650 °C und Drücken von wenigen Millibar quantitativ verdampft und anschließend bei niedrigen Temperaturen durch Kondensation als Rohquecksilber zurückgewonnen. Organische Bestandteile werden bei Bedarf in einer Nachbrennkammer unter Luft bzw. Sauerstoffzusatz bei Temperaturen von 800 bis 1000 °C oxidiert. Die nach der vakuothermischen Behandlung verbleibenden Rückstände sind praktisch quecksilberfrei und werden in Abhängigkeit von den Inhaltsstoffen entweder der weiteren Verwertung oder der schadlosen Beseitigung zugeführt. Das im Ergebnis der thermischen Behandlung gewonnene Rohquecksilber wird in einem mehrstufigen Reinigungsprozess zu Quecksilber hoher Reinheit raffiniert und vermarktet.

Die Vakuumrecyclinganlage der Fa. GMR (siehe Abschnitt 2.23.5.2) ermöglicht die staubfreie Behandlung dieser Abfälle von der Produktzuführung bis zum Produktaustrag. Da sie in Containerbauweise gefertigt wurde, kann sie auch als mobile Anlage am Anfallstandort von Schlämmen betrieben werden. Die Anlage arbeitet im Chargenbetrieb und erlaubt einen Durchsatz von ca. 1 t/d. Die Demercurisierung erfolgt in einem vakuumdichten doppelwandigen Heizmischer. Als Heizmedium findet Thermalöl Verwendung (maximale Heiztemperatur 340 °C). Zur Staubabtrennung wird ein hochwirksamer Brüdenfilter eingesetzt. Durch fraktionierte Destillation ist die getrennte Rückgewinnung von Wasser- und Schadstofffraktion (Kohlenwasserstoffe/Quecksilber) möglich. Die Kühlung/Konditionierung des demercurisierten Rückstandes erfolgt in einem mit dem Heizmischer durch einen Vakuumstutzen verbundenen, anlagenintegrierten Kühlmischer. Zur Entnahme des mineralischen Rückstandes findet ein Schneckenaustrag Verwendung [193].

Ableitungen radioaktiver Stoffe in die Luft werden durch die gekapselte Bauweise der Vakuumkammern vermieden. Bei Reinigungsarbeiten fallen geringe Mengen Spülwässer an, deren Aktivitätskonzentration natürlicher Radionuklide jedoch nach den beim Auftragnehmer vorliegenden internen Informationen [194] im Bereich der Parameterwerte der Trinkwasserverordnung [154] liegen und somit aus radiologischer Sicht für das Vorhaben nicht relevant sind.

Die NORM-Rückstände der vakuothermischen Quecksilberextraktion werden in einem zweistufigen Verfahren in Zement und Geopolymer eingebunden und auf einer Industrieabfalldeponie beseitigt [178]. Die Eluate der Immobilisate weisen Aktivitätskonzentrationen aller relevanten natürlichen Radionuklide auf, die wesentlich geringer als die Parameterwerte der Trinkwasserverordnung [154] und damit radiologisch irrelevant sind [195].

Eine weitere Betrachtung der Ableitungen aus der Quecksilber-Rückgewinnung von NORM-Abfällen erfolgt deshalb nicht.

2.23.5.2 Quecksilber-Rückgewinnung in Deutschland

In Deutschland wird durch die Firma GMR am Standort Leipzig die vakuothermische Extraktion von Quecksilber aus NORM-Rückständen durchgeführt [181]. Zu den verarbeiteten Materialien zählen insbesondere quecksilberhaltiger Scale und Schlämme aus der Erdöl-/Erdgasindustrie [193].

Eine zweite Firma (DELA GmbH, Bad Oeynhausen) wurde wegen Unregelmäßigkeiten geschlossen [196]. Über eine Wiederaufnahme der Geschäftstätigkeit durch einen anderen Betreiber konnte im Rahmen des Vorhabens keine Information ermittelt werden.

2.24 Gießereien

2.24.1 Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen

Das Gießen von Metallen und Legierungen ist ein Fertigungsverfahren, bei dem Werkstücke (Gussstücke) aus flüssigem Metall, der Schmelze, hergestellt werden. Beim häufigsten Verfahren, dem in Gießereien vorgenommenen Formguss, wird die Schmelze in eine Hohlform gefüllt, in der sie anschließend erstarrt. Zur Prozesskette des Formgusses vom Rohmaterial bis zum Gussstück zählt auch der Formenbau, die Fertigung der Modelle, das Schmelzen der Werkstoffe und die Schmelzebehandlung, sowie die Nachbehandlung: Entformen, Wärmebehandeln und das Gussputzen [197].

Radiologisch relevant in der Gießerei ist der bei der Formenherstellung verwendete Zirkonsand [198]:

- Formsand, Gießereisand: Feinsand zu Herstellung der Gießform, von dem der Staubanteil zuvor abgetrennt wurde; er enthält Zirkonsilikat sowie Gießereiharzbinder.
- Schlichten: Schlichten (Überzüge auf der Gießform) werden in flüssiger oder pastöser Form aufgetragen und bilden eine Grenz- oder Sperrschicht zwischen Sand und Metall zur gezielten Unterdrückung von Fehlermechanismen an diesen Stellen oder zur Nutzung metallurgischer Effekte. Schlichten zu können bis zu 75 % Zirkonsilikat in Form sehr feiner Fraktionen enthalten [199]. Schlichten können in der Gießerei hergestellt werden, häufiger werden sie jedoch durch Spezialfirmen hergestellt und von den Gießereien eingekauft [81].

Im Sandgussverfahren wird Zirkonsand gemischt mit einem Trägerharz in Gießformen oder als Auskleidung von Gießformen genutzt. Der Zirkongehalt des Gießereisands beträgt ca. 10 % [81]. Nachdem das geschmolzene Metall in die Form gegossen worden und abgekühlt

ist, wird die Form auseinandergebrochen und der Gießkern von Resten des Formmaterials gereinigt.

Für Gießformen, mit denen Präzisionsgussteile hergestellt werden sollen, werden Zirkonmehlsuspensionen mit einem Zirkongehalt von 30 % bis 50 % benutzt. Auf eine genaue Wachskopie der Gussform wird die Zirkonsuspension schichtweise aufgetragen. Nach Trocknen und Erhitzen zur Verfestigung der Form und zur Entfernung des Wachses erfolgt der Gießprozess. Nach Abkühlen des Gussstücks wird die Form aufgebrochen, eine Wiederverwendung ist ausgeschlossen.

Im Feingussverfahren (Modellausschmelzverfahren) wird Zirkonmehl bei der Herstellung komplexer hoch präziser Gussteile eingesetzt. Eine Wachsreplik des zu produzierenden Gussstücks wird hergestellt und mit einem Schlamm, der u.a. Aluminiumoxid und Zirkon-Komponenten enthält, umgeben. Ein typischer Feingusschlamm kann 30 bis 50 % Zirkon enthalten. Die aus dem Feingusschlamm hergestellte mehrschichtige Schale der Wachsreplik wird erhitzt, so dass die Schale trocknet und der Wackskern schmilzt. Nach der Entfernung des Wachses und ggf. erforderlichen Nacharbeiten an der Schale, wird diese dann in einem Hochtemperaturprozess ausgehärtet. Nach dem Gießprozess wird die Schale aufgebrochen und entsorgt [81].

Ableitungen können sich grundsätzlich infolge der Staubbildung bei der Verarbeitung der Zirkonsande ergeben. Wegen der hohen Temperaturen beim Gießprozess werden dabei die flüchtigen Radionuklide Pb-210 und Po-210 teilweise freigesetzt.

Ein weiteres Szenario für Ableitungen ist der Transport von suspendierten Feststoffen aus den Produktions- oder Lagerbereichen, beispielsweise bei der Reinigung der Gießkörper, in das betriebliche Abwassersystem und eine Ableitung in ein Oberflächengewässer [81]. Weitere Arbeitsgänge mit erhöhter Staubentstehung sind in Gießereien die Kernmacherei, Putzerei und die Sandaufbereitung. Auch hier sind die Radionuklide an Feststoffe gebunden und werden mit diesen in den betrieblichen Reinigungsanlagen (z. B. Absetzbecken) zurückgehalten, so dass die vorgeschriebenen Grenzwerte für die Konzentration abfiltrierbarer Stoffe in den abzuleitenden Abwässern eingehalten werden. Durch die Begrenzung der abfiltrierbaren Stoffe in den abgeleiteten Abwässern werden auch die Radionuklidableitungen begrenzt. Ableitungen von gelösten Radionukliden sind nicht zu erwarten, da die verwendeten Minerale (Zirkon) und damit auch die Radionuklide praktisch wasserunlöslich sind. Eine vergleichbare Situation wird im Zusammenhang mit der Zirkon- und Zirkoniumindustrie in Abschnitt 5.7 betrachtet.

Sowohl die Rückstände des Sandgussverfahrens als auch die Rückstände des Feingussverfahrens werden üblicherweise deponiert [81]. Es ist jedoch auch publiziert, dass Gussformen gemahlen und wiederverwendet werden [200], dann fallen keine Rückstände an. In [81] wird festgestellt, dass die jährliche effektive Dosis für eine Person der Bevölkerung aufgrund der Deponierung gebrauchter Gießereisande oder Gießformen an einem Deponiestandort wahrscheinlich 0,1 mSv nicht übersteigt, so dass die Rückstände als radiologisch nicht relevant im Sinne dieses Vorhabens betrachtet werden.

2.24.2 Gießereiindustrie in Deutschland

Gemäß den Angaben des Bundesverbandes der Deutschen Gießereiindustrie [201] gibt es bundesweit etwa 600 Eisen-, Stahl- und Nichteisen-Metallgießereien. Gießereien befinden

sich in jedem Bundesland, regionale Häufungen bestehen jedoch in Nordrhein-Westfalen und Süddeutschland.

2.25 Radonbäder und Heilstollen

2.25.1 Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen

In Radonbädern kommen zur therapeutischen Anwendung von Radon unterschiedliche Methoden zum Einsatz:

- Wannenbäder
- Aufenthalt in Radonstollen
- Inhalation von gefiltertem 'Quellgas' über eine Haube
- Dunstbad unter einer dicht schließende Ganzkörperhaube, bei der jedoch 'radonfreie' Luft eingeatmet wird
- Radontrinkkuren von Brunnenwässern in öffentlichen Anlagen.

Das Radon emaniert aus dem Gestein entweder direkt in die Atemluft eines Radonstollens oder tritt aus dem Gestein, z. B. in Küften, in das Grundwasser über und wird mit diesem an den Ort der Anwendung in Bädern bzw. Trinkbrunnen transportiert.

Vom Deutschen Bäderverband wurden Mindestwerte der Aktivitätskonzentrationen von Rn-222 für die therapeutischen Anwendungen festgelegt, um als Radonbad anerkannt zu werden. Für Wannenbäder beträgt dieser Wert 666 Bq/l (Wasser), für Inhalationen und Luftbäder 37 kBq/m³ (Luft) [202]. Bei den Therapien werden diese Werte aber überschritten. Die Radonkonzentrationen in den genutzten Quellwässern liegen aber darüber, z. T. sehr deutlich. Im Wasser, das in St. Blasien-Menzenschwand genutzt wird, beträgt die Radonkonzentration 700 Bq/l [203], das in Bad Schlema genutzte Wasser hat eine Radonkonzentration von bis zu 2700 Bq/l [204].

Im Hinblick auf mögliche Ableitungen sind vor allem die Radonstollen und die Einrichtungen mit Wannenbädern von Interesse. In den Badeeinrichtungen, in denen Wannenbädern betrieben werden, erfolgen auch die Anwendungen der Radoninhalation über eine Haube oder das Dunstbad.

Bei der Anwendung der radonhaltigen Wässer für Trinkkuren in den Brunnenhäusern und in den öffentlichen Parkanlagen erfolgen auch Radonfreisetzungen aus den Brunnenanlagen in die Luft.

Bei den hohen Radonkonzentrationen in den Quellwässern (der Auftragnehmer geht davon aus, dass die Radonkonzentrationen in den Brunnenanlagen die gleichen sind wie die in den für die Wannenbäder etc. verwendeten Wässern) können in unmittelbarer Nähe der Brunnen höhere Radonkonzentrationen auftreten, trotz der geringen Schüttungen der Brunnenanlagen. Die Aufenthaltszeit von Personen der Bevölkerung an diesen Stellen ist allerdings so gering, so dass Strahlenexpositionen von >0,1 mSv/a plausibel ausgeschlossen werden können.

Die Therapieeinrichtungen sind Arbeitsfelder, in denen für die Beschäftigten erhebliche Strahlenexpositionen durch die Inhalation von Rn-222 und seinen kurzlebigen

Zerfallsprodukten auftreten können und für die eine Kontrolle vorgeschrieben ist (Anlage XI der StrlSchV). Nach den §§ 3 und 95 in Verbindung mit Anlage XI Teil A der StrlSchV [4] handelt es sich dabei um Arbeiten. Nach § 95 Abs. 2 ist dafür eine Anzeige bei der zuständigen Behörde vorgeschrieben, wenn die nach § 95 Abs. 1 durchzuführende Expositionsabschätzung ergibt, dass die effektive Dosis den Wert von 6 mSv pro Kalenderjahr überschreiten kann. Deshalb liegen zahlreiche Ergebnisse von Untersuchungen über die Radonkonzentrationen in den Therapieräumen/Arbeitsräumen vor. Für diese Konzentrationen sind in den Einrichtungen, in denen Wannenbäder, Inhalationen von „gefiltertem“ Quellgas oder Dunstbäder verabreicht werden, die Radonkonzentrationen in den verwendeten Quellwässern und die Anzahl der verabreichten Wannenbäder bzw. Inhalationen oder Dunstbäder ausschlaggebend. Diese Daten können auch für die Abschätzung der Ableitungen von Radon aus den Therapieräumen/Arbeitsräumen benutzt werden.

Werte der Radonkonzentrationen im einzigen deutschen Radon-Heilstollen in Bad Kreuznach sind nicht publiziert. Zur weiteren Orientierung können die Angaben zu den Radonkonzentrationen im Gasteiner Heilstollen (Österreich) dienen. Für diesen Stollen wird ein Mittelwert von 44 kBq/m³ angegeben [205]. Radonableitungen in die Umgebung können nur durch den Stolleneingang erfolgen. Angaben darüber sind in der Literatur nicht verfügbar. Zumindest in der unmittelbaren Umgebung des Stolleneingangs muss aber mit höheren Radonkonzentrationen gerechnet werden.

Weitere Untersuchungen werden deshalb in Abschnitt 5.22 durchgeführt.

2.25.2 Radonbäder und Heilstollen in Deutschland

In Deutschland werden 11 Badeeinrichtungen (Radonbäder) betrieben [206]. In Bad Kreuznach befindet sich der einzige Radon-Heilstollen in Deutschland.

2.26 Braunkohlebergbau, Steinkohlebergbau

2.26.1 Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen

2.26.1.1 Technologiebeschreibung

Braun- und Steinkohle wird wie andere bergbaulich gewonnene Rohstoffe im Tage- oder Tiefbau gewonnen. Beim Auffahren der Lagerstätte, insbesondere im Tagebau, ist die Staubbildung ein wesentlicher Faktor, siehe Abschnitt 2.26.1.3.

An den Abbau der Kohle schließen sich an den Abbau im Tage- bzw. Tiefbau verschiedene Prozessschritte wie Brechung, Sortierung und Waschung der Kohle an.

Mit dem Abbau und den nachfolgenden Prozessschritten geht eine Vergrößerung der effektiven Oberfläche der Kohle einher, was eine verstärkte Freisetzung von Radon aus dem Porenraum (siehe Abschnitt 2.26.1.2) und eine verstärkte Mobilisierung (Elution) von Radionukliden über den Wasserpfad (siehe Abschnitt 2.26.1.4) nach sich ziehen kann.

In der geförderten Kohle liegt für die Radionuklide der natürlichen Zerfallsreihen in der Regel radioaktives Gleichgewicht vor. Dies betrifft auch Radon, das aufgrund der Eigenschaften der Braunkohle (große innere Oberfläche) praktisch nicht freigesetzt wird [207].

In Abschnitt 2.11.1 wurde die spezifische Aktivität deutscher Steinkohlen im Mittel von 0,032 Bq/g (U-238-Reihe) bzw. 0,021 Bq/g (Th-232-Reihe) angegeben. Die spezifische

Aktivität von Braunkohlen aus dem Lausitzer Revier betragen entsprechend Abschnitt 2.11.1 $< 0,004$ Bq/g für die U-238-Zerfallsreihe und von $< 0,002$ Bq/g für die Th-232-Reihe. Für das Braunkohlerevier im Rheinland ist in [208] dargestellt, dass die durchschnittliche Konzentration der natürlichen Radionuklide im Braunraum im unteren Teil des Wertebereichs natürlicher Böden in Deutschland liegt und die durchschnittlichen Werte der spezifischen Aktivität in der Braunkohle nochmals um den Faktor 5 bis 10 niedriger sind.

Daten zur Radonkonzentration in der bodennahen Luft im Bereich der Tagebaue sowie der Staubbefreiungen sind nicht publiziert und liegen auch bei den Betreibern des Kohlebergbaus nicht vor (siehe z. B. [209]).

2.26.1.2 Ableitung von Radon

Bei der Förderung, Brechung und Weiterverarbeitung von Rohkohle erfolgt eine Freisetzung des Radons in die Umgebungsluft. In Messungen der Radonkonzentration in Braunkohlentagebauen [207] wurde jedoch gezeigt, dass keine Erhöhung gegenüber der Variationsbreite des natürlichen Untergrundes die Folge ist. Im Rahmen einer Studie des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen [210] durchgeführte Messkampagnen zur Messungen der Radonkonzentration im Bereich eines Tagebaus im rheinischen Bergbaurevier zeigten, dass die Konzentrationen im Bereich der normalen Radonkonzentration in der bodennahen Luft liegen. Als repräsentativer Wert für die natürliche Radonkonzentration wird der Wert von 10 Bq/m^3 angegeben. Eine Abhängigkeit der Radonkonzentration in der Luft von der Entfernung zum Tagebau und jahreszeitliche Veränderungen der Radonkonzentration in der Umgebung des Tagebaus wurden nicht festgestellt. Im Rahmen des Vorhabens werden deshalb die bei der Förderung der Braunkohle auftretenden Radonableitungen nicht weiter betrachtet.

In Abschnitt 5 werden jedoch die Radonableitungen durch die Bewetterung der Schächte betrachtet, da untertägige Bergwerke als Arbeitsfelder mit erhöhten Rn-222-Expositionen für die Beschäftigten nach Anlage XI Teil A Ziff. 1 in den Geltungsbereich der StrlSchV [4] fallen.

2.26.1.3 Ableitung von Staub

Insbesondere beim Abbau im Tagebau wird grundsätzlich Staub frei. Der Transport der Kohle sowie die Brechung und Trocknung sind weitere potentielle Staubquellen.

Die Staubbekämpfung ist eine der Hauptaufgaben des Umweltschutzes in den Braunkohleabbaugebieten [210]. Umfangreiche Messreihen über längere Zeiträume haben gezeigt, dass die Grenzwerte der TA Luft und die 39. Bundesimmissionsschutz-Verordnung [211] im Umfeld der Tagebaue sicher eingehalten werden. Als Maßnahmen der Staubbekämpfung werden zum Beispiel Beregnungsanlagen, die Abdeckung freiliegender Flächen und Böschungen mit schwerem Boden, umfangreiche Einsaaten und Bepflanzungen sowie Einhausungen an Fördergeräten und Bandanlagen benannt. Um die Entstehung von Staub an der Quelle zu verhindern, wurden vor allem in Kohlebunkern und an Umschlageinrichtungen Geräte aufgestellt, die einen feinen Sprühnebel verbreiten und damit den Staub vor Ort niederschlagen. Zudem werden Verkehrswege und Fahrzeuge regelmäßig gereinigt, damit auch sie als Staubquellen möglichst ausscheiden [208].

Untersuchungen von Einzelproben der Feinstaubfraktion [210] gaben keinen Hinweis auf erhöhte Kontaminationen des Feinstaubes durch langlebige Alphastrahler aus den natürlichen Zerfallsreihen.

Bei der untertägigen Steinkohleförderung kann eine Staubableitung über Bewetterung (Abwetterschacht) sowie die nachfolgenden Prozessstufen Brechung und Sortierung erfolgen.

Die Exposition von Personen der Bevölkerung durch Staubinhalation liegt bei einer spezifischen Aktivität von 0,03 Bq/g, einer Staubkonzentration von 40 µg/m³ und einer Aufenthaltsdauer im Freien von 2000 h/a in der Größenordnung von unter 1 µSv/a und ist damit zu vernachlässigen. Eine landwirtschaftliche oder gartenbauliche Nutzung erfolgt aus Sicherheitsgründen erst im Abstand von einigen km von der Tagebaukante, wodurch eine Exposition aufgrund der Deposition von Staub ausgeschlossen werden kann.

2.26.1.4 Ableitungen von Sumpfungswässern

Die Radionuklidgehalte in den Sumpfungswässern der Lausitzer Braunkohletagebaue [207] liegen deutlich unterhalb der Parameterwerte der Trinkwasserverordnung [154]. Im Rheinland besitzen Sumpfungswässer aufgrund der geringen Aktivitätskonzentrationen natürlicher Radionuklide in den Grundwasser führenden Schichten ebenfalls Trinkwasserqualität [208]. Im Rahmen des Vorhabens werden deshalb die bei der Förderung der Braunkohle auftretenden Ableitungen über den Wasserpfad nicht weiter betrachtet.

Es gibt jedoch zahlreiche Hinweise darauf, dass in den aus dem Steinkohlenbergbau abgeleiteten Grubenwässern erhöhte Aktivitätskonzentrationen natürlicher Radionuklide, insbesondere von Ra-226 und Ra-228, vorliegen [217]. Untersuchungen der Ableitungen von Radionukliden mit den Grubenwässern des Steinkohlebergbaus sind im Rahmen des Vorhabens deshalb erforderlich und werden in Abschnitt 5 durchgeführt.

2.26.2 Kohlebergbau in Deutschland

2.26.2.1 Braunkohle

In Deutschland wurden im Jahr 2014 178,2 Mio. t Braunkohle aus drei großen Lagerstätten im Rheinland, in der Lausitz sowie in Mitteldeutschland im Gebiet zwischen Leipzig und Halle gefördert [212]. In [212] wird prognostiziert, dass das heutige Förderniveau im Rheinland und im Lausitzer Revier über einen Zeitraum von rund 30 Jahren und in Mitteldeutschland etwa 25 Jahre aufrechterhalten werden kann. Die kleineren Reviere bei Helmstedt, in der Oberpfalz und in Nord- und Mittelhessen sind inzwischen aufgegeben worden [213, 214].

Braunkohle wird in Deutschland ausschließlich im Tagebau gefördert. Die Fördermengen betragen im Jahr 2014 im Rheinland 93,6 Mio. t, in der Lausitz 61,8 Mio. t und in Mitteldeutschland 20,9 Mio. t [215].

2.26.2.2 Steinkohle

In Deutschland gibt es in den Bundesländern Nordrhein-Westfalen, Sachsen und dem Saarland insgesamt 7 Steinkohlereviere (Aachener Revier, Döhlener Bergbaurevier, Ibbenbürener Steinkohlenrevier, Lugau-Oelsnitzer Steinkohlenrevier, Rheinisch-Westfälisches Steinkohlerevier, Saarrevier, Zwickauer Steinkohlenrevier) [216]. In einer Publikation aus dem Jahr 2004 [217], in der eine umfassende Darstellung der bergbaulichen

Aktivitäten und der Hinterlassenschaften der Steinkohle-Gewinnung gegeben ist, werden weitere ehemalige Kohleförderreviere in Oberbayern, der Oberpfalz und Thüringen angeführt. In der Mehrzahl der genannten Reviere ist der Abbau der Kohle bereits vor Jahren eingestellt worden.

Gegenwärtig betreibt nur die RAG Deutsche Steinkohle die in Deutschland verbliebenen Steinkohlenbergwerke [218]. Nachdem zum Jahreswechsel 2015/2016 die Grube Auguste Victoria in Marl geschlossen wurde, sind gegenwärtig noch die Bergwerke in Bottrop und in Ibbenbüren in Betrieb.

Die Steinkohleförderung wird zwar in Deutschland nach 2018 beendet sein [219], jedoch sind in den ehemaligen Steinkohlerevieren Ewigkeitsaufgaben und hierbei insbesondere die Grubenwasserhaltung zu erfüllen [217, 220].

2.27 Kalibergwerke

2.27.1 Beschreibung der Technologie und der möglichen Ableitungen

Rohkalisalze werden untertägig im konventionellen und Solungsbergbau (Lösungsbergbau) gewonnen. Der konventionelle Abbau erfolgt mittels Sprengung, Ladung und Transport des Salzes an die Tagesoberfläche, wo das Rohsalz weiter aufbereitet wird. Beim Solungsbergbau wird durch ein Bohrloch Frischwasser in lösefähiges Salzgestein eingebracht, wodurch mit Wasser-Salz-Lösung gefüllte Kammern, sogenannte Kavernen, entstehen. In einem nächsten Schritt wird die gesättigte Sole über eine weitere Rohrleitung an die Erdoberfläche gefördert [221].

Kalisalze bestehen bis auf geringe andere Beimengungen aus Sylvin (KCl), Carnallit ($\text{KMgCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), Kainit ($\text{KMgClSO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$), Kieserit ($\text{MgSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$) und Halit (NaCl). Davon werden nur KCl und MgSO_4 wirtschaftlich genutzt. Deshalb ist eine Aufbereitung der Rohsalze erforderlich. Für die Aufbereitung werden Flotations-, Heißverlösungs- und elektrostatische Verfahren eingesetzt. Das Flotations- und Heißverlösungsverfahren basiert auf wässrigen Lösungen, die zum Anfall von Abwässern führen. Die Rückstände werden teils verwendet (z. B. Straßensalz) oder aufgehaldet. Aus Salzhalden werden Wässer in die Vorfluter eingetragen, teils mit hohen Salzfrachten [222, 223].

Die spezifische Aktivität natürlicher Radionuklide der U-238-Reihe in Steinsalz, Carnallit und Sylvin liegt in der Größenordnung von $1\text{E}-4$ Bq/g [224].

Neben den natürlichen Radionukliden der U-238- und Th-232-Zerfallsreihen ist grundsätzlich auch die Exposition von Personen der Bevölkerung durch Direktstrahlung infolge der Ableitung von Kalium (K-40) zu betrachten. Eine Recherche der spezifischen Aktivität von K-40 beispielsweise auf Flussauen von durch den Kalibergbau beeinflussten Gewässern wie der Werra hat jedoch gezeigt, dass in oberflächennahen Bodenschichten nur gering erhöhte Kaliumkonzentrationen vorliegen, da eine regelmäßige Auswaschung des Kaliums in tiefere Bodenschichten erfolgt [223, 225].

Aus der Löslichkeit von KCl von 347 g/l und der Annahme, dass die Radionuklide ebenfalls vollständig gelöst werden, ergibt sich die Aktivitätskonzentration dieser Radionuklide der Abwässer mit jeweils ca. 35 mBq/l. Sie sind im Hinblick auf Expositionen von Personen der Bevölkerung vernachlässigbar. Darüber hinaus ist die starke Verdünnung bei der Einleitung in den Vorfluter zu beachten, die im Mittel bei einem Faktor von 20 liegt (siehe Abschnitt 4.4).

Im Falle der Abwässer aus dem Werk Neuhoof-Ellers erfolgt die Verdünnung etwa um einen Faktor 100 [223].

2.27.2 Kaliindustrie in Deutschland

Kalialze werden in Deutschland in 6 Bergwerken gewonnen und an 7 Standorten verarbeitet [226]. Insgesamt wurden 2015 etwa 35 Mio. t kalium- und magnesiumhaltige Rohsalze gefördert und 7,5 Mio. t Fertigprodukte für die Landwirtschaft und die Industrie hergestellt.

Wegen der in Abschnitt 2.27.1 dargestellten vernachlässigbaren radiologischen Relevanz erfolgt jedoch keine weitere Betrachtung der Ableitungen aus dem Kalibergbau und der Kalialzproduktion im Vorhaben.

2.28 Zusammenfassung der in Deutschland aktiven Industrien und der radiologisch potentiell relevanten Ableitungen

Zusammenfassend ist festzustellen, dass in Deutschland mit Ausnahme der Extraktion seltener Erden aus Monazit, der thermischen Produktion von Phosphor, der Herstellung von Phosphorsäure alle im Anhang VI der Grundnormenrichtlinie [7] aufgeführten Industrien oder Prozesse, die diesen Industrien zuzurechnen sind, aktiv sind. Bei der überwiegenden Zahl der in Deutschland aktiven Industriezweige ist grundsätzlich mit Ableitungen radioaktiver Stoffe zu rechnen ist, die für die Zielstellung des Vorhabens relevant sein können.

Die Herstellung von Thoriumverbindungen oder thoriumhaltigen Produkten unterliegt bereits Regelungen nach Teil 2 der Strahlenschutzverordnung.

Die Förderung von anderen Erzen als Uranerz ist derzeit in Deutschland nicht aktiv, wird aber dennoch in Abstimmung mit dem Auftraggeber in die Betrachtungen einbezogen, da dieser Industriezweig perspektivisch wieder relevant werden kann.

Die im Ergebnis des ersten Bearbeitungsschrittes in der weiteren Betrachtung verbleibenden Industriezweige sowie die relevanten Prozesse, die zu Ableitungen führen können, welche in Abschnitt 5 einer detaillierteren Betrachtung unterzogen werden, sind in Tabelle 4 zusammengefasst.

Tabelle 4: In Deutschland aktive Industriezweige mit möglicherweise relevanten Ableitungen

Industriezweig nach Anhang VI der Grundnormenrichtlinie	Möglicherweise relevante Prozesse und damit in Verbindung stehende Ableitungen
Herstellung von Thoriumverbindungen oder thoriumhaltigen Produkten	Abwässer mit partikulär gebundenem Thorium
Herstellung von Thoriumverbindungen oder thoriumhaltigen Produkten	Staub aus Schmelzprozessen bei der Herstellung von thorierten Elektroden
Verarbeitung von Niob- und Tantalierz	Abwässer aus der Flüssig-Flüssig-Extraktion
Verarbeitung von Niob- und Tantalierz	Staub aus dem Hochtemperaturprozess bei der fraktionierten Destillation
Erdöl- und Erdgasproduktion	Abwässer der chemisch-physikalischen Behandlung saliner Lagerstättenwässer
Erdöl- und Erdgasproduktion	Radonfreisetzung (diskontinuierlich) bei Wartungsarbeiten
Gewinnung geothermischer Energie	Abwässer der chemisch-physikalischen Behandlung saliner Wässer
Gewinnung geothermischer Energie	Radonfreisetzung (diskontinuierlich) bei Wartungsarbeiten

Industriezweig nach Anhang VI der Grundnormenrichtlinie	Möglicherweise relevante Prozesse und damit in Verbindung stehende Ableitungen
TiO ₂ -Pigmentherstellung Sulfat- und Chloridverfahren	Staub aus Hochtemperaturprozessen (Sulfatverfahren) bzw. aus Befüllungsvorgängen (Chloridverfahren)
TiO ₂ -Pigmentherstellung Sulfat- und Chloridverfahren	Abwässer
Zirkon- und Zirkonium-Industrie	Staub aus der Mahlung Staub aus Hochtemperaturprozessen (Schmelze)
Zirkon- und Zirkonium-Industrie	Abwasser von Betriebsflächen (suspendierte Feststoffe mit erhöhten spezifischen Aktivitäten)
Herstellung von Phosphatdüngemitteln	Abwässer und Staubemissionen aus dem nasschemischen Verfahren
Zementherstellung	Staub aus dem Brennprozess Radon aus dem Abbau und der Mahlung von Ausgangsstoffen
Kohlekraftwerke	Staub aus dem Verbrennungsprozess
Kohlekraftwerke	Abwässer aus der Rauchgasreinigung und der Behandlung von Nassaschen
Kohlekraftwerke	Radon aus dem Verbrennungsprozess
Primärproduktion von Eisen	Staub aus der Sinterung und Verhüttung
Blei-/Kupferschmelze	Staub aus der Verhüttung von Erzkonzentraten
Grundwasserfilteranlagen	Abwässer aus der Filterrückspülung
Grundwasserfilteranlagen	Radon aus der Belüftung von Rohwasser
Förderung von anderen Erzen als Uranerz	Abwässer aus der Grubenwasserhaltung und Erzaufbereitung
Förderung von anderen Erzen als Uranerz	Radon aus Bewetterung untertägiger Grubenbaue, Brechung/Mahlung von Erz, aus dem Grubenwasser und aus Abraumhalden sowie Aufbereitungsrückständen (Tailings)
Herstellung von Schleifmitteln (Verwendung von Baddeleyite)	Staub aus Hochtemperaturprozessen
Feuerfest-Industrie	Staub aus Hochtemperaturprozessen
Verwendung thorierter Schweißelektroden	Staub aus Anschleifen und Schweißrauch
Bauxitverarbeitung	Abwässer von Rotschlammdeponie
Schrottverwertung und Entsorgung	Staub aus dem Einschmelzen von NORM-Schrott Staub aus der Verbrennung von Schlämmen Sickerwässer aus Deponien
Gießereien	Staub aus Hochtemperaturprozessen (Prozessabluft)
Radon-Heilstollen	Radon
Steinkohlenbergbau (Braunkohlenbergbau ist radiologisch nicht relevant)	Radon aus Abwetterschächten

Industriezweig nach Anhang VI der Grundnormenrichtlinie	Möglicherweise relevante Prozesse und damit in Verbindung stehende Ableitungen
Steinkohlenbergbau (Braunkohlenbergbau ist radiologisch nicht relevant)	Grubenwässer

3 Rechtliche Regelungen zum Umweltschutz und ihre Bedeutung für die Ableitung von Radionukliden aus der NORM-Industrie

3.1 Vorbemerkungen

Durch die rechtlichen Regelungen zum Umweltschutz sollen schädliche Auswirkungen auf die Gesundheit und die Umwelt vermieden werden, die durch Emissionen von schädlichen Stoffen in die Luft, in das Wasser oder den Boden verursacht werden können. Emissionen von Radionukliden sind nicht Gegenstand der Regelungen zum Umweltschutz. Jedoch werden in diesen Regelungen Festlegungen getroffen, die auch eine Begrenzung der Ableitungen von Radionukliden zur Folge haben. Das gilt vor allem für die Festlegungen zur Begrenzung der Emissionen von Staub in die Luft oder von Feststoffen mit den Abwässern in die Gewässer. In den folgenden Abschnitten werden deshalb die dafür einschlägigen Regelungen des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (BImSchG) [44] und der Abwasserverordnung (AbwV) [185] betrachtet.

3.2 Regelungen des Bundes-Immissionsschutzgesetzes - BImSchG

3.2.1 Genehmigungspflichtige Anlagen

Bei Anlagen der NORM-Industrie erfolgen die Ableitungen von Radionukliden in die Luft mit Ausnahme der Ableitungen von Radon immer an Partikel gebunden (Staub). Deshalb sind die Anforderungen des BImSchG [44] und der aufgrund dieses Gesetzes erlassenen Anordnungen oder Verordnungen auch für die Ableitungen von Radionukliden von Bedeutung. Schließlich kann die Strahlenexposition von Personen der Bevölkerung durch Ableitungen von Radionukliden aus NORM-Industrien in die Luft nur durch die Begrenzung der Ableitungen von Staub mit der Abluft begrenzt werden. Ausgenommen davon sind wiederum die Ableitungen von Radon. Wegen des großen Potentials von Umweltbeeinflussungen durch Emissionen von Staub und anderen schädlichen Stoffen unterliegt eine Vielzahl von Anlagen der Genehmigungspflicht (§ 4 des BImSchG [44]). Diese genehmigungspflichtigen Anlagen sind im Gesetz selbst nicht aufgeführt, sondern als Anlagentypen in der 4. Verordnung zur Durchführung des BImSchG [227].

Die im Vorhaben zu untersuchenden NORM-Industrien sind in der Mehrzahl den dort aufgeführten Anlagen zuzuordnen, sie unterliegen also der Genehmigungspflicht. Ausgenommen sind die Anlagen zur Erdöl- oder Erdgasproduktion und zur Gewinnung geothermischer Energie. Diese Anlagen fallen in den Geltungsbereich des Bergrechts. Für diese Anlagen ist nach dem Bundesberggesetz (BergG) [228] eine Erlaubnis oder Bewilligung erforderlich. Die zuständige Behörde hat vor der Entscheidung über den Antrag den Behörden Gelegenheit zur Stellungnahme zu geben, zu deren Aufgaben die Wahrnehmung öffentlicher Interessen gehört (§ 15 BBergG). Auf diese Weise sind die Anforderungen des Immissionschutzes für diese Anlagen in der Bewilligung nach dem Bergrecht enthalten.

Ausgenommen aus der Genehmigungspflicht nach BImSchG [44] sind auch die Grundwasserfiltrationsanlagen.

Einzelheiten zum Genehmigungsverfahren nach dem BImSchG [44] sind in der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft) [229] festgelegt. Die TA Luft wird bis 2017 überarbeitet.

Für einige genehmigungsbedürftige Anlagen wurden zusätzliche Anforderungen zur Vorsorge und zur Ermittlung von Emissionen luftverunreinigender Stoffe in Rechtsverordnungen der Bundesregierung festgelegt, in solchen Fällen findet die TA Luft [229] nur in Teilen Anwendung.

Die Festlegungen der TA Luft [229] und der speziellen Rechtsverordnungen sowie ihre Bedeutung für die Ableitungen von Radionukliden aus Anlagen der NORM-Industrie werden in den folgenden Abschnitten behandelt.

3.2.2 Für die NORM-Industrien relevante Festlegungen der TA Luft

Neben den rechtlichen Grundsätzen für die Genehmigung, den Anwendungsbereich der Vorschriften für das Genehmigungsverfahren und die Prüfung der erforderlichen Unterlagen werden in der TA Luft [229] auch

- Anforderungen zum Schutz vor schädlichen Umweltauswirkungen (Abschnitt 4) und
- Anforderungen zur Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen (Abschnitt 5)

formuliert.

Anhand der im Abschnitt 4 der TA Luft [229] formulierten Anforderungen soll im Genehmigungsverfahren geprüft werden, ob der Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen gewährleistet ist und folglich eine Genehmigung erteilt werden kann. Die Kriterien dafür sind im Abschnitt 4.2 als Immissionswerte festgelegt worden, die an keinem Punkt in der Umgebung der Anlage überschritten werden dürfen. Die üblicherweise verwendete Messgröße ist Schwebstaub mit einem aerodynamischen Partikeldurchmesser von 10 µm (abgekürzt⁹ PM₁₀), der nicht von Härchen und Schleimhäuten zurückgehalten wird und deshalb in die Bronchien und die Lunge gelangt und deshalb als Feinstaub bezeichnet wird. Im Hinblick auf die Ableitungen von Radionukliden sind die folgenden Kriterien für Schwebstaub (PM₁₀) von Bedeutung, die

- für einen Mittelungszeitraum von 1 Jahr mit 40 µg/m³ und
- für einen Mittelungszeitraum von 24 Stunden mit 50 µg/m³

einzuhalten sind.

Unter bestimmten Bedingungen kann die Genehmigung auch dann erteilt werden, wenn diese Kriterien überschritten werden. Dabei handelt es sich u. a. um die Einleitung von Sanierungsmaßnahmen (Beseitigung der Ursachen, Stilllegung der oder Änderungen an der Anlage), mit denen sichergestellt wird, dass die o. g. Werte künftig eingehalten werden.

Im Abschnitt 4.3.1 der TA Luft [229] wird zum Schutz vor erheblichen Beeinträchtigungen durch Staubbiederschlag (nicht gefährdender Staub) eine über ein Jahr gemittelte mittlere Deposition von 0,35 g/m²d festgelegt. Auch bei einer Überschreitung dieses Wertes kann unter bestimmten Bedingungen (s. o.) eine Genehmigung erteilt werden.

Im Abschnitt 5 der TA Luft [229] werden die Anforderungen zur Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen formuliert. Sie betreffen vor allem Emissionswerte, deren

⁹ Gebräuchlich ist auch PM-10 entsprechend der Schreibweise der TA Luft

Überschreitung nach dem Stand von Wissenschaft und Technik vermeidbar ist, und emissionsbegrenzende Anforderungen, die dem Stand von Wissenschaft und Technik entsprechen. Für Gesamtstaub (einschließlich Feinstaub) werden diese Festlegungen im Abschnitt 5.2.1 der TA Luft getroffen. Danach gilt, dass die Emissionen

- den Massenstrom von 0,20 kg/h oder
- die Massenkonzentration von 20 mg/m³

nicht überschreiten dürfen. Zusätzlich ist zu beachten, dass auch bei Einhaltung des genannten Massenstroms eine Massenkonzentration von 150 mg/m³ nicht überschritten werden darf.

Für Anlagen mit mehreren Emissionspunkten, für welche einzeln die Emissionsgrenzen gelten, können die gesamten Emissionen über den genannten Werten liegen.

Im Abschnitt 5.2.3 der TA Luft [229] werden Maßnahmen gefordert, die zur Begrenzung staubförmiger Emissionen bei Umschlag, Lagerung oder Bearbeitung fester Stoffe durchzuführen sind und die ebenfalls eine Voraussetzung dafür sind, dass ein Verfahren oder eine Anlage genehmigungsfähig ist. Es handelt sich dabei um einen umfangreichen Katalog technischer Maßnahmen, z. B. die Forderung nach Lagerung der Materialien in Silos. Zahlenwerte für einzuhalten Emissionen werden nur für staubförmige anorganische Stoffe (z. B. Quecksilber, Arsen) angegeben. In der Praxis wird durch die Umweltbehörden ein breites Spektrum effektiver Maßnahmen zur Vermeidung diffuser staubförmiger Emissionen gefordert (siehe beispielsweise [230]), um Lager-, Umschlags-, Förder- und Transportverluste durch Verwehung weitestgehend auszuschließen, beispielsweise:

- Befeuchtung
- Abplanen von LKW
- Geschlossene Fördersysteme und Kapselung
- Lagerung in Silos
- Verschiebbare Hallendächer
- Wälle, Stellwände und Abdeckungen.

Deshalb wird angenommen, dass keine Abwehungen von Stäuben erfolgen, sofern nicht für einzelne Industrien konkrete und quantitative Angaben für Abwehungen vorliegen.

Im Abschnitt 5.4 der TA Luft [229] werden besondere Regelungen u.a. zur Begrenzung der Staubemissionen für bestimmte Anlagen getroffen, die im Genehmigungsverfahren zu beachten sind. Für Anlagen, die nur einmal in Deutschland vorkommen, gibt es keine Regelungen. In einem solchen Fall hat die zuständige Behörde die technischen Besonderheiten in eigener Verantwortung im Genehmigungsverfahren zu prüfen.

In diesem Bericht werden nur die Festlegungen behandelt, die für die im Vorhaben zu untersuchenden NORM-Industrien relevant sind.

- Bei Anlagen zur Erzeugung von Strom, Dampf, Warmwasser etc. durch den Einsatz von Kohle, Koks etc. finden die o. g. Massenströme keine Anwendung. Bei Anlagen

mit einer Feuerungswärmeleistung von 5 bis 50 MW darf die Massenkonzentration den Wert von 20 mg/m³ nicht überschreiten, bei Anlagen mit einer Feuerungswärmeleistung < 5 MW beträgt dieser Wert 50 mg/m³.

- Für Anlagen zur Herstellung von Zementklinkern oder Zementen, wenn nur die o. g. genannten Brennstoffe verwendet werden, ist außerdem die Lagerung der Materialien (z. B. Klinker) in Silos mit Staubabsaugung vorgeschrieben. Die in Abschnitt 5.2.1 der TA Luft genannten Emissionswerte gelten.
- Bei Anlagen zum Brennen keramischer Erzeugnisse darf die Staub-Massenkonzentration in bestimmten Betriebsphasen den Wert von 40 mg/m³ nicht überschreiten.
- Für Eisenerzsinteranlagen ist eine Abgasreinigung vorgeschrieben, Filterstaub soll verwertet werden. Diese Festlegungen gelten auch für Sinteranlagen bei Nichteisenmetallerzen.
- Bei Anlagen zur Roheisenherstellung dürfen die staubförmigen Emissionen die Massenkonzentration von 10 mg/m³ nicht überschreiten.
- Bei Anlagen zur Herstellung von Nichteisenrohmetallen (ausgenommen Aluminium und Ferrolegerungen) dürfen die Staubkonzentrationen im Abgas die Massenkonzentration von 5 mg/m³ nicht überschreiten.

Im Abschnitt 5.5 der TA Luft [229] werden Festlegungen über die bei der Ableitung von Abgasen einzuhaltenden Bedingungen getroffen (z. B. Mindesthöhe der Schornsteine 10 m über Flur und 3 m über First).

Die Berechnungen der Immissionen sollen nach Anhang 3 der TA Luft [229] vorgenommen werden, die Richtlinie VDI 33945 ist zu berücksichtigen. Zusätzliche Festlegungen werden für die Ausbreitungsrechnungen von Stäuben getroffen, die in der Tabelle 5 genannt werden.

Tabelle 5: Depositions- und Sedimentationsgeschwindigkeiten für Stäube

Klasse	d _a in µm	Depositionsgeschwindigkeit v _d in m/s	Sedimentationsgeschwindigkeit v _s in m/s
1	< 2,5	0,001	0,00
2	2,5 bis 10	0,01	0,00
3	10 bis 50	0,05	0,04
4	> 50	0,20	0,15

Die Ausbreitungsrechnungen für eine Korngrößenklasse sind mit dem für diese Korngrößenklasse ermittelten Massenstrom durchzuführen. Für die Berechnung der Deposition des gesamten Staubes sind die Depositionswerte der Korngrößenklassen zu addieren. Die Einzelwerte der Konzentration für PM₁₀ bestehen aus der Summe der Einzelwerte der Konzentration der Korngrößenklassen 1 und 2. Ist die Korngrößenverteilung nicht im Einzelnen bekannt, dann ist PM₁₀ wie Staub der Klasse 2 zu behandeln. Für Staub mit einem aerodynamischen Durchmesser d_a größer als 10 µm ist für v_d der Wert 0,07 m/s und für v_s der Wert 0,06 m/s zu verwenden.

Der überwiegende Anteil in metallurgischen Prozessen ist der Fraktion PM10 zuzuordnen [231, 232]. In den Berechnungsgrundlagen Bergbau [12] wird die Depositionsgeschwindigkeit von Staub ohne spezifische Angabe der Korngröße mit 0.01 m/s angegeben, was der Klasse 2 der TA Luft entspricht. Es ist anzumerken, dass die in Tabelle 5 zusammengestellten Parameter nicht mit den Modellparametern in der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift (AVV) zu § 47 StrlSchV [34] übereinstimmen, die für Schwebstoffe unabhängig von den Größenklassen generell eine Depositionsgeschwindigkeit von 0.0015 m/s vorsieht, was eine wesentlich kleinere Partikelgröße als PM10 impliziert.

Im Zusammenhang mit der Ausbreitungsmodellierung für Staub in den Abschnitten 4.2.4 und 7 werden darüber hinaus die Empfehlungen in [233, 234] hinsichtlich der prozentualen Anteile der Größenklassen 1 und 2 berücksichtigt. Hierbei werden Anteile von 70 % der Größenklasse 1 und 30 % der Größenklasse 2 zugrundegelegt.

3.2.3 Für die NORM-Industrie relevante Rechtsverordnungen zur Durchführung des BImSchG

3.2.3.1 Verordnung über Großfeuerungsanlagen

In der 13. Verordnung zur Durchführung des BImSchG [235] werden die Emissionsgrenzwerte für diese Anlagen festgelegt. Sie betragen beim Einsatz fester Brennstoffe (ausgenommen Biobrennstoffe) 10 mg/m³ als Tagesmittelwert. Die Emissionsgrenzwerte sind auch bei der Heizflächenreinigung einzuhalten. Bei bestehenden Anlagen gilt der Tagesmittelwert 20 mg/m³ und der Halbstundenmittelwert 40 mg/m³. Festlegungen über den Massenstrom werden nicht getroffen.

3.2.3.2 Verordnung über die Verbrennung oder Mitverbrennung von Abfällen

Die 17. Verordnung zur Durchführung des BImSchG [236] ist für die Zementindustrie anzuwenden, da bei der Klinkerherstellung eine Mitverbrennung von Abfällen erfolgt. Im § 9 (2) werden mit Bezug auf Anlage 3 dieser Verordnung als Tagesmittelwert für die Emission von Gesamtstaub 10 mg/m³ festgelegt, als Halbstundenmittelwert gelten 30 mg/m³. Festlegungen über den Massenstrom werden nicht getroffen.

3.2.3.3 Verordnung zur Begrenzung der Emissionen aus der Titandioxid-Industrie

Die 25. Verordnung zur Durchführung des BImSchG [237] gilt für die industrielle Herstellung von Titandioxid nach dem Sulfat- oder Chloridverfahren. Die Emissionen an Staub dürfen sowohl beim Sulfat- als auch beim Chloridverfahren 30 mg/m³ als Tagesmittelwert nicht überschreiten.

3.2.4 Zusammenfassung der Anforderungen nach den Regelungen zur Durchführung des BImSchG

In Tabelle 6 sind die Anforderungen über die Emission von Staub zusammengestellt, die sich aus den Anforderungen der TA Luft [229] bzw. den Rechtsverordnungen zur Durchführung des BImSchG [235, 236, 237] für die im Vorhaben zu untersuchenden Industriezweige ergeben und die für Abschätzungen über die Ableitungen von Radionukliden von Bedeutung sind.

Tabelle 6: Übersicht der Anforderungen an die NORM-Industrie nach der TA Luft oder den Rechtsverordnungen zur Durchführung des BImSchG

Industriezweig nach Anhang VI der Grundnormenrichtlinie	Massenkonzentration [mg/m ³] gemäß Rechtsverordnungen zur Durchführung des BImSchG bzw. der TA Luft	Massenstrom gem. BImSchG [m ³ /h]	Bemerkungen
Verarbeitung von Niob- und Tantalz	Keine gesonderten Festlegungen	Keine gesonderten Festlegungen	Keine Rechtsverordnungen
Erdöl- und Erdgasproduktion	Keine gesonderten Festlegungen	Keine gesonderten Festlegungen	Keine Rechtsverordnungen
Gewinnung geothermischer Energie	Keine gesonderten Festlegungen	Keine gesonderten Festlegungen	Keine Rechtsverordnungen
TiO ₂ -Pigmentherstellung	30 mg/m ³	Keine Festlegung	Tagesmittelwert
Zirkon- und Zirkonium-Industrie	Keine gesonderten Festlegungen	Keine gesonderten Festlegungen	Keine Rechtsverordnungen
Herstellung von Phosphatdüngemitteln	Keine gesonderten Festlegungen	Keine gesonderten Festlegungen	Keine Rechtsverordnungen
Zementherstellung, Instandhaltung von Klinkeröfen	10 mg/m ³ (30 mg/m ³)	Keine Festlegungen	Tagesmittelwert (Halbstundenmittelwert) Festlegung zur Lagerung von Materialien (Silos)
Kohlekraftwerke, Wartung von Heizkesseln	10 mg/m ³	Keine Festlegungen	Tagesmittelwert Dieser Wert ist auch bei der Heizflächenreinigung einzuhalten.
Kohlekraftwerke, Wartung von Heizkesseln	20 mg/m ³ (40 mg/m ³)	Keine Festlegungen	Tagesmittelwert (Halbstundenmittelwert) für Altanlagen Dieser Wert ist auch bei der Heizflächenreinigung einzuhalten.
Produktion von Primäreisen	10 mg/m ³	Keine Festlegungen	
Blei-/Kupferschmelze	5 mg/m ³	Keine Festlegungen	
Grundwasserfilteranlagen	Keine gesonderten Regelungen	Keine gesonderten Regelungen	
Förderung von anderen Erzen als Uranerz	Keine gesonderten Regelungen	Keine gesonderten Regelungen	
Herstellung von Schleifmitteln (Verwendung von Baddeleyite)	Keine gesonderten Festlegungen	Keine gesonderten Festlegungen	Oberflächenbehandlung mit organischen Stoffen, Herstellung von bahnenförmigen Materialien aus Kunststoffen, sonstige Verarbeitung von Harzen und Kunststoffen
Herstellung von Zirkonkorund	Altanlagen: 30 mg/m ³	Keine gesonderten Festlegungen	Anlagen zum Schmelzen mineralischer Stoffe
Feuerfest-Industrie	Altanlagen: 30 mg/m ³	Keine gesonderten Festlegungen	Anlagen zum Schmelzen mineralischer Stoffe

Industriezweig nach Anhang VI der Grundnormenrichtlinie	Massenkonzentration [mg/m ³] gemäß Rechtsverordnungen zur Durchführung des BImSchG bzw. der TA Luft	Massenstrom gem. BImSchG [m ³ /h]	Bemerkungen
Gießereien	Keine gesonderten Festlegungen	Keine gesonderten Festlegungen	Eisen-, Temper- oder Stahlgießereien, Gießereien für Nichteisenmetalle
Einschmelzen von Schrott	10 mg/m ³ (30 mg/m ³) (17. BImSchV)	Keine gesonderten Festlegungen	Verwertung und Beseitigung von Abfällen und sonstigen Stoffen (Genehmigung der Anlage GERTA gemäß 8.1 Spalte 1 der 4. BImSchV und der 17. BImSchV [238])
(Mit-)Verbrennung von Schlämmen aus der Erdöl-/Erdgasindustrie Entsorgung	10 mg/m ³ (30 mg/m ³) (17. BImSchV)	Keine gesonderten Festlegungen	Verwertung und Beseitigung von Abfällen und sonstigen Stoffen, hier des Weiteren auch die Verordnung über die Verbrennung und Mitverbrennung von Abfällen – 17. BImSchV

3.3 Regelungen der Abwasserverordnung - AbwV

3.3.1 Ziele der AbwV und Festlegungen in den wasserrechtlichen Zulassungen

Die Abwasserverordnung [185] legt die Mindestanforderungen für das Einleiten von Abwasser in Gewässer aus Anwendungsbereichen sowie Anforderungen an die Errichtung, den Betrieb und die Benutzung von Abwasseranlagen fest. Diese Anforderungen, vor allem die Emissionsgrenzwerte für Ableitungen aus den Anwendungsbereichen, werden in den Anhängen dieser Verordnung festgelegt. Die Emissionsgrenzwerte sind vom Einleiter einzuhalten. In den wasserrechtlichen Zulassungen können davon abweichende Festlegungen (strengere Emissionswerte) getroffen werden. Die übrigen Anforderungen an die Einleitung (z. B. Festlegungen zur Probennahme, Bewertung) werden nach den Vorgaben der jeweiligen Anhänge ebenfalls in den wasserrechtlichen Zulassungen festgelegt.

Im Rahmen des Vorhabens sind die Regelungen der Abwasserverordnung [185] für die abfiltrierbaren Stoffe von besonderer Bedeutung, da davon ausgegangen werden kann, dass die relevanten Radionuklide in vielen Fällen entsprechend dem k_d -Wert der suspendierten Feststoffe [239] partikulär gebunden in den Abwässern der jeweiligen Betriebe vorliegen und deshalb für die Höhe der Ableitungen ausschlaggebend sind. Neben partikulär gebundenen Radionukliden liegen Radionuklide in Ableitungen auch in gelöster Form vor, zu Grenzwerten gelöster Radionuklide macht die Abwasserverordnung jedoch keine Aussagen. Allerdings liegen in vielen NORM-Industrien die Radionuklide an Schlacken oder mineralische Stäuben gebunden vor, deren Löslichkeit sehr gering ist, so dass der partikuläre Anteil der Ableitungen wahrscheinlich eine gute Näherung der gesamten Ableitungen darstellt.

Die Festlegungen in den relevanten Anhängen der Abwasserverordnung [185] sowie ihre Bedeutung für die Ableitungen von Radionukliden aus Anlagen der NORM-Industrie werden in den folgenden Abschnitten behandelt.

3.3.2 Festlegungen in den Anhängen zur AbwV

3.3.2.1 Anhang 17 Herstellung keramischer Erzeugnisse

Dieser Anhang gilt für Abwasser, dessen Schadstofffracht im Wesentlichen aus der gewerblichen Herstellung keramischer Erzeugnisse stammt.

Abwasser aus dem Feuerfestbereich sowie der Herstellung von Schleifwerkzeugen, Spaltplatten, Fliesen und Ziegeln darf nicht in Gewässer eingeleitet werden. Das gilt allerdings nicht für die Reinigung und Wartung der Produktionsanlagen sowie für die Wäsche von Rohstoffen (Teil B Abs. 1).

Im Teil B Abs. 2 ist festgelegt worden, dass Abwasser in einigen Fällen (Herstellung von Piezo-Keramik, Geschirrerzeugnissen oder Sanitärkeramik) abgeleitet werden darf, wenn es zuvor in nennenswerten Anteilen in diesen Prozessen wiederverwendet worden ist. Für die abfiltrierbaren Stoffe ist eine Konzentration von maximal 50 mg/l einzuhalten.

Für Anlagen, die vor dem 1. Juni 2000 in Betrieb waren, gelten davon abweichende Regelungen. So darf bei diesen Anlagen auch Abwasser aus der Herstellung von Spaltplatten oder Fliesen dann abgeleitet werden, wenn es im Herstellungsprozess zu mindestens 50 % wiederverwendet worden ist. Die Festlegungen für die abfiltrierbaren Stoffe gelten auch hier. Aus Anlagen zur Herstellung von Geschirr oder Sanitärkeramik darf Abwasser auch dann abgeleitet werden, wenn es vorher im Produktionsprozess nicht wiederverwendet worden ist.

3.3.2.2 Anhang 22 Chemische Industrie

Dieser Anhang gilt für Abwasser, das im Wesentlichen bei der Herstellung von Stoffen durch chemische, biochemische oder physikalische Verfahren einschließlich der zugehörigen Vor-, Zwischen- und Nachbehandlung anfällt (Teil A Abs. 1). Die Anforderungen an das Abwasser an der Einleitungsstelle betreffen den Chemischen Sauerstoffbedarf, den Gesamtstickstoff- und Gesamtphosphorgehalt sowie die Giftigkeit. Im Abs. 2 und 3 werden einige Ausnahmen genannt, die allerdings nicht Anlagen der NORM-Industrie betreffen.

3.3.2.3 Anhang 29 Eisen- und Stahlerzeugung

Dieser Anhang gilt für Abwasser, dessen Schadstofffracht im Wesentlichen u. a. aus der Roheisenerzeugung im Hochofen stammt (Teil A Abs. 1 Ziff.2).

Es werden im Teil B nur allgemeine Anforderungen formuliert. So darf Abwasser aus Sinteranlagen nicht abgeleitet werden (Teil B Abs. 1). Für alle Anlagen gilt, dass die Schadstofffracht so gering wie möglich zu halten ist (Teil B Abs. 3). Für den Bereich Roheisenerzeugung im Hochofen werden die an der Einleitungsstelle einzuhaltenden Massenkonzentrationen für abfiltrierbare Stoffe mit 30 mg/l angegeben.

3.3.2.4 Anhang 31 Wasseraufbereitung, Kühlsysteme, Dampferzeugung

Dieser Anhang gilt für Abwasser, dessen Schadstofffracht im Wesentlichen aus

- der Aufbereitung von Trinkwasser-, Schwimm- und Badebeckenwasser (Füll- und Kreislaufwasser) sowie Betriebswasser,
- Kühlsystemen von Kraftwerken und Kühlsystemen zur indirekten Kühlung von industriellen und gewerblichen Prozessen und
- sonstigen Anfallstellen bei der Dampferzeugung

stammt.

An der Einleitungsstelle ist nach Teil C Ziff. 1 a für abfiltrierbare Stoffe der Wert von 50 mg/l einzuhalten. Zusätzlich ist festgelegt, dass Abwasser aus Filtrerrückspülungen in den Aufbereitungsprozess zurückzuführen ist. Ausgenommen davon ist u. a. das Rückspülwasser aus der Trinkwasseraufbereitung.

3.3.2.5 Anhang 39 Nichteisenmetallherstellung

Dieser Anhang gilt für Abwasser, dessen Schadstofffracht im Wesentlichen aus der Herstellung und dem Gießen der Nichteisenmetalle Blei, Kupfer, Zink, Aluminium und der dabei anfallenden Nebenprodukte sowie aus der Halbzeugherstellung stammt.

Es werden nur allgemeine Anforderungen formuliert, um die Schadstofffracht so gering wie möglich zu halten. Festlegungen über die an der Einleitungsstelle einzuhaltenden Konzentrationen abfiltrierbarer Stoffe werden nicht festgelegt.

3.3.2.6 Anhang 47 Wäsche von Rauchgasen aus Feuerungsanlagen

Dieser Anhang gilt für Abwasser, dessen Schadstofffracht im Wesentlichen aus der Wäsche von Rauchgasen aus Feuerungsanlagen stammt. Allgemeine Anforderungen, die über die der AbwV hinausgehen werden nicht gestellt. An der Einleitungsstelle sind nach Teil C Abs. 1 für abfiltrierbare Stoffe 30 mg/l einzuhalten.

3.3.2.7 Anhang 48 Verwendung bestimmter gefährlicher Stoffe

In dieser Anlage werden die Anforderungen für die Ableitung von Abwasser bei der Herstellung und Verwendung zahlreicher Stoffe formuliert, für die die Europäische Kommission wegen der besonderen Gefährlichkeit eigenständige Richtlinien vorgegeben hat. Dazu gehört auch die Herstellung von Titandioxid. Die Forderungen dieses Anhangs gelten nicht, sofern ein anderer Anhang anzuwenden ist und die dort gestellten Anforderungen gleich streng oder strenger sind.

Im Teil 11 werden die Anforderungen für Abwasser formuliert, dessen Schadstofffracht im Wesentlichen aus der Herstellung von Titandioxid resultiert. Ausdrücklich wird darauf verwiesen, dass das Abwasser keine Abfälle aus der Herstellung von Titandioxid im Sinne der Richtlinie 2010/75/EU [240] enthalten darf (z. B. Scale). Festlegungen für die Schadstofffracht im Abwasser an der Einleitungsstelle werden für Chemikalien (z. B. Sulfat, Chlorid, Säuregehalt und Schwermetalle) getroffen, aber nicht für abfiltrierbare Stoffe.

3.3.3 Zusammenfassung der Anforderungen nach der Abwasserverordnung

In der Tabelle 7 sind die Anforderungen über die Ableitungen von abfiltrierbaren Stoffen zusammengestellt, die sich aus den Anforderungen der AbwV [185] für die im Vorhaben zu

untersuchenden Industriezweige ergeben und die für Abschätzungen über die Ableitungen von Radionukliden von Bedeutung sind.

Die Regelungen für die übertägige Ablagerung von Abfällen sind in Anhang 51 der Abwasserverordnung enthalten. Sie sind im Rahmen des Vorhabens z. B. für Wasser von Rotschlammdeponien relevant. Der Anhang 51 enthält keine Festlegungen über die an der Einleitungsstelle einzuhaltenden Konzentrationen abfiltrierbarer Stoffe oder Radionuklide.

Tabelle 7: Übersicht der Anforderungen an die NORM-Industrie für abfiltrierbare Stoffe nach den Regelungen der AbwV

Industriezweig nach Anhang VI der Grundnormenrichtlinie	Abfiltrierbare Stoffe [mg/l]	Bemerkungen
Verarbeitung von Niob- und Tantalserzen	Keine gesonderten Festlegungen	
Erdöl- und Erdgasproduktion	Keine gesonderten Festlegungen	Nur Festlegungen für die Erdölverarbeitung
Gewinnung geothermischer Energie	Keine gesonderten Festlegungen	
TiO ₂ -Pigmentherstellung	Keine gesonderten Festlegungen	Das Abwasser darf keine Abfälle im Sinne der Richtlinie 2010/75/EU enthalten
Zirkon- und Zirkonium-Industrie	Keine gesonderten Festlegungen	Für Abwasser aus der keramischen Industrie gelten 50 mg/l
Herstellung von Phosphatdüngemitteln	Keine gesonderten Festlegungen	Festlegung für die chemische Industrie
Zementherstellung, Instandhaltung von Klinkeröfen	Keine gesonderten Festlegungen	
Kohlekraftwerke, Wartung von Heizkesseln	30 mg/l	Abfiltrierbare Stoffe aus der Rauchgasreinigung
Produktion von Primäreisen	30 mg/l	
Blei-/Kupferschmelze	Keine gesonderten Festlegungen	Schadstofffracht so gering als möglich
Grundwasserfilteranlagen	50 mg/l	
Förderung von anderen Erzen als Uranerz	Keine gesonderten Festlegungen	
Herstellung von Schleifmitteln (Verwendung von Baddeleyite)	Keine Festlegungen	Nach Anhang 17 zur AbwV keine Ableitungen erlaubt
Herstellung von Zirkonkorund	Keine Festlegungen	Nach Anhang 17 zur AbwV keine Ableitungen erlaubt
Feuerfest-Industrie	Keine Festlegungen	Nach Anhang 17 zur AbwV keine Ableitungen erlaubt
Gießereien	Keine Festlegungen	Nach Anhang 39 (Nichteisenmetallherstellung) für Gießereien nur allgemeine Festlegungen
Einschmelzen von Schrott	30 mg/l	Anhang 29 AbwV Eisen- und Stahlerzeugung

Industriezweig nach Anhang VI der Grundnormenrichtlinie	Abfiltrierbare Stoffe [mg/l]	Bemerkungen
Bauxitverarbeitung	Keine Festlegungen	Nach Anhang 39 nur produktionsspezifische Frachtwerte für Aluminium bei der Herstellung von Aluminiumoxid, der Aluminiumverhüttung und der Herstellung von Aluminiumhalbzeugen Anhang 51 ist für die Deponierung von Rotschlamm zu beachten
Steinkohlenbergbau	Keine allgemeinen Festlegungen	
Oberflächennahe Ablagerung von Abfällen (Deponie)	Keine Festlegungen	In Anhang 51 sind keine Grenzwerte für abfiltrierbare Stoffe gegeben.

Ableitungen von Wässern im Kohlebergbau fallen im Zusammenhang mit der bergbaulichen Grundwasserentnahme im Rahmen erforderlicher Entwässerungsmaßnahmen an. Diese stellen gemäß Wasserhaushaltsgesetz eine erlaubnispflichtige Gewässerbenutzung dar. Die Zuständigkeit liegt hier bei den Bergbehörden, die den Antrag auf Ableitung von Wässern aus dem Kohlebergbau im Einvernehmen mit den Wasserbehörden bearbeiten [241]. Der wasserrechtlichen Erlaubnis liegen je nach geplanter Gewässerbenutzung unterschiedliche Rechtsvorschriften zugrunde. Für die im Kohlebergbau gefassten Wässer gelten in Abhängigkeit der geplanten Einleitung die Regelungen der

- Verordnung zum Schutz des Grundwassers (Grundwasserverordnung – GrwV [242]),
- Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung – OgewV [243]).

In der Regel stehen im Ergebnis der Verfahren zur wasserrechtlichen Erlaubnis Einzelfallentscheidungen, bei denen die Gegebenheiten der Einleitungsstelle zu beachten sind [241]. Hier sind insbesondere bei der Einleitung in ein Oberflächengewässer auch das Verschlechterungsverbot und das Verbesserungsgebot zu beachten.

3.3.4 Ableitungen von Abwasser in die kommunale Kanalisation

Abwasser wird häufig auch in die kommunale Kanalisation eingeleitet (Indirekteinleitung). Die dabei einzuhaltenden Werte werden auf der Grundlage der Verordnungen festgelegt, die in den Bundesländern für die Einleitung von Abwasser in die öffentliche Kanalisation (Indirekteinleiterverordnungen, IndV) gelten. Maßstab für die Begrenzung der Frachten ist nach [244] der Stand der Technik. Die Frachten können bei Indirekteinleitung deutlich höher sein als bei Direkteinleitung.

3.4 Regelungen des Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregisters (PRTR)

3.4.1 Vorbemerkung

Auf Grundlage der Verordnung 2006/166/EG [245] wurde ein Europäisches Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister, auch „Pollutant Release and Transfer Register“ (PRTR), geschaffen.

Das PRTR enthält unter anderem Informationen über Freisetzungen, die im Sinne dieser Verordnung als „jedes Einbringen von Schadstoffen in die Umwelt infolge menschlicher Tätigkeiten, ob absichtlich oder versehentlich, regelmäßig oder nicht regelmäßig, einschließlich Verschütten, Emittieren, Einleiten, Verpressen, Beseitigen oder Verkippen, oder das Einbringen über Kanalisationssysteme ohne endgültige Abwasserbehandlung“ definiert sind [245].

Die Berichtspflicht bezieht sich gemäß [245] auf chemische Elemente und Verbindungen mit Ausnahme von radioaktiven Stoffen, die gemäß der Definition der Verordnung als Schadstoffe einzustufen sind. Berichtspflichtig gemäß Artikel 5 dieser Verordnung sind Betreiber von Betriebseinrichtungen, die eine oder mehrere der in Anhang I der Verordnung beschriebenen Tätigkeiten durchführen und die in Anhang I der Verordnung festgelegten Kapazitätsschwellenwerte überschreiten. Tabelle 8 gibt den Anhang 1 der Verordnung 2006/166/EG auszugsweise wieder.

Tabelle 8: Tätigkeiten gemäß Anhang 1 der Verordnung 2006/166/EG (Auswahl der für das vorliegende Vorhaben relevanten Tätigkeiten)

Nr., Sektor	Tätigkeit	Kapazitätsschwellenwert
1 Energiesektor	c) Wärmekraftwerke und andere Verbrennungsanlagen	Feuerungswärmeleistung von 50 Megawatt (MW)
2 Herstellung und Verarbeitung von Metallen	a) Röst- oder Sinteranlagen für Metallerz, einschließlich sulfidischer Erze	*
	b) Anlagen für die Herstellung von Roheisen oder Stahl (Primär- oder Sekundärschmelzung) einschließlich Stranggießen	Kapazität von 2,5 t/h
	e) i) Anlagen zur Gewinnung von Nichteisenrohmetallen aus Erzen, Konzentraten oder sekundären Rohstoffen durch metallurgische, chemische oder elektrolytische Verfahren	*
	e) ii) Anlagen zum Schmelzen, einschließlich Legieren, von Nichteisenmetallen, darunter auch Wiedergewinnungsprodukte (Raffination, Gießen usw.)	mit einer Schmelzkapazität von 4 t/d bei Blei und Kadmium oder 20 t/d bei allen anderen Metallen
3 Mineralverarbeitende Industrie	a) Untertage-Bergbau und damit verbundene Tätigkeiten	*
	b) Tagebau und Steinbruch	Wenn die Oberfläche des Gebietes, in dem der Abbau tatsächlich betrieben wird, 25 ha entspricht
	c) i) Anlagen zur Herstellung von Zementklinkern in Drehrohröfen	Produktionskapazität von 500 t/d
	c) iii) Anlagen zur Herstellung von Zementklinkern oder Kalk in anderen Öfen	Produktionskapazität von 50 t/d

Nr., Sektor	Tätigkeit	Kapazitätsschwellenwert
	f) Anlagen zum Schmelzen mineralischer Stoffe, einschließlich der Herstellung von Mineralfasern	Schmelzkapazität von 20 t/
	g) Anlagen zur Herstellung von keramischen Erzeugnissen durch Brennen, und zwar insbesondere von Dachziegeln, Ziegelsteinen, feuerfesten Steinen, Fliesen, Steinzeug oder Porzellan	Produktionskapazität von 75 t/d oder einer Ofenkapazität von 4 m ³ und einer Besatzdichte pro Ofen von über 300 kg/m ³
4 Chemische Industrie	c) Chemieanlagen zur industriellen Herstellung phosphor-, stickstoff- oder kaliumhaltiger Düngemittel (Einnährstoff- oder Mehrnährstoffdüngern)	*

(*): kein Kapazitätsschwellenwert gilt (d. h. alle Betriebseinrichtungen sind berichtspflichtig)

Führt ein Betreiber eine Tätigkeit gemäß Anhang 1 der Verordnung [245] oberhalb des genannten Kapazitätsschwellenwertes aus, so hat er der zuständigen Behörde jährlich die entsprechenden Mengen an Freisetzungen in Luft, Wasser und Boden jedes der in Anhang II von [245] genannten Schadstoffe, für die der in Anhang II von [245] festgelegte Schwellenwert überschritten wird, zu melden. Für die Untersuchungen im Rahmen dieses Vorhabens werden die Daten zum Schadstoff Nr. 86 „Feinstaub (PM₁₀)“ des Anhangs II von [245] genutzt. Der Schwellenwert für die Meldepflicht der Freisetzung „Feinstaub (PM₁₀)“ ist mit 50.000 kg/a festgelegt.

Die von den Betreibern gemäß der Verordnung 2006/166/EG an die zuständige Behörde gemeldeten Daten sind öffentlich zugänglich. Sie stehen seit dem 31.03.2015 auf der Website www.thru.de bereit [246]. Die für die Bearbeitung im Rahmen dieses Vorhabens genutzten Daten sind im nachfolgenden Abschnitt zusammengestellt.

3.4.2 Rechercheergebnisse zu Staubemissionen der NORM-Industrie aus dem Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister

Für die weitere Bearbeitung im Projekt wurden die Daten zum Schadstoff „Feinstaub (PM₁₀)“ aus dem Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister [246] extrahiert und für die im Rahmen des Projektes relevanten Industriebranchen in Tabellen zusammengefasst. Im Ergebnis der Auswertung des Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister liegen Daten für die folgenden Branchen vor:

- Steinkohlekraftwerke
- Braunkohlekraftwerke
- Roheisenproduktion
- Zementherstellung.

Im Folgenden sind charakteristische Parameter für jeden dieser Industriezweige aus der Datenbank zusammengefasst. Hierbei ist zu beachten, dass in der PRTR-Datenbank nur die jährlichen Ableitungen enthalten sind, nicht jedoch weitere Kennzahlen wie Produktionsmenge, Rohstoff- bzw. Brennstoffeinsatz oder erzeugte Elektroenergie. Darüber hinaus schwanken die Ableitungen von Jahr zu Jahr teilweise erheblich, was mit unterschiedlichen Produktionskennziffern, jedoch auch mit technologischen Veränderungen begründet sein kann, deren Hintergründe im Rahmen dieses Vorhabens nicht ermittelt

werden konnten. Für die Ermittlung charakteristischer Ableitungen wurden deshalb die aktuellsten Datensätze mit bekannten Produktionskennziffern ausgewählt. Im Ergebnis können in den folgenden Tabellen lediglich Größenordnungen der Parameter angegeben werden, was jedoch für die Zielstellung des Vorhabens ausreichend ist.

Tabelle 9: Charakteristische Parameter für Staubableitungen aus Steinkohlekraftwerken

Betrieb	Jahr	Nettoleistung (MW)	Ableitungen PM ₁₀ (t/a)	Spezifische Ableitung (kg/a Staub/MW Nettoleistung)
E.ON Kraftwerk SCHOLVEN	2013	2.200 [247]	203	92
E.ON Kraftwerk STAUDINGER	2012	510 [248]	95,7	188
E.ON Kraftwerk WILHELMSHAFEN	2012	757 [249]	72	95
GKM Großkraftwerk Mannheim AG	2013	1.520 [250]	142	93

Tabelle 10: Charakteristische Parameter für Staubableitungen aus Braunkohlekraftwerken für das Jahr 2013

Betrieb	Produktionskennziffern	Ableitungen PM ₁₀ (t/a)	Spezifische Ableitung (kg/a Staub/MW Nettoleistung)
Vattenfall, Kraftwerk Boxberg	Installierte Gesamtkapazität: 2.575 MW [251]	460	179 kg Staub/MW inst. Gesamtkapazität
Vattenfall, Kraftwerk Schwarze Pumpe	Elektrische Leistung: 1.600 MW [252]	101	63 kg Staub/MW _{el}
Vattenfall Europe Generation AG, Kraftwerk Lippendorf	Elektrische Leistung: 1.840 MW [253]	229,4	125 kg Staub/MW _{el}
Vattenfall Europe Generation AG, Kraftwerk Jänschwalde	Elektrische Leistung: 3.000 MW [254]	675	225 kg Staub/MW _{el}
RWE Power AG, Bergheim-Niederlaufem	Bruttoleistung: 3.669 MW [255]	409	111 kg Staub/MW _{el} brutto
RWE Power AG, Eschweiler-Weisweiler	Leistung: 2.596 MW [256]	277	107 kg Staub/MW _{el}
RWE Power AG, Kraftwerk Frimmersdorf	Bruttoleistung: 635 MW [257]	89	140 kg Staub/MW _{el} brutto
RWE Power AG, Kraftwerk Neurath	Bruttoleistung: 4.414 MW [257]	401	91 kg Staub/MW _{el} brutto

Tabelle 11: Charakteristische Parameter für Staubableitungen aus der Roheisenproduktion für das Jahr 2013

Betrieb	Roheisenproduktion	Ableitungen PM ₁₀ (t/a)	Spezifische Ableitung
ArcelorMittal Bremen GmbH	3,6 Mt [258]	457	127 g Staub/t Roheisen
ArcelorMittal Eisenhüttenstadt GmbH	1,7 Mt [259]	246	145 g Staub/t Roheisen
ROGESA Roheisengesellschaft Saar GmbH	3,9 Mt [260]	612	157 g Staub/t Roheisen

Tabelle 12: Charakteristische Parameter für Staubableitungen aus der Zementherstellung

Betrieb	Jahr	Produktionskennziffern	Ableitungen PM₁₀ (t/a)	Spezifische Ableitung
CEMEX OstZement GmbH, Standort Rüdersdorf	2013	Zementproduktion: ca. 2 Mt/a [261]	65	32,5 g Staub/t Zement
Dyckerhoff AG, Werksgruppe Nord, Werk Lengerich	2013	Kapazität: 1,8 Mt/a [262], Zementklinkerproduktion 2013: 1,2 Mt [263]	58,3	48,6 g Staub/t Zementklinker
Dyckerhoff AG, Göllheim	2012	Produktion: ca. 0,85 Mt/a [264]	58,1	68,35 g Staub/t Zement

4 Kriterien zur vorläufigen Einschätzung der radiologischen Relevanz von Ableitungen (Erstbewertung)

4.1 Vorbemerkung

In Abschnitt 2.28, Tabelle 4 wurde eine Vielzahl von potentiell relevanten Industriezweigen, die im weiteren Verlauf der Untersuchungen einer detaillierteren Betrachtung der Ableitungen zu unterziehen sind, identifiziert. In Abschnitt 5 werden deshalb die Ableitungen im Rahmen der verfügbaren Datenlage näher quantifiziert und eine überschlägige, hinreichend konservative Erstbewertung ihrer radiologischen Relevanz durchgeführt. Im Ergebnis der Betrachtungen in Abschnitt 5 können damit Industrien aus der weiteren, detaillierten Betrachtung ausgeschlossen werden, wenn auf der Basis plausibler und konservativer Annahmen effektive Dosen für die Personen der allgemeinen Bevölkerung von mehr als 0,1 mSv/a sicher ausgeschlossen werden können.

Für die Einschätzung der radiologischen Relevanz von Ableitungen wird im Rahmen des Vorhabens an Hand der jährlichen effektiven Dosis für eine Einzelperson an der Stelle der höchsten Einwirkung vorgenommen. Dafür sind die folgenden Informationen erforderlich:

- Quellterm einer Ableitung (Bq der relevanten Nuklide pro Zeiteinheit)
- Ausbreitungsbedingungen von der Quelle bis zum Ort der höchsten Einwirkung außerhalb der Betriebsgrenzen.

Auf einzelne im Rahmen dieses Vorhabens wichtige Aspekte bezüglich dieser Parameter wird in den folgenden Unterabschnitten eingegangen.

4.2 Staub

4.2.1 Relevante Nuklide im Staub

In Abschnitt 2, zusammengefasst in Tabelle 4, wurde herausgearbeitet, dass Ableitungen von Radionukliden in die Luft praktisch nur über den Staubpfad und fast ausschließlich durch Hochtemperaturprozesse zustande kommen. Hierbei sind die Radionuklide Po-210, Pb-210 für die Höhe der Strahlenexposition bestimmend, die hauptsächlich durch Ingestion lokal kontaminierter Lebensmittel verursacht wird. Zur Vereinfachung der Abschätzungen erfolgt nur die Betrachtung von Po-210, da Polonium bereits bei niedrigeren Temperaturen flüchtig ist sowie einen höheren Ingestionsdosiskoeffizienten besitzt als Pb-210, siehe Tabelle 13.

Tabelle 13: Parameter von Po-210 und Pb-210

	Schmelzpunkt (°C)	Siedepunkt (°C)	Dosiskoeffizient Ingestion (µSv/Bq), nach Tabelle IV.1 in [12] ¹⁰
Pb	327	1744	8,4
Po	254	962	26

Würde zusätzlich zu Po-210 auch Pb-210 in die Dosisabschätzung der Erstbewertung einbezogen, ergäbe sich keine Veränderung der Größenordnung. Für eine Erstbewertung der radiologischen Relevanz von Ableitungen ist die Beschränkung deshalb ausreichend.

¹⁰ Im Rahmen einer konservativen Dosisabschätzung wird die empfindlichste Altersgruppe (0-1 Jahr) zugrunde gelegt.

4.2.2 Quellterm von Staubableitungen

Für die Abschätzung des Quellterms wurden im Rahmen dieses Vorhabens je nach Datenlage die folgenden Methoden verwendet:

- Maximale Staubmenge pro Zeiteinheit je Anlage nach TA Luft (0,2 kg/h) multipliziert mit der spezifischen Aktivität des Staubes
 - Konkrete Daten für die spezifische Aktivität, wenn verfügbar
 - Konservativ 10 Bq/g für Po-210, wenn keine konkreten Angaben vorliegen
- Bekannte Staubmenge pro Zeiteinheit, sofern diese Information vorliegt, multipliziert mit der spezifischen Aktivität des Staubes
 - Konkrete Daten für die spezifische Aktivität von Po-210, wenn verfügbar
 - Konservativ 10 Bq/g für Po-210, wenn keine konkreten Angaben vorliegen
- Staubemissionen je Einheit Roh-/Brennstoff bzw. Produkt nach Industrieangaben bzw. Emissionsdatenbanken (PRTR, Tru.de, siehe Abschnitt 3.4), multipliziert mit der spezifischen Aktivität der Staubpartikel:
 - Konkrete Daten für die spezifische Aktivität, wenn verfügbar
 - Konservativ 10 Bq/g für Po-210, wenn keine konkreten Angaben vorliegen
- Verwendung der Depositionsrate entsprechend den verfügbaren Monitoringdaten, multipliziert mit der spezifischen Aktivität des Staubes:
 - Konkrete Daten für die spezifische Aktivität für Po-210 in dem Anteil der Staubdeposition, der der betrachteten Ableitung zugerechnet werden kann, sofern verfügbar
 - Konservativ 10 Bq/g für Po-210, wenn keine konkreten Angaben vorliegen.
- Rohstoff- bzw. Brennstoffeinsatz pro Zeiteinheit multipliziert mit der spezifischen Aktivität des Roh- bzw. Brennstoffes, vermindert um das Rückhaltevermögen der Abluftfilter (konservative Annahme: 95 %, siehe Abschnitt 4.2.3). Für die spezifische Aktivität des Roh- bzw. Brennstoffes kann verwendet werden:
 - Konkrete Daten für die spezifische Aktivität für Po-210, wenn verfügbar
 - Literaturdaten für die spezifische Aktivität für Po-210 (bzw. anderer Nuklide der U-238-Zerfallsreihe bei Annahme radioaktiven Gleichgewichtes).

Im letzten Fall wird angenommen, dass das gesamte im Roh- bzw. Brennstoff enthaltene Inventar an Po-210 bei dem Hochtemperaturprozess freigesetzt wird.

4.2.3 Korngrößenverteilung der Staubpartikel

Die Feinstäube aus der metallurgischen Industrie besitzen erhebliche Kornfraktionen im Bereich $>10 \mu\text{m}$. Die Korngröße ungereinigter Gichtgase aus Hochöfen der Roheisenproduktion liegt zu 49 % oberhalb von $10 \mu\text{m}$, bei Stäuben aus der Sinterung sogar zu 80 % [265]. In [271] wird eine Korngrößenverteilung von Stäuben aus der Verhüttung von Metallerzen von 10 bis $30 \mu\text{m}$ angegeben. In Steinkohlen-Flugasche ist der Median der Korngrößenverteilungen etwa 10 bis $30 \mu\text{m}$, das 90 %-Perzentil der Korngrößenverteilung liegt bei von $100 \mu\text{m}$ [266, 273].

Partikelgrößen oberhalb von etwa $10 \mu\text{m}$ werden jedoch durch moderne Staubfilter effektiv zurückgehalten, so dass die Partikelgrößen der Staubemissionen im Wesentlichen im Bereich 0,1 bis $10 \mu\text{m}$ liegen [267]. Dies wird durch Veröffentlichungen der Europäischen Kommission zu Best Available Techniques (BAT) in verschiedenen Industriezweigen

weitgehend bestätigt, so beispielweise für die Zementindustrie [268], die Verhüttung von Eisenerz [269], die Gießereiindustrie [270] und die Kohleverbrennung [271].

Die Abscheidung partikelförmiger Emissionen aus dem Abgasstrom kann mithilfe von Gewebefiltern, Zyklonen, elektrostatischen Abscheidern und Nassabscheidern (Wäscher) erfolgen. Generell kann nach [272] im Korngrößenbereich oberhalb von ca. 2 µm konservativ von einer Rückhaltung von mindestens 95 % ausgegangen werden. Andere Veröffentlichungen [273] nennen mindestens 99 % für moderne Entstaubungsanlagen. Im Sinne einer konservativen Herangehensweise bei der vorläufigen Einschätzung der radiologischen Relevanz wird eine Rückhaltung von 95 % angenommen. Eine Gegenüberstellung mit der als realistisch zu betrachtenden Rückhaltung von 99 % erfolgt im Rahmen der Sensitivitätsanalyse in Abschnitt 8.1.2.2.

4.2.4 Ablagerungsgeschwindigkeit von Staubpartikeln

Einen entscheidenden Einfluss auf die Staubdeposition aus der Staubwolke auf den Boden bzw. auf landwirtschaftliche Produkte besitzt die Ablagerungsgeschwindigkeit der Staubpartikel. Die Ablagerungsgeschwindigkeit hängt neben der Partikelgröße wesentlich von der Kornrohdichte (d. h., der Dichte des einzelnen Staubkorns) ab. Nach [266] besitzen Stäube aus Verbrennungsprozessen wie beispielsweise Kraftwerken eine Kornrohdichte von 2 bis 2,5 g/cm³. Die Ablagerungsgeschwindigkeit liegt für diese Dichte und eine Korngröße von 10 µm entsprechend [274] bei 0,007 m/s, was mit der Annahme in der TA Luft von 0,01 m/s gut übereinstimmt (siehe Tabelle 5).

In den Berechnungsgrundlagen Bergbau [12] wird eine Ablagerungsgeschwindigkeit von 0,01 m/s angenommen, was auf relativ grobkörnigem bergbautypischem Staub (Haldenmaterial, Tailings) basiert. Nach Anhang 7, Tabelle 3 der AVV zu § 47 StrlSchV [34] wird für Schwebstaub generell eine Ablagerungsgeschwindigkeit von 0,0015 m/s angenommen.

Entsprechend den Empfehlungen zur TA Luft [233, 234] sollten bei Ausbreitungsrechnungen prozentuale Anteile von 70 % Größenklasse 1 und 30 % Größenklasse 2 angenommen werden, was einer effektiven Ablagerungsgeschwindigkeit von 3,7E-3 m/s entspricht.

Da ein überwiegender Anteil der Staubemissionen Korngrößen kleiner als 2 µm besitzt (siehe Abschnitt 4.2.3), stellt die Ablagerungsgeschwindigkeit von 0,037 m/s eine hinreichend konservative Obergrenze für eine Erstbewertung der hier betrachteten NORM-Industrien dar.

4.2.5 Ausbreitungsmodell für Staub und Radon

Für die Ausbreitung von Staub und Radon in der Atmosphäre aus erhöhten Freisetzungen gibt es grundsätzlich die folgenden drei Methoden, die jeweils gegeneinander abzuwägende Vor- und Nachteile besitzen [275]:

- Gauß-Modelle
- Euler-Modelle
- Lagrange-Modelle.

Das Gauß-Modell verwendet die analytische Lösung einer Advektions-Diffusions-Gleichung, die an die jeweiligen Ausbreitungsbedingungen (z. B. Windgeschwindigkeit und

Windfeldverteilung) mittels geeignet gewählter Parametersätze angepasst wird. Geländespezifische Besonderheiten lassen sich nicht abbilden. Demgegenüber lösen Euler- und Lagrange-Modelle die Diffusions-Advektions-Gleichung (Euler) bzw. modellieren die Teilchenausbreitung entlang von Bahnen in einem Windfeld (Lagrange), wobei sich geländespezifische Parameter berücksichtigen lassen.

Auf einen Vergleich der Genauigkeit der verschiedenen Modellansätze soll hier nicht eingegangen werden (für mehr Details siehe [275]). Jedoch sprechen im Rahmen einer Erstbewertung der Ableitungen die folgenden Gründe für die Anwendung des einfachen Gauß-Modells:

- Die Einschätzung der radiologischen Relevanz der Ableitungen aus NORM-Industrien erfordert die Berechnung effektiver Jahresdosen für plausible generische Standortbedingungen.
- Topographische Besonderheiten konkreter Standorte und eine räumliche Gliederung des umliegenden Geländes spielen keine Rolle.

Im Ergebnis dieser Dosisabschätzung im Sinne der Zielstellung dieses Vorhabens liegt somit ein erster Anhaltspunkt darüber vor, ob die Einbeziehung dieses Industriezweiges in die strahlenschutzrechtlichen Überwachung erwogen werden sollte und in Abschnitt 8 detailliertere modellbasierte (jedoch weiterhin generische) Betrachtungen durchgeführt werden sollten.

Im betrieblichen Einzelfall sind für Dosisabschätzungen dann die konkreten Standortbedingungen zu berücksichtigen.

Darüber hinaus wird das Gauß-Modell gegenwärtig noch in der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zu § 47 StrlSchV [34] vorgeschrieben, wenngleich zukünftig ein Lagrange-Modell entsprechend der TA Luft verwendet werden soll [276], siehe auch Abschnitt 7. Mit der Verwendung des Gauß-Modells im Rahmen der Erstbewertung der potentiell relevanten NORM-Industrien ist somit eine Vergleichbarkeit zu bisherigen Berechnungen wie beispielsweise in [60] gegeben.

Für eine einfache und konservative Berechnung der Staubausbreitung wird angenommen, dass die Ausbreitung in nur einen Winkelsektor von 30 Grad erfolgt.

Es werden zwei Kaminhöhen betrachtet: 20 und 100 m. Dafür ist der Langzeitausbreitungsfaktor entsprechend Anlage 8 der AVV in Tabelle 14 dargestellt. Für eine Quellstärke von 1 GBq/a ergeben sich die ebenfalls in Tabelle 14 gezeigten Depositionsraten.

Tabelle 14: Vereinfachte Abschätzung von Depositionsraten bei einer Quellstärke von 1 GBq/a aus verschiedenen Kaminhöhen

Höhe des Kamins (m)	Windgeschwindigkeit in Emissionshöhe (m/s)	Maximaler Langzeitausbreitungsfaktor χ^G (s/m ³)	Quellabstand mit der maximalen Konzentration (m)	Fallout [Bq/(m ² a)]	Washout [Bq/(m ² a)]	Gesamte Deposition [Bq/(m ² a)]
100	8	1E-6	600	1,8	1,8	3,6
20	2	7E-5	100	130	43	173

4.2.6 Abschätzung der jährlichen effektiven Dosis aufgrund von Staubleitungen

Mit den Parametern der Berechnungsgrundlagen Bergbau [12] ergibt sich aus einer Depositionsrate von 1 Bq/m²a für Po-210 eine gesamte Ingestionsdosis in der Altersgruppe 0-1 Jahr von 39 µSv/a. Der weitaus dominierende Beitrag resultiert hierbei aus dem Verzehr von Muttermilch und Milchfertigprodukten.

Daraus resultiert folgende Beziehung für die vorläufige Dosisabschätzung für die Altersgruppe 0-1 a von kontinuierlichen Ableitungen von 1 GBq/a Po-210 mit dem Staub aus verschiedenen Kaminhöhen:

- Bei einer Kaminhöhe von 100 m führt die Ableitung zu einer effektiven jährlichen Dosis in der Altersgruppe von ca. 145 µSv/a.
- Bei einer Kaminhöhe von 20 m führt die Ableitung zu einer effektiven jährlichen Dosis in der Altersgruppe von ca. 6.800 µSv/a.

In dieser sehr konservativen Betrachtungsweise führen somit folgende Ableitungen zu effektiven jährlichen Dosen von 100 µSv/a in der Altersgruppe 0-1 a (gerundete Werte):

- Kaminhöhe 100 m: ca. 700 MBq/a
- Kaminhöhe 20 m: ca. 15 MBq/a.

Diese Kriterien werden in Abschnitt 5 zur Entscheidung darüber verwendet, ob eine Staubleitung einer weiteren Betrachtung im Rahmen dieses Vorhabens unterzogen wird oder von der weiteren Betrachtung ausgeschlossen werden kann.

4.3 Radon

Für die Ableitung von Radon werden die Parameter für den Langzeitausbreitungsfaktor in Tabelle 14 übernommen. Bei einer kontinuierlichen Quellstärke von 1 GBq/a ergibt sich für eine Kaminhöhe von 20 m im Abstand von 100 m von der Quelle eine Radonkonzentration von ca. 1 mBq/m³. Wird konservativ ein Gleichgewichtsfaktor von 0,4 und eine Expositionszeit von 8760 h/a angenommen, folgt mit dem Dosisumwandlungsfaktor für Radon nach [12] für alle Altersgruppen eine effektive Dosis von nur 0,02 µSv/a je GBq/a Rn-222. Die für eine effektive jährliche Dosis von 100 µSv/a erforderliche Quellstärke beträgt somit 5E12 Bq/a.

4.4 Wasser

Bei Ableitungen von Radionukliden muss zwischen Direkt- und Indirekteinleitung unterschieden werden. Dabei sind für Expositionsabschätzungen unterschiedliche

Verdünnungsfaktoren vor einer Nutzung des Wassers im Vorfluter zu betrachten. Wasserrechtliche Erlaubnisse sind immer am Einzelfall ausgerichtet, jedoch können mit verallgemeinerten Annahmen typische Verdünnungsfaktoren aus Gebietswasserbilanzen abgeleitet werden:

- Für das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland wird in [277] für die großen Flusssysteme ein Abfluss von insgesamt 172E9 m³/a und industrielle Einleitungen (außer Kraftwerke) von insgesamt 7E9 m³/a angegeben. Daraus ergibt sich ein Verdünnungsfaktor von 1:25. Es ist jedoch zu beachten, dass dieser Verdünnungsfaktor insofern konservativ ist, als der Wert für industrielle Einleitungen auch Kühlwasser enthält.
- Eine mit der im vorigen Punkt dargestellten deutschlandweiten Abschätzung vergleichbare Betrachtung kann auch für ausgewählte Industrieregionen durchgeführt werden. Am Beispiel des Ruhrgebietes können für die Einzugsgebiete der Flüsse Rhein, Ruhr, Emscher, Lippe, Erft, Wupper und Sieg die industriellen Direkt- und Indirekteinleitungen mit dem jeweiligen Durchfluss der Vorfluter verglichen werden (siehe Tabelle 15). Hierbei ist wiederum zu beachten, dass die Industrieeinleitungen auch Kühlwasser einschließen, so dass die Abschätzung der Verdünnungsfaktoren konservativ ist. Entsprechend den Angaben in [278] angenommen, dass 37 % der in Kläranlagen behandelten Wässer aus industriellen Anlagen stammen.

Tabelle 15: Vergleich der industriellen Direkt- und Indirekteinleitungen mit den Durchflüssen (MQ) der jeweiligen Vorfluter (aus [278])

Vorfluter	Durchfluss (MQ, m ³ /s)	Industrielle Direkteinleitung (m ³ /s)	Verdünnungsfaktor	Industrielle Indirekteinleitung (m ³ /s)	Verdünnungsfaktor
Rhein	2290	19,0	121	5,6	412
Ruhr	70	0,6	110	4,5	16
Lippe	44	1,0	46	2,7	16
Emscher	16	0,5	32	7,4	2*
Erft	16	1,4	12	0,7	24
Wupper	15	0,1	237	1,2	12
Sieg	52	0,2	328	1,8	29

Es kann deshalb von einer typischen Verdünnung um einen Faktor der Größenordnung 20 ausgegangen werden. Für die Abschätzung der möglichen radiologischen Relevanz einer NORM-Industrie im Rahmen des Vorhabens ist diese Abschätzung ausreichend. Es ist jedoch zu betonen, dass jede Einleitung für die Bedingungen eines konkreten Vorfluters im Einzelfall genehmigt und deshalb die Verdünnung radioaktiver Ableitungen höher oder niedriger sein können und deshalb die Dosis von Personen der Bevölkerung anhand standortspezifischer Expositionsbedingungen zu bewerten ist.

Eine Ausnahme unter den industriellen Einleitern bildet die Einleitung von Sumpfungswässern im Bergbau. Hier wird der Grundwasserspiegel im Bereich des

Tagebaus bzw. der untertägigen Auffahrung abgesenkt, der Absenkungstrichter reicht je nach den hydrogeologischen Bedingungen mehrere 100 m bis einige km in das Umland des Bergwerkes. Dabei versiegen häufig die lokalen natürlichen Quellen, während das abgepumpte Grubenwasser, ggf. nach vorheriger Behandlung, in den lokalen Vorfluter eingeleitet wird. In diesem Fall bildet das abgeleitete Grubenwasser den dominierenden Anteil des Abflusses im jeweiligen Einzugsgebiet, eine Verdünnung erfolgt nicht bzw. nur in geringem und zeitlich stark schwankendem Umfang (z. B. Wipse in Thüringen). Jedoch ist hierbei zu beachten, dass Gewässer, deren Wasser zu wesentlichen Teilen aus eingeleitetem Ab- oder Grubenwasser besteht, nicht zur Trinkwassergewinnung genutzt werden. Oberflächenwasser und Uferfiltrat wird nur aus von industriellen und bergbaulichen Ableitungen weitestgehend unbeeinflussten Gewässern gewonnen. Die Landeswassergesetze schreiben darüber hinaus eine kontinuierliche Überwachung des Rohwassers durch die Wasserwerksbetreiber vor. Mehr als 99 % der Bevölkerung Deutschlands sind an zentrale Trinkwasser-Verteilungsnetze angeschlossen [279], so dass von vornherein die Richtdosis als eingehalten gelten kann.

Auf die besondere Situation im Zusammenhang mit Grubenwasserableitungen aus dem Steinkohlenbergbau wird in Abschnitt 5.23.1 eingegangen.

5 Ergebnisse der Literaturrecherche über Ableitungen radioaktiver Stoffe aus den in Deutschland aktiven NORM-relevanten Industrien

5.1 Vorbemerkung

Nachdem in Abschnitt 2 recherchiert wurde, welche Industrien in Deutschland tätig sind und mit im Sinne des Vorhabens potentiell relevanten Ableitungen verbunden sein können, erfolgt in Abschnitt 5 eine detailliertere Recherche der Höhe der Ableitungen, die unmittelbar mit den in Abschnitt 4 vorgestellten Kriterien der Erstbewertung auf ihre radiologische Relevanz hin verglichen werden.

Der Abschnitt ist in Unterabschnitte für jeden der in Tabelle 4 auf Seite 84 genannten Industriezweige gegliedert. Wenn die Datenlage es zulässt, ist jeder Unterabschnitt wiederum nach den jeweils zu betrachtenden Ableitungen unterteilt, d. h.,

1. Ableitungen von Wasser (gelöst und partikulär),
2. Ableitungen von Staub,
3. Ableitungen von Radon.

Für Industriezweige, bei denen nur eine der genannten Formen von Ableitungen relevant ist, für die keine detaillierte Daten verfügbar sind, oder bei denen die getrennte Darstellung die Lesbarkeit erschweren würden, erfolgt keine solche Unterteilung.

Rückstände, die nicht in Anlage XII der Strahlenschutzverordnung enthalten sind, aus deren Verwertung bzw. Beseitigung jedoch radiologisch relevante Ableitungen resultieren können, werden für die jeweiligen Industrien als gesonderte Unterabschnitte betrachtet. Gleiches gilt für sekundäre Prozesse einzelner Industrien.

5.2 Herstellung von Thoriumverbindungen oder thoriumhaltigen Produkten

Ergebnisse von Abschätzungen über Strahlenexposition durch Ableitungen bei der Herstellung von thorierten Wolframelektroden sind nicht verfügbar. Es kann davon ausgegangen werden, dass die Anforderungen des Abschnitts 5.2.1 der TA Luft [229] eingehalten werden. Danach darf ein Massenstrom von 0,2 kg/h in der Abluft nicht überschritten werden. Nimmt man an, dass dieser Massenstrom ausschließlich aus dem Elektrodenmaterial besteht (Wolfram mit einem Th-Anteil von 5 %) und die Ableitung in einer Höhe von 20 m erfolgt, ergibt sich ungefiltert eine Ableitung von 35 MBq/a Th-232. Dies würde eine jährliche effektive Dosis von etwa 5 µSv ergeben (langfristiger Ausbreitungsfaktor nach der AVV zu § 47 StrlSchV [34] für eine Emissionshöhe von 20 m, Dosiskoeffizient nach den Berechnungsgrundlagen-Bergbau [12]). Außerdem sind in der Abluft aus Kontrollbereichen die maximal zulässigen Aktivitätskonzentrationen nach Anlage VII Teil D der StrlSchV [4] einzuhalten.

Von einem Produzenten thorierte Produkte liegen auch Analysen des Abwassers vor, die Aktivitätskonzentrationen von Th-232 und Th-228 unterhalb von 0,2 Bq/l ausweisen [280]. Auch ohne Berücksichtigung der in Abschnitt 4.4 dargestellten typischen

Verdünnungsfaktoren bei industriellen Einleitungen in Oberflächengewässer ergäben sich aus der Nutzung von entsprechend beeinflusstem Wasser effektive Dosen, die kleiner als 100 $\mu\text{Sv/a}$ sind.

Die aus Ableitungen der Herstellung thoriumhaltiger Produkte resultierenden Strahlenexpositionen können deshalb vernachlässigt werden.

5.3 Verarbeitung von Niob- und Tantalzerzen

Wie bereits in Abschnitt 2.3 dargestellt, erfolgt in Deutschland die Verarbeitung von Niob- und Tantalzerzen nur bei der Firma H.C. Starck. Damit sind eine Verwendung von beim Auftragnehmer vorliegenden Untersuchungsergebnissen sowie eine Übergabe weiterer Informationen an die nicht erfüllbare Voraussetzung der Anonymisierung gebunden.

Nach Informationen des Tantalum-Niobium International Study Center (T.I.C., <http://tanb.org/>) [281] liegen auch keine veröffentlichten Daten und andere verwertbare Informationen zu Ableitungen aus der Tantal-Niob-Industrie vor.

Trotz wiederholter Bemühungen des Auftragnehmers war es jedoch nicht möglich, weiterführende Informationen über Abwasser- und Staubmengen bzw. die entsprechenden Aktivitätsfrachten der Ableitungen von H.C. Starck zu erhalten oder die in [60] verwendeten Annahmen zu verifizieren.

In der BfS-Studie [60] werden für die Produktionsanlagen von H.C. Starck, allerdings ohne nähere Quellenangaben, jährliche Staubemissionen von 8 bis 11 t und jährlich 2 Millionen m^3 Abwasser genannt. Für die Jahre 2015 bzw. 2016 gibt H.C. Starck Staubemissionen von 71 bzw. 20 t an [282]. Die Abwassermenge betrug 2015 und 2016 jeweils ca. 2 Millionen m^3 [282]. Diese Werte beziehen sich jedoch summarisch auf die beiden Standorte in Laufenburg und Goslar. Angaben zu spezifischen Aktivitäten liegen ebenfalls nicht vor.

Wird für die vorläufige, konservative Bewertung der radiologischen Relevanz angenommen, dass die abgeleitete Staubmenge 10 t/a (also die Hälfte der an beiden Standorten im Jahr 2016 abgeleiteten Staubmenge) und die spezifische Aktivität von Po-210 und Pb-210 jeweils 10 Bq/g beträgt, ergibt sich eine jährliche Aktivitätsableitung von jeweils 100 MBq für Po-210 und Pb-210. Dieser Wert ist deutlich höher als das für eine Schornsteinhöhe von 20 m [283] in Abschnitt 4.2.6 ermittelte vorläufige Kriterium für eine mögliche radiologische Relevanz von 15 MBq/a.

In Abschnitt 8.3 wird deshalb zusätzlich mithilfe des Ausbreitungsmodells ARTM eine generische Abschätzung der maximalen Ableitung vorgenommen, bei der die Schwelle der effektiven Dosis für Personen der allgemeinen Bevölkerung von 100 $\mu\text{Sv/a}$ überschritten würde.

5.4 Erdöl- und Erdgasproduktion

5.4.1 Ableitung von Wasser

Angaben für Lagerstättenwässer und Ablaufwerte der chemisch-physikalischen Behandlung liegen beim Auftragnehmer aus eigenen Untersuchungen vor, sind jedoch aus Vertraulichkeitsgründen nicht zitierfähig und müssen für dieses Vorhaben deshalb anonymisiert werden.

Im Lagerstättenwasser dominieren die Nuklide Ra-226, Pb-210 und Ra-228. Andere natürliche Radionuklide der U-238- und Th-232-Reihe liegen im analysierten Lagerstättenwasser bei bzw. unterhalb 1 Bq/l. Im behandelten Wasser verbleiben aufgrund des Behandlungsverfahrens zur Reduzierung des Schwermetall- und Salzgehalts hauptsächlich noch Ra-226 und Ra-228, während Pb-210 mit ausgefällt wird. Weitere Radionuklide sind nur noch im Bereich einiger mBq/l bzw. unterhalb der Nachweisgrenze enthalten. Die Aktivitätskonzentrationen dieser Nuklide in Lagerstättenwässern sowie im behandelten Wasser (Ablauf in die Kanalisation) sind exemplarisch in Tabelle 16 zusammengestellt. Die regelmäßig mitbehandelte Menge an Lagerstättenwasser beträgt ca. 800 m³ pro Monat. Es ist zu beachten, dass nicht die gesamten Aktivitätskonzentrationen im behandelten Wasser auf die Aktivitätskonzentrationen im Lagerstättenwasser zurückgehen, sondern auch andere Wässer dazu beitragen.

Tabelle 16: Aktivitätskonzentrationen in Lagerstätten- und behandelten Wässern einer chemisch-physikalischen Wasserbehandlung, Jahresmittel 2015, gerundet

	Ra-226 (Bq/l)	Pb-210 (Bq/l)	Ra-228 (Bq/l)
Lagerstättenwasser	3	2	3
Wässer (Ablauf) nach Behandlung	0,3	-	0.2

Es werden zwar gegenwärtig Anlagen mit gleichem Verfahren an alternativen Standorten getestet, nach Information des Anlagenbetreibers sind die behandelte Menge und Beschaffenheit in der vorhersehbaren Zukunft jedoch vergleichbar mit den oben dargestellten Werten, so dass die aktuelle Situation als repräsentativ angesehen werden kann.

Wird zur Abschätzung der Ableitung aus der chemisch-physikalischen Behandlung die Aktivitätskonzentration im behandelten Wasser sowie eine Menge von 800 m³ pro Monat angenommen, ergibt sich eine jährliche Ableitung von etwa 3 MBq/a Ra-226 bzw. 2 MBq/a Ra-228 in die Kanalisation. Die Aktivitätskonzentrationen der Abwässer werden in der Kläranlage mit anderen Abwässern nochmals stark verdünnt. Für den konkreten Behandlungsstandort des in Tabelle 16 dargestellten Beispiels beträgt der Verdünnungsfaktor ca. 100, was nochmals deutlich über dem in Abschnitt 4.4 abgeleiteten durchschnittlichen Verdünnungsfaktor für industrielle Einleitungen liegt. Nach der Verdünnung liegen die Aktivitätskonzentrationen bei etwa 3 mBq/l für Ra-226 bzw. 2 mBq/l für Ra-228. Die aus einer hypothetischen Nutzung des Wassers nach Verdünnung resultierende effektive Dosis ist damit vernachlässigbar.

Das bei der Fällung in den Filterkuchen übergehende Pb-210, das auf die Behandlung von Lagerstättenwasser zurückzuführen ist, weist dort spezifische Aktivitäten von unter 0,2 Bq/g auf. Kurzzeitig auftretende Überschreitungen dieses Wertes resultieren aus der Mitbehandlung von Wässern anderer Herkunft.

5.4.2 Ableitung von Radon

5.4.2.1 Radonableitungen aus Anlagen der Erdgasförderung

Die Wartung erfolgt pro Anlage maximal ein Mal pro Jahr. Bei der Wartung einer durchschnittlichen Anlage befinden sich etwa 6 m³ Lagerstättenwasser in einem Tank [62]. Bei Annahme einer vollständigen Freisetzung des darin enthaltenen Radons (etwa 100 Bq/l)

werden bei der Wartung $6E5$ Bq freigesetzt. Das führt in der unmittelbaren Umgebung zu nennenswerten Radonkonzentrationen, so wurden kurzzeitig Radonkonzentrationen von einigen 1000 Bq/m^3 in der Umgebungsluft gemessen [62]. Außerhalb des Betriebsgeländes entstehen jedoch nur Radonkonzentrationen, die im Hinblick auf die Strahlenexposition für eine Person der Bevölkerung zu vernachlässigen sind, wie ein Vergleich mit der in Abschnitt 4.3 abgeleiteten Referenzquellstärke von $5E12 \text{ Bq/a}$ zeigt.

5.4.2.2 Radonableitungen aus Anlagen der Lagerstättenwasserbehandlung

Bei der Behandlung von Lagerstättenwasser in physikalisch-chemischen Anlagen wird das in den Wässern vorhandene Radon vollständig ausgetrieben. Die Aktivitätskonzentration von Rn-222 entspricht derjenigen von Ra-226. Wird die in Tabelle 16 genannten Aktivitätskonzentration von Ra-226 zugrunde gelegt (3 Bq/l), so ergibt sich bei einer behandelten Menge von 800 m^3 pro Monat eine Ableitung von ca. 30 MBq/a Rn-222.

Die Messungen der Radonkonzentration in der Umgebungsluft einer physikalisch-chemischen Behandlungsanlage durch den Auftragnehmer zeigt keine Erhöhung gegenüber dem lokalen Untergrund der Radonkonzentration. Dieses Ergebnis ist auch auf der Basis eines Vergleiches mit der in Abschnitt 4.3 abgeleiteten Referenzquellstärke von $5E12 \text{ Bq/a}$ plausibel. Eine zusätzliche effektive Dosis für Personen der Bevölkerung durch Radonableitungen aus der Lagerstättenwasserbehandlung kann damit ausgeschlossen werden.

5.4.3 Sekundäre Prozesse: Reinigungsrückstände aus dem Erdgastransport

In Anlagen des Erdgastransports (Erdgasnetze) fallen während der Reinigung von Gasfiltern Rückstände an, die aufgrund des Zerfalls des im transportierten Erdgas enthaltenen Radons die Nuklide Pb-210 und Po-210 enthalten. Die vom Auftragnehmer gemessenen spezifischen Aktivitäten der Rückstände liegen im Bereich zwischen 100 und 200 Bq/g . Eine radiologische Kontrolle der Rückstände wird für erforderlich gehalten.

Während der Öffnung der Filteranlage wird kurzzeitig eine geringe Aktivität von Rn-222 abgeleitet, die Dauer und damit die Aktivitätsfracht sind jedoch so kurz, dass sie in der Erfahrung des Auftragnehmers aus vor-Ort-Messungen praktisch nicht nachweisbar ist und eine effektive Dosis für Personen der Bevölkerung ausgeschlossen werden kann.

5.5 Gewinnung von geothermischer Energie

5.5.1 Ableitung von Wasser

Vergleichbar mit der Entsorgung von Lagerstättenwasser aus der Erdöl-/Erdgasförderung (siehe Abschnitt 5.4.1) wird auch das bei Wartungsarbeiten anfallende hochsaline Wasser geothermischer Anlagen einer chemisch-physikalischen Behandlung unterzogen und danach in die Kanalisation eingeleitet. Die Aktivitätskonzentrationen der relevanten Radionuklide Ra-226, Pb-210 und Ra-228 in Wässern aus einer Anlage im Oberrheingraben und einer Anlage im Norddeutschen Becken (siehe Tabelle 17) sind vergleichbar mit den Lagerstättenwässern der Erdöl-/Erdgasförderung.

Aktivitätskonzentrationen von Ra-226, Ra-228 und Pb-210 in geothermalen Tiefenwässern aus der Veröffentlichung [67, 284] sind in Tabelle 17 zusammengestellt.

Tabelle 17: Aktivitätskonzentration im Tiefenwasser geothermischer Anlagen, aus [67, 284]

Nuklid	Aktivitätskonzentrationen im Norddeutschen Becken (Bq/l)	Aktivitätskonzentrationen im Oberrheingraben (Bq/l)
Ra-226	3-35, teilweise bis 100	33-48
Pb-210	<2-160 [284]	8-19
Ra-228	2-35, teilweise bis 100 [284]	23-31

Das Volumen eines Zwischenspeicherbeckens für das Tiefenwasser während der Wartungsarbeiten beträgt bei einer typischen Anlage einige 10 m³ [285]. Unter Annahme einer jährlichen Wartung und Abgabe des salinen Wassers an eine chemisch-physikalische Behandlungsanlage analog zu der in Abschnitt 5.4.1 beschriebenen Vorgehensweise und in Anbetracht der geringen Mengen ist die resultierende effektive Dosis für Personen aus der Bevölkerung vernachlässigbar.

5.5.2 Ableitung von Radon

Eine Zusammenstellung von Untersuchungsergebnissen zur Radonfreisetzung wurde in [71] publiziert. Darin wurde eine Spannweite der Radonkonzentrationen im geförderten Tiefwasser von einigen 10 Bq/l bis zu einigen 100 Bq/l bei Förderraten von einigen 10 l/s angegeben. An einigen Anlagen beträgt die Förderrate bis zu 150 l/s [286].

Der Druck wird über die gesamte Anlage im Bereich von etwa 20 bar nach Möglichkeit konstant gehalten, um Ausfällungen (Scalebildung) zu minimieren. Die Anlage (der Wasserkreislauf) wird nur zum Zweck der Reinigung bzw. Revision (z. B. Filterwechsel) geöffnet. Dies führt nach [71] nicht zu einer signifikanten Freisetzung von Radon.

Jedoch wird während bestimmter Betriebszustände des Systems, z. B. bei einem Generatorwechsel, das geförderte Tiefenwasser in eine Ersatzwärmesenke (Becken) geleitet, nachdem es in einem Separator unter Dampfentwicklung und Freisetzung von Radon in die Atmosphäre entspannt wurde. Die Radonkonzentration in der Dampf Wolke beträgt bis zu 15 kBq/m³. An Messpunkten in unmittelbarer Umgebung der geothermischen Anlage beträgt die Radonkonzentration jedoch nur wenige Bq/m³ [71]. Diese Größenordnung der Radonkonzentration in der Umgebung geothermischer Anlagen ist auch unter den in [287] berichteten Messdaten von 50 bis 100 Bq/m³ in der Anlage plausibel. Außerdem ist die Dauer dieser Betriebsphasen auf wenige Tage im Jahr begrenzt. Werden eine Größenordnung der Radonkonzentration von 10 Bq/m³ über eine Dauer von 240 Stunden (10 Tagen) pro Jahr angenommen, ergibt sich ein jährlicher Dosisbeitrag in der Größenordnung von wenigen µSv und ist damit zu vernachlässigen.

Messungen zur Radonkonzentration an Anlagen mit kontinuierlicher Radonableitung über einen Kamin wie am Beispiel des wieder außer Betrieb genommenen Standortes Groß Schönebeck [65] liegen nicht vor. Jedoch liefert eine Abschätzung der Radonkonzentration entsprechend Abschnitt 4.3 bei einer Quellstärke von 1.5 E4 Bq/s im Quellabstand von 100 m eine Radonkonzentration von 0.9 Bq/m³, was zu keinen nennenswerten effektiven Dosisbeiträgen für Personen der Bevölkerung führt.

5.5.3 Rückstände aus der geothermischen Energieerzeugung

Bei der Förderung von geothermalen Tiefenwässern wird über längere Betriebsdauern Scale in Wärmetauschern, Rohrleitungen und anderen Anlagenteilen abgelagert, das bei

Wartungsarbeiten zu entsorgen ist, ggf. gemeinsam mit dem kontaminierten Schrott. Zwischen 2000 und 2012 sind nach [68] folgende Massen kontaminierter Stoffe angefallen:

- Scale-artig: 15 t
- Brennbar: 10 t
- Schrott: 30 t.

Scale besteht je nach hydrogeochemischen Bedingungen aus Barium-Radiumsulfat bzw. als Bleisulfid. Die spezifischen Aktivitäten betragen nach [68] einige 10 bis 100 Bq/g, siehe Tabelle 18.

Tabelle 18: Spezifische Aktivitäten in Scale aus geothermischen Anlagenteilen, aus [68]

Nuklid	Norddeutsches Becken:	Oberheingraben:
	Spezifische Aktivität in Scale (Bq/g) Mittelwerte Maxima sind in Klammern angegeben	Spezifische Aktivität in Scale (Bq/g) Mittelwerte Maxima sind in Klammern angegeben
Ra-226	38 (430)	34 (770)
Pb-210	170 (770)	500 (5.500)
Ra-228	41 (300)	18 (430)

Scale aus geothermischen Anlagen weist damit vergleichbare, teilweise aber auch höhere spezifische Aktivitäten auf wie Scale aus der Erdöl-/Erdgasproduktion, die bereits in der Anlage XII Teil A der StrlSchV [4] als überwachungsbedürftige Rückstände eingestuft sind. Scale aus geothermischen Anlagen wird dort nicht aufgeführt, obwohl die Entsorgungswege die gleichen wie für Scale bzw. mit Scale kontaminierter Schrott aus der Erdöl-/Erdgasindustrie (z. B. Deponierung, Einschmelzen) sind [287]. Damit sollten auch die aus der Entsorgung resultierenden effektiven Dosen für die Bevölkerung mit denen der Entsorgung von Scale aus Erdöl-Erdgasindustrie vergleichbar sein.

5.6 TiO₂-Pigmentherstellung

5.6.1 Ergebnisse übergreifender Studien

In [73] werden neben einer allgemeinen Einschätzung über die radiologischen Auswirkungen der TiO₂-Produktion auch die Ergebnisse einer Studie über die Umweltauswirkungen einer Anlage zur Aufbereitung von Ilmenit zusammengefasst. Darin wurde Folgendes festgestellt:

- Die Ortsdosisleistung der Direktstrahlung sowie die Radon- und Thoronkonzentrationen in der Umgebung haben sich durch den Betrieb der Anlage nicht verändert. Das Betrachtungsgebiet erstreckte sich bis zu einer Entfernung von 5 km.
- Die Ra-226- und Ra-228-Konzentrationen im Staub an einer Messstation im Lee der Anlage betragen jeweils 0,1 mBq/m³ und haben durch den Betrieb der Anlage nicht zugenommen.
- Im Zustrom und Abstrom des Grundwassers haben die Ra-226- und Ra-228-Aktivitätskonzentrationen die gleichen Werte (<1 Bq/l); es ist keine betriebsbedingte Zunahme der Aktivitätskonzentrationen festzustellen.

- Die Ra-226- und Ra-228-Konzentrationen in den Böden in der Umgebung der Anlage weisen mit 0,035 bis 0,085 Bq/g die gleichen Werte auf wie vor dem Betrieb der Anlage.

Die Studie kommt insgesamt zu dem Schluss, dass durch den Betrieb der Anlage keine zusätzliche Strahlenexposition für die Personen in der Umgebung entstanden ist. Zum gleichen Schluss kommt die Studie [288].

Ohne auf einzelne Untersuchungen Bezug zu nehmen, wird in [289] und [290] eingeschätzt, dass durch die Radionuklidableitungen mit der Abluft und den Abwässern keine Strahlenexpositionen für Personen der allgemeinen Bevölkerung resultieren, die aus der Sicht des Strahlenschutzes zu beachten sind.

In den Niederlanden wurde eine umfangreiche Studie durchgeführt, um die Risiken zu bewerten, die durch Strahlenexpositionen aus der Nicht-Nuklear-Industrie verursacht werden [291]. Betrachtet wird in dieser Studie auch eine Anlage zur Produktion von TiO₂-Pigmenten, in der das Chloridverfahren angewendet wird. Die Produktionskapazität der Anlage beträgt 41.000 t pro Jahr. Die Werte der spezifischen Aktivität im Ausgangsmaterial betragen 0,145 Bq/g U-238, 0,212 Bq/g Th-232, 0,128 Bq/g Ra-226, 0,157 Bq/g Ra-228 und jeweils 0,104 Bq/g für Pb-210 und Po-210.

Die Angaben in der verfügbaren Literatur [291] für Emissionswerte über den Luft- und Wasserpfad sind unplausibel und können deshalb nicht für eine belastbare Abschätzung herangezogen werden. Lediglich der in [291] angegebene Wert für die Emission von Rn-222 (6,2 GBq/a) ist plausibel.

Allerdings können aus den in [291] angegebenen Radionuklidgehalten der Ausgangsstoffe maximale Ableitungen über den Staubpfad abgeschätzt werden. Bei der Erzverarbeitung im Hochtemperaturprozess (1.100 °C) erfolgt eine Volatilisierung von Po-210. Unter der konservativen Annahme (siehe Abschnitt 4.2.3), dass in den Staubfiltern eine 95 %-ige Rückhaltung der entstehenden Stäube erfolgt, beträgt die mit dem Staub abgeleitete Aktivität ca. 0,4 GBq/a Po-210. Dies liegt unterhalb der in Abschnitt 4.2.6 abgeschätzten Referenzquellstärke von 0,7 GBq bei einer angenommenen Kaminhöhe von 100 m; somit kann davon ausgegangen werden, dass eine effektive jährliche Dosis von 100 µSv/a selbst in der Altersgruppe 0-1 a nicht überschritten wird.

Für die repräsentative Person, die durch den Aufenthalt auf einer Industriestraße in unmittelbarer Nähe der Anlage charakterisiert wird, beträgt nach [291] die mit Hilfe der in [292] und [293] beschriebenen Modelle berechnete jährliche effektive Dosis ca. 30 µSv. Jedoch sind, wie bereits dargestellt, die Angaben in der zitierten Literatur nicht plausibel.

5.6.2 Ableitung von Wasser

Für die Ableitung von Abwässern gelten nach den Richtlinien 92/112/EWG [76] und 2010/75/EU [77] und der Abwasserverordnung (AbwV) [185] strenge Begrenzungen. So werden z. B. die Sulfat- und Chloridmengen begrenzt, die abgeleitet werden dürfen, ebenso die Mengen an Schwermetallen und an abfiltrierbaren Stoffen. Die Einhaltung dieser Werte kann nur dadurch erreicht werden, dass die Prozesswässer neutralisiert und die Inhaltsstoffen (z. B. Sulfate) gefällt und filtriert werden. Alternativ erfolgt auch eine Rezyklierung der Prozesswässer zur Rückgewinnung der Säuren.

In [294] sind die an der Einleitungsstelle einzuhaltenen Schadstoffwerte festgelegt (z. B. Chlorid- oder Sulfatfracht, Schwermetallfracht, jeweils pro Tonne produziertes Titandioxid). In den Betrieben erfolgt deshalb eine aufwendige Behandlung der Prozesswässer (Neutralisation, Fällung und Filtration). Zunehmend erfolgt auch eine Rezyklierung der Prozesswässer zur Rückgewinnung der Säuren.

Alle Aufbereitungsprozesse für die Prozesswässer führen letztendlich dazu, dass die Radionuklide aus den Wässern in die Rückstände gelangen, in denen deshalb mit sehr hohen spezifischen Aktivitäten von Radionukliden der U-238- und Th-232-Zerfallsreihen gerechnet werden muss. In [295] werden Werte bis zu jeweils 1000 Bq/g für Radionuklide der U-238 und Th-232-Zerfallsreihe genannt.

Abwässer fallen beim Sulfatverfahren durch die Sammlung der bei der Wäsche des Hydrats abfiltrierten und zurückgewonnenen Säuren sowie die Produkt-Nachbehandlung an [79]. Die Fracht abfiltrierbarer Stoffe im Abwasser liegt im Mittel bei 3.000 g je Tonne Produkt. Der spezifische Prozesswasseranfall (ohne Kühlwasser) liegt bei 2,5 m³ pro Tonne Produkt. Aus dem Quotienten der Fracht abfiltrierbarer Stoffe zu Prozesswassermenge ergibt sich in [79] eine Konzentration von 1.200 mg/l, was deutlich über dem Stand der Technik liegt. Es ist deshalb davon auszugehen, dass vor einer Ableitung der Prozesswässer in die Umwelt eine Abtrennung der abfiltrierbaren Stoffe stattfindet.

Abwasseranfallstellen im Chloridverfahren sind nach [79] die Aufbereitung der abgetrennten Feststoffe (110 g abfiltrierbare Stoffe je Tonne Produkt) sowie mit dem weitaus überwiegenden Anteil die Produkt-Nachbehandlung (2.250 g abfiltrierbare Stoffe je Tonne Produkt). Der spezifische Prozesswasseranfall (ohne Kühlwasser) liegt bei 1,7 m³ pro t Produkt. Wie beim Sulfatverfahren ist davon auszugehen, dass vor einer Einleitung der Prozesswässer eine Abtrennung der abfiltrierbaren Stoffe stattfindet.

In [73] werden Werte für Radionuklidkonzentrationen in abgeleiteten Abwässern genannt, mit Maximalwerten für Radionuklide der U-238-Zerfallsreihe von 0,3 Bq/l und für Radionuklide der Th-232-Zerfallsreihe von 1 Bq/l. In der Mehrzahl der untersuchten Proben lagen die Aktivitätskonzentrationen der Nuklide allerdings unter 0,2 Bq/l. Diese Ergebnisse der Literaturrecherche werden durch beim Auftragnehmer vorliegende Messdaten bestätigt. Demnach bewegen sich Ra-226 und Ra-228 im Bereich von 0,2 bis 0,3 Bq/l, alle anderen Radionuklide im Abwasser sind kleiner als 0,02 Bq/l.

Bei der Einleitung der Abwässer in einen Vorfluter mit einem Verdünnungsfaktor, der realistisch im Mittel ca. 20 beträgt (siehe Abschätzungen in Abschnitt 4.4), ergeben sich Aktivitätskonzentrationen, die bei einer Nutzung unbehandelten Oberflächenwassers als Trinkwasser eine effektive Dosis von 100 µSv/a für Personen der Bevölkerung sicher unterschreiten.

Aktivitätskonzentrationen in den wässrigen Ableitungen des Chloridverfahrens wurden auch in der Studie [296] untersucht. Die Aktivitätskonzentrationen lagen bei 0,05 Bq/l Gesamt-Alpha, 0,08 Bq/l Gesamt-Beta sowie 0,03 Bq/l Ra-228. Unter Berücksichtigung durchschnittlicher Verdünnungsfaktoren in Oberflächengewässern (siehe Abschnitt 4.4) liegen die Aktivitätskonzentrationen um mehrere Größenordnungen unterhalb der Referenz-Aktivitätskonzentrationen der Trinkwasserverordnung für eine effektive jährliche Dosis von 100 µSv.

5.6.3 Ableitung von Staub

Im Anhang VIII der Richtlinie 2010/75/EU [77] werden Emissionsgrenzwerte für die Titandioxidproduktion festgelegt (z. B. 50 mg Staub pro m³ in der Abluft). Damit werden automatisch auch die Ableitungen von Radionukliden mit der Abluft begrenzt, ausgenommen Radon. In Deutschland werden die Ableitungen aus der Titandioxid-Industrie durch Anforderungen der 25. Verordnung zur Durchführung des Bundesimmissionschutzgesetzes [237] begrenzt, mit denen die Richtlinien der EU in nationales Recht umgesetzt werden.

Entsprechend den in [79] enthaltenen Angaben fallen beim Sulfatverfahren folgende auf die Produktionsmenge bezogene Staubmengen im Produktionsprozess an:

Tabelle 19: Spezifische Staubmengen im Produktionsprozess (Sulfatverfahren) [79]

Prozessschritt	Minimum (g/t)	Maximum (g/t)	Mittelwert (g/t)
Bevorratung, Mahlung, Trocknung	<1	40	-
Glühung	<<1	4	1,8
Nachbehandlung	2	120	47

Die aus Tabelle 20 folgenden auf die Produktionsmenge bezogenen Staubmengen im Produktionsprozess fallen beim Chloridverfahren entsprechend den Angaben in [79] an.

Tabelle 20: Spezifische Staubmengen im Produktionsprozess (Chloridverfahren) nach [79]

Prozessschritt	Staubmenge (g/t)
Befüllungsvorgänge bei der Bevorratung	5
Produkt-Nachbehandlung.	186

Diese Staubfrachten werden jedoch nicht ungefiltert in die Umgebung abgeleitet, sondern werden durch Abluftfilter zurückgehalten, so dass die in Abschnitt 3.2.2 genannten Bestimmungen für die Staubfrachten eingehalten werden. Wird konservativ von einer Staubfracht von 0,20 kg/h und einer spezifischen Aktivität im Staub von 10 Bq/g Po-210 im Chloridverfahren und 1 Bq/g Pb-210 ausgegangen (eine Anreicherung von Pb-210 in den Stäuben findet aufgrund der relativ niedrigen Prozesstemperaturen weder im Sulfat- noch im Chloridverfahren statt), ergibt sich eine Ableitung von ca. 17 MBq/a für Po-210, was bei einer Schornsteinhöhe von 20 m etwas niedriger als der konservative Referenzwert für die Aktivitätsfracht (siehe Abschnitt 4.2.6) für eine effektive jährliche Dosis von 100 µSv/a ist. Es ist jedoch zu beachten, dass die Annahmen zur spezifischen Aktivität der Rohstoffe (Ilmenit) sowie der Stäube im Sulfatprozess sehr konservativ sind. Neuere Untersuchungen des Auftraggebers in deutschen Anlagen der Titandioxidproduktion [297] deuten auf um mindestens eine Größenordnung geringere spezifische Aktivitäten hin.

Es kann unter Zugrundelegung der Ergebnisse der Studie [291] sowie der Abschätzungen in diesem Vorhaben geschlussfolgert werden, dass bei Anlagen zur Produktion von TiO₂-Pigmenten in Deutschland, welche nach dem Stand der Technik und bei Einhaltung der aktuell geltenden nationalen Umweltschutzstandards betrieben werden, keine Strahlenexpositionen auftreten, die das Kriterium der effektiven Dosis von 100 µSv/a überschreiten.

5.6.4 Rückstände aus der Herstellung von TiO₂-Pigmenten

Rückstände der Titandioxid-Herstellung fallen bislang nicht unter die strahlenschutzrechtliche Überwachung. Scale, das bei der Produktion von TiO₂-Pigmenten entsteht, kann jedoch teilweise sehr hohe spezifische Aktivitäten natürlicher Radionuklide aufweisen. In [295] werden für die Radionuklide der U-238-Zerfallsreihe Zahlenwerte in einem Bereich von <0,1 Bq/g bis zu 1.650 Bq/g, für die Radionuklide der Th-232-Zerfallsreihe in einem Bereich von 0,004 bis zu 2 Bq/g angegeben.

In [73] werden für Scale, welches bei der Verarbeitung von Ilmenit anfällt, Werte der spezifischen Aktivität für Radionuklide der Th-232-Zerfallreihe von etwa 1500 Bq/g, für Radionuklide der U-238-Zerfallsreihe von etwa 400 Bq/g angegeben.

In [298] werden für Rückstände, die bei der Herstellung von TiO₂-Pigmenten anfallen, Zahlenwerte der spezifischen Aktivität in Schlämmen von 2,5 Bq/g für Th-232 und 0,75 Bq/g für U-238, für Filtrerrückstände von 1,9 bis 2,9 Bq/g für Th-232 und 0,75 bis 1 Bq/g für U-238 angegeben.

Hingegen liegen bei durch den Auftragnehmer in den vergangenen Jahren durchgeführten Radionuklidanalysen von Rückständen der Titandioxidproduktion bei maximal 0,2 Bq/g, so dass diese Rückstände radiologisch nicht relevant sind.

5.7 Zirkon- und Zirkoniumindustrie

5.7.1 Ableitung von Wässern

In der Studie [302] wird über mögliche Strahlenexpositionen berichtet, die durch Ableitungen von Radionukliden mit Abwässern entstehen können, die bei der chemischen Aufbereitung der Prozessmaterialien einer Schmelze anfallen können. In der Tabelle 21 sind die Ergebnisse dieser Studie zusammengefasst.

Tabelle 21: Strahlenexpositionen durch Ableitungen aus der Zirkonindustrie (aus [302])

Prozess	Kritischer Expositionspfad	Effektive Dosis in $\mu\text{Sv/a}$
Allgemeiner Prozesse (z. B. Mahlen von Zirkon)	Inhalation	0,011
Schmelzen von Zirkonsilikat	Inhalation	0,037
Ableitung von Abwässern aus der chemischen Aufbereitung von Zirkonmineralien	Äußere Exposition	0,000016

In einem Konferenzbeitrag [299] wurden die jährlichen Ableitungen über das Abwasser für eine Produktionsstätte refraktärer Materialien in Italien mit ca. 500 MBq für Pb-210 sowie 10 MBq für Po-210 angegeben. Weitere Details sind darin jedoch nicht enthalten, so dass die Ergebnisse nicht mit denen aus anderen Studien verglichen werden können.

Im UNCSEAR-Bericht von 2008 [295] wurden ebenfalls sehr niedrige Werte für die Strahlenexposition von Personen der Bevölkerung durch die Zirkonindustrie angegeben. Danach beträgt die jährliche effektive Dosis für eine Person der Bevölkerung <1 μSv , ohne dass nähere Angaben über Ausgangswerte oder Randbedingungen für die zugrunde liegenden Abschätzungen gemacht werden.

Ableitungen von Radionukliden mit dem Abwasser können nicht grundsätzlich ausgeschlossen werden. Jedoch sollte die dadurch resultierende Strahlenexposition sehr gering sein, auch wenn die Ableitung direkt in ein Oberflächengewässer erfolgt. Die Zirkonminerale und damit auch die darin gebundenen Radionuklide sind praktisch unlöslich, so dass die aus einer Nutzung des Gewässers möglichen Expositionspfade (Trinkwassergewinnung, Beregnung), die zu einer nennenswerten Ingestionsdosis führen könnten, ausgeschlossen werden können. Wird eine spezifische Aktivität auf abgeleiteten Feststoffpartikeln von 10 Bq/g für Nuklide der U-238- und Th-232-Reihe (siehe Abschnitt 2.8) und eine Konzentration abfiltrierbarer Stoffe im Abwasser von 50 mg/l angenommen (was etwa der Größenordnung abfiltrierbarer Stoffe in anderen Industrien entspricht, siehe Abschnitt 3.3), kann eine Aktivitätskonzentration von 500 mBq/l für die Einzelnuklide angenommen werden. Bei entsprechend Abschnitt 4.4 durchschnittlichen Verdünnung um einen Faktor von 20 bei Ableitung in Oberflächengewässer liegen die resultierenden Aktivitätskonzentrationen unterhalb der Referenzwerte der Trinkwasserverordnung [154] für eine jährliche effektive Dosis von 100 μ Sv/a.

Als Expositionspfad kommt deshalb nur eine äußere Strahlenexposition in Frage, die aber vernachlässigbar gering ist (siehe Tabelle 21).

5.7.2 Ableitungen von Staub

Abschätzungen zur Strahlenexposition in der Zirkonindustrie sind für eine Reihe von Prozessen in der Literatur beschrieben: Transport, Verpackung, und Mahlen von Zirkonsand, aber auch über Strahlenexpositionen bei der Verwendung von Zirkonmineralien als Rohprodukt oder in verarbeiteter Form. Strahlenexpositionen für Beschäftigte stehen dabei im Vordergrund. Es werden aber auch Expositionsabschätzungen für Personen der allgemeinen Bevölkerung beschrieben.

In [300] werden Staubemissionen von 5 kg/a aus einer Anlage zur ZrO₂-Produktion genannt. Über die Auswirkungen (z. B. Strahlenexpositionen der Bevölkerung) gibt es keine Angaben.

Eine Studie aus Großbritannien [301], in der die Stoffströme in einer großen Verarbeitungsanlage von Mineralsanden aus den Jahren 1990-1996 betrachtet wurden, berichtet von den in Tabelle 22 aufgelisteten spezifischen Aktivitäten im Rohmaterial, im Staub (auf Filtern und abgeleitet in die Umwelt) sowie dem Endprodukt (ZrO₂). In der betrachteten Anlage wird das Ausgangsmaterial (Mineralsand) gemahlen, mit Zuschlagstoffen versetzt und in einem Lichtbogenofen geschmolzen. Das Schmelzprodukt wird auf die erforderliche Korngröße des Endproduktes gemahlen. Weitere Details zum Unternehmen sind in [301] nicht angegeben.

Tabelle 22: Spezifische Aktivitäten in Stoffströmen einer Anlage zur Herstellung von ZrO₂ in Großbritannien

Nuklid	Ausgangsmaterial (Bq/g)	Filterstaub des Lichtbogenofens (Bq/g)	Produkt, ZrO ₂ (Bq/g)
U-238	9,5	16	8,0
Th-230	1,3	2,5	1,0
Ra-226	10	30	10
Pb-210	10	200	10
Po-210	3,7	600	3,0
Th-232	0,3	1,8	0,3
Ra-228	2,0	11	2,0
Th-228	0,4	3,6	0,5

Die Bilanzen erscheinen nicht vollständig stimmig. Wie aufgrund des Hochtemperaturprozesses (Lichtbogenofen) jedoch zu erwarten ist, dominieren Pb-210 und vor allem Po-210 den Nuklidvektor im Staub. In [301] wird angegeben, dass sich zwischen 1995 und 1998 ca. 100 t Filterstaub angesammelt haben, die zu entsorgen waren. Wird eine 99 %-ige Rückhaltung in den Filtern angenommen, lässt dies auf eine jährliche Ableitung in der Größenordnung von 1 t Staub in die Umgebungsluft schließen. Dem entspricht somit eine Ableitung der folgenden Aktivitäten:

- Pb-210: 200 MBq/a
- Po-210: 600 MBq/a.

Da in [301] keine Angaben zu den Produktionsmengen enthalten sind, kann mit den Angaben in Tabelle 22 keine auf die eingesetzte Rohmaterialmenge bzw. die Produktionsmenge bezogene Ableitung angegeben werden. Es wurde in [301] auch darauf hingewiesen, dass der Verarbeiter von Mineralsanden seit 1997 Rohmaterialien mit geringerer spezifischer Aktivität verwendet und die Ergebnisse für moderne Verarbeitungsanlagen von Mineralsanden nicht repräsentativ sind.

Als Hauptursache für Strahlenexpositionen von Personen der Bevölkerung werden häufig Materialverluste bei Verpackung und Transport von Rohmaterialien (Zirkonsand) oder Produkten (Zirkonmehl, mikronisiertes Zirkonsilikat) und Verwehungen genannt. In der Studie [291] werden die dadurch möglichen Strahlenexpositionen ebenso abgeschätzt wie die durch Emissionen aus den Anlagen (z. B. Abluft aus Mahlbetrieben) verursachten. Die Expositionsabschätzungen wurden dabei für zwei hinsichtlich ihrer Größe verschiedene Anlagen durchgeführt. In der Tabelle 23 sind die für die Expositionsabschätzungen über den Luftpfad verwendeten Anlagendaten angegeben.

Tabelle 23: Ausgangsdaten für die Expositionsabschätzungen aus [291]

Parameter	Anlage A	Anlage B
Materialdurchsatz in t/a	183.000	11.000
Spezifische Aktivität der Materialien in Bq/g	U-238: 4,8 Ra-226: 3,6 Pb-210: 3,6 Po-210: 3,6 Th-232: 0,6	U-238: 3,8 Ra-226: 3,0 Pb-210: 3,0 Po-210: 3,0 Th-232: 0,6
Freisetzungen durch Verwehungen in MBq/a (berechnet aus den Materialverlusten von 0,11 %)	U-238: 946 Ra-226: 710 Pb-210: 710 Po-210: 710	U-238: 10,5 Ra-226: 7,85 Pb-210: 7,85 Po-210 : 7,85

Parameter	Anlage A	Anlage B
Mit der Abluft freigesetzte Materialmengen Zirkonsand (t/a)	5,3	0,115
Emissionen in MBq/a (berechnet aus den mit der Abluft freigesetzten Materialmengen Zirkonsand von 5,3 t/a für Anlage A und 115 kg/a für Anlage B und der spezifischen Aktivität)	U-238: 25 Ra-226: 19 Pb-210: 19 Po-210: 19	U-238: 0,45 Ra-226: 0,35 Pb-210: 0,35 Po-210: 0,35

Die Ausbreitungsrechnungen wurden mit den in der Studie generell verwendeten Modellen [292, 293] sowohl für den Nahbereich eines Emittenten als auch für größere Entfernungen durchgeführt. Für die Berechnungen wurde angenommen, dass die durch die Materialverluste freigesetzte Aktivität vollständig in die Umgebung verfrachtet wird. Die Expositionsabschätzungen wurden für eine Person in einem unmittelbar benachbarten Industriegelände und für eine Person in einem Wohngebiet durchgeführt. Sie ergaben für die Person in dem Industriegelände, das sich in unmittelbarer Nachbarschaft zu der Anlage A befindet, eine jährliche effektive Dosis von 56 μSv , für eine Person im nahegelegenen Wohngebiet ist die Exposition dagegen zu vernachlässigen. Zahlenwerte werden für diese Person allerdings nicht angegeben. Da die Expositionsabschätzungen für die Anlage B mit den gleichen Modellen durchgeführt worden sind, ergeben sich die Expositionen für die Personen in der Umgebung der Anlage aus dem Verhältnis der Emissionswerte.

In [60] wird aus diesen Daten abgeschätzt, dass bei diesen Freisetzungen bzw. Ableitungen und bei Anwendung der in Deutschland üblichen Berechnungsvorschriften [12] Strahlenexpositionen von mehr als 1 mSv/a auftreten könnten. Der Hauptbeitrag zur Strahlenexposition resultiert danach aus Radionuklidablagerungen auf den Pflanzen und die Ingestion. Hierzu ist jedoch anzumerken, dass der größte Anteil der Dosis entsprechend Tabelle 23 aus Verwehungen resultiert. Die Recherchen des Auftragnehmers haben jedoch ergeben, dass in modernen Anlagen Rohstoffe, Zwischen- und Fertigprodukte in Silos bzw. anderweitig gegen Abwehung geschützt gelagert und gehandhabt werden (siehe auch Abschnitt 3.2.2). Damit ist dieser Ausbreitungspfad radiologisch nicht relevant.

Ergebnisse einer ähnlichen Studie werden auch in [302] beschrieben. Die Studie behandelt neben der Exposition der Beschäftigten beim Umgang mit Zirkonmineralien (Verpacken, Mahlen, Schmelzen) auch die dabei möglichen Strahlenexpositionen von Personen der Bevölkerung. Die Abschätzungen der Strahlenexposition beim Mahlen von Zirkonmineralien gehen von den folgenden Werten der spezifischen Aktivität in den Rohmaterialien aus: 3 Bq/g für alle Radionuklide der U-238-Zerfallsreihe und 0,6 Bq/g für alle Radionuklide der Th-232-Zerfallsreihe. Für die durch Suspension von Materialienverlusten bzw. Verwehung von diffus in die Umwelt freigesetzten Materialien wurden hinsichtlich der spezifischen Aktivität die gleichen Annahmen zugrunde gelegt. Für die Abschätzungen der Strahlenexpositionen beim Verarbeiten von Zirkonmineralien in [302] wird von den folgenden Werten der spezifischen Aktivität ausgegangen, die in Staubproben aus einem Abluftreinigungssystemen der Anlage gemessen wurden: jeweils 10 Bq/g für Pb-210 und Po-210, 1,5 Bq/g für alle übrigen Radionuklide der U-238-Zerfallsreihe, 0,6 Bq/g für die Radionuklide der Th-232-Zerfallsreihe. Die Effektivität der Abluftreinigung wurde bei der Ermittlung der Emission berücksichtigt. Zahlenangaben über die Emissionen enthält die Publikation nicht, allerdings wird davon ausgegangen, dass es sich um eine nach EU-

konformen technischen Standards betriebene Anlage handelt. Im Ergebnis der Studie [302] wird festgestellt, dass die effektive jährliche Dosis für Personen der Bevölkerung durch radioaktive Freisetzungen deutlich unterhalb von 1 $\mu\text{Sv/a}$ liegt.

Die in Tabelle 23 angegebenen Aktivitätsfrachten liegen deutlich unter der Referenz-Aktivitätsfracht von 0,7 GBq/a bei einer Kaminhöhe von 100 m und sind vergleichbar mit der Referenz-Aktivitätsfracht bei einer Kaminhöhe von 20 m, so dass die realistisch abzuschätzende jährliche effektive Dosis unterhalb von 100 μSv liegt.

5.7.3 Rückstände aus der Verarbeitung von Zirkon-Mineralien

Beim Mahlen von Zirkonsand fallen nur geringe Mengen von Rückständen an, die wegen der Verunreinigung mit anderen Materialien nicht recycelt werden können und die deshalb als Abfälle beseitigt werden müssen. Die spezifische Aktivität dieser Rückstände ist geringer als die der verarbeiteten Zirkonsande. In [81] wird angegeben, dass die spezifische Aktivität dieser Rückstände etwa 40 % der spezifischen Aktivität der verarbeiteten Zirkonsande beträgt. Es muss deshalb mit Werten von 0,8 bis 1,6 Bq/g für U-238 und mit 0,2 bis 0,4 Bq/g für Th-232 gerechnet werden.

Die chemische Aufbereitung von Zr-Mineralien kann auch zu hohen Konzentrationen von natürlichen Radionukliden in den Aufbereitungsrückständen führen (z. B. in Scale). Nach [295] sind Aktivitätskonzentrationen von Ra-226 und Ra-228 im Bereich einiger Bq/g möglich.

5.7.4 Sekundäre Prozesse: Verwendung von Zirkon in der keramischen Industrie

Bei der Verarbeitung von Zirkonsand, Zirkonmehl oder mikronisiertem Zirkonsilikat (z. B. in der Keramikindustrie und in der Gießerei) kommt es ebenfalls zu Emissionen von Radionukliden mit der Abluft.

In der Keramikindustrie werden Zirkonmehl oder mikronisiertes Zirkonsilikat vor allem für Glasuren verwendet. Der Zirkongehalt der Glasuren liegt in einem Bereich von etwa 10 bis 15 %, häufig aber auch darunter. In sogenannten 'superweißen' Fliesen kann der Zirkonanteil 1 bis 5 % der Gesamtmasse betragen, da die Zirkonminerale dem Tongemisch bei der Herstellung direkt zugesetzt werden.

Beim Brennprozess, der bei Temperaturen um 1200 °C erfolgt, werden die flüchtigen Radionuklide Pb-210 und Po-210 freigesetzt, sowohl aus dem Keramikkörper als auch aus der Glasur. Welcher Anteil davon jedoch in die Umgebung gelangt, hängt von der Effektivität der Abluftreinigung ab.

In dem Artikel [303] wird auf folgende Anwendungen verwiesen, bei denen mit Ableitungen von Radionukliden (insbesondere Pb-210, Po-210) aus Hochtemperaturprozessen zu rechnen ist:

- Keramische Industrie
- Feuerfestmaterialien
- Verwendung von Gießereisanden
- Glasindustrie, einschließlich LCD-Anzeigen.

Daten zu den spezifischen Aktivitäten von Pb-210 und Po-210 in der Abluft bei diesen Anwendungen werden in [303] nicht angegeben.

Wenn Strahlenexpositionen durch Materialverluste und Verwehungen ausgeschlossen werden können, sollten die durch Ableitungen bei der Verwendung von Zirkonmineralien verursachten Strahlenexpositionen für Personen der Bevölkerung gering sein.

In [81] wird festgestellt, dass die Strahlenexpositionen, die durch die Prozesse in der Keramikindustrie und bei der Herstellung von Schleifmitteln vernachlässigbar gering sind, Zahlenwerte dafür werden nicht angegeben.

Im Brennprozess für keramische Produkte am Beispiel von Sanitärkeramik wird eine Abschätzung der Größenordnung der Ableitungen vorgenommen. Entsprechend einer Information [304] der Firma Duravit werden im Werk Meißen zur Herstellung von Sanitärkeramik jährlich 8 bis 100 Tonnen Zirkonsilikat eingesetzt.

Es werden stündlich ca. 9000 m³ Abluft und 4 m³ Abwasser abgeleitet. Die genehmigten Konzentrationen für den Gesamtstaub in der Abluft sind 20 mg/m³ und für abfiltrierbare Stoffe im Abwasser 100 mg/l. Hinsichtlich der anfallenden Abwässer ist das Werk Indirekteinleiter. Es liegen jedoch keine Messdaten zu radioaktiven Konzentrationen für die Rohstoffe oder Ableitungen in die Luft oder das Abwasser vor.

Wird auf der Grundlage verfügbarer Daten zu Zirkonsilikat angenommen, dass die spezifische Aktivität im eingesetzten Zirkonsilikat 5 Bq/g beträgt, dann ist bei einem Anreicherungsfaktor von Pb-210 und Po-210 von 10 die spezifische Aktivität im Staub der Abluft 50 Bq/g. Daraus ergibt sich mit der o.g. Abluftmenge und maximal zulässigen Staubkonzentration eine Quellstärke von 78 MBq/a für Pb-210 und Po-210.

Eine Plausibilitätsprüfung des in dem eingesetzten Zirkonsilikat vorhandenen Aktivitätsinventars ergibt bei einer eingesetzten Menge von 10 t/a eine Aktivitätsfracht von 50 MBq/a, was in der gleichen Größenordnung liegt. Es ist zu beachten, dass nicht das gesamte Aktivitätsinventar von Pb-210 und Po-210 in die Abluft gelangt. Diese Ableitungen führen bei einer angenommenen Kaminhöhe von 100 m entsprechend den Abschätzungen in Abschnitt 4.2.6 zu jährlichen effektiven Dosen deutlich unterhalb von 100 µSv.

5.8 Herstellung von Phosphatdüngemitteln

5.8.1 Ableitung von Wasser

Entsprechend der Firmeninformation [91] wird in Krefeld NPK-Dünger (Stickstoff (N), Phosphor (P), Kalium (K)) aus Rohphosphat, Phosphorsäure und in geringen Mengen auch aus MAP (Monoammonphosphat) und DAP (Diammonphosphat) im Mixed Acid Verfahren [92] hergestellt. Entsprechend Informationen eines Betreibers (COMPO EXPERT [91]) fallen am Standort Krefeld 59.000 m³/a bzw. ca. 7 m³/h phosphatdüngerbelastetes Kühlwasser an.

Aus Veröffentlichungen zum Stand der Technik in der Phosphatproduktion [90] geht hervor, dass die Abwassermenge in einem typischen Werk ca. 25 m³/h beträgt. Diese Größenordnung korrespondiert gut mit der Information der Fa. COMPO EXPERT [91] zur Menge von aus der Abluftwäsche (Scrubber) resultierenden und mit Phosphatdüngerstaub belasteten Abwässern.

Aktivitätskonzentrationen von Radionukliden werden in diesen Wässern nicht bestimmt. Weitere Informationen hinsichtlich der Ableitungen über den Wasserpfad konnten aus den Recherchen nicht ermittelt werden.

Für Expositionsabschätzungen relevant sind vor allem gelöste Radionuklide. Die Konzentrationen hängen stark von den chemischen Prozessbedingungen ab und können nur durch eine Analyse anhand konkreter Probenahmen ermittelt werden. Als erste orientierende Abschätzung der Größenordnung von Konzentrationen im Rahmen dieses Vorhabens werden deshalb die Aktivitätskonzentrationen in abgeleiteten Wässern aus der Produktion von Di-Kalzium-Phosphat (DCP) [305] sowie in Frei- und Sickerwässern von Phosphogipsbecken [306] herangezogen. Darüber hinaus wurden neuere Angaben aus Belgien herangezogen [307].

Tabelle 24: Aktivitätskonzentrationen in abgeleiteten Wässern der Phosphatdüngerindustrie

	U-238 [Bq/l]	Th-230 [Bq/l]	Ra-226 [Bq/l]	Po-210 [Bq/l]	Th-232 [Bq/l]	Th-228 [Bq/l]	U-235 [Bq/l]	K-40 [Bq/l]
Ableitungen der DCP-Produktion [305]	*		0,5-4.07**					
Freiwasser, Phosphogips-Becken [306]	200	2,5	0,8	5	1	2,5	9	8
Sickerwasser, Phosphogips-Becken [306]	180	2,3	0,8	3	0,4	1	8	5
Sickerwasser, Phosphogips-Becken [307]	6,2		0.012	0,26				

* Die Urankonzentration wird in [305] ohne Zahlenangabe als vernachlässigbar bezeichnet.

** Daten für 2011, im Zeitraum 2005-2011 lagen nur 14 % über 2 Bq/l und 2 % über 3.6 Bq/l

Der für die Beeinflussung von Trinkwasser relevante Parameter in der Sickerwasserzusammensetzung ist Uran, das im Wasser in einer Konzentration von ca. 15-20 mg/l U_{nat} vorliegt, was durch die vergleichsweise hohe Löslichkeit von Uran in den Phosphogipsen begründet ist. Um den entsprechend der Trinkwasserverordnung [154] geltenden chemisch-toxischen Grenzwert für Uran von 10 µg/l einzuhalten, muss mindestens eine Verdünnung um den Faktor 1500 bzw. eine entsprechend Abtrennung in einer Aufbereitungsanlage erfolgen. Bei einem solchen Verdünnungsfaktor liegen die Aktivitätskonzentrationen der Einzelnuklide um mehrere Größenordnungen unterhalb der Parameterwerte der Trinkwasserverordnung. Dementsprechend liegt die durch eine Ableitung des Sickerwassers verursachte effektive Dosis deutlich unterhalb von 100 µSv/a. Beispielsweise führt der aus der aufgrund chemisch-toxischer Anforderungen resultierende Verdünnungsfaktor von mindestens 1500 bei Po-210 zu einer Reduktion der Aktivitätskonzentration von 5 Bq/l (siehe Tabelle 24) auf ca. 3 mBq/l, was um einen Faktor von 30 geringer ist als Parameterwert in der Trinkwasserverordnung von 100 mBq/l.

Die Ergebnisse aus [307] deuten demgegenüber von vornherein auf deutlich geringere Konzentrationen im Sickerwasser hin als in [306] berichtet.

5.8.2 Ableitung von Staub

Gemäß [91] entstehen am Standort Krefeld (COMPO EXPERT) im Nassbereich in der Abluftreinigung aerosol- und gasförmige Ableitungen. Diese werden ausschließlich hinsichtlich nichtradiologischer Parameter (NO, NO₂, SO₂, HCl, HF und NH₃) überwacht. Im Trockenbereich erfolgt in der Abluftreinigung eine Staubzurückhaltung. Gemäß der Genehmigung nach BImSchG ist der Grenzwert von 50 mg/m³ Feinstaub für Emissionen einzuhalten. Die jährliche Staubfracht wird durch den Betreiber mit ca. 2400 kg/a angegeben.

Gemäß [308] werden am Standort Ludwigshafen jährlich ca. 100.000 t/a Rohphosphate und ca. 13.000 t/a Phosphorsäure verarbeitet. In den 7800 h/a Betriebszeit der Anlage werden 100.000 m³/h Abluft abgegeben. Die gemäß BImSchG [44] genehmigte Staubemission beträgt 35 mg/m³. Die tatsächliche Staubemission liegt jedoch deutlich darunter.

Da es in den für die Staubentstehung relevanten Prozessstufen (Siebung, Zerkleinerung) zu keiner An- oder Abreicherung von Radionukliden gegenüber dem Ausgangsmaterial (Rohphosphate) kommt, kann für die spezifische Aktivität im Staub von typischen aus der Literatur bekannten Wertebereichen ausgegangen werden (beispielsweise [80], siehe Abschnitt 2.9):

- U-238-Reihe: 0,2-2 Bq/g
- Th-232-Reihe: 0,01-0,1 Bq/g.

Diese Angaben stimmen gut mit der internationalen Literatur (z. B. [309]) überein. Wird bei Staubableitungen entsprechend Abschnitt 3.2.2 nach der TA Luft von einer maximalen Fracht ausgegangen, d. h., 0,2 kg/h, ergeben sich daraus Radionuklidableitungen für Nuklide der U-238-Reihe von 0,35 bis 3,5 MBq/a, was im Vergleich zu den in Abschnitt 4.2.6 angegebenen Referenz-Aktivitätsfrachten vernachlässigbar ist.

5.9 Zementherstellung

5.9.1 Ableitung von Staub

Wegen der strengen Vorschriften des Immissionsschutzes (BImSchG und 17. Verordnung zum BImSchG, siehe Abschnitt 3.2.3.2) sind die Ableitungen von Radionukliden aus dem Brennprozess über den Staubpfad gering.

In der Literatur sind nur wenige Arbeiten zum Thema Ableitungen von Radionukliden aus Anlagen zur Zementproduktion und daraus resultierende Strahlenexpositionen publiziert.

Im UNSCEAR-Bericht aus dem Jahr 2000 [310] wird die Strahlenexposition, die durch Emissionen von Radionukliden aus Anlagen der Zementproduktion in Atmosphäre verursacht wird, mit 0,4 µSv/a angegeben. Diese Einschätzung wurde auf der Grundlage der Studie getroffen, die zu nicht-nuklearen Industrien in den Niederlanden durchgeführt wurde [291]. In dieser Studie wurden auch die radiologischen Risiken abgeschätzt, die sich für die Bevölkerung durch den Gesamtprozess der Zementherstellung (Abbau der Rohstoffe, Brennprozess, Mahlen und Transport) ergeben können. In dieser Arbeit werden die in der Tabelle 25 zusammengestellten Radionuklidemissionen für eine Zementproduktionsanlage mit einer jährlichen Kapazität von 2 Mt beschrieben.

Tabelle 25: Ungefilterte Emissionen von Radionukliden in die Atmosphäre bei Teilprozessen aus einer Anlage zur Zementproduktion mit einer Produktionskapazität von 2 Mt/a (in MBq/a)

Radionuklid	Abbau von Mergel	Mahlen/Transport	Brennprozess	Summe
U-238	160	30	10	200
Ra-226	160	30	10	200
Pb-210	170	20	10	200
Po-210	170	30	78.000 (s.u.)	78.000
Rn-222			157.000	157.000

Diese Übersicht macht deutlich, dass der Brennprozess den Hauptanteil der Radionuklidemissionen liefert. Für die Ableitung von Po-210 wurde abgeschätzt, dass 50 % des Aktivitätsinventars von Po-210 im Ausgangsmaterial freigesetzt werden. Für die übrigen Radionuklide werden keine Angaben über die Annahmen bei der Abschätzung der Ableitungswerte gemacht. Über die Effektivität des Abluftreinigungssystems und über die Art der Probenahme, die die sehr geringen Pb-210-Werte erklären könnten, gibt es jedoch keine Angaben. Wird angenommen, dass eine dem Stand der Technik entsprechende Abluftfilterung eingesetzt wird (d. h. mindestens 95 % Rückhaltung), so beträgt die realistische Ableitung von Po-210 nur noch 4 GBq/a.

Die im Vergleich zu Po-210 wesentlich geringere Ableitung von Pb-210 ergibt sich aus der Prozesstemperatur der Klinkerherstellung im Drehrohfen von ca. 1400 °C [311], was deutlich unterhalb der Siedetemperatur von Pb-210 (1744 °C) liegt.

In [78] werden nur sehr allgemeine Angaben zu Ableitungen von Radionukliden bei der Zementproduktion gemacht. Es wird lediglich darauf verwiesen, dass Pb-210 und Po-210 den Hauptanteil der Ableitungen beitragen.

Aus einem Vergleich der Frachten in Tabelle 25 mit den in Abschnitt 4.2.6 angegebenen Referenz-Aktivitätsfrachten kann die jährliche effektive Dosis für Staubableitungen aus der Zementproduktion über 100 µSv liegen. Deshalb werden die Ableitungen aus der Zementindustrie in Abschnitt 8 weiter untersucht.

5.9.2 Ableitung von Radon

Die Ableitungen von Radon erfolgen vor allem beim Brennprozess. Die Abschätzungen gehen davon aus, dass das gesamte Radon aus den verarbeiteten Materialien freigesetzt wird. In [291] werden für die Radonableitung aus dem Brennprozess einer Anlage zur Produktion von 2 Mt/a Zement 157 GBq/a genannt (siehe Tabelle 25). Ein Vergleich der Radon-Quellstärke mit der in Abschnitt 4.3 angegebenen Referenz-Quellstärke zeigt, dass die in der Umgebung verursachten effektiven jährlichen Dosen für Personen der Bevölkerung vernachlässigbar gering sind.

5.10 Kohlekraftwerke

5.10.1 Ableitung von Wasser

Die Ableitungen von Radionukliden mit den Abwässern wurden für Braunkohlekraftwerke in [102] untersucht. Die Wässer weisen nur geringe Aktivitätskonzentrationen gelöster Radionuklide in der Größenordnung von einigen mBq/l auf, da eine Elution aus den Aschen praktisch nicht stattfindet. Strahlenexpositionen in der Größenordnung von 100 µSv/a oder mehr können hierbei nicht vorkommen.

Zu den mit dem Abwasser aus der Rauchgasreinigung und der Behandlung von Nassaschen in Steinkohlekraftwerken abgeleiteten Aktivitätsfrachten konnten trotz umfangreicher Bemühungen des Auftragnehmers keine Informationen ermittelt werden. Messungen hierzu liegen bei den Betreibern von Steinkohlekraftwerken offensichtlich nicht vor. Es kann jedoch anhand eines Analogieschlusses mit der Situation in Braunkohlenkraftwerken [102, 312] eine überschlägige Abschätzung vorgenommen werden:

- Die spezifische Aktivität der Steinkohle ist in der U-238-Reihe um einen Faktor von ca. 2, in der Th-232-Reihe um einen Faktor von ca. 3 höher als diejenige der Braunkohle.
- Der Heizwert der in deutschen Steinkohlekraftwerken eingesetzten Kohle ist um einen Faktor von ca. 3 höher als derjenige von deutscher Braunkohle [313].
- Es kann aufgrund der vergleichbaren Verfahren der Rauchgasentschwefelung und der Nassaschebehandlung in Braun- und Steinkohlenkraftwerken davon ausgegangen werden, dass die Prozesse des Übergangs von Radionukliden in die Abwässer vergleichbar sind und deshalb die Aktivitätskonzentrationen in gleicher Größenordnung liegen.

Daraus ergibt sich für Steinkohlekraftwerke und Braunkohlekraftwerke gleicher Kraftwerksleistung eine ähnliche Größenordnung der mit dem Abwasser abgeleiteten Aktivitätsfracht. Da oben bereits für Braunkohlenkraftwerke plausibel festgestellt wurde, dass eine jährliche effektive Dosis von 100 μSv nicht erreicht wird, trifft dies auch auf Steinkohlenkraftwerke zu.

5.10.2 Ableitung von Staub

Im normalen Betrieb eines Kohlekraftwerkes erfolgen die Ableitungen radioaktiver Stoffe in die Atmosphäre mit Ausnahme von Radon durch den mit der Abluft freigesetzten Staub (Partikel im Reingas). Die Ableitungen in die Atmosphäre hängen von mehreren Faktoren ab:

- Spezifische Aktivität in der Kohle,
- Aschegehalt der Kohle,
- Verbrennungstemperatur,
- Anteil des mit dem Reingas an die Umwelt abgegebenen Staubs an der insgesamt anfallenden Asche,
- Effektivität des Abluftreinigungssystems (Filtersystem).

Die Anreicherung natürlicher Radionuklide in den Aschen hängt wesentlich von der Verbrennungstemperatur ab.

Steinkohlekraftwerke

In Abschnitt 2.11 wurde bereits auf die Anreicherung von Radionukliden aus der Kohle in die Aschen hingewiesen. Die bei hohen Temperaturen flüchtigen Radionuklide Pb-210 und Po-210 werden vor allem in den Trockenaschen (Flugaschen) angereichert. Im UNSCEAR-Bericht aus dem Jahr 1988 [123] ergeben sich für Steinkohlekraftwerke folgende Werte der

spezifischen Aktivität der für Strahlenexpositionen relevanten Radionuklide in Flugaschen angegeben:

Tabelle 26: Spezifische Aktivitäten von Radionukliden in Flugaschen (aus [123])

Nuklid	Spezifische Aktivität (Bq/g)
U-238	0,2
Ra-226	0,24
Pb-210	0,93
Po-210	1,7
Th-232	0,070
Th-228	0,11
Ra-228	0,13

Die Ableitungen werden aus der spezifischen Aktivität in der Kohle, den Anreicherungsfaktoren der Radionuklide für die Flugaschen und aus der Effektivität des Abluftreinigungssystems abgeschätzt. Aus alten Kraftwerken werden ca. 10 %, bei neuen Kraftwerken nicht mehr als 0,5 % der Flugaschen über die Reinluft abgeleitet.

Tabelle 27: Ableitungen von Radionukliden aus neueren Steinkohlekraftwerken nach UNSCEAR 1988 [123] und UNSCEAR 2008 [295]

Nuklid	Ableitung nach UNSCEAR1988 [123], in MBq/GW _{el.a}	Ableitung nach UNSCEAR 2008 [295], in MBq/GW _{el.a}
U-238	250	270
Ra-226	250	180
Pb-210	750	670
Po-210	750	1300
Th-232	250	Keine Angabe
Th-228	250	1300

Aus den Ableitungswerten in der Tabelle 26 wurden in [123] Strahlenexpositionen für Personen der Bevölkerung mit 1 µSv/a (Inhalation von Staub) der Bevölkerung abgeschätzt. Nach einer Betriebszeit von 20 bis 30 Jahren muss nach diesen Untersuchungen aufgrund der über die Zeit kumulierten Deposition von Radionukliden auch mit Strahlenexpositionen durch äußere Bestrahlung und durch Ingestion in der gleichen Größenordnung gerechnet werden.

In [291] werden die Ergebnisse einer Abschätzung der Strahlenexposition für Personen der Bevölkerung in der Umgebung eines Steinkohlekraftwerks mit einer elektrischen Leistung von 600 MW beschrieben.

Tabelle 28: Ableitungen von Radionukliden über den Luftpfad aus einem Steinkohlenkraftwerk

Material	Menge [kt/a]	U-238 [Bq/g]	Th-228 [Bq/g]	Ra-226 [Bq/g]	Pb-210 [Bq/g]	Po-210 [Bq/g]	K-40 [Bq/g]
Kohle	1350	0,025	0,025	0,025	0,025	0,025	0,08
Trockenasche	130	0,2	0,2	0,2	0,22	0,22	0,67
Nassasche	32	0,24	0,241	0,242	0,151	0,131	0,653
Reinluft (freigesetzte Partikel)	0,4	0,4	0,2	0,26	1	2	0,67
Radionuklid-emissionen [GBq/a]		0,16	0,08	0,11	0,40	0,81	0,27

Daraus ergeben sich die folgenden auf eine elektrische Leistung von 1 GW normierten Ableitungen:

Tabelle 29: Normierte Ableitungen von Steinkohlekraftwerken, nach [291]

Radionuklid	Ableitung, in MBq/GW _{el.a}
U-238	267
Ra-226	183
Pb-210	667
Po-210	1350
Th-228	134
K-40	450

In [295], [100] und [123] werden vergleichbare Angaben zu den normierten Radionuklidableitungen gemacht.

Aus den Ableitungswerten in der Tabelle 28 wurden auch die Strahlenexpositionen ermittelt. Danach beträgt die jährliche effektive Dosis durch die Ableitungen aus dem Steinkohlekraftwerk mit einer elektrischen Leistung von 600 MW 10 µSv/a [291].

In [60] wurden eine Abschätzung der Strahlenexpositionen für ein Steinkohlekraftwerk mit einer elektrischen Leistung von 2 GW/a in Deutschland durchgeführt. Bei Anwendung der Berechnungsvorschriften in [12] ergibt sich als Maximalwert für eine Person in der Umgebung (Kleinkind unter 1 Jahr) die jährliche effektive Dosis von 69 µSv. Der Hauptbeitrag zur Gesamtdosis wird durch Po-210 verursacht, der kritische Expositionspfad ist mit einem Beitrag von 31 µSv/a der Verzehr von Muttermilch.

Die in [314] beschriebenen Untersuchungen führen zu vergleichbaren Ergebnissen.

Ein Vergleich der Radionuklidfrachten in Tabelle 27 (Spalte UNSCEAR 2008) und Tabelle 29, d. h., ca. 1.300 MBq/a (Po-210) je GW elektrischer Leistung mit der in Abschnitt 4.2.6 angegebenen Referenz-Aktivitätsfracht für Staub zeigt, dass eine effektive jährliche Dosis von mehr als 100 µSv/a nicht von vornherein ausgeschlossen werden kann und weitere Untersuchungen in Abschnitt 8 erforderlich sind.

In anderen Publikationen werden allerdings deutlich niedrigere Werte genannt. In [295] werden als allgemeine Werte die kritische Gruppe 1,5 µSv /a, für Personen der allgemeinen Bevölkerung 1 µSv/a angeben. In Großbritannien wurde die Kohleverbrennung als Teil der NORM Industrie in das Untersuchungsprogramm zur Ermittlung der Strahlenexpositionen für Personen der Bevölkerung durch die ‚Nicht-Nuklear-Industrie‘ dieser Industrie einbezogen [315]. Es wurde festgestellt, dass die Strahlenexpositionen durch Ableitungen von Radionukliden in die Atmosphäre zustande kommen, zu vernachlässigen sind. Dieses Ergebnis wird durch die in [316] beschriebene Studie bestätigt. Danach liegen die durch Ableitungen aus der Kohleverbrennung verursachten Strahlenexpositionen für Personen der Bevölkerung im Bereich von 0,1 µSv/a bis 1 µSv/a. In [317] werden die Ergebnisse einer umfassenden Untersuchung in Irland über Strahlenexpositionen durch Ableitungen aus der Verbrennung von fossilen Energieträgern beschrieben. Danach beträgt bei der Verbrennung von Steinkohle die jährliche effektive Dosis durch Ableitungen in die Atmosphäre nur 0,02 µSv.

Braunkohlenkraftwerke

Typische Werte für die spezifische Aktivität der Radionuklide in den bei der Braunkohleverbrennung anfallenden Filteraschen betragen nach den Untersuchungen in [102] für U-238 und Ra-226 ca. 0,22 Bq/g und für die flüchtigen Radionuklide Pb-210 und Po-210 jeweils 0,27 Bq/g. In dieser Arbeit wurde der Aktivitätstransfer bei der Verbrennung von Braunkohle in die Aschen (Trockenasche, Nassasche) und Staub in der Abluft (Reingas) bei zwei Großkraftwerken untersucht. Daraus lassen sich die Radionuklidableitungen mit dem Abluft und die auf die elektrische Leistung der Anlagen normierten Radionuklidableitungen berechnen. Sie liegen für U-238 und Ra-226 zwischen ca. 20 und 50 MBq/GW_{el.a}. Wegen der Anreicherung der flüchtigen Radionuklide Pb-210 und Po-210 in den Trockenaschen liegen die Ableitungswerte für diese Radionuklide jeweils um ca. 30 % höher.

Insgesamt liegen die normierten Werte für die Radionuklidableitungen aus den Braunkohlekraftwerken unter den Werten, die für Steinkohlekraftwerke ermittelt worden sind. Diese Untersuchungen bestätigen die allgemeine Aussage in [100]. Dort wurde festgestellt, dass die auf die elektrischen Leistungen normierten Ableitungswerte für die nicht flüchtigen Radionuklide bei Braunkohlekraftwerken um den Faktor 3 bis 5 und bei den flüchtigen Radionukliden um den Faktor 20 unter den Werten für Steinkohlekraftwerke liegen.

Für die Einschätzung der Gesamtsituation der durch Ableitungen aus der Kohleverbrennung resultierenden Strahlenexpositionen sind deshalb Abschätzungen über die Auswirkungen von Steinkohlekraftwerken maßgebend.

5.10.3 Ableitungen von Radon

Radon wird bei der Verbrennung vollständig freigesetzt und über die Abluft in die Umwelt abgegeben. Die auf die elektrische Leistung von 1 GW normierte jährliche Freisetzung liegt im Bereich zwischen 37 und 74 GBq (Steinkohlekraftwerke) [100]. Im UNSCEAR-Bericht 1988 [123] wird für Steinkohlekraftwerke die Ableitung von Radon mit 60 GBq/GW_{el.a} angegeben.

Radonfreisetzungen bei der Kohleverbrennung in Braunkohlekraftwerken liegen in der gleichen Größenordnung [102].

Ein Vergleich der Radonableitungen mit den Referenz-Radonfrachten in Abschnitt 4.3 zeigen, dass Dosen in der Größenordnung von 100 µSv/a nicht auftreten können.

5.11 Primärproduktion von Eisen

Bei der Primärproduktion von Eisen ist nur die Ableitung von Staub aus den Hochtemperaturprozessen (Verhüttung) relevant.

Für die spezifische Aktivität der Radionuklide Pb-210 und Po-210 in den Stäuben wurden in Abschnitt 2.13 typische Werte in der Größenordnung von 10 Bq/g für Pb-210 und Po-210 angegeben.

In der Studie [318] werden auf die Produktionsmenge bezogene Staubemissionen deutscher Roheisen-Hochofenanlagen angegeben. Sie betragen 95 g/t für Stäube aus der Sinteranlage sowie 8,3 g/t aus dem Hochofen. Zu diesen geführten Quellen kommen nach [318] noch diffuse Quellen, die jedoch in der gleichen Größenordnung liegen. Insgesamt kann von ca.

170 g Staub pro Tonne Roheisen ausgegangen werden. Daraus können wie in Tabelle 30 gezeigt die aus einer Hochofenanlage freigesetzten Staubmengen und mit den Werten der spezifischen Aktivität auch die radioaktiven Ableitungen ermittelt werden. Dabei wurde eine mittlere jährliche Produktion von 4 Millionen Tonnen Roheisen zugrunde gelegt, was in etwa der Produktion der Hochofenanlage (Hochofen 1 und 2) der Salzgitter AG am Standort Salzgitter entspricht [319]. Es ist jedoch zu beachten, dass sich im Ruhrgebiet auch Hochofenkomplexe mit einer deutlich höheren Produktion auf engem Raum befinden. Beispielsweise erzeugen die Hochöfen Hamborn 8 und 9 sowie die Großhochöfen Schwelgern 1 und 2 am Standort Duisburg eine Roheisenmenge von bis zu ca. 11 Millionen Tonnen pro Jahr [320].

Tabelle 30: Ableitungen aus einer typischen Sinter- und Hochofenanlage (Jahresproduktion 4 Millionen Tonnen)

Art der Ableitung	Menge der Ableitung
Staubemission (geführt und diffus, Sinteranlage und Hochofen)	170 g/t
Spezifische Aktivität Pb-210 und Po-210, jeweils	10 Bq/g
Aktivitätsableitungen in die Atmosphäre, Pb-210 und Po-210, jeweils	6,8 GBq/a
Aktivitätsableitungen bezogen auf die Produktion von 1 Mt Roheisen	1,7 GBq

Die in Tabelle 30 abgeschätzten Ableitungen stimmen gut mit Angaben für typische Standorte der Roheisenproduktion in Großbritannien überein [321], die bei 6,2 GBq/a für Pb-210 bzw. 4,0 GBq/a für Po-210 liegen. Diese Werte und die in Tabelle 30 abgeschätzten Aktivitätsfrachten zeigen im Vergleich mit den in Abschnitt 4.2.6 angegebenen Referenz-Aktivitätsfrachten, dass eine effektive jährliche Dosis für Personen der Bevölkerung von 100 μ Sv/a oder mehr nicht von vornherein ausgeschlossen werden kann.

Durch IAF werden seit mehreren Jahren Fallout-Messungen am Schacht Konrad II in unmittelbarer Nähe des Werksgeländes der Salzgitter AG durchgeführt, auf dem sich auch die Hochöfen A und B zur Roheisenherstellung mit einer Produktionskapazität von ca. 4 Mt/a [322] befinden. Diese Werte können verwendet werden, um die Ergebnisse der Modellierung in Abschnitt 7.6 zumindest größenordnungsmäßig zu überprüfen.

Die Schornsteinhöhe beträgt etwa 150 m (siehe Tabelle 47). Der Mittelwert der über die vergangenen 4 Jahre gemessenen Depositionsraten beträgt einschließlich des natürlichen Untergrundes 75 Bq/(m² a) für Pb-210 und 15 Bq/(m² a) für Po-210¹¹.

Der natürliche Untergrund der Depositionsraten von Pb-210 und Po-210 wurde von IAF am Standort Grafhorst¹² mit 2,2E-6 Bq/(m² s) bzw. 69 Bq/(m² a) für Pb-210 und 4,2E-7 Bq/(m² s) bzw. 13 Bq/(m² a) für Po-210 bestimmt. Diese Werte stimmen relativ gut mit dem Untergrund entsprechend den Berechnungsgrundlagen Bergbau [12] von 3E-6 Bq/(m² s) bzw. 95 Bq/(m² a) für Pb-210 und 4E-7 Bq/(m² s) bzw. 12,6 Bq/(m² a) für Po-210 überein.

¹¹ Die spezifische Aktivität von U-238 in den analysierten Staubproben ist um ein bis zwei Größenordnungen geringer als diejenige des in den Berechnungsgrundlagen Bergbau [12] angegebenen natürlichen Untergrundes, was insbesondere darauf hindeutet, dass von der ebenfalls nahegelegenen Schlackehalde der Salzgitter AG keine relevanten Abwehungen vorliegen.

¹² Grafhorst ist zwischen den Naturparks Elm-Lappwald und Drömling an der Aller gelegen und ca. 60 km von Salzgitter entfernt

Werden die am Standort Grafhorst von IAF gemessenen Werte des natürlichen Untergrundes von den am Schacht Konrad II von IAF gemessenen Depositionsraten subtrahiert, ergibt sich eine auf industrielle Ableitungen zurückzuführende Netto-Depositionsrate von ca.

- 6 Bq/(m² a) für Pb-210
- 2 Bq/(m² a) für Po-210.

Aus der Roheisenproduktion mit gleicher Produktionskapazität (4 Mt/a) wurde in Tabelle 30 eine Quellstärke von ca. 6,8 GBq/a für Pb-210 und Po-210 abgeleitet. Der Messpunkt für die Staubdeposition befindet sich ca. 1 km nördlich vom Standort des Hochofens in Salzgitter. Entsprechend Abbildung 10 (Seite 189) ist SW die vorherrschende Windrichtung im Raum Salzgitter.

Entsprechend der orientierenden Abschätzung entsprechend dem Gauss-Modell der AVV zu §47 der Strahlenschutzverordnung (siehe Abschnitt 4.2.5) ergibt sich bei einer Quellstärke von 6,8 GBq/a und bei einer Quelldistanz von 1 km eine Rate der trockenen Deposition von 2,5 Bq/(m² a). Diese Werte stimmen in der Größenordnung gut mit den gemessenen Netto-Depositionsraten überein. Daraus kann geschlussfolgert werden, dass die Größenordnung der in Tabelle 30 abgeschätzten Ableitungen plausibel ist.

In [60] wurden jährliche effektive Dosen für verschiedene Altersgruppen berechnet. Für die Altersgruppe 0 bis 1 Jahr beträgt die jährliche effektive Dosis 350 µSv/a. Der kritische Expositionspfad ist die Ingestion lokal erzeugter Lebensmittel, die durch die Ableitungen kontaminiert worden sind. Für Erwachsene wurde eine jährliche effektive Dosis von 36 µSv abgeschätzt. Auch für diese Altersgruppe (> 17 Jahre) ist die Ingestion der kontaminierten Lebensmittel ebenfalls der kritische Expositionspfad.

In [321] wurde auf der Basis der genannten Ableitungen eine jährliche effektive Dosis für die Bevölkerung abgeschätzt. Dabei wurden die folgenden Expositionspfade betrachtet:

- Inhalation von Staub im Lee der Anlage,
- Äußere Exposition durch Radionuklide im Staub,
- Inhalation von wiederaufgewirbeltem Staub,
- Äußere Exposition durch abgelagerte Radionuklide,
- Ingestion von kontaminierten, lokal erzeugten Lebensmitteln.

Die effektive Dosis lag je nach Alter zwischen 40 (Erwachsene) und 90 µSv/a (Kleinkinder). Die Ergebnisse werden von den Autoren der Studie als konservativ eingeschätzt.

In einer Studie [85], die auf Messwerten in der Umgebung italienischer Stahlwerke basiert, wurden jährliche effektive Dosen für Erwachsene von ca. 50 µSv berechnet.

Aus diesen vorläufigen Abschätzungen in der verfügbaren Literatur kann geschlussfolgert werden, dass in Abschnitt 8 die Staubableitungen der Roheisenproduktion einer näheren Untersuchung unterzogen werden sollten.

5.12 Bleischmelze

In der Bleiverhüttung sind nur Ableitungen von Radionukliden über den Staubpfad relevant.

Für die Bleihütte der Weser Metall Nordenham liegen Staubkonzentrations- und Staubdepositionsmessungen vor [323], die in Tabelle 31 zusammengefasst sind.

Tabelle 31: Ergebnisse der Staubmessungen an der Bleihütte Nordenham

Staubniederschlag bezogen auf	Menge des Staubniederschlages
Staubniederschlag, Mittel im Beurteilungsgebiet	0,07 g/(m ² d)
Staubniederschlag, in Hüttennähe	0,05 g/(m ² d)
Mittlere Staubkonzentration (PM ₁₀)	17 µg/m ³

Es ist anzumerken, dass die Feinstaubkonzentration (PM₁₀) im Bereich der Hintergrundwerte für Schwebstaub in Deutschland (15-20 µg/m³, siehe [324]) liegt. Auch die Depositionsrate von Feinstaub liegt mit 50 bzw. 70 mg/m²d nur 50% über dem Hintergrundwert von 40 mg/m²d in sehr feinstaubarmen ländlichen Gebieten [325]. Jedoch sind die Depositionsraten für die hüttentypischen Metalle deutlich höher als die Hintergrundwerte. Aus den Angaben in Tabelle 31 sowie den in [323] ebenfalls enthaltenen elementspezifischen Depositionsraten von Schwermetallen wie Blei, Cadmium und Zink können die Gehalte dieser Metalle im Staub berechnet werden. Der Vergleich mit dem natürlichen Hintergrund von Böden in Niedersachsen (siehe [326]) zeigt, dass die Schwermetallkonzentrationen der gemessenen Staubdeposition um einen Faktor von etwa 100 höher sind als die natürlichen Hintergrundwerte und deshalb vor allem auf die Ableitungen der Bleihütte zurückzuführen sind. Langfristige Beobachtungen über einen Zeitraum von 2002 bis 2012 [327] bestätigen dies. Gleichzeitig geht aus den langfristigen Beobachtungen ein eindeutiger Trend zu geringeren Emissionen der auf die Bleihütte zurückzuführenden Schwermetalldeposition hervor (2012 wurden nur noch etwa 50% der Schwermetalldepositionen im Vergleich zu 2002 gemessen).

Aus der Literatur [328] ist bekannt, dass Stäube aus der Primärbleiverhüttung Bleigehalte von ca. 8% aufweisen. Daraus und aus der Tatsache, dass die Bleigehalte in unbelastetem Staub um mehrere Größenordnungen geringer sind, kann rechnerisch für 2012 eine anteilig auf die Bleihütte entfallende Staubdeposition von ca. 1 mg/m²d abgeschätzt werden.

Daten zur spezifischen Aktivität der Stäube aus Bleihütten sind nach Wissen des Auftragnehmers nicht verfügbar. In der Studie [60] wird konservativ in Analogie zur Roheisenherstellung (spezifische Aktivität von Pb-210 und Po-210 in den Stäuben von 5 bis 20 Bq/g) eine spezifische Aktivität der Nuklide Pb-210 und Po-210 von jeweils 20 Bq/g auf den Staubpartikeln angenommen. Da die jedoch Prozesstemperaturen bei der Bleischmelze deutlich niedriger sind als bei der Roheisenproduktion, werden an dieser Stelle 10 Bq/g angenommen. Mit dieser Annahme ergibt sich eine Depositionsrate von 3,6 Bq/m²a für Pb-210 und Po-210. Daraus folgt bei Anwendung der Berechnungsgrundlagen Bergbau [12] eine jährliche effektive Dosis für die Altersgruppe 0-1 Jahr von ca. 140 µSv/a. Der Hauptbeitrag zur Dosis resultiert aus dem Verzehr lokal angebaute Lebensmittel, vor allem über den Dosisbeitrag von Po-210.

Die Messwerte in [323] und [327] können einer Plausibilitätsprüfung unterzogen werden. Mit der in [329] gemachten Annahme einer spezifischen Aktivität im Bleikonzentrat von 0,1 Bq/g

und einem Einsatz von 50.000 t/a Bleikonzentrat mit einem Gehalt von 60% Blei [330], was dem in Abschnitt 2.14.1.2 ermittelten Verhältnis von Bleikonzentrat und Recyclingblei entspricht, ergibt sich bei einer Jahresproduktion von 100.000 t/a Blei eine Aktivitätszufuhr von Pb-210 und Po-210 in Höhe von 3 GBq/a. Bei einer vollständigen Volatilisierung von Blei und Polonium sowie einer konservativ angenommenen Rückhaltung der Staubfilter von 95% kann zunächst eine Ableitung über die Abluft zu 150 MBq/a angenommen werden. Die Schornsteinhöhe der Bleihütte in Nordenham ist ca. 80 m [331].

Bis auf zwei der insgesamt 18 Messpunkte, für welche Depositionsraten gemessen und in [323, 327] dokumentiert wurden, befinden sich alle mehr als 1200 m vom Werksgelände der Bleihütte entfernt. Deshalb korrespondieren die gemessenen Depositionsraten vor allem mit der trockenen Deposition (siehe Abschnitt 7.6).

Die vereinfachte Abschätzung entsprechend der AVV zu §47 StrlSchV mit einem Langzeitausbreitungsfaktor von $7E-7$ s/m³ (Schornsteinhöhe 100 m) ergibt eine Rate der trockenen Staubdeposition von ca. 1 Bq/m²a (Pb-210 und Po-210), was um einen Faktor 3 unterhalb der gemessenen Depositionsrate von ca. 3,6 Bq/m²a liegt, aber noch in der gleichen Größenordnung. Bei der nächstniedrigen in der AVV angegebenen Schornsteinhöhe von 50 m wäre die Diskrepanz wesentlich größer.

Im Ergebnis dieser „inversen Modellierung“ kann geschlussfolgert werden, dass die in oben abgeschätzte Ableitung von Pb-210 und Po-210 in Höhe von 150 MBq/a zu gering für die nachfolgenden Dosisberechnungen ist. Um die gemessene Depositionsrate zu reproduzieren, kann bei gleicher Staubmenge beispielsweise eine geringerer Abscheidegrad des Staubfilters oder größere spezifische Aktivität von Pb-210 und Po-210 im abgeleiteten Staub angenommen werden als in den obigen vorläufigen Abschätzungen, beispielsweise der in der internen Studie des BfS [60] konservativ abgeschätzte Wert von 20 Bq/g. Für die nachfolgenden Dosisberechnungen wird deshalb in Tabelle 55 eine Ableitung von 300 MBq/a jeweils für Pb-210 und Po-210 für die Bleihütte Nordenham mit einer Produktionskapazität von 100.000 t/a Blei zugrunde gelegt.

Es ist jedoch auch nicht auszuschließen, dass ein Teil der in [323, 327] dokumentierten Bleidepositionsraten im Umfeld des Industriegebietes Nordenham auch aus anderen Quellen stammen, was jedoch im Vorhaben nicht abschließend geklärt werden konnte.

Aus diesen Ergebnissen folgt, dass die Primärbleiverhüttung in Abschnitt 8 weiter betrachtet werden sollte.

5.13 Kupferschmelze

In der Kupferverhüttung sind nur Ableitungen von Staub relevant. Die Aurubis AG in Hamburg ist die einzige Kupferschmelze Deutschlands, in der Kupferkonzentrate verarbeitet werden. Das Unternehmen hat aufgrund einer freiwilligen Vereinbarung zwischen dem Unternehmen und der Stadt Hamburg ihre Staubemissionen zwischen 1985 und 2008 von 200 auf 50 Tonnen pro Jahr gesenkt [332]. Die Minderung der Staubemission bei der Kupfererzeugung der Aurubis AG kommt auch in der Verringerung der spezifischen Staubemissionen (Emission je Tonne erzeugten Kupfers) zum Ausdruck [333]. Während sie im Jahr 1990 bei 540 g je Tonne erzeugten Kupfers lag, betrug sie im Jahr 2013 nur noch 87 g/t. Gemäß der Ziele und Maßnahmen der Nachhaltigkeitsstrategie des Unternehmens

sollen die Staubemissionen bis 2018 um weitere 10% gesenkt werden [333], d. h., auf knapp 80 g/t.

Daten zur spezifischen Aktivität der Stäube aus der Kupferschmelze in Hamburg sind weder in der Literatur, noch auf Nachfrage des Auftragnehmers beim Betreiber verfügbar. In Abschnitt 2.14 wurde gezeigt, dass die spezifischen Aktivitäten für Pb-210 und Po-210 in den Schlämmen der Staubreinigung typischer Weise in einem Bereich von 5 bis 10 Bq/g liegen. Unter der Annahme, dass eine unvollständige Staubreinigung erfolgt, wird bei der weiteren Bearbeitung von spezifischen Pb-210 und Po-210-Aktivitäten im Staub von 10 Bq/g ausgegangen.

Tabelle 32: Ableitungen aus der Kupferschmelze am Standort Hamburg (450.000 t/a genehmigte Produktionskapazität Kupferkathoden)

Art der Ableitung	Menge der Ableitung
Staubemission (geführt und diffus)	87 g/t
Spezifische Aktivität Pb-210 und Po-210, jeweils	10 Bq/g (Annahme)
Aktivitätsableitungen in die Atmosphäre, Pb-210 und Po-210, jeweils	392 MBq/a
Aktivitätsableitungen bezogen auf die Produktion von 1 t Kupferkathoden	870 Bq

Die in Tabelle 32 abgeschätzten Radionuklidfrachten für Pb-210 und Po-210 über den Staubpfad sind geringer als die in Abschnitt 4.2.6 angegebenen Referenz-Aktivitätsfrachten für eine Kaminhöhe von 100 m, so dass eine weitere Betrachtung im Vorhaben nicht erfolgt.

5.14 Grundwasserfilteranlagen

5.14.1 Ableitung von Wasser

Untersuchungen über die Ableitungen von Radionukliden aus Grundwasserfiltrationsanlagen und die dadurch verursachten Strahlenexpositionen von einzelnen Personen der Bevölkerung sind in der Literatur nach Wissen des Auftragnehmers kaum beschrieben. Aussagen über Ableitungen können aber aus Daten abgeleitet werden, die für einzelne Medien in der Grundwasseraufbereitung publiziert worden sind. Damit sind auch Abschätzungen über Expositionen der Bevölkerung möglich.

In der Veröffentlichung [334] werden als relevante Radionuklide Ra-226 und Ra-228 in den Rückspülwässern genannt, in [60] darüber hinaus Pb-210. Nach [334] betragen die Aktivitätskonzentrationen in den Rückspülwässern einiger Wasserwerke zwischen ca. 1 und 9 Bq/l Ra-226 sowie ca. 2 und 14 Bq/l Ra-228.

Daten über die abgeleiteten Radionuklidkonzentrationen in den Rückspülwässern sind in dem Bericht [130] nicht angegeben Sie lassen sich aber aus Radionuklidkonzentrationen in den zur Filterrückspülung verwendeten Roh- oder Reinwässern und den Werten der spezifischen Aktivitäten in den Rückspülschlämmen abschätzen.

Bei den Ableitungen der Rückspülwässer müssen die wasserrechtlichen Anforderungen beachtet werden. Es sind zwei Fälle zu unterscheiden: Die Ableitung in einen Vorfluter und die Ableitung in eine kommunale Kanalisation mit anschließender Aufbereitung in einer Kläranlage. Bei einer Einleitung in einen Vorfluter (Direkteinleitung) sind die Anforderungen der Abwasserverordnung (AbwV) [185] einzuhalten. Im Anhang 31 dieser Verordnung [335]

sind die Mindestanforderungen für die Einleitung von Abwasser aus der Trinkwasseraufbereitung festgelegt. Danach beträgt der Grenzwert für abfiltrierbare Stoffe im Ablauf 50 mg/l. Bei Kenntnis der spezifischen Aktivität der Radionuklide in den Rückspülschlammungen lassen sich die mit den Rückspülwässern maximal abgeleiteten Radionuklidmengen abschätzen.

In [130] wurden die umfangreichen Ergebnisse der Untersuchung der spezifischen Aktivität in den Rückspülschlammungen zusammengefasst. Die Tabelle 33 gibt diese Ergebnisse auszugsweise wieder.

Tabelle 33: Ergebnisse der Untersuchung der spezifischen Aktivität in Rückspülschlammungen (Angaben in Bq/g)

Nuklid	Minimum	25% Quantil	Median	75% Quantil	Maximum
U-238	0,022	0,067	0,149	0,291	4,2
Ra-226	0,006	0,051	0,183	0,875	46,8
Pb-210	0,003	0,094	0,200	0,407	18,4
Ra-228	0,001	0,017	0,104	0,525	13,5
Th-228	0,001	0,030	0,184	0,459	13,5
Ra-224	0,005	0,042	0,139	0,309	12,8

Die Medianwerte sowie die 75%-Quantile liegen ausnahmslos im Bereich <1 Bq/g. Bei Einhaltung des Emissionsgrenzwertes für die abfiltrierbaren Stoffe von 50 mg/l ergäben sich daraus Radionuklidkonzentrationen im abgeleiteten Rückspülwasser von <50 mBq/l, also Aktivitätskonzentrationen, die in der gleichen Größenordnung liegen wie die Radionuklidkonzentrationen in den Rohwässern, die meist zur Rückspülung verwendet werden. Insbesondere liegen die Aktivitätskonzentrationen der Rückspülschlammungen zum weitaus überwiegenden Teil unterhalb der Referenzwerte der Trinkwasserverordnung, die einer effektiven Dosis von 100 µSv/a entsprechen. In Ausnahmefällen können auch höhere Werte der spezifischen Aktivität auftreten (Maximalwerte). Werden solche Rückspülschlammungen abgeleitet, würden die Radionuklidkonzentrationen in den abgeleiteten Rückspülwässern durch die an Feststoffe gebundenen Radionuklide bestimmt. Dennoch wären nennenswerte Strahlenexpositionen für einzelne Personen der Bevölkerung wegen der geringen Mengen der Rückspülwässer und der Verdünnung der abgeleiteten Wässer (siehe Abschnitt 4.4) im Vorfluter nicht zu erwarten. Schließlich muss noch in Betracht gezogen werden, dass die direkte Einleitung der Rückspülwässer in einen Vorfluter ohne vorherige Klärung in betrieblichen Absetzanlagen nach den Untersuchungen des LfU Bayern nur in 5% aller untersuchten Fälle erfolgt [130] und damit untypisch für Grundwasserfilteranlagen insgesamt ist.

Rückspülwässer können auch in die kommunale Kanalisation eingeleitet werden (Indirekteinleitung). Die dabei einzuhaltenden Werte werden auf der Grundlage der Verordnungen festgelegt, die in den Bundesländern für die Einleitung von Abwasser in die öffentliche Kanalisation (Indirekteinleitungsverordnungen, IndV) gelten. Maßstab für die Begrenzung der Frachten (also auch der Feststoffe) ist nach [336] der Stand der Technik. Je nach Genehmigungslage können also bei Indirekteinleitungen in den Rückspülwässern höhere Feststoffkonzentrationen und damit auch größere Aktivitätsmengen vorliegen als bei den Direkteinleitungen. In den Abwasseranlagen gelangen die Feststoffe dann in den Klärschlamm und werden entweder verwertet oder beseitigt. Die geklärten Wässer werden in

die Vorflut abgeleitet. Dafür gelten wiederum die bereits oben angesprochenen Begrenzungen der AbwV [335]. Die Strahlenexpositionen, die durch eine Ableitung von Rückspülwässern über eine Indirekteinleitung entstehen können, sind also zu vernachlässigen.

Insgesamt ergibt sich, dass die flüssigen Ableitungen aus Grundwasserfiltrationsanlagen aus der Sicht des Strahlenschutzes keine Beachtung erfordern.

5.14.2 Ableitung von Radon

Bei der Aufbereitung der Rohwässer erfolgt eine Belüftung. Ein Grund dafür ist die Einhaltung des Richtwertes der Radonkonzentration von 100 Bq/l im Trinkwasser, der von der Europäischen Kommission vorgeschlagen worden ist [337], bzw. die Trinkwasserverordnung [154] die hinsichtlich der Referenzwerte für natürliche Radionuklide mit der EU-Richtlinie 2013/51/Euratom [338] konform ist. In welchem Maße bei der Belüftung Radon in die Umgebung freigesetzt wird, hängt von der jeweils angewendeten Technologie ab. Bei offenen Systemen muss die Radonfreisetzung vor allem wegen der Strahlenexpositionen der Beschäftigten beachtet werden. Über den Luftaustausch der Arbeits- oder Betriebsräume gelangt Radon dann ins Freie. In einigen Fällen wird die bei der Belüftung anfallende Abluft direkt abgeleitet. Messungen über die Radonkonzentrationen in der Abluft wurden nach Wissen des Auftragnehmers nicht publiziert.

Daten über die Radonfreisetzungen/Radonableitungen können jedoch mit den Radonkonzentrationen in den Wässern, vor allem in den Rohwässern, abgeschätzt werden.

Eine Abschätzung der Strahlenexpositionen für einzelne Personen der Bevölkerung, die durch Radonfreisetzungen/Ableitungen aus einer Anlage zur Trinkwassergewinnung aus Grundwasser verursacht werden, ist in [60] beschrieben. Der Quellterm für diese Abschätzung ($1,5E4$ Bq/s) ergibt sich aus der Rn-222 Konzentration des Wassers (124 Bq/l) und der aufbereiteten Wassermenge ($3,8$ Mio. m^3/a). Die Berechnung der Radonkonzentration in der Umgebung erfolgte für eine Entfernung von 100 m von der Ableitungsstelle unter Verwendung des in der AVV zum § 47 StrlSchV [34] vorgegebenen Modells. Für eine Kaminhöhe von 10 m und eine mittlere Windgeschwindigkeit von 4 m/s wird der Langzeitausbreitungsfaktor von $5E-5$ s/ m^3 verwendet. Danach beträgt die Radonkonzentration in dieser Entfernung $0,7$ Bq/ m^3 . Mit dem Gleichgewichtsfaktor von 0,4 und dem Dosiskonversionskoeffizienten von $6,1E-9$ (Sv/h)/(Bq/ m^3) [12] ergibt sich daraus eine jährliche effektive Dosis von 13 μ Sv. Dieser Fall wird in [60] als konservativ angesehen. Zu den Dosisabschätzungen ist anzumerken, dass die ICRP nach Vergleichen dosimetrischer Berechnungen und Ergebnissen epidemiologischer Untersuchungen einen Dosiskonversionskoeffizienten von 3,4 mSv pro mJ h m^{-3} in Erwägung zieht [339]. Danach würde die jährliche effektive Dosis für den beschriebenen Fall etwa um den Faktor 3 größer sein.

Bei Anwendung des von der ICRP vorgeschlagenen Dosiskonversionskoeffizienten und den o. g. Modellannahmen würde sich eine jährliche effektive Dosis von 100 μ Sv aus einer Rn-222-Quellstärke von mindestens $3E4$ Bq/s ergeben. Bei den Untersuchungen des BfS wurden keine Wassergewinnungsanlage gefunden, bei der diese Quellstärke erreicht werden könnte (Information durch das BfS, [340]). Nach Informationen des LfU Bayern [341, 342] gilt das auch für die Wasserversorgungsanlagen in Bayern. Dort sind keine

Wasserversorgungsanlagen gefunden worden, bei denen dieser Quellterm erreicht werden könnte, auch nicht in den Regionen, in denen der Hauptgrundwasserleiter im Trias-Kreide-Bruchschollenland liegt oder durch das kristalline Grundgebirge dominiert wird und in denen in den Grundwässern überdurchschnittlich hohe Radonkonzentrationen vorkommen. Die Medianwerte der Radonkonzentrationen im Rohwasser der Anlagen, die diese Grundwasserleiter nutzen, betragen dort 55 Bq/l bzw. 44 Bq/l.

Werden Grundwässer anders als zur Trinkwassergewinnung genutzt (z. B. in Brauereien, in der Industrie oder in der Landwirtschaft), erfolgt nicht immer eine Aufbereitung (siehe auch Abschnitt 2.15). In den Fällen, in denen eine Aufbereitung erfolgt, ist die Situation mit der bei der Gewinnung von Trinkwässern vergleichbar, radioaktive Ableitungen müssen dort nicht in Betracht gezogen werden. Erfolgt keine Aufbereitung (z. B. bei der Nutzung der Wässer als Brauchwasser), so fallen auch keine Filtrerrückstände an und die Radionuklidkonzentrationen der abgeleiteten Wässer sind mit denen von Rohwässern vergleichbar. Als Ableitungen kommen diese Wässer nicht in Betracht. Strahlenexpositionen für einzelne Personen der Bevölkerung in einer Größenordnung von mehr als 100 $\mu\text{Sv/a}$ können ausgeschlossen werden.

Bei der oxidativen Enteisenung, welche als eines der wenigen Verfahren zur Aufbereitung von Mineralwässern entsprechend der Mineral- und Tafelwasserverordnung [343] zugelassen ist, kann ebenfalls Radon ausgetrieben und in die Umwelt abgeleitet werden. Veröffentlichte Messwerte liegen hierfür nicht vor, jedoch verfügt der Auftragnehmer über anonymisierte Messdaten für Radon in Mineralwässern, die zeigen, dass Radonkonzentrationen bis etwa eine Größenordnung über denen in Trinkwasser liegen. Gleichzeitig sind die abgefüllten Mengen an Mineralwasser um mehrere Größenordnungen niedriger als in einer typischen Trinkwasseraufbereitungsanlage, so dass die Radonableitungen aus der physikalischen Behandlung von Mineralwässern insgesamt deutlich unter denen der Trinkwasseraufbereitung liegen.

Die Ableitung von Radon aufgrund der Akkumulation von Ra-226 auf Filtersanden ist nur von theoretischer Bedeutung. Wird angenommen, dass auf dem Filtersand mit einer Schüttdichte von 2 t/m³ eine spezifische Aktivität von 1 Bq/g Ra-226 vorliegt, so beträgt die Quellstärke eines Kubikmeters Filtersand ca. 4 Bq/s. Hohe Radon-Aktivitätskonzentrationen im Wasser bilden sich nur bei langer Standzeit des Filters ohne Durchströmung und erreichen nach mehreren Tagen den Gleichgewichtswert von ca. 6.7 kBq/l. Die Radonmenge wird bei einer Rückspülung in kurzer Zeit freigesetzt, was zu temporär stark erhöhten Radonkonzentrationen in der Filterhalle führen kann. Die für die effektive Dosis relevante mittlere Radonkonzentration wird ausschließlich durch die aus der Belüftung resultierende Quellstärke bestimmt.

Eine weitere Betrachtung von Grundwasseraufbereitungsanlagen hinsichtlich der Radonableitungen im Rahmen dieses Vorhabens ist deshalb nicht erforderlich.

5.14.3 Rückstände aus der Grundwasserfiltration

Bei der Grundwasseraufbereitung anfallenden Rückstände lassen sich wie folgt einteilen (siehe z. B. [130, 344]):

- Eisenhaltige Schlämme,
- Kalkhaltige Schlämme,

- Beladene Aktivkohle,
- Filtersande und -kiese.

Teilweise werden zur besseren Flockung Flockungshilfsmittel zugegeben.

Sowohl bezüglich der spezifischen Aktivitäten als auch bezüglich der anfallenden Mengen sind vorrangig eisenhaltige Schlämme (und darüber hinaus auch kalkhaltige Schlämme aus der Entsäuerung) zu beachten. Die spezifischen Aktivitäten entsprechend [130, 344] sind in Tabelle 34 dargestellt:

Tabelle 34: Ergebnisse der Untersuchung der spezifischen Aktivität von Schlämmen der Wasseraufbereitung, Angaben in Bq/g

	U-238	Ra-226	Pb-210	Ac-228
Kalkhaltige Schlämme aus der Entsäuerung [130]*	4,2 (0,14)	3,0 (0,04)	18,4 (0,2)	0,68 (0,013)
Eisenhaltige Schlämme [130]*	0,92 (0,2)	45,6 (0,64)	3,26 (0,19)	13,5 (0,42))
Filtersande/-kiese [344]	0,08 (0,03)	4,3 (1,5)	0,13 (0,06)	k.A.

* Maximalwerte und Medianwerte (in Klammern)

Darüber hinaus fallen beladene Ionenaustauscherharze an, die z. B. in Gebieten mit erhöhten Urankonzentrationen im Grundwasser (>10 µg/l entsprechend Trinkwasserverordnung [154]) zur Uranabtrennung aus Trinkwässern eingesetzt werden [345]. Ionenaustauscherharze zur Uranabtrennung werden durch ein gemeinsames Unternehmen von Veolia (Krüger WABAG) und WISUTEC in einer zentralen Anlage am Standort Helmsdorf regeneriert, wobei das Reichregenerat in den Kernbrennstoffkreislauf abgegeben wird. Flüssige oder gasförmige Ableitungen fallen wegen der geschlossenen Verfahren dabei nicht an [346]. Insgesamt ist der Anteil der Ionenaustauscher mit 0,02% an der Gesamtmenge aller Rückstände aus der Trinkwasseraufbereitung vernachlässigbar gering [79].

Die Rückstände, die bei der Rückspülung von Filtern anfallen, werden beseitigt oder in zunehmendem Maße verwertet [130] (siehe Abschnitt 5.14.1). Eisenhaltige Schlämme werden in beispielsweise in Kläranlagen eingesetzt, um Schwefelwasserstoff aus der Abluft zu adsorbieren [347]. Filtersande werden auf Deponien beseitigt, ggf. nach Entlassung aus der Strahlenschutzüberwachung. Eine Studie des DVGW [348], mit der die Verwertung oder Beseitigung der Rückstände landesweit erfasst wird, kommt zu ähnlichen Ergebnissen.

Auf der Grundlage der für die Rückspülschlämme ermittelten Werte der spezifischen Aktivität wurden in [130] auch Dosisabschätzungen für verschieden Szenarien vorgenommen. Trotz konservativer Annahmen liegen die Werte der effektiven Dosis für alle Szenarien ausnahmslos unter 1 mSv/a. Deshalb kommt dieser Bericht zu dem Schluss, dass eine generelle Aufnahme der Rückstände aus der Grundwasseraufbereitung (Grundwasserfiltration) in die Anlage XII Teil A der StrlSchV [4] nicht gerechtfertigt ist.

5.15 Förderung von anderen Erzen als Uranerz

5.15.1 Vorbemerkung

Für die Selten-Erden-Lagerstätte Storkwitz liegen keine konkreten veröffentlichten Daten zur Radioaktivität vor. Jedoch wurde in Pressemeldungen [349], in mündlichen Informationen

[350] der Seltenerden Storkwitz AG sowie in Medienberichten unter Verweis auf Untersuchungen des Ökoinstituts Freiburg darauf verwiesen, dass erhöhte Radioaktivität im Carbonatit Erz der Lagerstätte Storkwitz im Gegensatz zu anderen Selten-Erd-Mineralisationen ausgeschlossen werden kann [351]. Diese Einschätzung stimmt mit den Befunden anderer Selten-Erden-Lagerstätten vom Carbonatit-Typ überein, z. B. Wigu Hill in Tanzania [352]. In Wigu Hill wurden die Mittelwerte von 0,024 Bq/g für U-238 und 0,39 Bq/g für Th-232 ermittelt. Die im Jahr 2012 durchgeführte Exploration der Lagerstätte Storkwitz sowie weitere diesbezügliche Arbeiten im Jahr 2014 mündeten bisher nicht in einem Abbau dieser Lagerstätte [353], [354].

Für die Kupferlagerstätte wurde von der Kupferschiefer Lausitz GmbH (KSL) mitgeteilt, dass die Gehalte des Erzes an natürlichen Radionukliden geringer sind als im Mansfelder Land und keine erhöhten spezifischen Aktivitäten vorliegen [355].

Explorationsdaten und insbesondere Angaben zu spezifischen Aktivitäten des Erzes aus der Wolfram-Zinn-Indium-Lagerstätte Pöhla-Globenstein sind nicht verfügbar. Die Lagerstätte liegt jedoch in unmittelbarer Nähe zum Bergwerk Pöhla-Tellerhäuser der Wismut GmbH und kann möglicherweise von letzterer aus aufgefahren werden. Die geologischen Bedingungen in Pöhla-Globenstein sind grundsätzlich vergleichbar mit denen in Pöhla-Tellerhäuser.

5.15.2 Ableitung von Wasser

Wie in Abschnitt 2.16 dargelegt wurde, existiert derzeit kein Erzbergbau in Deutschland. Perspektivisch ist jedoch eine Wiederaufnahme von Aktivitäten des Erzbergbaus nicht auszuschließen, so dass in diesem Vorhaben die möglichen Ableitungen hypothetisch betrachtet werden. Als Beispiel werden Daten der Wismut GmbH für die in unmittelbarer zur Wolfram-Zinn-Indium-Lagerstätte Pöhla-Globenstein gelegenen Uranlagerstätte Pöhla-Tellerhäuser [356] sowie Daten aus der Umweltüberwachung an anderen Wismut-Standorten herangezogen.

Es wird dazu davon ausgegangen, dass zukünftig genehmigte neue Bergbauaktivitäten mindestens den an Standorten der Wismut bestehenden Anforderungen genügen. Grubenwasser und ggf. weitere anfallende Wässer (gefasste Sickerwässer von Halden und Aufbereitungsrückständen/Tailings, abgeleitete Freiwässer von Tailings) werden vor einer Abgabe in die Umwelt behandelt, um nichtradioaktive Komponenten wie Eisen, Mangan, Arsen und andere toxische Metalle auf einen dem Stand der Technik entsprechenden Einleitwert abzutrennen¹³. Die am Standort Pöhla-Tellerhäuser der Wismut GmbH gemessenen Aktivitätskonzentrationen im Ablauf der Wasserbehandlungsanlage sind in Tabelle 35 zusammengestellt.

¹³ Für bergbauliche Anlagen spezifisch geltende Abwassernormen existieren in Deutschland nicht, so dass bei der Planung und Genehmigung der Stand der Technik in anderen Industriezweigen herangezogen wird.

Tabelle 35: Nuklidvektor des in die Vorflut abgegebenen behandelten Wassers am Standort Pöhla-Tellerhäuser der Wismut GmbH

Nuklid	Aktivitätskonzentration (mBq/l)	Aktivitätskonzentration (mBq/l) für eine effektive Dosis von 0,1 mSv/a (Erwachsener), abgeleitet aus [154]
U-238	270	3000
U-234	<1800	3000
Th-230	<180	700
Ra-226	16	500
Rn-222	*	
Pb-210	33	200
Po-210	8	100
U-235	12	3000
Pa-231	<50	100
Ac-227	<13	200
Ra-228	<10	200
Th-228	<4	2000

* Es erfolgte keine systematische Beprobung, jedoch ist aufgrund der Behandlungstechnologie (intensive Belüftung) eine nahezu vollständige Ausgasung von Radon zu erwarten.

Von einer Verdünnung in der gleichen Größenordnung wie bei anderen industriellen Ableitungen in Vorfluter kann bei der Ableitung von Sumpfungswässern aus dem Bergbau nicht von vornherein ausgegangen werden, wie in Abschnitt 4.4 bereits dargestellt wurde. Die Werte in Tabelle 35 zeigen jedoch, dass bergbaulich beeinflusstes Wasser, welches mit einer Anlage nach dem Stand der Technik behandelt und in die Vorflut abgegeben wird, bereits unverdünnt um ca. eine Größenordnung geringere Aktivitätskonzentrationen aufweist als die einer Richtdosis von 100 µSv/a für Erwachsene entsprechenden Aktivitätskonzentrationen.

Für die besonders sensible Altersgruppe der 0-bis-1-Jährigen sind die Dosiskoeffizienten der Ingestion bei einigen Nukliden um eine Größenordnung höher, was nur teilweise durch eine geringere Ingestionsmenge kompensiert wird. Eine Dosisabschätzung in dieser Altersgruppe für die Ingestion unverdünnten Grubenwassers ergibt ca. 200 µSv/a, was jedoch unrealistisch hoch ist, da, wie in Abschnitt 4.4 dargestellt, eine direkte Nutzung von Oberflächenwässern, die im Wesentlichen Grubenwässer führen, als Rohwasser für die Trinkwassergewinnung nicht erfolgt.

Es wird in der „Radiologischen Umweltbewertung der Wasserbehandlungsanlage Pöhla“ [356] darauf hingewiesen, dass bei einer unbehandelten Ableitung von Wasser in die Vorflut eine effektive jährliche Dosis je nach Altersgruppe und Nutzungsszenario von 26 bis 630 µSv auftreten kann.

Mit dem Auftraggeber wurde deshalb abgestimmt, auch ein generisches Expositionsszenario zur Nutzung von bergbaubeeinflusstem Grubenwasser zu betrachten.

5.15.3 Annahmen für Grubenwasserableitungen

Es wird für ein hypothetisches Erzbergwerk angenommen, dass die Einleitung ähnlich wie beispielsweise am Standort Pöhla in einen „kleinen“ Vorfluter mit Gebirgscharakter erfolgt (Luchsbach), der seinerseits in einen größeren Vorfluter mündet (Schwarzwasser). Für eine generische Herangehensweise wird von folgenden Parametern ausgegangen, deren

Größenordnungen als typisch für Bergbaustandorte in Mittelgebirgsregionen angesehen werden können:

Für die abgeleitete Grubenwassermenge wird in Anlehnung an die Ableitung aus der Grubenwasserbehandlungsanlage Pöhla-Tellerhäuser 20 m³/h angenommen.

Die Ableitung erfolgt in einen „kleinen“ Vorfluter (vergleichbar mit dem Luchsbach [357]) mit einem mittleren Abfluss von MQ = 200 m³/h bzw. 55 l/s. Dieser entwässert in einen „größeren“ Vorfluter („Schwarzwasser“) mit einem MQ = 18.000 m³/h bzw. 5.000 l/s [358].

Die Verdünnungsfaktoren sind somit im kleinen Vorfluter 10 und im größeren Vorfluter 900. Für die Aktivitätskonzentrationen der natürlichen Radionuklide im abgeleiteten Grubenwasser sowie in den Vorflutern werden auf der Grundlage von Tabelle 35 die Werte in Tabelle 36 angenommen.

Tabelle 36: Nuklidvektoren im Wasser des in die Vorflut abgegebenen behandelten Wassers am Standort Pöhla-Tellerhäuser der Wismut GmbH, nach [356]

Nuklid	Ableitung der Grubenwasserbehandlungsanlage (nach [356]) [mBq/l]	„Kleiner“ Vorfluter [mBq/l]	„Großer“ Vorfluter [mBq/l]
U-238	270	27	0,30
U-234	270	27	0,30
Ra-226	16	1,6	0,018
Pb-210	33	3,3	0,037
Po-210	8	0,8	0,009
U-235	12	1,2	0,013

5.15.4 Dosisabschätzung für Grubenwasserableitungen

Für eine generische Abschätzung möglicherweise auftretender Expositionen für Personen der Bevölkerung sind grundsätzlich die in Tabelle 37 dargestellten Expositionspfade zu berücksichtigen, die sich aus den Berechnungsgrundlagen Bergbau [12] ergeben.

Details zu den verwendeten Parametern sind in Anlage 3 zusammengestellt. Daraus ist auch ersichtlich, dass die kritische Gruppe die Altersgruppe <1 a ist. Diese Altersgruppe wird deshalb in den in der Tabelle 37 zusammengestellten Ergebnissen zugrunde gelegt.

Tabelle 37: Relevante Expositionspfade und effektive Dosis für die kritische Altersgruppe <1 a bei der Ableitung von Grubenwasser aus einem hypothetischen Erzbergwerk

Parameter	Entnahmestelle Kleiner Vorfluter („Luchsbach“)	Entnahmestelle Größerer Vorfluter („Schwarzwasser“)
Durchflusskategorie nach der Berechnungsgrundlage Bergbau [12]	50-500 l/s	500-5.000 l/s
Nach der Berechnungsgrundlage Bergbau [12] zu betrachtende Expositionspfade	Beregnung-Pflanze Beregnung-Pflanze-Muttermilch Viehtränke-Kuh-Milch Viehtränke-Kuh-Milch-Muttermilch Viehtränke-Tier-Fleisch Viehtränke-Tier-Fleisch-Muttermilch	Wie links, zusätzlich noch: Beregnung-Futterpflanze-Kuh-Milch Beregnung-Futterpflanze-Kuh-Milch-Muttermilch Beregnung-Futterpflanze-Tier-Fleisch Beregnung-Futterpflanze-Tier-Fleisch-Muttermilch
Effektive Dosis ($\mu\text{Sv/a}$) bei Annahme des Radionuklidvektors entsprechend Tabelle 36	7,2	8,4
Verdünnungsfaktor	10	900
Effektive Dosis ($\mu\text{Sv/a}$)	7,2	0,093

Daraus lässt sich schlussfolgern, dass die effektive Dosis für Personen der allgemeinen Bevölkerung bei der Ableitung von Grubenwasser die Schwelle von $100 \mu\text{Sv/a}$ deutlich unterschreiten wird.

5.15.5 Ableitungen von Radon

Radon aus Abwetterschächten, Halden und anderen bergbaulichen Abfällen spielt entsprechend den Erfahrungen an Wismut-Standorten eine bedeutende Rolle. Abwetterableitungen mit hohen Radonfrachten können grundsätzlich so positioniert werden, dass die Beeinflussung von bewohnten Gebieten minimiert ist. Insbesondere die durch Temperaturdifferenzen angetriebene konvektive Durchströmung von grobkörnigem, hochporösem Haldenmaterial liefert einen wesentlichen Beitrag zur Erhöhung von Radonkonzentration im Umfeld bergbaulicher Anlagen und zur bergbaubedingten Radonexposition. Die Radonkonzentration ist stark vom inneren Aufbau und von der topographischen Lage der Halden abhängig und unterliegt jahreszeitlichen Schwankungen. Die aus der Radonexhalation ungedeckter und teilweise auch abgedeckter Halden resultierende jährliche effektive Dosis für Personen der Bevölkerung kann unter typischen Standortbedingungen 1 mSv überschreiten [359].

Wie in Abschnitt 2.16.2 bereits dargelegt wurde, ist derzeit kein Erzbergwerk in Deutschland in Betrieb, kann perspektivisch aber auch nicht ausgeschlossen werden. Zur Abschätzung der aus Radonableitungen resultierenden effektiven Dosis für die allgemeine Bevölkerung wird deshalb im Folgenden ein hypothetisches Bergwerk auf der Grundlage von Annahmen

an grundsätzlich geeigneten Standorten betrachtet. Entsprechend den Ausführungen in Abschnitt 2.16.1 ist die Ableitung von Radon aus der Bewetterung untertägiger Grubenbaue, der Aufbereitung von Erz, aus dem Grubenwasser und aus extraktiven Rückständen zu betrachten. Die entsprechenden Annahmen sind in Tabelle 38 zusammengestellt.

In dichtbesiedelten Gebieten ist eine übertägige Ablagerung von Tailings für die Öffentlichkeit in der Regel nicht mehr akzeptabel [360], so dass nach Möglichkeit verfestigte Tailings in die untertägigen Grubenhohlräume rückverfüllt werden („paste tailings backfill“ [361]). Deshalb wurde in Tabelle 38 keine Radonableitung von übertägig abgelagerten Tailings betrachtet.

Tabelle 38: Annahmen zu einem hypothetischen Erzbergwerk und einer Erzaufbereitung

Parameter	Wert	Quelle, Erläuterungen
Allgemeine Angaben		
Betriebsdauer des Bergwerks (Life of Mine, LoM)	10 Jahre	[362]
Abbaurrate (Erz und Abraum)	65.000 t/a	Vergleichbar zur Flussspatgrube Niederschlag (EFS) [363]
Gesamtmenge an Erz und Abraum	650.000 t	
Spezifische Aktivität des Gesteins (Erz, Abraum)	1 Bq/g	
Untertägige Grubenbaue		
Auffahrung untertägiger Grubenbaue, Länge	10 km	[362]
Querschnitt untertägiger Grubenbaue	25 m ²	[362]
Oberfläche der untertägigen Grubenbaue, aus der Radon exhaliert	177.000 m ²	
Normierte Radonfreisetzung aus Gestein	50 mBq/m ² /s je Bq/g Ra-226	[364, 365]
Bewetterung	Drückend	Drückende Bewetterung minimiert die Freisetzung von Radon aus Störungen und Gesteinsporosität in den Grubenraum und wird im Bergbau mit potentiellen Radonproblemen angewandt bzw. gefordert [366, 367]
Radonfreisetzung aus den untertägigen Grubenbauen	280 GBq/a	
Förderung (Erz, Abraum) und Erzaufbereitung		
Verhältnis Erz zu Abraum („stripping ratio“)	1:1	Stripping ratios im Tiefbau entsprechend [368, 369], konservative Obergrenze 1:1
Erzaufbereitung	32.500 t/a	
Radonfreisetzung aus der Aufbereitung	32,5 GBq/a	Annahme, dass das gesamte im Erz gebildete Radon bei der Aufbereitung vollständig freigesetzt wird

Parameter	Wert	Quelle, Erläuterungen
<u>Radonfreisetzung aus Halden</u>		
Gesamtmasse Halden	325.000 t	
Reindichte des Gesteins	2.6 t/m ³	Z. B. Granit, Syenit
Auflockerungsfaktor der Abraumschüttung	20%	
Haldenvolumen	150.000 m ³	
Haldenaufstandsfläche	22.500 m ²	Maximale Fläche in enger Tallage 150 m x 150 m (siehe auch Abschnitt 7.9)
Mittlere Mächtigkeit der Halde	6,7 m	6,7 m ist die mittlere Mächtigkeit einer vereinfacht als quaderförmig angenommenen Halde. Für eine Kegelhalde ist die mittlere Mächtigkeit bei gleicher Fläche und Volumen um den Faktor 3 höher, also >10 m. Außerdem sind auch Hangschüttungen mit Mächtigkeiten von <5 m aber mit Strömungsfäden von >10 m denkbar.
Umrechnungsfaktor b _i zur Abschätzung der Radon-222-Exhalationsrate aus der spezifischen Ra-226-Aktivität des Materials der Halde	4 Bq/(m ² s) je Bq/g Ra-226	[12] Es wurde der konservative Fall der Haldengeometrie zugrunde gelegt (siehe vorige Zeile)
Natürlicher Untergrund der spezifischen Aktivität von Ra-226	0.05 Bq/g	[12]
Radonexhalation aus der Halde	2.700 GBq/a	Es wird konservativ davon ausgegangen, dass keine Abdeckung zur Minimierung der Radonexhalation auf die Halde aufgebracht wird. Während der Betriebsphase ist dies technisch weder möglich noch sinnvoll, in der Nachbetriebs- und Schließungsphase ist die Wirkung langfristig häufig nicht gesichert [370]
<u>Grubenwasser</u>		
Radonkonzentration im Grubenwasser	10.000 Bq/l	Größenordnung von 10 kBq/l in Metallerzbergwerken in Großbritannien [371] Die Angabe von 20 kBq/l im Grubenwasser der Lagerstätte Pöhla-Tellerhäuser [356] ist wahrscheinlich eine zu konservative Annahme, da es sich in Pöhla um Flutungswasser aus einer Grube mit ausgeprägter Uranmineralisation handelt.
Grubenwassermenge	10 m ³ /h	20 m ³ /h entwässern aus der Grube Pöhla-Tellerhäuser [356], das angenommene Bergwerk besitzt jedoch eine wesentlich kleinere Ausdehnung und damit geringere Zuflüsse
Freisetzung von Radon aus Grubenwasser	1.200 GBq/a	Es wird angenommen, dass bei der Behandlung des Grubenwassers vor einer Einleitung in die Vorflut das gesamte Radon ausgetrieben wird (z. B. in einer Oxidations-/Belüftungsstufe)
<u>Summe</u>	4.000 GBq/a	Auf volle 1.000 GBq/a aufgerundet

Im Vergleich mit der in Abschnitt 4.3 angegebenen Referenz-Quellstärke für Radon-Ableitungen kann eine effektive jährliche Dosis von 100 $\mu\text{Sv/a}$ nicht von vornherein ausgeschlossen werden. Eine Dosisabschätzung für die Radonableitungen wird deshalb in Abschnitt 8.2 vorgenommen.

5.16 Herstellung von Schleifmitteln

Bei der Herstellung von Schleifmitteln ist entsprechend Abschnitt 2.18.1 nur die Ableitung von an Staub gebundenen Radionukliden mit der Abluft potentiell radiologisch relevant.

Von besonderer Bedeutung sind die Ableitungen flüchtiger Radionuklide (Pb-210, Po-210), die bei den Hochtemperaturprozessen zur Herstellung von Zirkonkorund möglich sind. In dem in weiteren Fertigungsschritten, z. B. bei der Herstellung von gebundenen Schleifmitteln eingesetzten Zirkonkorund ist die spezifische Aktivität von Pb-210 und Po-210 gegenüber anderen Nukliden der U-238-Zerfallsreihe bereits geringer, so dass auch die Ableitungen Pb-210 und Po-210 geringer sein werden als bei der Produktion von Zirkonkorund.

Es liegen keine Informationen oder Messergebnisse zur Ableitung von natürlichen Radionukliden mit der Abluft aus Produktionsanlagen zur Herstellung von Zirkonkorund oder Schleifmitteln vor.

Nach Auskunft einiger Schleifmittelhersteller liegen Genehmigungen für die Produktionsanlagen nach BImSchG [44] vor, jedoch enthalten diese nicht immer Grenzwerte für Staub. Gemäß der Auskunft eines Schleifmittelherstellers ist in der Genehmigung eine Emissionsbegrenzung auf eine Massenkonzentration von 20 mg/m^3 bei einem Massenstrom von 0,20 kg/h enthalten. Dies entspricht den im Abschnitt 5 der TA Luft [229] genannten Anforderungen zur Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen (vgl. auch Abschnitt 3.2.2). In der Praxis werden diese Werte jedoch weit unterschritten [155]. Damit kann jedoch ein möglicher Quellterm für die Radionuklidableitungen abgeschätzt werden, der eine konservative Abschätzung der durch die Ableitungen verursachten Strahlenexpositionen ermöglicht. Für die Aktivitätskonzentration natürlicher Radionuklide in den Filterstäuben sind plausible Abschätzungen erforderlich.

Die Situation ist mit der bei der Herstellung von Zirkonoxid aus Zirkon vergleichbar (siehe Abschnitte 2.8 und 5.7). Wird eine spezifische Aktivität von Pb-210 und Po-210 von 10 Bq/g im Staub angenommen, ergibt sich eine Ableitung von jeweils 17 MBq/a für diese Nuklide. Dies liegt in der gleichen Größenordnung wie die Quellstärke bei einer Kaminhöhe von 20 m und mehr als eine Größenordnung unterhalb der Quellstärke bei einer Kaminhöhe von 100 m, die als Kriterien für eine radiologische Relevanz abgeleitet worden sind (siehe Abschnitt 4). Es ist auch zu beachten, dass die in den Genehmigungen festgelegten Begrenzungen in der Regel sogar deutlich unterschritten werden.

Zusätzlich können die Ergebnisse der Studie in [302] als Orientierung dienen, da dort ebenfalls Ergebnisse der Untersuchungen von Stoffströmen (z. B. Staubmengen in den Filteranlagen und spezifische Aktivitätswerte der Stäube) und Expositionsabschätzungen beschrieben werden (siehe Abschnitt 5.7.2). Die Studie kommt zu dem Schluss, dass die Strahlenexposition für Personen in der Umgebung vergleichbarer Anlagen der Zirkonproduktion in der Größenordnung von 1 $\mu\text{Sv/a}$ liegt. Auch die Untersuchungen zu [81] haben gezeigt, dass bei der Produktion von Schleifmitteln nicht mit relevanten Ableitungen

von Radionukliden und entsprechenden Strahlenexpositionen der Bevölkerung zu rechnen ist.

Im Rahmen dieses Vorhabens erfolgen deshalb keine weiteren Untersuchungen.

5.17 Feuerfestindustrie

Bei der Feuerfestindustrie ist entsprechend Abschnitt 2.20 nur die Ableitung von an Staub gebundenen Radionukliden in die Atmosphäre potentiell radiologisch relevant.

Die spezifischen Aktivitäten der Radionuklide der U-238- und der Th-232-Zerfallsreihen in den eingesetzten zirkonhaltigen Rohstoffen variieren in einem Bereich zwischen 2 und 4 Bq/g (vgl. Abschnitt 5.7).

Im Brennprozess gelangen die Radionuklide Pb-210 und Po-210 aufgrund ihrer Volatilität bei den hohen Prozesstemperaturen von >1000 °C vor allem in den Staub der Abluftanlagen. In [81] und [372] wird über die spezifischen Aktivitäten von Staub aus dem Brennprozess berichtet. Die Untersuchungsergebnisse sind in der folgenden Tabelle zusammengestellt.

Tabelle 39: Spezifische Aktivität von Stäuben aus dem Brennprozess in der Feuerfestindustrie

	U-238 (Bq/g)	Ra-226 (Bq/g)	Pb-210 (Bq/g)	Po-210 (Bq/g)
Staub aus dem Brennofen [81]	0,36	0,15	21	35
Staub auf Abluffiltern [81]	k.A.	k.A.	k.A.	28
Staub aus dem Brennofen [372]	k.A.	k.A.	20-30	20-30

Es konnte durch den Auftragnehmer keine Literaturdaten zur Ableitung natürlicher Radionuklide mit der Abluft ermittelt werden. Jedoch sind die in denjenigen Feuerfestwerken, in denen zirkonhaltige Ausgangsstoffe eingesetzt werden, die verwendeten Mengen an Zirkonsilikat und Zirkondioxid sehr gering und liegen in der Größenordnung von 100 t/a [166]. Es handelt sich dabei um eine für die Feuerfestindustrie typische Produktionskapazität. Die Kaminhöhe im untersuchten Betrieb beträgt 90 m.

Wird die spezifische Aktivität im Zirkonsand konservativ mit 10 Bq/g angenommen, wovon Pb-210 und Po-210 vollständig mit der Abluft in die Umwelt abgegeben werden, beträgt die Ableitung von Pb-210 und Po-210 jeweils 50 MBq/a. Eine vergleichbare Aktivitätsfracht ergäbe sich auch, wenn anhand des maximalen Massenstromes in der Abluft von 200 g/h nach TA Luft (siehe Abschnitt 3.2.2) die möglichen Ableitungen für Pb-210 und Po-210 abgeschätzt würden. Wenn konservativ anhand von Tabelle 39 eine Aktivitätskonzentration im Staub von 30 Bq/g angenommen wird, ergibt sich eine Ableitung von jeweils ca. 52 MBq/a. Es ist allerdings zu beachten, dass in dem vom Auftragnehmer besuchten Werk [166] keine Begrenzung des Massenstroms in der Genehmigung nach BImSchG [44] enthalten ist; die Abluftreinigung dient vor allem der Rückhaltung von Fluor in Kalksteinschüttungen.

Der abgeschätzte Wert der jährlichen Ableitung von jeweils ca. 50 MBq liegt bei der Kaminhöhe von 90 m deutlich unterhalb des vorläufigen Bewertungskriteriums in Abschnitt 4.2.6. Es erfolgt deshalb keine weitere Betrachtung der staubgebundenen Ableitungen im Vorhaben.

5.18 Verwendung von thorierten Schweißelektroden

Nach den Informationen des Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung e.V. [373] ist beim Anschleifen von Elektroden mit der Freisetzung von Stäuben und beim Schweißen mit der Entstehung von Schweißrauch zu rechnen. Zur Beseitigung oder zur Minimierung der dadurch bedingten Gefährdung sind geeignete Schutzmaßnahmen erforderlich [373, 374]. Dazu zählen u.a. Lüftungstechnische Maßnahmen (z. B. Luftabsaugung im Entstehungsbereich oder technische Raumlüftung). Die abgesaugte Luft wird nach dem Stand der Technik in Filtern von Staub gereinigt und in die Umgebung abgeleitet.

In [374] ist für das Wolfram-Inertgasschweißen (WIG-Schweißen) eine Emissionsrate für Schweißrauch von $< 1 \text{ mg/s}$ bzw. $< 3,6 \text{ g/h}$ angegeben. Das entspricht bei einem Gehalt von 2% Th_{nat} einer Emissionsrate von $< 72 \text{ mg/h Th}_{\text{nat}}$. In [374] wird darauf verwiesen, dass es sich um einen Erfahrungswert handelt, der im Einzelfall durch Optimierung der Prozessparameter noch reduziert werden kann. Untersuchungen aus den USA [375] haben in der Tat eine sehr viel geringere Emissionsrate von Schweißrauch pro Schweißarbeitsplatz ergeben, und zwar $6 \text{ mg/h Th}_{\text{nat}}$ bei Thoriumgehalten der Elektroden von 2%. Die Studie [375] weist jedoch auch darauf hin, dass bei verunreinigten Elektroden die Freisetzungsraten bis zu einem Faktor 10 höher sein kann. Im Sinne der Konservativität der Abschätzungen wird deshalb von einer Freisetzungsraten von $60 \text{ mg/h Th}_{\text{nat}}$ ausgegangen, die vollständig vom Belüftungssystem abgesaugt wird.

Es wird konservativ und in Anlehnung an [375] angenommen, dass die Schweißelektroden mehrere Jahre nach der Gewinnung des Thoriums hergestellt und verwendet werden, so dass Ra-228 und Th-228 mit Th-232 im Gleichgewicht sind.

Beim Anschleifen der Elektroden wird ebenfalls Staub freigesetzt. Konservativ wird davon ausgegangen, dass je Anschliff 5 mm^3 Material entfernt und der gesamte beim Schleifen erzeugte Abrieb (ca. 100 mg) als absaugbarer Staub anfällt.

Insgesamt werden somit von einem Arbeitsplatz ca. $160 \text{ mg/h Th}_{\text{nat}}$ bzw. ca. 650 Bq/h Th-232 freigesetzt. Bei einer jährlichen Arbeitszeit von 2000 h sind dies pro Arbeitsplatz 2 MBq Th-232. Es ist jedoch die Rückhaltungswirkung der Staubfilter zu beachten (konservative Annahme: 95%), so dass pro Arbeitsplatz mit der Abluft nur 10 kBq/a Th-232 (sowie Th-228 und Ra-228) in die Umgebung abgeleitet werden.

Nimmt man eine Höhe des Abluftkamins von 20 m an, dann ergibt sich mit dem für diese Höhe geltenden Langzeitausbreitungsfaktor von $6\text{E-}5 \text{ s/m}^3$ am Ort der höchsten Konzentration in 100 m Entfernung vom Kamin (siehe Tabelle 14) nur eine sehr geringe Th-232-Aktivitätskonzentration von $0,4 \text{ }\mu\text{Bq/m}^3$, was um zwei Größenordnungen niedriger ist als der Hintergrundwert der Aktivitätskonzentration von Th-232 in Staub aus natürlichen Böden, so dass die aus der Tätigkeit resultierende effektive Dosis für Personen der Bevölkerung deutlich kleiner als $100 \text{ }\mu\text{Sv/a}$ ist. Auch wenn an mehreren Schweißarbeitsplätzen in einer

Werkhalle mit thorierten Elektroden gearbeitet wird, ist damit die effektive jährliche Dosis vernachlässigbar gering.

Deshalb werden im Vorhaben Ableitungen aus dem Schweißen mit thorierten Elektroden nicht weiter betrachtet.

5.19 Schrottverwertung und Entsorgung von Rückständen, die bei der Schrottverwertung anfallen

5.19.1 Deponierung

Nach den Erkenntnissen aus Abschnitt 2.23 ist nur die Ableitung von Wasser (Sickerwässer) aus der Deponierung von Rückständen aus der Reinigung von NORM-Schrott sowie von NORM-Schrott, der nicht gereinigt und auch nicht eingeschmolzen werden kann, relevant. In [307] werden im Sickerwasser von NORM-Deponien in Belgien die folgenden Aktivitätskonzentrationen berichtet:

Tabelle 40: Aktivitätskonzentrationen im Sickerwasser von Deponien (Mittelwerte, in mBq/l) [307]

	U-238	Ra-226	Pb-210	Po-210	Ra-228
Deponien mit nichtgefährlichen Abfällen	60	47	21	13	<720*
Deponien mit gefährlichen Abfällen	5	112		3	

* Die hohe Aktivitätskonzentration von Ra-228 ging innerhalb weniger Jahre um 2 Zehnerpotenzen zurück. Eine Erklärung für die anfänglich hohe Aktivitätskonzentration konnte entsprechend [307] nicht gegeben werden.

Die Aktivitätskonzentrationen liegen durchgängig (siehe Erläuterungen zu Ra-228 unter der Tabelle) unterhalb der Referenzwerte entsprechend Trinkwasserverordnung, aus denen sich eine effektive Dosis von 100 μ Sv/a ergibt.

Beim Auftragnehmer intern vorliegende Ergebnisse von Sickerwasseranalysen aus Deponien, welche in nennenswertem Umfang NORM annehmen, zeigen Aktivitätskonzentrationen, welche im Bereich der Parameterwerte der Trinkwasserverordnung [154] bzw. deutlich darunter liegen. Eine Ausnahme bildet aufgrund interner Untersuchungsergebnisse des Auftragnehmers das Nuklid Ra-228, was jedoch nicht im Zusammenhang mit Reinigungsrückständen, sondern wahrscheinlich der Deponierung von Bodenaushub aus der Altlastensanierung steht. Auch hierbei resultiert aus der Indirekteinleitung über eine Kläranlage ein so hoher Verdünnungsfaktor, dass eine effektive jährliche Dosis für die allgemeine Bevölkerung von mehr als 100 μ Sv/a ausgeschlossen werden kann.

5.19.2 Einschmelzen

Nach den Erkenntnissen aus Abschnitt 2.23 ist nur die Ableitung von an Staub gebundenen Radionukliden mit der Abluft aus Anlagen zum Einschmelzen von NORM-Schrott potentiell radiologisch relevant. In diesem Abschnitt werden beispielhaft die in der Literatur verfügbaren Daten der Siempelkamp-Anlage GERTA am Standort Krefeld betrachtet. Die

Anlage besitzt eine genehmigte Jahreskapazität für kontaminierten Schrott (einschließlich NORM-Schrott) von 2.000 t [376].

In dieser Anlage wird aus Kostengründen nur NORM-kontaminierter Schrott eingeschmolzen, der nicht mit mechanischen Mitteln gereinigt werden kann. Entsprechend den Studien [37, 190] ist aus der Erdöl-/Erdgasindustrie sowie der Geothermie jährlich in der Größenordnung von 500 t NORM-kontaminiertem Schrott zu rechnen. Hinzu kommen nach [37] kontaminierte Schrotte aus der Phosphataufbereitung und Papierindustrie. Die jährlich einzuschmelzende Menge beträgt ca. 250 t [37]. Dies sind 12,5% der GERTA-Anlagenkapazität.

Ein Beispiel, für das eine Radioaktivitätsbilanz für den Einschmelzprozess in der Anlage GERTA veröffentlicht wurde, ist das Einschmelzen von NORM-Schrott einer Ölbohrplattform [377]. Insgesamt wurden in dieser Kampagne 41 t Schrott mit einer spezifischen Aktivität im Scale von bis zu 1000 Bq/g (Ra-226) eingeschmolzen. Die in den Abluffiltern zurückgehaltene Staubmenge betrug 275 kg mit einer spezifischen Aktivität von 51 Bq/g (Pb-210). Die Effizienz der Staubrückhaltung kann bei einer modernen Schmelzanlage konservativ mit mindestens 95% angenommen werden. Daraus lässt sich eine spezifische in die Atmosphäre abgeleitete Staubmenge von ca. 350 g je Tonne eingeschmolzenen Schrotts abschätzen, bzw. eine Ableitung von 18 kBq Pb-210 bzw. Po-210 je Tonne Schrott. Wäre das gesamte Schmelzgut NORM-Schrott, betrüge die Ableitung von Pb-210 und Po-210 jeweils 36 MBq/a. Da jedoch, wie oben abgeschätzt, die Anlage mit maximal 12,5% Anteil an NORM-Schrott ausgelastet wird, beträgt die abgeschätzte Aktivitätsfracht ca. 4,5 MBq/a. Dieser Wert liegt deutlich unterhalb der vorläufigen Bewertungskriterien für die Aktivitätsfracht (siehe Abschnitt 4.2.6).

Für andere Anlagen, in denen Schrott eingeschmolzen wird, bei denen es immer eine Eingangskontrolle für die radioaktive Kontamination des Schrotts gibt und bei denen auch die Abluft effektiv gereinigt wird, um den Anforderungen der TA Luft [229] zu entsprechen, sind die Strahlenexpositionen für Personen der Bevölkerung durch Ableitungen von radioaktiven Stoffen wesentlich geringer als in der ohne Begrenzung der spezifischen Aktivität der Schrotte arbeitenden Anlage GERTA.

5.20 Aluminiumherstellung/Bauxitverarbeitung

Wie in Abschnitt 2.22 dargestellt, sind für die Bauxitaufbereitung nur Ableitungen über den Wasserpfad zu betrachten.

Im Bayer-Verfahren selbst fällt kein Abwasser an, da die für das Verfahren benötigte Natronlauge - abgesehen von der z. B. mit dem Rotschlamm ausgetragenen Alkalimenge, die wieder ersetzt werden muss - vollständig im Kreislauf geführt wird [169]. Ableitungen über den Wasserpfad können sich aber aus dem Betrieb der Rotschlammdeponie ergeben. An verschiedenen Standorten in Deutschland (aktive und außer Betrieb genommene Rotschlammbecken) wurden durch den Auftragnehmer Untersuchungen von verschiedenen Grund-, Sicker- und Abwasserproben durchgeführt [378], die in Tabelle 41 aus Gründen der Vertraulichkeit anonymisiert wurden.

Darüber hinaus wurden in der Literatur Analysendaten von Grund- und Brunnenwasser in unmittelbarer Nähe von Rotschlammbecken [379], Abwasser bzw. Rotschlamm-

Porenwasser¹⁴ [380], von mit unterschiedlichen Methoden hergestellten Rotschlamm-Eluaten [344, 381] sowie im Sickerwasser von Rotschlammdeponien ermittelt, die ebenfalls in Tabelle 41 dargestellt sind.

Tabelle 41: Aktivitätskonzentrationen in Wässern aus dem Überwachungsprogramm einer Rotschlammhalde

Art des Wassers	U-238 [mBq/l]	Ra-226 [mBq/l]	Pb-210 [mBq/l]	Po-210 [mBq/l]	Th-232 [mBq/l]	Ra-228 [mBq/l]	Th-228 [mBq/l]
Sickerwasser [378]	300	25	40			48	60
Behandeltes Sickerwasser [378]	< 20	< 8	< 18			< 6	< 2
Grundwasser (Messstelle unmittelbar auf der Rotschlammhalde) [382]	360	< 10	20		9	k.A.	k.A.
Grundwasser (Messstelle im Grundwasserabstrom der Rotschlammhalde) [344]	46	30	40		7	k.A.	k.A.
Eluatkonzentrationen Rotschlamm Lauta [344] (S4-Test)	144	12	< 25			12	< 4
Eluatkonzentrationen Rotschlamm Lauta [344] (pH-stat-Test)	156	278	130			k.A.	k.A.
Eluatkonzentrationen Rotschlamm Stade (S4-Test) [344]	< 0,5	< 1	< 25			< 15	< 2
Eluatkonzentrationen Rotschlamm Stade (pH-stat-Test) [344]	830	257	120			900	< 200
Grund- und Brunnenwasser an Rotschlammbecken [379]	<0,7-2,8	5,3-59	2,5-4,5	2,8-4,6		12-15	
Rotschlamm-Porenwasser [380]	3.800	1.100	k.A.	k.A.	3.800	3.800	3.800
Typische Sickerwässer von Rotschlammdeponien [383]	100-600	20-30	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.

Die in [380] angegebenen Werte der Aktivitätskonzentrationen erscheinen im Vergleich mit den anderen Werten in Tabelle 41 unplausibel hoch, insbesondere diejenigen von Th-232 und Th-228.

Es fällt beim Vergleich der Werte in Tabelle 41 auf, dass die Aktivitätskonzentrationen von Porenwässern und Eluaten einerseits und die Grund- bzw. Sickerwasseranalysen andererseits teilweise um mehrere Größenordnungen differieren. Dies kann unter anderem darauf zurückgeführt werden, dass die hydraulische Permeabilität von Rotschlamm sehr gering ist und deshalb die geringe Perkulationswassermenge durch einen wesentlich höheren Grundwasser- bzw. unbeeinflusste Wasserströmungen stark verdünnt wird.

¹⁴ Der Auftragnehmer geht davon aus, dass mit dem Begriff „waste water“ im betreffenden Artikel um Porenwasser des Rotschlammes handelt.

Eine Nutzung der unverdünnten Sicker- und Porenwässer erfolgt nicht. Die resultierenden Radionuklidkonzentrationen im Grundwasser und im nach Behandlung abgeleiteten Sickerwasser sind wesentlich niedriger als die entsprechenden Parameterwerte der Trinkwasserverordnung [154], so dass über den Wasserpfad eine effektive Dosis von 100 $\mu\text{Sv/a}$ deutlich unterschritten wird.

In diesem Vorhaben erfolgen deshalb keine weiteren Untersuchungen.

5.21 Gießereien

Wie in Abschnitt 2.24 dargestellt, sind für Gießereien nur Ableitungen von an Staub gebundenen Radionukliden mit der Abluft zu betrachten.

Untersuchungen in Bayern aus dem Jahr 2011 haben gezeigt, dass von 84 Gießereien 24 Zirkon einsetzen [384]. Im Rahmen von Untersuchungen aus dem Jahr 2004 in Bayern ist publiziert, dass jährlich ca. 1000 bis 2000 t Zirkonsand eingesetzt werden (vor allem beim Stahlguss [200]).

Wird aus diesen Angaben angenommen, dass eine größere Gießerei 100 t/a Zirkon einsetzt, lässt sich die aus dem Zirkon im Gießprozess freigesetzte Aktivitätsfracht von Pb-210 und Po-210 abschätzen, wenn von einer vollständigen Übergang dieser Nuklide aus dem Zirkonsand in den Staub der Abluft aus den Anlagen und konservativ von einer 95%-igen Rückhaltung des Staubfilters ausgegangen wird. Für das eingesetzte Zirkon wird eine spezifische Aktivität von 10 Bq/g angenommen. Daraus ergibt sich eine Ableitung von jeweils 50 MBq/a Pb-210 bzw. Po-210. Allerdings würde diese Abschätzung bedeuten, dass der Massenstrom dann ca. 570 g/h beträgt und damit höher wäre als der nach der TA Luft [229] zulässige Wert von 200 g/h. Letzterer führt bei gleicher spezifischer Aktivität der Staubpartikel auf eine abgeleitete Aktivität von jeweils 17 MBq/a. Dieser Wert liegt in der gleichen Größenordnung wie das in Abschnitt 4.2.6 abgeleitete vorläufige Bewertungskriterium für die Quellstärke bei einer Kaminhöhe von 20 m und mehr als eine Größenordnung unterhalb des Kriteriums für eine Kaminhöhe von 100 m. Es ist auch zu beachten, dass die genehmigungsfähige Staubmenge in der Regel deutlich unterschritten wird.

Deshalb werden radioaktive Ableitungen über die Abluft aus Gießereien im Vorhaben nicht weiter betrachtet.

5.22 Radonbäder und Heilstollen

Bei den Radonbädern und Radon-Heilstollen sind nur Ableitungen von Radon zu betrachten.

Für das Radonheilbad Sibyllenbad wurden in [385] die folgenden Untersuchungsergebnisse publiziert, die hier für eine Abschätzung der Ableitungen benutzt werden: Für die Therapie (Badetherapie) stehen drei Wannen mit einem Fassungsvermögen von je 250 l zur Verfügung. Das Wasser wird in einem halbstündigen Rhythmus gewechselt. Die Radonkonzentration der Wässer beträgt ca. 2000 bis 2500 Bq/l. Auf der Website des Radonheilbades Sibyllenbad werden 3100 Bq/l angegeben [386]. Durch die Lüftungsanlage wird ein 6- bis 10-facher Luftwechsel pro Stunde garantiert. Unter der Annahme, dass das gesamte Radon aus den Wässern vollständig in die Raumluft freigesetzt wird, ergibt sich eine Radon-Ableitung von ca. 1000-1500 Bq/s. In einer Entfernung von 100 m von der

Ableitungsstelle ergibt sich unter Verwendung des in der AVV zum § 47 StrlSchV [34] vorgegebenen Modells für eine Ableitungshöhe von 10 m (mittlere Windgeschwindigkeit von 4 m/sec, Langzeitausbreitungsfaktor von $5 \cdot 10^{-5} \text{ s/m}^3$) eine Radonkonzentration von $0,05 \text{ Bq/m}^3$. Die durch solche Ableitungen verursachte Strahlenexposition liegt also weit unter $100 \mu\text{Sv/a}$. Da in den anderen Bädern die Verhältnisse sehr ähnlich sind, sind auch dort keine nennenswerten Strahlenexpositionen zu erwarten, die aus Radonableitungen resultieren. Weitere Untersuchungen sind deshalb in diesem Vorhaben nicht erforderlich.

Für die Radonkonzentration im Heilstollen Bad Kreuznach [387] sind weder aus der Literatur noch vom Betreiber aktuelle und belastbare Informationen verfügbar. Frühere Publikationen [388, 389] deuten auf Radonkonzentrationen im oberen zweistelligen kBq/m^3 -Bereich in der gleichen Größenordnung wie Bad Gastein hin, was jedoch durch den Auftragnehmer nicht verifiziert werden konnte. Über die Ableitung von Radon aus dem Stollen in die Umwelt liegen keine Informationen vor.

Freisetzungen in die Umgebung können nur beim Begehen des Stollens durch den Stolleneingang und durch die zur Versorgung mit frischer Atemluft des Stollens durch Belüftung entstehen. Auf dieser Grundlage können orientierende Abschätzungen zur Größenordnung der Ableitungen durchgeführt werden.

Im Heilstollen ist zur Aufrechterhaltung einer guten Qualität der Atemluft eine Frischluftzufuhr erforderlich, so dass die CO_2 -Konzentration nicht über einen Wert von ca. 0,1 % steigt [390]. Wird vereinfachend angenommen, dass Sitzungen im Heilstollen ganzjährig über einen Zeitraum von 12 Stunden täglich durchgeführt werden, ergibt sich bei einer 750 Patienten pro Jahr und zweimal 12 einstündigen Sitzungen je Patient [391] eine mittlere Belegung des Stollens von ca. 4 Patienten. Wird eine Atemrate von $1 \text{ m}^3/\text{h}$ und ein vollständiger Ersatz der verbrauchten Atemluft im Heilstollen angenommen, so beträgt der Volumenstrom der Frischluft (und damit der Abluft) ca. $4 \text{ m}^3/\text{h}$ bzw. $18,000 \text{ m}^3/\text{a}$. Die Aktivitätsfracht von Radon beträgt bei einer angenommenen Radonkonzentration in der Stollenluft von 50 kBq/m^3 $0,9 \text{ GBq/a}$.

Die Bestuhlung im Radonstollen Bad Kreuznach bietet Platz für ca. 20 Patienten [392]. Daraus ergibt sich mit den obigen Annahmen zur Frischluftzufuhr bzw. zur Luftableitung in die Umwelt ein Volumenstrom von $20 \text{ m}^3/\text{h}$. Die Radonableitung beträgt dann 18 GBq/a .

Eine alternative Abschätzung der Radonableitung kann erfolgen, wenn ein täglicher vollständiger Austausch des gesamten Luftvolumens des Heilstollens (ca. 1000 m^3) und ein Wiederanstieg der Radonkonzentration innerhalb eines Tages auf 50 kBq/m^3 angenommen werden. Dann beträgt die Quellstärke ca. 18 GBq/a .

Im Vergleich der beiden oben beschriebenen Herangehensweisen zur Abschätzung der Radonfracht erscheint eine Größenordnung von maximal 20 GBq/a plausibel. In Anbetracht der Lage des Heilstollens in einem Kurpark und einer Entfernung zu den nächsten Gebäuden (Kurklinik) von ca. 100 m kann mit dem vorläufigen Bewertungskriterium (siehe Abschnitt 4.3) eine effektive jährliche Dosis von mehr als $100 \mu\text{Sv/a}$ ausgeschlossen werden.

Die Radonableitungen werden deshalb im Vorhaben nicht weiter betrachtet. Es ist auch zu beachten, dass es sich bei dem Radon-Heilstollen in Bad Kreuznach um die einzige Einrichtung dieser Art in Deutschland handelt.

5.23 Steinkohlebergbau

5.23.1 Ableitung von Grubenwasser des Steinkohlebergbaus

5.23.1.1 Einführung

Von Grubenwässern des Steinkohlebergbaus sind die Flussgebietseinheit (FGE) Rhein (Rhein, Ruhr, Lippe, Emscher und kleinere Nebenflüsse) und Ems mit Nebenflüssen (Ibbenbürener Aa) betroffen. In größeren Teufen können Wässer mit erhöhter Radioaktivität im gesamten Ruhrgebiet auftreten. Von radiologischer Bedeutung sind im Hinblick auf die Exposition der Bevölkerung aufgrund der Einleitsituation jedoch nur die Grubenwässer aus den Bergwerksbereichen Auguste Victoria (BW AV) und Rossenray/Kamp-Lintfort (BW West) [393]. Zu Grubenwässern aus Steinkohlebergwerken in Ibbenbüren sowie im Saarland liegen keine Literaturdaten vor, sie sind im Vergleich zu den genannten zwei Bergwerksbereichen nach Informationen der RAG AG [394] radiologisch nicht auffällig und werden deshalb in diesem Vorhaben nicht weiter betrachtet.

Grubenwasserableitungen aus dem BW AV haben in der Vergangenheit das Einzugsgebiet der Lippe beeinflusst, die Ableitungen aus dem BW West das Gebiet der Fossa Eugenia. Von besonderer Bedeutung sind die radioaktiven Kontaminationen der Uferbereiche der Vorfluter, die durch die radioaktiven Ableitungen betroffen waren. Die Prozesse, die die Ursache der Kontaminationen sind und eine Zusammenfassung der radiologischen Situation, die sich unter den historischen Bedingungen der Grubenwasserhaltung aus diesen Bergwerksbereichen ergeben hat, werden in Abschnitt 5.23.1.2 beschrieben. Auf dieser Basis erfolgt in Abschnitt 5.23.1.3 eine Bewertung der mit der vollständigen und endgültigen Einstellung des Steinkohlenbergbaus ab 2018 eintretenden Veränderungen sowohl im Hinblick auf die Einleitstellen der Grubenwässer in Oberflächenwässer und die damit verbundenen realistischen Expositionsszenarien als auch im Hinblick auf signifikante Veränderungen des Chemismus der abgeleiteten Grubenwässer.

5.23.1.2 Beschreibung der durch Grubenwasserableitungen verursachten radiologischen Situation auf der Grundlage vorliegender Studien

5.23.1.2.1 Einführung

In den Studien [395, 396, 397, 398] wurde die radioaktive Kontamination von Oberflächenwässern, Sedimenten, Böden und auch von diversen biologischen Materialien in einem rechtsrheinischen Gebiet (BW AV, Gewässersystem der Lippe), und in einem linksrheinischen Gebiet (BW West, Gewässersystem Fossa Eugenia und Altrhein) untersucht, um auf die durch Ableitungen von Grubenwässern verursachten Strahlenexpositionen zu schließen und, falls erforderlich, Empfehlungen zu ihrer Verringerung geben zu können.

Die Untersuchungen verfolgten auch das Ziel, Schlussfolgerungen über Zusammenhänge zwischen den Ableitungen und dem Ausmaß und der Dynamik der Umweltkontaminationen abzuleiten.

Die Ableitung von Prognosen über die weitere Entwicklung oder von allgemein gültigen Aussagen zum Zustandekommen der Kontaminationen und der resultierenden Strahlenexpositionen war keine vorrangige Zielstellung der Studien.

In [397] wird festgestellt, dass die für das Gewässersystem der Lippe durchgeführte Bewertung auf Grund der ermittelten Jahresfrachten aus dem BW AV für Ra-226 als konservative Schätzung auch für alle anderen Schachtanlagen gelten kann.

Um den radiologischen Einfluss des Bergbaus in Umweltmedien quantifizieren zu können, wurden in diesen Studien auch die Kontaminationen in einigen Umweltmedien (z. B. Aktivitätskonzentrationen der relevanten Radionuklide in Gewässern vor Einleitung der Grubenwässer, spezifische Aktivitäten in Sedimenten und Böden) ermittelt, die den natürlichen Untergrund repräsentieren.

5.23.1.2.2 Radiologische Charakterisierung der Grubenwässer

Über Ursachen und Höhe der radioaktiven Kontaminationen in Grubenwässern aus dem Steinkohlenbergbau wird nicht nur in den o. g. Studien, sondern in weiteren Publikationen [30, 399, 400] berichtet. Aus allen Studien geht hervor, dass die radiologische Bedeutung der Grubenwässer durch die Aktivitätskonzentration von Radium (Ra-226 und Ra-228) bestimmt wird. Die Ra-226-Aktivitätskonzentrationen in den Grubenwässern liegen in einem weiten Bereich. Für die Grubenwässer im Ruhrrevier werden Konzentrationen bis zu 60 Bq/l beschrieben [80]. In Einzelfällen findet man in Publikationen auch noch wesentlich höhere Werte [401]. In der Vergangenheit wurden Wässer mit diesen Aktivitätskonzentrationen auch in die Vorfluter abgeleitet.

Das Verhältnis der Aktivitätskonzentrationen von Ra-226/Ra-228 ist in den Grubenwässern etwa 2:1 [30, 399, 400]. Die Konzentrationen von Pb-210 sind in den Grubenwasser gering. Ursache dafür ist die extrem geringe Löslichkeit von PbS.

In den gehobenen Grubenwässern des Steinkohlebergbaus können Salzgehalte von bis zu 110 g/l auftreten, teilweise auch noch höhere Gehalte. Der NaCl-Gehalt dominiert.

Für die Entstehung der radioaktiven Kontaminationen in den Uferbereichen der Vorfluter, die aus der Ableitung von Radium mit den Grubenwässern entstanden sind, sind sowohl die Sulfat- als auch die teilweise hohen Bariumkonzentrationen der Grubenwässer von Bedeutung (z. B. BW AV ca. 300 mg/l Barium). Ursachen für die hohen Bariumkonzentrationen sind u.a. in [402] beschrieben.

Die DMT GmbH, die u. a. als Gutachter für die RAG auf dem Gebiet der Grubenflutung tätig ist, hat den Auftragnehmer mündlich auf eine gute Korrelation der Radium-Aktivitätskonzentrationen mit den Barium-Konzentrationen hingewiesen, ohne dies zu quantifizieren [403]. Korrelationsanalysen wurden auch in der Studie [397] durchgeführt.

Für das Zustandekommen der Umweltkontaminationen sind die folgenden Prozesse ausschlaggebend: Radium bildet, wie alle anderen Erdalkalielemente auch, ein schwer lösliches Sulfat. Bei den Radiumkonzentrationen und den üblicherweise in den Grubenwässern auftretenden Sulfatkonzentrationen überschreitet das Ionenprodukt das Löslichkeitsprodukt nicht, so dass kein RaSO_4 als Mineralphase ausfällt. Eine Minderung der Aktivitätskonzentration von gelöstem Radium in den Wässern durch Ausfällung erfolgt nur dann, wenn sich Wässer mit ausreichend hohen Barium- und Sulfatkonzentrationen mischen, so dass das Löslichkeitsprodukt für BaSO_4 überschritten und schwer lösliches BaSO_4 ausgefällt wird, bei dem wegen der chemischen Ähnlichkeit der Barium- und Radiumionen Barium teilweise durch Radium ersetzt wird ($\text{Ba}(\text{Ra})\text{SO}_4$, "Radiobaryt").

Deshalb wurde im BW AV zur Verringerung der Barium- und Radium-Austräge mit den abgeleiteten Grubenwässern untertägig eine Dosiereinrichtung für Natriumsulfat betrieben, so dass dort bereits Ba(Ra)SO₄ ausgefällt wird. Vor Umstellung der Wasserhaltung und vor Inbetriebnahme dieser Einrichtung (incl. Versuchsbetrieb seit 2005) hat sich Ba(Ra)SO₄ erst bei der Einleitung von Grubenwässern in die Vorfluter gebildet (z. B. im Silvertbach/Sickingmühlenbach im Gewässersystem der Lippe), in der eine ausreichend hohe Konzentration von Sulfationen vorlag [403].

Die Inkrustationen in Rohrleitungen sowie die in Absetzbecken abgelagerten Materialien im Ruhrgebiet weisen teilweise eine sehr hohe spezifische Aktivität auf [401]:

- Inkrustationen in Rohrsystemen aus Kohlegruben: 56 Bq/g und
- Material aus Rohrsystemen und Absetzanlagen: 6-56 Bq/g.

Ähnliche und teilweise höhere spezifische Aktivitäten der Rohrleitungs-Inkrustationen von bis zu 1.100 Bq/g bzw. der Sedimente in Absetzbecken (Typ A: 270 Bq/g über Tage und 400 Bq/g unter Tage Typ B: 95-950 Bq/g) wurden auch in schlesischen Steinkohlebergwerken beobachtet [400, 404, 405]. Im deutschen Steinkohlenbergbau wurden Mittelwerte von 6 Bq/g in Sedimenten der Absetzanlagen und 26 Bq/g in Inkrustationen festgestellt [406].

Radioaktive Kontaminationen in diesen Größenordnungen können deshalb auch in den Sedimenten der Vorfluter vorkommen, in die die Grubenwässer abgeleitet worden sind.

5.23.1.2.3 Radioaktivität in den bergbaulich beeinflussten Oberflächengewässern

In den Studien [395, 396, 397, 398] werden die radiologischen Auswirkungen der Ableitung von Grubenwässern aus dem BW AV in das rechtsrheinische Flusssystem der Sickingmühlenbach/Lippe und aus dem BW West in das linksrheinische Flusssystem Fossa Eugeniana/Altrhein beschrieben. Der Chemismus und die radioaktiven Kontaminationen der Grubenwässer unterscheiden sich nicht wesentlich voneinander, obwohl sie aus unterschiedlichen Wasserprovinzen stammen. Deshalb wird bei der Bewertung ihrer Auswirkungen nicht zwischen den Wässern aus dem rechtsrheinische und dem linksrheinischen Revier unterschieden.

In Tabelle 42 sind die Aktivitätskonzentrationen in den durch die Ableitungen betroffenen Oberflächengewässern dargestellt:

Tabelle 42: Konzentrationen in den durch die Ableitung von Grubenwässern betroffenen Vorflutern

Gewässer	Ra-226, unfiltriert, [mBq/l]	Ra-226, filtriert, [mBq/l]	Ra-228, unfiltriert, [mBq/l]	Ra-228, filtriert, [mBq/l]
Fossa Eugeniana [395]*	29	20	9	7
Rheinberger Altrhein [395]*	19	14	6	5
Sickingmühlenbach [397]**	59	k. A.	k. A.	k. A.
Lippe [397]**	20	k. A.	k. A.	k. A.

* Repräsentative Werte nach Tabelle 7.10 in [395], jedoch ohne Angaben darüber, wie diese Werte ermittelt wurden

** Sickingmühlenbach und Lippe: Mittelwerte aus monatlichen Beprobungen (14 Monate)

Sie gelten für den Flussabschnitt unmittelbar unterhalb der Einleitungsstelle und liegen, was nicht überraschend ist, deutlich über den natürlichen Werten, die für Flussbereiche oberhalb der Einleitungsstelle ermittelt worden sind (Ra-226 und Ra-228 jeweils $<0,015$ mBq/l).

Aus messtechnischen Gründen (Nachweisgrenze des angewendeten Verfahrens) liegen nicht immer Messwerte der Ra-228 Konzentrationen vor. In [397] wird unter Bezug auf eine Arbeit aus dem Jahre 1995 [407] darauf hingewiesen, dass das Verhältnis von Ra-226 zu Ra-228 in den Grubenwässern des Ruhrgebietes etwa 2:1 beträgt (siehe auch Abschnitt 2.5.3.3). Die vorhandenen Messwerte bestätigen diese Aussage nicht in jedem Fall, jedoch sollte dabei auch der relativ große Fehler des Verfahrens zur Bestimmung von Ra-228 in [407] in Rechnung gestellt werden.

In [395] bzw. [397] wurden in den Hauptvorflutern (Fossa Eugeniana bzw. Lippe) von der Einleitungsstelle der Grubenwässer bis zur Einmündung des Gewässers in den Rhein die Konzentrationsveränderungen der Wasserinhaltsstoffe (u. a. Ra-226, Ba^{2+} , Cl^- , SO_4^{2+}) untersucht, die mit den Grubenwässern in die Vorfluter gelangt sind. Unmittelbar nach einer Einleitung steigen die Konzentrationen dieser Komponenten deutlich an, über große Fließstrecken ändern sich die Konzentrationen dann nur gering.

5.23.1.2.4 Radioaktivität in den Sedimenten bergbaulich beeinflusster Oberflächengewässer
Die Analyse der Sedimentdaten zeigt, dass unmittelbar an und unterhalb der Einleitungsstelle der Grubenwässer die spezifische Aktivität der Sedimente zunächst deutlich gegenüber dem natürlichen Niveau erhöht ist, im weiteren Verlauf in Fließrichtung des Gewässers nehmen die Werte dann ab. Besonders anschaulich wird das an den Daten für das BW AV. Unmittelbar an der ehemaligen Einleitungsstelle der Grubenwässer in den Sickingmühlenbach wurden in den Sedimenten Ra-226 Werte von 15 Bq/g festgestellt. Nach einer Fließstrecke von ca. 1 km (kurz vor der Einmündung des Baches in die Lippe) hat die spezifische Aktivität auf ca. 5,6 Bq/g abgenommen. Die genannten Werte stimmen gut mit den Werten in Sedimenten im unmittelbaren Umfeld der Einleitstellen von Grubenwässern aus anderen Bergwerksfeldern überein, beispielsweise der Grube Amalie, in denen ca. 16 Bq/g Ra-226 und ca. 2 Bq/g Ra-228 gemessen wurden [403]. Nach der Einmündung des Sickingmühlenbaches in die Lippe ergibt sich ein ähnliches Bild. Unmittelbar an der Einmündung beträgt die spezifische Aktivität in den Sedimenten 0,425 Bq/g. Sie nimmt dann in Fließrichtung mit zunehmender Entfernung von der Einleitungsstelle ab. Eine erneute Einleitung von Grubenwässern in die Lippe führt wiederum zu erhöhten Werten der spezifischen Aktivität in den Sedimenten an der Einleitungsstelle [397].

In [397] wurden auch die Haupt- und Spurenelemente in den Sedimenten untersucht. Als Indikator für die nicht durch bergbauliche Ableitungen beeinflussten Schwebstoffe bzw. Sedimente kann der Gehalt an SiO_2 herangezogen werden, Barium weist dagegen auf den bergbaulichen Einfluss hin. In den Sedimenten der Lippe dominiert vor der Einmündung des Sickingmühlenbaches klar der SiO_2 -Gehalt. Nach Einmündung des Baches in die Lippe dominiert zunächst der Bariumgehalt. In den Sedimenten dieses Flussabschnittes ist der SiO_2 -Gehalt geringer als in den Sedimenten oberhalb der Einleitungsstelle. Weiter flussabwärts nimmt der Bariumgehalt ab, der SiO_2 -Gehalt hingegen wieder zu. Nach der erneuten Einleitung von Grubenwässern steigt der Bariumgehalt wiederum an, um dann stetig bis zur Einmündung der Lippe in den Rhein abzunehmen.

Diese Ergebnisse werden auch durch die Korngrößenverteilung in den Sedimentproben gestützt. Nach den Untersuchungen in [397] nimmt der Ton- und Schluffanteil in den Sedimenten mit zunehmender Entfernung von den Einleitungsstellen ab, dagegen nimmt der Sandanteil mit zunehmender Entfernung von der Einleitungsstelle zu.

Die im Flusssystem der Lippe beobachtete Abnahme der spezifischen Aktivität der Sedimente flussabwärts von der Einleitstelle wurde auch im Flusssystem der Fossa Eugeniana festgestellt [397], ebenso die Änderungen der Gehalte der Haupt- und Spurenelemente in den Sedimenten.

Aus diesen Untersuchungen lässt sich folgendes Fazit ziehen: Die spezifische Aktivität der Sedimente nimmt beim Transport im Vorfluter ab, da die kontaminierten Sedimente mit „natürlichen“ Sedimente vermischt werden. Sekundäre Prozesse, z. B. die Anlagerung von gelöstem Ra- 226 oder Ra-228 an Schwebstoffe, spielen offensichtlich keine Rolle, da die Aktivitätskonzentration dieser Radionuklide im Wasser des Vorfluters im Verlaufe des Transportes praktisch konstant bleibt.

5.23.1.2.5 Radiologische Charakterisierung der Böden in den Uferbereichen

Aus den Untersuchungen in [395, 397, 398] kann zusammengefasst geschlussfolgert werden, dass eine radioaktive Kontamination der Böden nur auf Flächen in Ufernähe auftritt und dass sie über die Fläche räumlich nicht homogen verteilt ist. Es treten teils sehr hohe Werte auf (Uferbereiche der Lippe: bis 0,9 Bq/g Ra-226, Uferbereiche der Fossa Eugeniana: bis 1,8 Bq/g Ra-226), teils liegen die Kontaminationen im natürlichen Wertebereich, auch auf eng nebeneinander liegenden Teilflächen innerhalb des jeweils untersuchten Überschwemmungsgebietes. Die Höhe der radioaktiven Kontamination von Böden der Uferbereich nimmt mit der Entfernung von einer Einleitungsstelle ab.

Ursache dieser Bodenkontaminationen ist den Studien [395, 397] zufolge der Auftrag von Sedimenten bei Überschwemmungsereignissen. Die inhomogene räumliche Verteilung der Kontamination ist durch die unterschiedliche Ablagerung von Schwebstoffen bzw. mobilisierten Sedimenten bei Überschwemmungsereignissen in Unebenheiten des Bodens zu erklären. Die spezifische Aktivität nimmt mit zunehmender Entfernung des Messpunktes von der Uferlinie ab [395, 396, 397, 398]. Dies ist darauf zurückzuführen, dass seit Beginn der Einleitungen in dem Zeitraum von etwa 100 Jahren die ufernahen Bereiche öfter und länger überflutet worden sind als uferferne. Die Kontaminationen sind auf die obersten Bodenschichten beschränkt, meist bis zu einer Tiefe von 20 cm. In einigen Fällen wurden auch in tieferen Schichten noch erhöhte spezifische Aktivitäten von Ra-226 nachgewiesen. In Tiefen von mehr als 100 cm wurden nur spezifische Aktivitäten festgestellt, die dem natürlichen Niveau entsprechen [395, 397]. In den kontaminierten Böden mit hohen spezifischen Aktivitäten liegt ein deutliches Ungleichgewicht zwischen Ra-226 und Pb-210 vor. Das liegt auch in den Sedimenten vor und ist auf den Chemismus der der Grubenwässer zurückzuführen. Bei den niedrigeren spezifischen Aktivitäten sind diese Nuklide näherungsweise im radioaktiven Gleichgewicht, Das deutet auf einen natürlichen Ursprung der Kontamination hin. In den Böden mit hoher spezifischer Aktivität von Ra-226 wurden auch hohe Bariumkonzentrationen festgestellt [397].

Diese Situation wird sich nicht wesentlich ändern. Nach [395] ist nur ein geringer Radionuklidaustrag in tiefere Bodenschichten erwarten. Die spezifische Aktivität von Ra-228

wird durch den radioaktiven Zerfall mit einer Halbwertszeit von knapp 6 Jahren deutlich stärker abnehmen als diejenige von Ra-226. Pb-210 wird aus Ra-226 nachgebildet werden, so dass schließlich das radioaktive Gleichgewicht mit dem Ra-226 erreicht wird.

5.23.1.2.6 Ortsdosisleistung (ODL) der Gammastrahlung

Die Situation, die sich aus der Kontamination der Böden ergibt, spiegelt sich auch in den Ergebnissen der ODL-Werte der Gammastrahlung wieder. Auf den Überschwemmungsflächen oberhalb der ersten Einleitung liegen die ODL-Werte im natürlichen Wertebereich. Sie betragen im Flusssystem der Lippe ca. 60 nSv/h, im Flusssystem der Fossa Eugeniana <100 nSv/h [395, 397, 398]. Die höchsten ODL-Werte wurden unterhalb der jeweiligen Einleitungsstellen gemessen, mit zunehmender Entfernung von der Einleitungsstelle nehmen die Werte ab. Als Beispiel sei die Situation in den Uferbereichen der Lippe betrachtet: Unmittelbar unterhalb der Einmündung des Sickingmühlenbachs wurden ODL-Werte bis zu 350 nSv/h gemessen [397], weiter flussabwärts bis zu einer Entfernung von ca. 7 km von der Einmündungsstelle noch Werte bis zu 235 nSv/h [398], danach bis zur Einmündung in den Rhein auch noch Werte über 60 nSv/h [397]. Von einigen Ausnahmen abgesehen nehmen die gemessenen ODL-Werte auf den Überschwemmungsflächen senkrecht zur Fließrichtung ab [397, 398]. Auf trockengefallenen Sedimenten treten auch höhere Werte auf [397].

5.23.1.2.7 Berechnung der Strahlenexposition

In [395, 398] wurden Berechnungen der Strahlenexposition durchgeführt. Grundlage für diese Abschätzungen waren die Berechnungsgrundlagen Bergbau [12].

Strahlenexpositionen von Personen der Bevölkerung resultieren nur aus der Kontamination von Bodenflächen, die wiederum durch die Ablagerung von kontaminierten Sedimenten verursacht worden sind. Alle übrigen Expositionsszenarien spielen keine Rolle.

In Abhängigkeit von den betrachteten Expositionsszenarien und den Expositionsbedingungen (z. B. Aufenthaltszeiten) liegen die Werte der jährlichen effektiven Dosis in einem Bereich von etwa 200 bis 1.200 μ Sv. Die zuletzt genannten Expositionswerte können sich allerdings nur bei Annahme unrealistischer Expositionsszenarien und -bedingungen ergeben (z. B. Aufenthaltszeiten, Aufenthalt auf „nicht erlaubten“ Flächen, nennenswerter Verzehr von Lebensmitteln, die auf kontaminierten Flächen erzeugt worden sind). Gleiche Szenarien etc. vorausgesetzt, werden sich die Strahlenexpositionen im Verlaufe durch die möglichen Veränderungen des Bodendepots noch ändern, das ändert an der grundsätzlichen Aussage nichts. Strahlenexpositionen sind nur auf den Uferbereichen zu erwarten, die durch die Ablagerung kontaminierter Sedimente betroffen sind.

5.23.1.3 Radiologische Situation der Grubenwassereinleitung nach Einstellung des Steinkohlenbergbaus ab 2018

5.23.1.3.1 Wasserhaltungskonzept und Einleitungsstellen

Das langfristige Wasserhaltungskonzept des für die Steinkohlebergwerke im Ruhrgebiet verantwortlichen Bergbauunternehmens RAG AG [408] beruht neben anderen Randbedingungen auf der gezielten untertägigen Zusammenführung von Teilströmen mit erhöhten Sulfat- und Bariumkonzentrationen sowie der Sicherstellung von ausreichend langen Transportzeiten entlang der Wasserwegsamkeiten, so dass Barium und Sulfat im

Flutungsraum reagieren können, Bariumsulfat ausfallen kann und damit Ablagerungen und Inkrustationen an hydraulisch kritischen Punkten (kleinprofilige Querschläge, Pumpen, Rohrleitungen nach über Tage) vermieden werden. Es ist zu beachten, dass hinsichtlich der Wasserhaltung der Gruben des Ruhrreviers die natürliche Radioaktivität nur einer von vielen Gesichtspunkten ist. Es wird befürchtet, dass es im Zuge eines Anstiegs des Grubenwassers nach der Stilllegung des Steinkohlenbergbaus zu einer Mobilisierung und einem erheblich stärkeren Austrag von PCB über das Grubenwasser in die Oberflächengewässer kommt [409]. Beispielsweise werden entsprechend dem Abschlussbetriebsplan des BW AV [394, 410] Grubenwässer aus diesem Betriebsfeld über die Wasserprovinz Lippe, Zollverein und Prosper Haniel zur Wasserhebung am Standort Lohberg und der Einleitung in den Rhein geführt. Nach Informationen durch die RAG [394] ist bei diesem Konzept eine ausreichende Reaktions- und Sedimentationszeit für Bariumsulfat gegeben. Um die beschriebenen Strömungs- und Mischungsverhältnisse sowie Wasserwegsamkeiten sicherzustellen, wurden die Hauptwasserwege entsprechend präpariert [410]. Erfahrungen aus dem Betrieb der Wasserhaltungen und der untertägigen Aufbereitung zur Bariumfällung am Standort des BW AV haben gezeigt, dass diese Reaktion und Sedimentation sehr rasch erfolgt.

Entsprechende Prozesse sind bei entsprechenden Zuflüssen und Mischung von barium- und sulfathaltigen Zuflüssen aus nahezu allen Wasserprovinzen bekannt und werden bei Konzeption und Qualitätsprognose berücksichtigt.

Da hohe Bariumkonzentrationen (und damit hohe Radium-Aktivitätskonzentrationen) im Grubenwasser vor allem aus salinaren Tiefenwässern stammen (aus Störungszonen, tiefe Grundwasserleiter zwischen Karbon und Kreide), führt ein hoher Flutungswasserspiegel zu geringeren Zutritten dieser Wässer und damit zu geringeren in die Grubenhohlräume gelangenden Bariumfrachten, während die Zuflüsse der aus höheren Schichten stammenden sulfathaltigen Wässer weniger abhängig vom Flutungswasserspiegel sind. Die in aus Mischwasserzuflüssen resultierenden Flutungswässern mit Sulfatdominanz beobachteten Bariumrestkonzentrationen liegen in der Größenordnung von 1-2 mg/l, woraus sich anhand der oben bereits angesprochenen Korrelation von Barium und Radium im Flutungswasser eine Aktivitätskonzentration von Ra-226 in der Größenordnung von ca. 500 mBq/l und damit um mehrere Größenordnungen niedriger als in der Vergangenheit ableiten lässt [403].

Mit dem Wasserhaltungskonzept der RAG wird somit erwartet, dass die mit dem gehobenen Flutungswasser an die Tagesoberfläche gelangende Schwebstofffracht aus Ba(Ra)SO₄ gegenüber den früheren Einleitungen aus AV (rechtsrheinisch in das Gewässersystem der Lippe) und dem Bergwerk West/Rossenray (linksrheinisch in die Fossa Eugenia/Altrhein), welche die Stoffeinträge entsprechend den oben beschriebenen Untersuchungen von Radium- und ODL-Verteilung verursacht haben, deutlich abgesenkt wird. Die Frachten an Restbarium und damit Radium werden auch gegenüber der untertägig am Standort AV betriebenen Bariumsulfatfällung durch verbesserte Sedimentationsbedingungen nochmals geringer sein.

Darüber hinaus wird im Rahmen der Einstellung des Steinkohlenbergbaus und der Umsetzung der Wasserhaltungskonzeption durch die RAG die Anzahl der Grubenwassereinleitstellen deutlich reduziert und ihre Auslegung und Lage optimiert, was Auswirkungen auf die möglichen Expositionsszenarien haben wird. Bezüglich der Grubenwässer aus den Bergwerksbereichen, die früher durch erhöhte Radiumgehalte zu

relevanten Expositionen geführt haben (AV, BW West), lassen sich folgende Aussagen treffen [394]:

- Flutungswasser aus der linksrheinischen Wasserprovinz (BW West) wird in Duisburg-Walsum über einen befestigten Kanal nahe der Fähre Duisburg-Orsoy direkt in den Rhein eingeleitet. Die Einleitstelle befindet sich je nach Wasserstand des Rheins leicht unter- bzw. oberhalb des Wasserpegels. Die Pegelschwankungen (z. B. Differenz zwischen MHW und MNW entsprechend [411]) betragen etwa 640 mm, so dass nicht mit einer Überflutung der an die Einleitstelle angrenzenden Wiesen und ggf. Ablagerung von Ba(Ra)SO₄-Schwebstoffen zu rechnen ist. Die geplante Jahresmenge von abgeleitetem Flutungswasser beträgt 8 Mio. m³ [412].
- Flutungswasser aus dem Grubenfeld des BW AV wird über den oben beschriebenen Fließweg am Standort Lohberg in den Rhein eingeleitet werden. Die Planungen für das Einleitbauwerk sind in Arbeit, es wird aber davon ausgegangen, dass die örtlichen Bedingungen vergleichbar mit denen an der Einleitstelle Duisburg-Walsum sind. Die geplante Jahresmenge von abgeleitetem Flutungswasser beträgt 35 Mio. m³ [412].

Die Einleitung von Grubenwasser aus den bezüglich des Radiumgehaltes relevanten Wasserprovinzen in das Einzugsgebiet der Lippe ist inzwischen stark reduziert und wird demnächst beendet werden. Die Einleitung in das Einzugsgebiet des Altrheins/Fossa Eugenia ist bereits seit 2013 vollständig eingestellt. Gegenwärtig erfolgt im ehemaligen Einleitbereich des BW AV bereits die Renaturierung von beeinflussten Gewässerabschnitten wie beispielsweise dem Sickingmühlenbach.

5.23.1.3.2 Bewertung der radiologischen Situation, Expositionsszenarien und Dosisberechnung

Für die Bewertung der radiologischen Situation müssen diejenigen Expositionsszenarien, Expositionspfade und Parameter analysiert werden, die für das Zustandekommen der Strahlenexposition von Personen der Bevölkerung aus der Ableitung von Grubenwässern relevant sind. Rechtliche Vorgaben oder Bedingungen dafür existieren nicht. Grundlage für die Bewertung sind deshalb die Festlegungen der AVV zu §47 der StrlSchV [34] sowie der Berechnungsgrundlagen Bergbau [12].

In beiden Vorschriften wird gefordert, die Szenarien und Parameter zur Berechnung der Strahlenexposition nach dem Prinzip „realistisch, aber ausreichend konservativ“ so festzulegen, dass die zu erwartende Strahlenexposition nicht unterschätzt wird. In den Berechnungsgrundlagen Bergbau [12] wird sogar ausdrücklich erwähnt, dass nur die im konkreten Anwendungsfall tatsächlich relevanten Szenarien und Pfade zu berücksichtigen sind. In der Zukunft mögliche Änderungen der Besiedlung oder der Nutzung sind dabei zu berücksichtigen.

Die Strahlenexposition ist für Personen an den ungünstigsten Einwirkungsstellen zu ermitteln. Ungünstigste Einwirkungsstellen sind nach [12] 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.

In der AVV zu §47 der StrlSchV [34] wurden u.a. die folgenden Expositionsszenarien festgelegt, die auch bei der Ermittlung der durch die Ableitung von Radionukliden mit den Grubenwässern verursachten Strahlenexpositionen zu beachten sind:

- Exposition durch den Aufenthalt auf Sedimenten und
- Exposition durch die Aufnahme radioaktiver Stoffe mit der Nahrung über die Ingestionspfade Verzehr von Trinkwasser, von Fisch, von Milch und Fleisch, bei denen die radioaktive Kontamination aus der Viehtränke resultiert, und von tierischen und pflanzlichen Nahrungsmitteln, bei denen die radioaktive Kontamination durch die Beregnung landwirtschaftlicher Nutzflächen entsteht.

Bei den Ingestionspfaden wird der Pfad 'Muttermilch infolge der Aufnahme radioaktiver Stoffe der Mutter über die genannten Ingestionspfade' hervorgehoben, da die Höhe der Strahlenexposition für eine Referenzperson der Altersgruppe <1 a in der Regel durch die Dosis bestimmt wird, die über diesen Expositionspfad zustande kommt.

Wenn es aufgrund der örtlichen Besonderheiten begründet ist, sollen nach der AVV zu §47 der StrlSchV [34] außerdem die

- Landwirtschaftliche Nutzung von Überschwemmungsgebieten und die
- Landwirtschaftliche Nutzung von Fluss- und Klärschlamm

berücksichtigt werden.

In den Berechnungsgrundlagen Bergbau [12] werden die folgenden Expositionsszenarien bzw. Expositionspfade genannt, die auch bei der Ermittlung der durch die Ableitung von Radionukliden mit den Grubenwässern relevant sein können:

- Äußere Exposition durch Gammastrahlung des Bodens,
- Exposition durch die Inhalation von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten,
- Exposition durch den Verzehr von Muttermilch und lokal erzeugten Lebensmitteln (Trinkwasser, Fisch, Milch und Milchprodukte, Fleisch, Blattgemüse und sonstige pflanzliche Produkte und die
- Exposition durch Direktingestion von Boden.

Zur Ermittlung und Bewertung der Strahlenexpositionen, die aus den Radionuklidableitungen mit den Grubenwässern des Steinkohlebergbaus resultieren, müssen nicht alle der oben aufgeführten Expositionsszenarien und -pfade betrachtet werden. Einige können von vornherein ausgeschlossen werden. Folgende Gründe sind aus Sicht der Autoren der im Abschnitt 5.23.1.2 ausgewerteten Studien im Wesentlichen dafür maßgebend:

- Die Ableitungen erfolgen ausschließlich in Fließgewässer, die bereits durch Ableitungen aus anderen Industrien oder durch häusliche Abwässer belastet sind. Deshalb ist eine Nutzung der Gewässer zur Gewinnung von Trinkwasser nicht zu erwarten.
- Die Nutzung von Wässern zur landwirtschaftlichen Nutzung (z. B. Beregnung, Viehtränke) und die Nutzung von Fluss- und Klärschlamm werden in den in den oben

genannten Studien nicht betrachtet, es handelt sich hierbei offensichtlich nicht um realistische Expositionsszenarien.

- Der Verzehr von Fisch aus den Gewässern ist auch kein realistisches Szenarium. Eine gewerbsmäßige Fischproduktion in solchen Gewässern ist nicht bekannt. Angeln ist an dem in [395] betrachteten Uferbereichen ausdrücklich verboten.

Hingegen sind die sowohl in der AVV [34] als auch in den Berechnungsgrundlagen Bergbau [12] genannten Szenarien

- Aufenthalt auf Sedimenten,
- Landwirtschaftliche Nutzung von Überschwemmungsgebieten,
- Äußere Strahlenexposition durch Gammastrahlung beim Aufenthalt auf Sedimenten und Überschwemmungsgebieten und
- Direktingestion von Boden

auch für die Bewertung der radiologischen Auswirkungen der Ableitungen von Grubenwässern realistisch.

Der Expositionspfad „Verzehr von Muttermilch“, über den in der Regel ein signifikanter Beitrag zur Gesamtstrahlenexposition zustande kommt, ist von besonderer Bedeutung. Wegen der Kontamination der Überschwemmungsflächen nicht nur mit Ra-226 und Ra-228, sondern auch mit Pb-210 und Po-210 kann dieser Expositionspfad für die Höhe der Strahlenexposition, die aus der Ableitung von Grubenwässern aus dem Steinkohlenbergbau resultieren kann, ausschlaggebend sein.

5.23.1.3.3 Kontaminations- und Expositionsszenarien

Zusätzlich zum Ausschluss der Ablagerung von radioaktiven Schwebstoffen in der Nähe der Einleitstellen ist aufgrund der Uferbefestigung mit großen Steinblöcken sowie der steilen Böschungen die in früheren Studien betrachteten und in Abschnitt 5.23.1.2.7 diskutierte Entstehung kontaminierter Uferbereiche durch Überflutungen und Aufenthalt auf kontaminierten Flächen nicht mehr realistisch und kann deshalb aus der Betrachtung ausgeschlossen werden. Zwar kann der Rheinpegel zwischen Niedrig- und Hochwasser um bis zu 11,5 m schwanken, bei starkem Hochwasser ist jedoch auch der Abfluss und damit die Fließgeschwindigkeit mit bis zu 3 m/s sehr hoch [413], so dass unterhalb einer räumlich begrenzten Vermischungszone eine sehr hohe Verdünnung von Einleitungen resultiert und eine Sedimentation im Uferbereich nicht stattfindet. Für eine generische Abschätzung möglicherweise auftretender Expositionen für Personen der Bevölkerung sind jedoch grundsätzlich die in Tabelle 43 dargestellten Expositionspfade zu berücksichtigen, die sich aus den Berechnungsgrundlagen Bergbau [12] ergeben. .

Für die Wasserentnahmestellen werden die folgenden Annahmen zugrunde gelegt:

- a) Die Entnahme von Wasser zur Bewässerung erfolgt aus dem für die Ableitung genutzten Kanal. Die Wasserqualität entspricht somit der des Grubenwassers. Der Durchfluss wird mit 35 Mio. m³/a bzw. 1100 l/s angenommen.
- b) Es wird in einem generischen Ansatz angenommen, dass Wasser und Fische aus einem b=10 m breiten ufernahen Bereich in unmittelbarer Nähe der Einleitstelle

entnommen bzw. gefangen werden, in dem eine Verdünnung des eingeleiteten Grubenwassers mit dem Rheinwasser erfolgt. Der mittlere Abfluss des Niederrheins bei Duisburg beträgt $Q=2.200 \text{ m}^3/\text{s}$ [414], die Flussbreite beträgt im Bereich Duisburg ca. $B=440 \text{ m}$ [413, 415]. Der Verdünnungsfaktor einer Einleitung mit dem Volumenstrom q in diesem ufernahen Streifen beträgt näherungsweise $(q B^2) / (2 Q b^2)$ [416]. An der Einleitstelle Walsum ist der Verdünnungsfaktor mit $q=9 \text{ Mio. m}^3/\text{a}$ ca. 1:8, während er an der Einleitstelle Lohberg mit $q= 35 \text{ Mio. m}^3$ ca. 1:2 beträgt.

Für die nachfolgende Dosisberechnung werden mit dem Ziel einer großen Variationsbreite der Szenarien die Entnahme des unverdünnten Flutungswassers aus dem Einleitkanal sowie eine Verdünnung im Verhältnis von 1:8 in der Vermischungszone im Rhein angenommen.

Wird eine Aktivitätskonzentration von Ra-226 von 500 mBq/l und, entsprechend den Ausführungen in Abschnitt 5.23.1.2.2, das Verhältnis von Ra-226 zu Ra-228 mit 2:1 angenommen, so resultieren aus Nutzung des unverdünnten Wassers mit allen relevanten Expositionspfaden (siehe Anlage 1) die folgenden effektiven Dosen entsprechend den verschiedenen Altersgruppen:

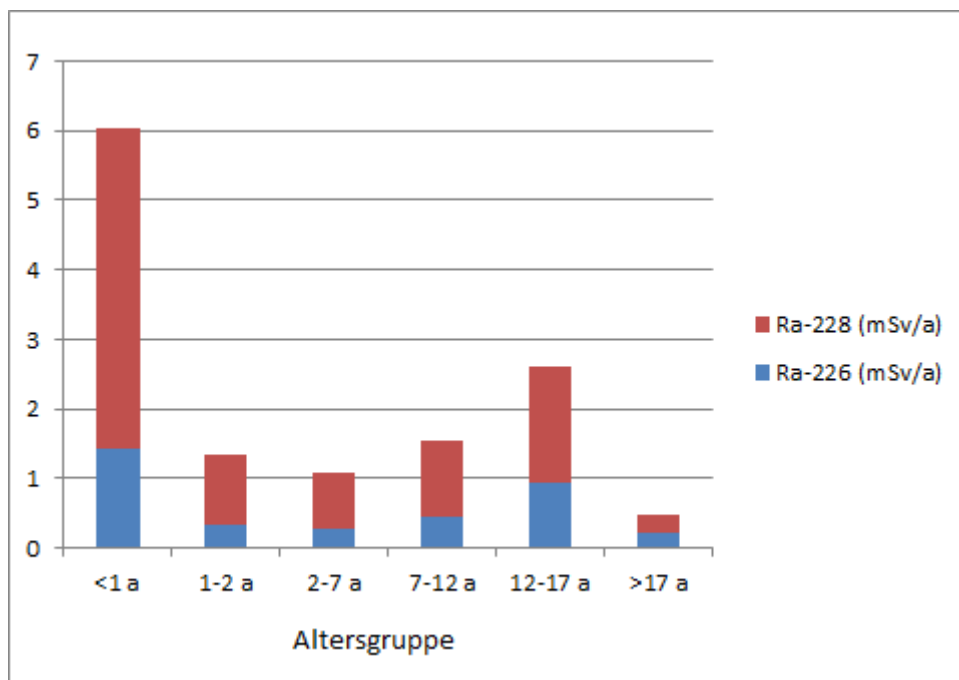


Abbildung 1: Effektive Dosis aus der Wassernutzung (Normierter Nuklidvektor des Wassers: Ra-226 1 Bq/l, Ra-228 0,5 Bq/l)

Aus Abbildung 1 ist ersichtlich, dass die Altersgruppe <1 a die höchste effektive Dosis aus der Nutzung des Wassers erhält. Die Beiträge der verschiedenen Expositionspfade zur gesamten effektiven Dosis in der kritischen Altersgruppe <1 a sind in Abbildung 2 dargestellt.

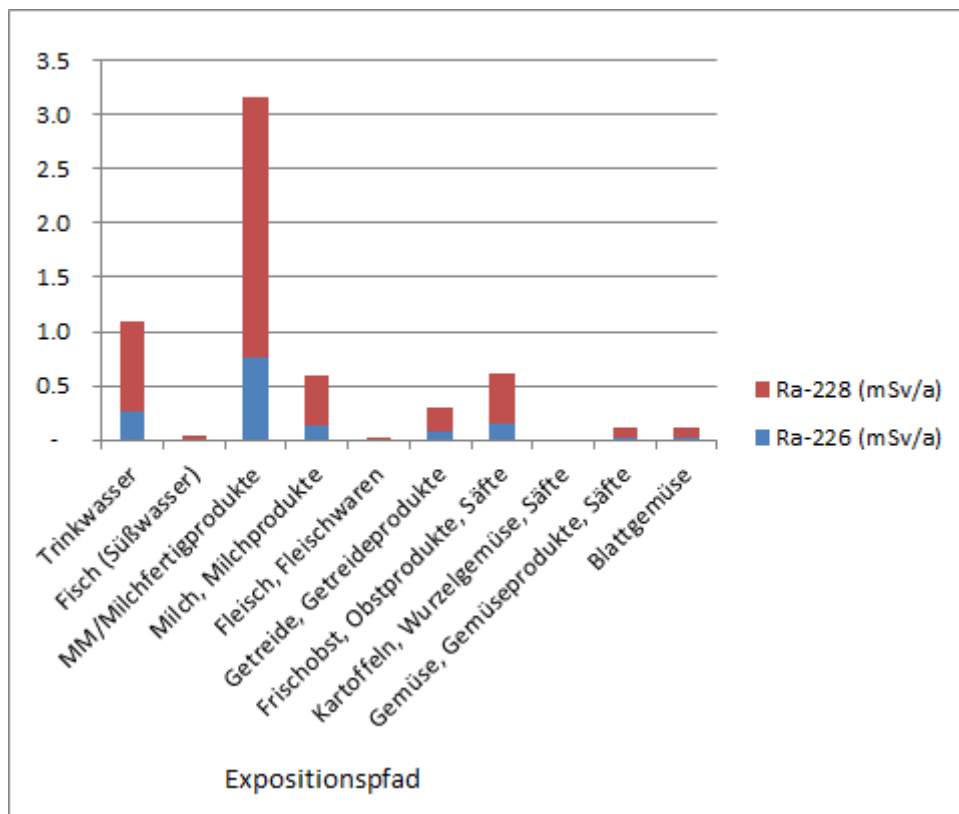


Abbildung 2: Beiträge der Expositionspfade zur effektiven Dosis in der kritischen Altersgruppe <1 a (Modellvektor: Ra-226 1 Bq/l, Ra-228 0,5 Bq/l)

Daraus ergeben sich für das an den zwei modellhaft betrachteten Entnahmestellen genutzte Wasser die in Tabelle 43 zusammengestellten effektiven Dosen.

Tabelle 43: Aktivitätskonzentrationen von Ra-226 und Ra-228 an verschiedenen Wasserentnahmestellen, relevante Expositionspfade und die resultierende effektive Dosis für die Altersgruppe <1 a

Parameter	Entnahmestelle Kanal (1.100 l/s)	Entnahmestelle Rhein (5E6 l/s) in einem ufernahen Streifen wenige 10 m unterhalb des Einleitkanals Walsum
Durchflusskategorie nach der Berechnungsgrundlage Bergbau [12]	500-5.000 l/s	>5.000 l/s
Nach der Berechnungsgrundlage Bergbau [12] zu betrachtende Expositionspfade	Beregnung-Pflanze Beregnung-Pflanze-Muttermilch Viehtränke-Kuh-Milch Viehtränke-Kuh-Milch-Muttermilch Viehtränke-Tier-Fleisch Viehtränke-Tier-Fleisch-Muttermilch Beregnung-Futterpflanze-Kuh-Milch Beregnung-Futterpflanze-Kuh-Milch-Muttermilch Beregnung-Futterpflanze-Tier-Fleisch Beregnung-Futterpflanze-Tier-Fleisch-Muttermilch	Wie links, zusätzlich noch Trinkwasser Trinkwasser-Muttermilch Wasser-Fisch Wasser-Fisch-Muttermilch
Effektive Dosis ($\mu\text{Sv/a}$) bei normiertem Nuklidvektor (Ra-226 1 Bq/l, Ra-228 0,5 Bq/l)	2.500	6.000
Nuklidvektor des abgeleiteten Grubenwassers	Ra-226: 0,5 Bq/l Ra-228: 0,25 Bq/l	Ra-226: 0,5 Bq/l Ra-228: 0,25 Bq/l
Verdünnungsfaktor	1 (Kanal, unverdünnt)	8
Nuklidvektor an der Entnahmestelle (Bq/l)	Ra-226: 0,5 Ra-228: 0,25	Ra-226: 0,06 Ra-228: 0,03
Effektive Dosis ($\mu\text{Sv/a}$)	1.250	360

Zusammenfassend kann somit eine radiologische Relevanz der Grubenwasserableitung aus dem Steinkohlenbergbau ab 2018 nicht vollständig ausgeschlossen werden, wenn die oben entsprechend den Berechnungsgrundlage Bergbau zu betrachtenden Expositionspfade zugrunde gelegt werden und eine Wasserentnahmestelle in unmittelbarer Nähe abstromig vom Einleitkanal des Grubenwassers angenommen wird. Es handelt sich hierbei im Sinne einer generischen Betrachtung um ein hypothetisches Nutzungsszenario, das in der Praxis in dieser Form wahrscheinlich nicht anzutreffen sein wird.

Es muss auch betont werden, dass das Ergebnis für Wasserentnahme aus dem Rhein sehr stark von der Vermischung mit dem Rheinwasser abhängt. Wenn die im weiteren Flussverlauf des Rheins unterhalb der Vermischungszone stark zunehmende Verdünnung des abgeleiteten Grubenwassers berücksichtigt wird (etwa um einen Faktor von $1E4$), fällt die effektive Dosis deutlich unter den Wert von $100 \mu\text{Sv/a}$.

5.23.2 Ableitungen von Radon

Grubenwetter werden im Rahmen der Bewetterung gezielt nach über Tage abgeleitet, darüber hinaus erfolgen teilweise auch unkontrollierte Austritte [217]. Grubengas (Methan) aus Kohleflözen ist als Energieträger von Bedeutung. Im Jahr 2014 wurden in Nordrhein-Westfalen ca. 100 Grubengas-Blockheizkraftwerke mit einer elektrischen Leistung von knapp 170 MW installiert [417]. Sowohl in den Abwettern aus den Gruben als auch in dem verwendeten Grubengas muss mit höheren Radonkonzentrationen gerechnet werden.

In der Dissertation [396] sind sowohl Wettermengen als auch Radonkonzentrationen der Abwetter eines Steinkohlebergwerkes im Gebiet am Niederrhein aufgeführt. Die Abwettermengen liegen zwischen ca. 100 und 440 m³/s, die Rn-222-Konzentration in den Abwettern zwischen 86 und 124 Bq/m³. Die Kaminhöhen betragen zwischen 3 und 17 m.

Aus der konservativen Annahme von 400 m³/s und 120 Bq/m³ resultiert eine Radon-Quellstärke von 48 kBq/s bzw. 1,5 TBq/a. Dieser Wert liegt etwa um einen Faktor von 2 unterhalb der Quellstärke, die für eine effektive Dosis von 100 µSv/a am Punkt der maximalen Einwirkung bei einer Kaminhöhe von 20 m notwendig wäre (siehe Abschnitt 4.3). Für Radonableitungen aus dem Steinkohlenbergbau des Ruhrgebietes liegen keine Informationen vor.

Mit der Einstellung des Steinkohlenbergbaus in Deutschland im Jahr 2018 entfällt auch die Notwendigkeit der Grubenbewetterung. Die Ableitung von Radon wird dann unabhängig vom Istzustand auf eine vernachlässigbare Größenordnung sinken.

Die Ableitung von Radon aus Steinkohlenbergwerken wird deshalb im Vorhaben nicht weiter betrachtet.

5.24 Zusammenfassung der Ergebnisse der Literaturrecherchen

Im Ergebnis der im Vorhaben durchgeführten Literaturrecherche wurden in Tabelle 44 diejenigen Industriezweige identifiziert, deren Ableitungen im Hinblick auf die Zielstellung des Vorhabens radiologisch relevant sein könnten. Diese Industriezweige werden in Abschnitt 8 hinsichtlich einer realistischen Dosisabschätzung betrachtet. Die dazu verwendeten Expositionsszenarien und Annahmen wurden mit dem Auftraggeber abgestimmt.

In Tabelle 44 wird ebenfalls eine Einschätzung der Repräsentativität der aus der Literaturrecherche gewonnenen Informationen vorgenommen. In diese Bewertung wird die Zahl verfügbarer Datensätze, die Verfügbarkeit direkter Messergebnisse im Gegensatz zu indirekten Abschätzungen, die Relevanz der Daten für (bzw. ihre Übertragbarkeit auf) entsprechende Verhältnisse in Deutschland einbezogen. Es ist darauf hinzuweisen, dass auch bei sehr kleinen und statistisch nicht repräsentativen Datensätzen geeignete Methoden plausible Abschätzungen und Schlussfolgerungen zulassen.

Tabelle 44: Industriezweige und ihre Ableitungen, die als möglicherweise radiologisch relevant betrachtet werden

Industriezweig nach Anhang VI der Grundnormenrichtlinie	Möglicherweise relevante Prozesse und damit in Verbindung stehende Ableitungen	Ggf. radiologisch relevant, d. h., weitere Betrachtung?	Informationslage sowie Einschätzung der Repräsentativität der verfügbaren Informationen
Herstellung von Thoriumverbindungen oder thoriumhaltigen Produkten	Abwässer	Nein	Aktivitätskonzentrationen sind bekannt Nur wenige Betriebe, lückenhafte Datenlage
Herstellung von Thoriumverbindungen oder thoriumhaltigen Produkten	Staub aus Schmelzprozessen bei der Herstellung von thorierten Elektroden	Nein	Aktivitätsfrachten können plausibel abgeschätzt werden Nur wenige Betriebe, lückenhafte Datenlage
Verarbeitung von Niob- und Tantalerg	Abwässer aus der Flüssig-Flüssig-Extraktion	Ja	Abwassermenge bekannt, keine Information zu spezifischen Aktivitäten im Abwasser Nur ein Unternehmen in Deutschland aktiv
Verarbeitung von Niob- und Tantalerg	Staub aus dem Hochtemperaturprozess bei der fraktionierten Destillation	Ja	Staubfrachten bekannt, Annahmen zu spezifischen Aktivitäten im Staub Nur ein Unternehmen in Deutschland aktiv
Erdöl- und Erdgasproduktion	Abwässer der chemisch-physikalischen Behandlung saliner Lagerstättenwässer	Nein	Aktivitätsfrachten bekannt, resultierende Aktivitätskonzentrationen geringer als Referenzwerte der Trinkwasserverordnung (2015) Daten nur für eine Chemisch-Physikalische Behandlungsanlage verfügbar
Erdöl- und Erdgasproduktion	Radonfreisetzung (diskontinuierlich) bei Wartungsarbeiten	Nein	Kurzzeitige Frachten bekannt, resultierende Exposition kann plausibel ausgeschlossen werden Veröffentlichte Daten nur punktuell verfügbar
Gewinnung geothermischer Energie	Abwässer der chemisch-physikalischen Behandlung saliner Wässer	Nein	Frachten bekannt, Keine konkreten Daten verfügbar, deshalb Analogieschlüsse
Gewinnung geothermischer Energie	Radonfreisetzung (diskontinuierlich) bei Wartungsarbeiten	Nein	Kurzzeitige Frachten bekannt, Schlussfolgerungen analog zu Erdöl-/Erdgasproduktion Veröffentlichte Daten nur punktuell verfügbar bzw. dem AN intern bekannt

Industriezweig nach Anhang VI der Grundnormenrichtlinie	Möglicherweise relevante Prozesse und damit in Verbindung stehende Ableitungen	Ggf. radiologisch relevant, d. h., weitere Betrachtung?	Informationslage sowie Einschätzung der Repräsentativität der verfügbaren Informationen
TiO ₂ -Pigmentherstellung Sulfat- u. Chloridverfahren	Staub	Nein	Aktivitätsfrachten aus Literatur bekannt, Obergrenzen der Staubfracht aus BImSchG abschätzbar, vernachlässigbar Nur wenige Betriebe aktiv, Datenlage nicht repräsentativ (Einzelfälle)
TiO ₂ -Pigmentherstellung Sulfat- u. Chloridverfahren	Abwässer	Nein	Aktivitätsfrachten aus Literatur bekannt, resultierende Aktivitätskonzentrationen geringer als Referenzwerte der Trinkwasserverordnung (2015) Nur wenige Betriebe aktiv, Datenlage nicht repräsentativ (Einzelfälle)
Zirkon- und Zirkonium-Industrie	Staub aus der Mahlung Staub aus Hochtemperaturprozessen (Schmelze)	Nein	Aktivitätsfrachten aus der Literatur bekannt, vernachlässigbar Daten nur aus sekundärer Literatur verfügbar, nicht repräsentativ
Zirkon- und Zirkonium-Industrie	Abwasser von Betriebsflächen (suspendierte Feststoffe mit erhöhten spezifischen Aktivitäten)	Nein	Aktivitätskonzentration im Abwasser entsprechend AbwV und spezifischer Aktivität im Ausgangsmaterial abgeschätzt, resultierende Aktivitätskonzentration geringer als Referenzwerte der Trinkwasserverordnung (2015) Daten nur aus sekundärer Literatur verfügbar, nicht repräsentativ
Herstellung von Phosphatdüngemitteln	Abwässer aus dem nasschemischen Verfahren	Nein	Sehr geringe Abwassermengen und geringe Aktivitätskonzentrationen, jeweils aus der Literatur bekannt.
Herstellung von Phosphatdüngemitteln	Staub aus Mahlung und Siebung	Nein	Obergrenzen der Staubfracht aus BImSchG abschätzbar, Staubkonzentration bekannt, Aktivitätsfracht vernachlässigbar Daten nur aus sekundärer Literatur verfügbar, nicht repräsentativ
Zementherstellung	Staub aus dem Brennprozess	Ja	Frachten aus der Literatur bekannt Große Anzahl von Datensätzen (Betriebe, Jahre) zur Staubfracht verfügbar, keine Informationen zu spezifischen Aktivitäten
Zementherstellung	Radon aus dem Brennprozess	Nein	Frachten aus der Literatur bekannt, vernachlässigbar Keine repräsentativen Daten verfügbar (Einzelfälle)

Industriezweig nach Anhang VI der Grundnormenrichtlinie	Möglicherweise relevante Prozesse und damit in Verbindung stehende Ableitungen	Ggf. radiologisch relevant, d. h., weitere Betrachtung?	Informationslage sowie Einschätzung der Repräsentativität der verfügbaren Informationen
Kohlekraftwerke	Staub aus dem Verbrennungsprozess	Ja	Aktivitätsfrachten sind bekannt, Große Anzahl von Datensätzen (Betriebe, Jahre) zur Staubfacht verfügbar, begrenzte Informationen zu spezifischen Aktivitäten
Kohlekraftwerke	Abwässer aus der Rauchgasreinigung und der Behandlung von Nassaschen	Nein	Keine Information für Steinkohle-Kraftwerke, jedoch plausible Analogieschlüsse zu umfangreichen Informationen aus Braunkohlekraftwerken
Kohlekraftwerke	Radon aus dem Verbrennungsprozess	Nein	Radonfrachten sind bekannt, vernachlässigbar Keine repräsentativen Literaturdaten
Primärproduktion von Eisen	Staub aus der Sinterung und Verhüttung	Ja	Staubfrachten sind bekannt, spezifische Aktivität ist aus Literatur bekannt Große Anzahl von Datensätzen (Betriebe, Jahre) zur Staubfacht verfügbar, keine Informationen zu spezifischen Aktivitäten
Bleischmelze	Staub aus der Verhüttung von Erzkonzentraten	Ja	Staubkonzentration und Depositionsraten sind bekannt, Aktivitätskonzentration aus Literatur abgeschätzt Daten nur für eine Hütte verfügbar, nicht repräsentative
Kupferschmelze	Staub aus der Verhüttung von Kupferkonzentraten	Nein	Staubfrachten sind bekannt, spezifische Aktivität aus Literaturdaten abgeschätzt, Aktivitätsfracht vernachlässigbar Keine repräsentativen Datensätze verfügbar
Grundwasserfilteranlagen	Abwässer aus der Filterrückspülung	Nein	Maximale Konzentration aus AbwV bekannt, spezifische Aktivität aus Literatur bekannt, Aktivitätskonzentrationen geringer als Referenzwerte der Trinkwasserverordnung (2015) Große Anzahl von Datensätzen für einzelne Parameter, plausible Abschätzungen
Grundwasserfilteranlagen	Radon aus der Belüftung von Rohwasser	Nein	Radonfrachten aus Literatur bekannt, die aus diesen Quellstärken resultierenden Expositionen sind vernachlässigbar Große Anzahl von Datensätzen

Industriezweig nach Anhang VI der Grundnormenrichtlinie	Möglicherweise relevante Prozesse und damit in Verbindung stehende Ableitungen	Ggf. radiologisch relevant, d. h., weitere Betrachtung?	Informationslage sowie Einschätzung der Repräsentativität der verfügbaren Informationen
Förderung von anderen Erzen als Uranerz	Abwässer aus der Grubenwasserhaltung und Erzaufbereitung	Nein	Aktivitätskonzentrationen und Abwassermengen aus Analogieschlüssen abgeschätzt Keine repräsentativen Daten verfügbar
Förderung von anderen Erzen als Uranerz	Radon aus Bewetterung untertägiger Grubenbaue, Brechung/Mahlung von Erz, aus dem Grubenwasser und aus Abraumhalden sowie Aufbereitungsrückständen (Tailings)	Ja	Aktivitätsfrachten aus Grubenwasserhaltung/-behandlung sind bekannt. Analogieschlüsse der Radonkonzentrationen mit bestehenden bergbauischen Hinterlassenschaften (Halden, Wasserhaltung) Keine repräsentativen Daten verfügbar, da aktuell kein aktiver Erzbergbau in Deutschland stattfindet
Herstellung von Schleifmitteln (Verwendung von Baddeleyite)	Staub aus Hochtemperatur-Schmelzprozessen	Nein	Informationen von nur wenigen Herstellern, ergänzende Angaben in der internationalen Literatur, nicht repräsentativ
Feuerfest-Industrie	Staub aus Hochtemperatur-Schmelzprozessen	Nein	Keine Literaturdaten verfügbar, Informationen aus typischem Feuerfestwerk liegen vor Größenordnung auch anhand von Staubmengen der TA Luft abgeschätzt
Verwendung thoriertes Schweißelektroden	Staub aus Anschleifen und Schweißrauch	Nein	Repräsentative und plausible Literaturdaten verfügbar
Bauxitverarbeitung	Abwässer von Rotschlammdeponie	Nein	Literaturdaten verfügbar, jedoch in Deutschland nur wenige (2) Rotschlammbecken in Betrieb bzw. bereits geschlossen
Schrottverwertung und Entsorgung der Rückstände aus der Schrottverwertung	Staub aus dem Einschmelzen	Nein	Wenige Daten für eine Anlage, konservative Abschätzung möglich
Schrottverwertung und Entsorgung der Rückstände aus der Schrottverwertung	Sickerwässer aus Deponien	Nein	Nur wenige Deponien, nur interne (anonymisierte) Informationen verfügbar
Gießereien	Staub aus Hochtemperaturprozessen (Prozessabluft)	Nein	Keine Literaturdaten zu Ableitungen verfügbar, aber anhand von Erhebungen (Bayern) sind generische, aber plausible Abschätzungen zu Aktivitätsfrachten möglich
Radon-Heilstollen	Radon	Nein	Nur ein Radonheilstollen in Deutschland in Betrieb Keine Angaben zu Ableitungen, plausible Schätzungen durch den Auftragnehmer

Industriezweig nach Anhang VI der Grundnormenrichtlinie	Möglicherweise relevante Prozesse und damit in Verbindung stehende Ableitungen	Ggf. radiologisch relevant, d. h., weitere Betrachtung?	Informationslage sowie Einschätzung der Repräsentativität der verfügbaren Informationen
Steinkohlebergbau	Grubenwasser	Nein	Diverse Studien mit Messdaten zu Wasserqualität, Sedimenten, Böden sowie konservative Dosisabschätzungen für Referenzpersonen
Steinkohlebergbau	Radonableitung durch Grubenbewetterung	Nein	Daten zu Abwettermengen und Radonkonzentrationen

In Abschnitt 8 werden somit die folgenden als radiologisch potentiell relevant herausgearbeiteten Branchen einer weiteren Betrachtung unterzogen:

Tabelle 45: Branchen/Industrien, die in Abschnitt 8 weiter untersucht werden, und jeweils relevante Ableitungen

Potentiell radiologisch relevante Branchen	Möglicherweise relevante Prozesse und damit in Verbindung stehende Ableitungen
Zementherstellung	Staub aus dem Brennprozess
Steinkohlekraftwerke	Staub aus dem Verbrennungsprozess
Primärproduktion von Eisen	Staub aus der Sinterung und Verhüttung
Bleischmelze	Staub aus der Verhüttung von Erzkonzentraten
Förderung von anderen Erzen als Uranerz	Radon aus Bewetterung untertägiger Grubenbaue, Brechung/Mahlung von Erz, aus dem Grubenwasser und aus Abraumhalden
Förderung von anderen Erzen als Uranerz	Ableitung von Grubenwasser

6 Dosismodell und potentiell relevante Expositionspfade für staubgetragene Ableitungen

6.1 Zu betrachtende Expositionspfade

In Abschnitt 5.23.1.3.2 wurde bereits auf die grundsätzlichen methodischen Vorgaben der AVV zu §47 der Strahlenschutzverordnung [34] sowie der Berechnungsgrundlagen Bergbau [12] eingegangen.

Im Zusammenhang mit der Ableitung über die Abluft sind entsprechend der AVV zu §47 der Strahlenschutzverordnung [34] die folgenden Expositionspfade der inneren Strahlenexposition für das Vorhaben relevant:

- Exposition durch Aufnahme radioaktiver Stoffe mit der Atemluft (Inhalation)
- Exposition durch Aufnahme radioaktiver Stoffe mit der Nahrung (Ingestion) auf den folgenden Wegen:
 - Luft – Pflanze
 - Luft – Futterpflanze – Kuh – Milch
 - Luft – Futterpflanze – Tier – Fleisch
 - Luft – Muttermilch
 - Luft – Nahrung – Muttermilch.

Die folgenden in den Berechnungsgrundlagen Bergbau [12] genannten Expositionspfade der inneren Strahlenexposition sind für das Vorhaben im Zusammenhang mit der Ableitung mit der Luft relevant:

- Inhalation von Staub
- Ingestion von Lebensmitteln
 - Luft - Pflanze
 - Luft - Futterpflanze - Kuh - Milch
 - Luft - Futterpflanze - Tier - Fleisch
 - Luft - Muttermilch
 - Luft – Nahrung – Muttermilch
 - Luft - Pflanze - Muttermilch
 - Luft - Futterpflanze - Tier - Fleisch -Muttermilch
 - Luft - Futterpflanze - Kuh - Milch - Muttermilch

Die grundsätzlichen Herangehensweisen und Berechnungsgrundsätze der AVV und der Berechnungsgrundlagen Bergbau sowie die zu betrachtenden Expositionspfade sind weitgehend vergleichbar. Im Interesse der Konsistenz mit den vorangegangenen Abschnitten werden im Weiteren die Berechnungsgrundlagen Bergbau [12] zugrunde gelegt.

Um die Nuklide und Expositionspfade mit dem höchsten relativen Dosisbeitrag sowie die kritische Altersgruppe zu identifizieren, die in den weiteren Betrachtungen des Vorhabens zu berücksichtigen sind, wurden die folgenden Annahmen zugrunde gelegt:

- Staub mit einem normierten Nuklidvektor der spezifischen Aktivität von 1 Bq/g für alle langlebigen Radionuklide der U-238-Reihe¹⁵
- Ablagerungsgeschwindigkeit: 1E-2 m/s entsprechend den Berechnungsgrundlagen Bergbau [12]
- Aktivitäts-Depositionsrate von 1 Bq/(m² a).

Aus der oben angegebenen Aktivitäts-Depositionsrate von 1 Bq/(m² a) für jedes Einzelnuklid und der Ablagerungsgeschwindigkeit von 1E-2 m/s ergibt sich rechnerisch eine Staubkonzentration von 3,17 µg/m³.

Die Dosisberechnungen wurden mit Hilfe des Berechnungsprogramms DosModNat [418] durchgeführt. Eine vollständige Zusammenstellung der Berechnungsergebnisse ist in Anlage 2 enthalten. Die für das Vorhaben wesentlichen Ergebnisse sind im Folgenden zusammengefasst.

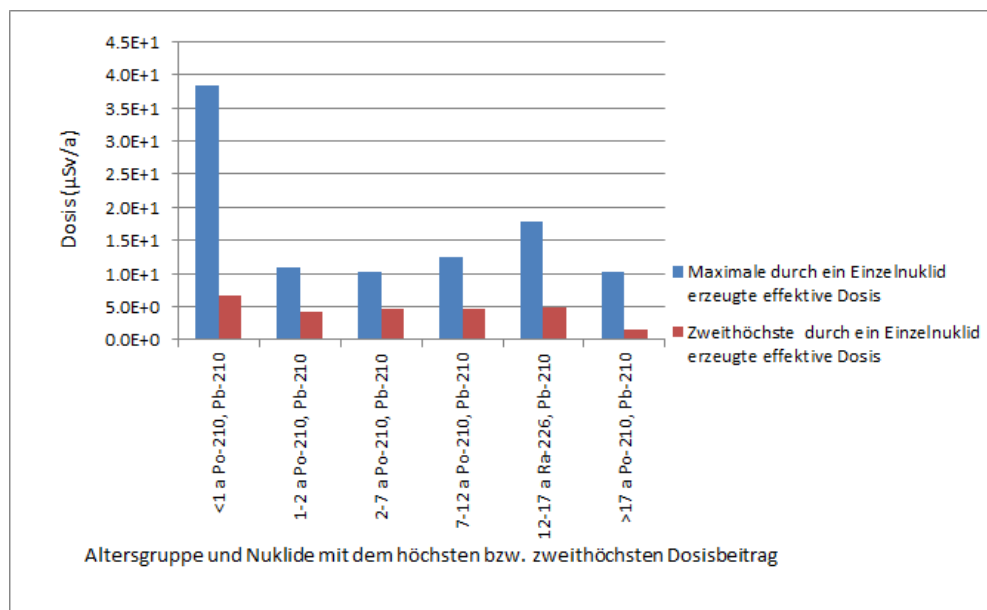


Abbildung 3: Langlebige Nuklide der U-238-Zerfallsreihe, welche in jeder Altersgruppe jeweils die beiden höchsten effektiven Dosen erzeugen

¹⁵ Der Vollständigkeit halber sind in Anlage 2 neben den Nukliden der U-238-Zerfallsreihe auch Nuklide der U-235- und Th-232-Zerfallsreihen mit jeweils dem normierten Nuklidvektor von 1 Bq/g für alle Nuklide enthalten. Diese spielen jedoch bei den hier betrachteten Ableitungen aus Hochtemperaturprozessen keine Rolle.

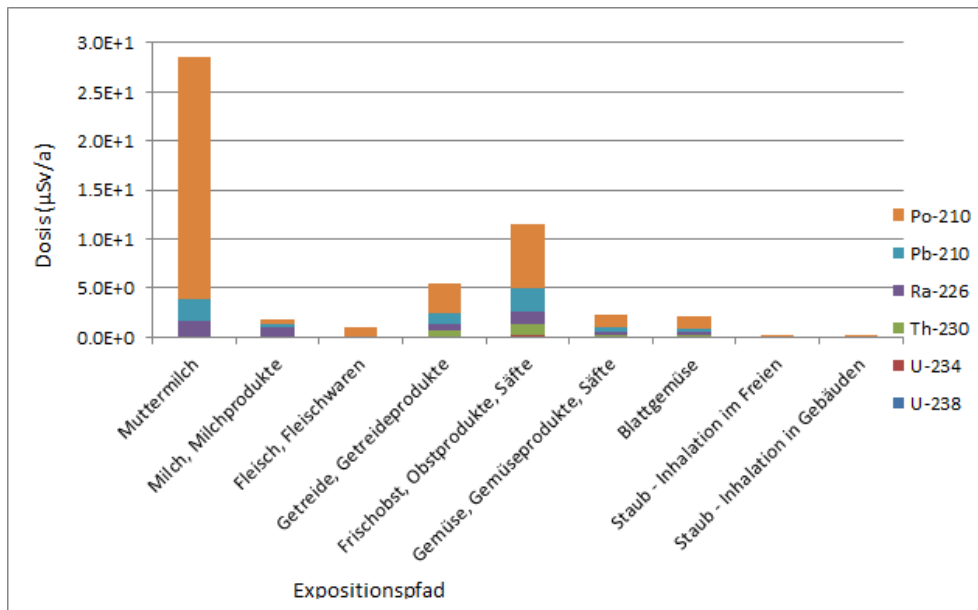


Abbildung 4: Dosisbeiträge in der kritischen Altersgruppe (<1 a) aus den verschiedenen Expositions-pfaden bei Annahme eines auf 1 Bq/g für alle langlebigen Nuklide der U-238-Zerfallsreihe normierten Nuklidvektors im Staub

Aus Abbildung 3 ist zu erkennen, dass bei gleichen Depositionsraten in der Altersgruppe <1 a die höchste effektive Dosis auftritt und diese Altersgruppe deshalb für die Zielstellung des Vorhabens vorrangig als Bewertungsgrundlage herangezogen wird.

Da die mit dem Staub erfolgenden Ableitungen in den im Vorhaben betrachteten Industrien durch Hochtemperaturprozesse bedingt sind, bei denen eine physikalische Trennung der flüchtigen Nuklide Pb-210 und Po-210 von den anderen Nukliden der natürlichen Zerfallsreihen erfolgt, dominieren Pb-210 und Po-210 die abgeleiteten Aktivitätsfrachten um etwa eine Größenordnung.

Ein weiterer Grund für die Dominanz von Pb-210 und Po-210 in der aus Ingestion resultierenden effektiven Dosis sind die im Vergleich zu anderen natürlichen Radionukliden deutlich höhere Dosiskoeffizienten dieser beiden Nuklide.

Weiterhin konzentrieren sich die Monitoring- und Untersuchungsprogramme auf die bei der physikalischen Trennung in Hochtemperaturverfahren dominierenden Nuklide Pb-210 und Po-210.

Aus den genannten Gründen werden in der Dosisabschätzung nur die aus Pb-210 und Po-210 resultierenden Dosisbeiträge betrachtet.

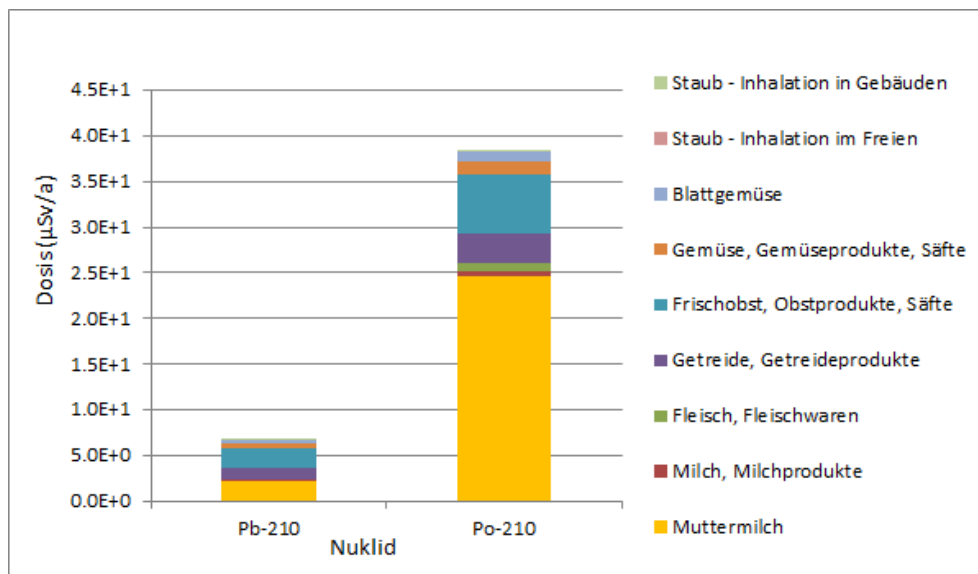


Abbildung 5: Beiträge der betrachteten Expositionspfade zur effektiven jährlichen Dosis der Altersgruppe <1 a bei der einer Depositionsrates von 1 Bq/(m² a) von Pb-210 und Po-210

Aus Abbildung 5 ist ersichtlich, dass die Expositionspfade

- Muttermilch/Säuglingsmilchnahrung (MM/SMN),
- Obst,
- Gemüse und Blattgemüse

die weitaus dominierenden Expositionspfade darstellen.

Die sowohl in der AVV bzw. in den Berechnungsgrundlagen Bergbau genannten Expositionspfade

- Inhalation von Staub,
- Äußere Strahlenexposition durch Gammastrahlung der am Boden abgelagerten radioaktiven Stoffe,
- Gamma- und Beta-Submersion aus der Abluffahne

sind nicht relevant bzw. vernachlässigbar und werden deshalb im Vorhaben nicht betrachtet. Es ist zu beachten, dass im Umfeld einer Anlage nur die landschaftliche Nutzung (z. B. als Grünland) und/oder Gärten dosisrelevant sind, während Wohnen im Umfeld der Anlagen nicht relevant ist und deshalb nicht betrachtet wird. Eine kurze Begründung für jeden der oben genannten Expositionspfade wird im Folgenden gegeben:

Inhalation von Staub

Die effektive Dosis, die sich aus der Inhalation von Staub für Personen der allgemeinen Bevölkerung ergibt, trägt zur gesamten effektiven Dosis höchstens im Prozentbereich, in der Regel noch deutlich weniger, bei, wie Anlage 2 (und aus Abbildung 4 für das Beispiel der kritischen Altersgruppe <1 a) ersichtlich ist.

Äußere Strahlenexposition durch Gammastrahlung der am Boden abgelagerten radioaktiven Stoffe

Die Größenordnung der effektiven Dosis H infolge von Bodenstrahlung ist entsprechend Abschnitt 3.2.3 der AVV zu §47 StrlSchV

$$H \sim A (F + W) K g_b$$

wobei

- A die Quellstärke (Ableitungsmenge) des jeweiligen Radionuklids,
- F und W der Fallout- bzw. Washoutfaktor
- K die effektive Ablagerungszeit und
- g_b der Dosisleistungskoeffizient des jeweiligen Nuklids durch Bodenstrahlung ist.

Das Produkt $A (F + W)$ der abgeleiteten natürlichen Radionuklide d. h. die Bodenkontaminationsrate aus Trocken- und Nassdeposition, liegt bei den im Rahmen des Vorhabens betrachteten Industrien in der Größenordnung von $1E3$ Bq/a bei einer sehr konservativ angenommenen Schornsteinhöhe von nur 20 m und einer Quellstärke von $1E9$ Bq/a. Der Dosisleistungskoeffizient liegt in der Größenordnung von $1E-14$ (Sv m^2)/(s Bq). Daraus folgt eine jährliche effektive Dosis in der Größenordnung von $1E-1$ μ Sv/a und ist damit zu vernachlässigen.

Beta- und Gammasubmersion aus der Abluffahne

Die Größenordnung der effektiven Dosis H infolge von Betasubmersion ist entsprechend Abschnitt 3.2.1 der AVV zu §47 StrlSchV

$$H \sim A X g_\beta$$

wobei

- A die Quellstärke (Ableitungsmenge) des jeweiligen Radionuklids,
- X der Langzeitausbreitungsfaktor und
- g_β der Dosisleistungskoeffizient des jeweiligen Nuklids für die Haut bei Betasubmersion ist.

Die Quellstärke natürlicher Radionuklide liegt bei den im Rahmen des Vorhabens betrachteten Industrien in der Größenordnung von $1E9$ Bq/a. Der Langzeitausbreitungsfaktor ist bei einer sehr konservativ angenommenen Schornsteinhöhe von nur 20 m in der Größenordnung von $1E-4$ s/ m^3 , und der Dosisleistungskoeffizient liegt in der Größenordnung von $1E-14$ (Sv m^2)/(s Bq). Daraus folgt eine jährliche effektive Dosis in der Größenordnung von $1E-3$ μ Sv/a und ist damit zu vernachlässigen.

Die Größenordnung der effektiven Dosis H infolge von Gammasubmersion ist entsprechend Abschnitt 3.2.2 der AVV zu §47 StrlSchV

$$H \sim A X g_\gamma$$

wobei

- A die Quellstärke (Ableitungsmenge) des jeweiligen Radionuklids,
- X der Langzeitausbreitungsfaktor und

- g_γ der Dosisleistungskoeffizient des jeweiligen Nuklids für Gammasubmersion ist.

Die Quellstärke natürlicher Radionuklide liegt bei den im Rahmen des Vorhabens betrachteten Industrien in der Größenordnung von $1E9$ Bq/a. Der Langzeitausbreitungsfaktor ist bei einer sehr konservativ angenommenen Schornsteinhöhe von nur 20 m in der Größenordnung von $1E-3$ s/m², und der Dosisleistungskoeffizient liegt in der Größenordnung von $1E-15$ (Sv m²)/(s Bq). Daraus folgt eine jährliche effektive Dosis in der Größenordnung von $1E-3$ μ Sv/a und ist damit ebenfalls zu vernachlässigen.

Langjährige Kontamination des Bodens durch Staubdeposition und Transfer durch Pflanzenwurzeln

Die Kontamination des Bodens durch langjährige Staubdeposition wird in den Berechnungsgrundlagen Bergbau im Gegensatz zur Staubdeposition auf Pflanzen nicht berücksichtigt. Dies hängt mit der vernachlässigbaren Größenordnung des Aktivitätstransfers von der Deposition auf den Boden über die Pflanzenwurzel in die zur Ernährung genutzten Pflanzenteile zusammen, wie im Folgenden an einem Beispiel gezeigt wird:

- Eine Aktivitätsdeposition mit einer Rate von $1E-8$ Bq/(m² s) auf die oberirdischen Pflanzenteile führt nach Gleichung 6.5 der Berechnungsgrundlagen Bergbau [12] zu einer spezifischen Aktivität in der Größenordnung von $1E-5$ Bq/g.
- Eine Aktivitätsdeposition mit der gleichen Rate auf einen Boden mit der Dichte von 2 g/cm³ kann in einem Tiefenhorizont von 0-50 cm eine maximale jährliche Zufuhr zur spezifischen Aktivität von ca. $3E-7$ Bq/g liefern, wenn die gesamte abgelagerte Aktivität in diesem Tiefenhorizont verbleibt und radioaktiver Zerfall¹⁶ vernachlässigt wird. Nach einem Zeitraum von 50 Jahren ergibt sich rechnerisch eine spezifische Aktivität im Boden von $1,5E-5$ Bq/g.
- Der Transferfaktor „Boden-Pflanze“ beträgt nach Tabelle IV.3 der Berechnungsgrundlagen Bergbau [12] $7E-3$ kg(FM)/kg(TM) für Pb-210 bzw. $5E-3$ kg(FM)/kg(TM) für Po-210. Daraus resultiert mit einer spezifischen Aktivität im Boden von $1,5E-5$ Bq/g eine Aktivitätskonzentration in der Pflanzenmasse in der Größenordnung von ca. $1E-7$ Bq/g, was zwei Größenordnungen unterhalb der durch die direkte Staubdeposition auf die Pflanzen ist und damit vernachlässigt werden kann.

Zusammenfassend werden für die Dosisabschätzungen in Abschnitt 8 somit die auf eine Depositionsrate von $3,17E-8$ Bq/(m² s) bzw. 1 Bq/(m² a) für Pb-210 und Po-210 normierten und in Tabelle 46 zusammengefassten Dosiskoeffizienten verwendet und die Berechnungen für die kritische Altersgruppe <1 a durchgeführt.

¹⁶ Zusätzlich ist zu beachten, dass die spezifische Aktivität aufgrund der Halbwertszeiten von Pb-210 (22 Jahre) und Po-210 (138 Tage) begrenzt wird, was hier zur Vereinfachung der Abschätzung vernachlässigt wird.

Tabelle 46: Auf eine Depositionsrate von 1 Bq/(m² a) von Pb-210 und Po-210 normierte effektive jährliche Dosis der Altersgruppe <1 a

Nuklid	Normierte effektive jährliche Dosis (µSv/a), Altersgruppe <1 a
Pb-210	7
Po-210	38

6.2 Erforderliche Informationen der Ausbreitungsmodellierung

Um eine Aussage darüber zu erhalten, ob die effektive Jahresdosis für Personen der Bevölkerung größer sein kann als 100 µSv/a, sind durch das Ausbreitungsmodell für die Expositionsabschätzung die folgenden Informationen bereitzustellen:

- Summe der nassen und trockenen Deposition
- Ort der maximalen Einwirkung aus nasser und trockener Deposition und „Breite“ des Maximums (radial vom Quellpunkt in Ausbreitungsrichtung), insbesondere unter dem Aspekt, welche Depositionen realistisch außerhalb eines Betriebsgeländes auftreten können.

Die Ausbreitungsbedingungen für Ableitungen hängen grundsätzlich von den standortspezifischen meteorologischen und topographischen Bedingungen ab. Eine Dosisabschätzung für einzelne Standorte ist jedoch nicht Bestandteil des Vorhabens.

Für das Vorhaben ist vielmehr die Frage zu beantworten, welche Dosis unter generischen (industrietypischen) Bedingungen aus Ableitungen resultiert und wie sensitiv die oben genannten Parameter von Unterschieden der standortspezifischen meteorologischen Bedingungen innerhalb der für Deutschland charakteristischen Variationsbreiten abhängen bzw. ob die Ergebnisse weitgehend unabhängig von den konkreten Standortbedingungen sind. Dies ist insbesondere vor dem Hintergrund zu betrachten, dass die Quellterme der Ableitungen der einzelnen in Tabelle 45 genannten Industrien im Rahmen des Vorhabens nur hinsichtlich ihrer Größenordnung ermittelt werden können. Deshalb ist auch für die Ergebnisse der Dosisberechnungen eine Aussage zur Größenordnung der effektiven Dosis und ihrer Sensitivität bezüglich der Unsicherheiten der Eingangsparameter erforderlich und ausreichend.

7 Modellierung der Staubausbreitung

7.1 Standorte der hinsichtlich von Staubableitungen zu betrachtenden NORM-Industrien

7.1.1 Zementproduktion

Die deutsche Zementindustrie produziert mit mittelständischen und großen Unternehmen an 55 Standorten [419], die in Abbildung 6 dargestellt sind. In 34 der 55 Zementwerke wird der Verfahrensschritt der Zementklinkererzeugung eingesetzt. Im Abschnitt 5.9.1 wurde gezeigt, dass Zementwerke mit Klinkerproduktion für die vorliegende Aufgabenstellung möglicherweise radiologisch relevant sind. Wie aus der Abbildung 6 ersichtlich ist, sind Standorte von Zementwerken mit Klinkerproduktion in 10 Bundesländern vorhanden, wobei sich diese Produktionsstandorte mit einer Ausnahme vor allem südlich des durch Berlin verlaufenden Breitengrades befinden.

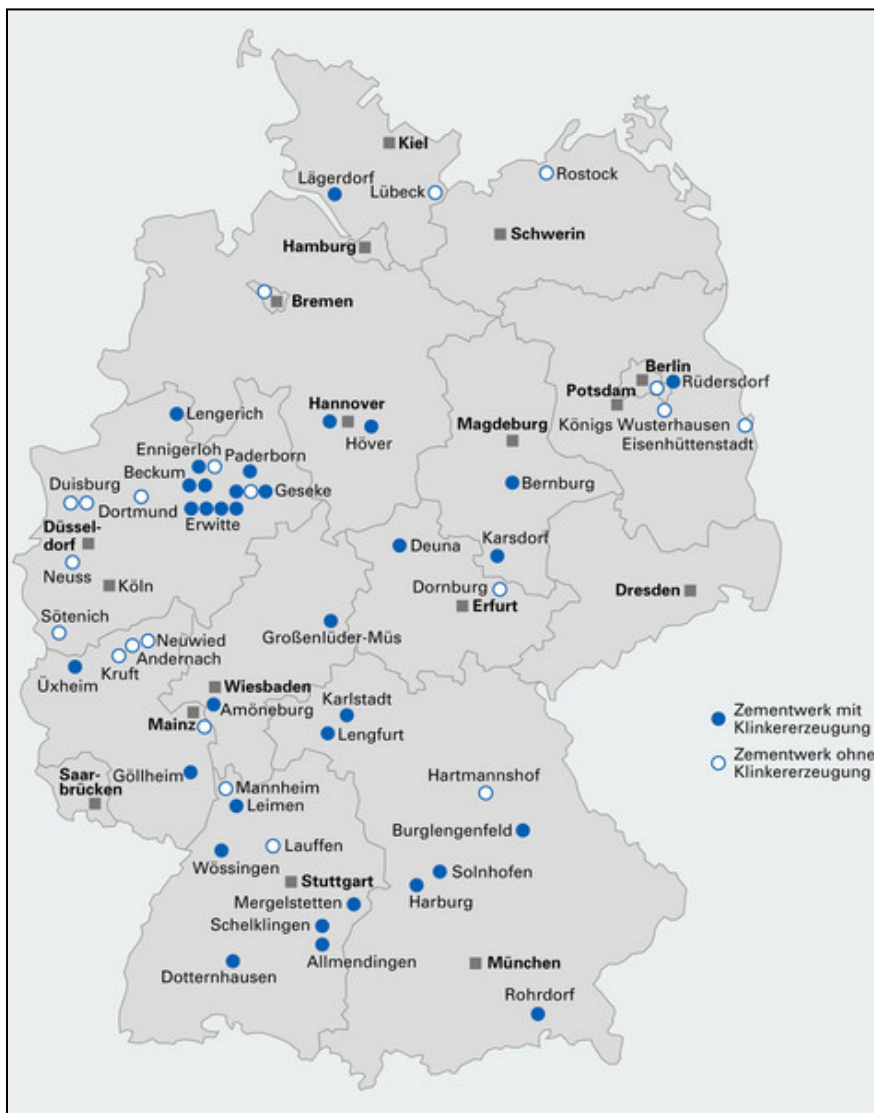


Abbildung 6: Standorte der Zementwerke [419]

7.1.2 Roheisenherstellung

In Deutschland betreiben gegenwärtig 5 Unternehmen 6 Hochofenanlagen zur Verhüttung von Eisen (siehe Abschnitt 2.13.2, [420]). Die Standorte der Hochofenanlagen befinden sich entsprechend Abbildung 7 in den vier Bundesländern Brandenburg, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Saarland.



Abbildung 7: Standorte der Roheisen- und Stahlerzeugung¹⁷ in Deutschland [420]

7.1.3 Steinkohlenverbrennung

Mit einer elektrischen Leistung von mehr als 100 MW waren im Jahr 2015 in Deutschland 65 Steinkohlekraftwerke in Betrieb (vgl. [421]). Die Kraftwerksstandorte sind nach Abbildung 8 in 11 Bundesländern verteilt [421], wobei Ballungen in Nordrhein-Westfalen, dem Saarland und Baden-Württemberg vorliegen.

¹⁷ Nur die Roheisenerzeugung ist für das Vorhaben relevant

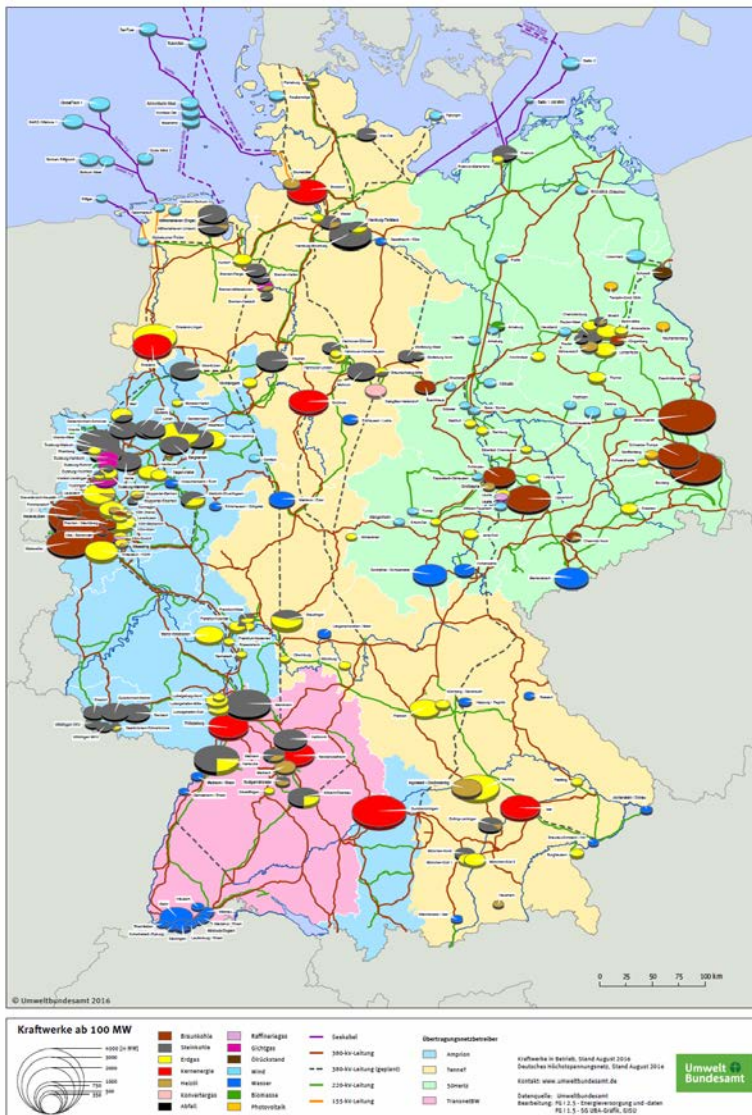


Abbildung 8: Kraftwerke und Verbundnetze in Deutschland [421]

7.1.4 Bleiverhüttung

In Deutschland sind zwei Bleihütten in Betrieb: die Bleihütte der Weser Metall GmbH in Nordenham [422] sowie die Hütte der Ecobat Technologies (vormals Berzelius Metall GmbH), Stolberg [423]. Die Lage beider Standorte innerhalb Deutschlands ist Abbildung 9 dargestellt [424].



Abbildung 9: Standorte der Bleiverhüttung in Deutschland (nach [424])

7.2 Schornsteinhöhen und Mindestabstände zwischen Staubquelle und Expositionsort

Die Modellierung wurde einheitlich für eine normierte Quellstärke von 1 GBq/a Pb-210 bzw. Po-210 durchgeführt.

Für die in den Modellrechnungen verwendeten Schornsteinhöhen wurden die in der Tabelle 47 dargestellten Annahmen getroffen.

Tabelle 47: Annahmen zu den Schornsteinhöhen

Industriezweig	Schornsteinhöhe in m	Quelle, Anmerkungen
Kohlekraftwerke	100-200	Beispiele [425] ¹⁸ : <ul style="list-style-type: none"> • 100 m in Völklingen/Fenne • 200 m in Niederaußem • Strahlenschutzkommission (1981) nahm ebenfalls 200 m an [426]
Zementherstellung	50-200	Beispiele: <ul style="list-style-type: none"> • Fa. Otterbein: 48 m [427] • Zementwerk Rohrdorf: 95 m [428] • Zementwerk Schelklingen (in Planung): 142 m [429]
Primärproduktion von Eisen	100-200	Beispiele: <ul style="list-style-type: none"> • Hochofen ArcelorMittal Werk Bremen: 108 m [430] • Hochofen Salzgitter AG, Salzgitter: 135 m [431] • Sinteranlage ArcelorMittal Eisenhüttenstadt: 130 m [432]
Bleiverhüttung	50-100	Beispiele: <ul style="list-style-type: none"> • Bleihütte Wesermetall Nordenham: 80 m ([433], Schätzung anhand von Fotos im Internet) • Bleihütte Berzelius Stolberg: 99 m [434]

Es kann anhand empirischer Auswertung von Luftbildern stichprobenartig ausgewählter Industriestandorte mittels GoogleEarth davon ausgegangen werden, dass in der Regel der Abstand von Gärten oder landwirtschaftlichen Flächen vom Quellpunkt mindestens das Zweifache der Schornsteinhöhe beträgt. In vielen Fällen ist der anhand von GoogleEarth-Auswertungen ermittelte Abstand jedoch noch weitaus größer als die doppelte Schornsteinhöhe. Hierzu wurden zufällig einige Industriestandorte ausgewählt, die Ergebnisse sind in Tabelle 48 zusammengestellt.

¹⁸ Bei einigen in den letzten Jahren gebauten Kohlekraftwerken, die mit Rauchgasreinigungsanlage ausgerüstet sind, übernimmt der Kühlturm auch die Funktion des Schornsteins. Bei diesem Verfahren wird auf ca. einem Drittel der Kühlturmhöhe (über der Verrieselungsebene) das Rauchgas in die Kühlturmmitte geführt und dort in die Dampfschwaden abgegeben.

Tabelle 48: Abstand zwischen Schornstein und nächster landwirtschaftlicher bzw. gartenbaulicher Nutzung (Auswahl)

Industriezweig	Schornsteinhöhe, siehe Tabelle 47 (m)	Entfernung zur landwirtschaftlich bzw. gärtnerisch genutzten Flächen (m)
Zementherstellung: Fa. Otterbein, Großenlüder-Müs	48	190
Steinkohlenkraftwerk: Völklingen-Fenne	100	440
Roheisenherstellung: ArcelorMittal Eisenhüttenstadt	108	1300
Bleihütte: Wesermetall Nordenham	80	700

Als typischer Abstand zwischen Staubquelle (Schornstein) und landwirtschaftlich bzw. gärtnerisch genutzten Flächen wird deshalb im Weiteren die vierfache Schornsteinhöhe zugrunde gelegt, während das Doppelte der Schornsteinhöhe als konservatives Szenario betrachtet wird.

7.3 Kurze Beschreibung des Modells ARTM und der relevanten Eingabeparameter

Für die Ausbreitungsrechnungen zur Ausbreitung von Radionukliden über den Luftpfad wird das Atmosphärische Radionuklid-Transport-Modell (ARTM) verwendet. Es wurde zur Berechnung der Ausbreitung und der Deposition freigesetzter luftgetragener radioaktiver Stoffe im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) und des Bundesamtes für Strahlenschutz (BfS) entwickelt. Haupteinsatzgebiet ist die Berechnung der Strahlenbelastung der Bevölkerung in der Umgebung kerntechnischer Anlagen im bestimmungsgemäßen Betrieb [435]. Das Programm ARTM baut auf der TA Luft [229] und dem Programmpaket AUSTAL2000 auf und repräsentiert den aktuellen Stand von Wissenschaft und Technik (VDI-RL 3945, Blatt 3 und VDI-RL 3783, Blatt 8) [13]. Die Simulation der atmosphärischen Ausbreitung und Deposition erfolgt in ARTM mit einem Lagrange-Partikelmodell (vgl. [436]).

Input-Files enthalten in der Regel stündliche Wetterdaten für einen Referenzzeitraum (reale Messwerte bei standortbezogenen Daten bzw. aggregierte Werte bei TRY-Regionen, siehe Abschnitt 7.5.3.1) in Form einer Zeitreihe mit den folgenden Parametern:

- Windrichtung,
- Windgeschwindigkeit,
- Stabilität der atmosphärischen Schichtung (Ausbreitungsklasse nach Klug/Manier),
- Mischungsschichthöhe,

- Niederschlag,

die in einem vorgegebenen Format [436] zusammengestellt sind.

Neben dem Standardfall des ebenen Geländes können in ARTM auch topographische Daten eines standortspezifischen Geländemodells verwendet werden.

Für die Ausbreitungsberechnungen von Staubableitungen wurden die Größenklasse 1 der Korngrößenverteilung ($<2,5 \mu\text{m}$) sowie in der Größenklasse 2 der Korngrößenverteilung ($2,5\text{-}10 \mu\text{m}$) nach Anhang 3 der TA Luft [229] verwendet. Die relative Aufteilung der Staubableitung auf die Größenklassen der Korngrößenverteilung erfolgte nach der Empfehlung in [233, 234] in diesem Vorhaben für alle in Tabelle 45 genannten Industrien folgender Weise:

- 70% Größenklasse 1 mit einer Depositionsgeschwindigkeit von $0,001 \text{ m/s}$
- 30% Größenklasse 2 mit einer Depositionsgeschwindigkeit von $0,01 \text{ m/s}$.

7.4 Vorgehensweise bei der generischen Abschätzung der Depositionsraten und ihrer Variationsbreiten

Ziel des Vorhabens entsprechend der Leistungsbeschreibung ist die Untersuchung, ob relevante Strahlenexpositionen der Bevölkerung durch Ableitungen aus NORM-Industrien auftreten können. Dazu sind werden keine standortspezifischen Berechnungen, sondern generische Abschätzungen (d. h., mit mittleren/repräsentativen klimatischen bzw. meteorologischen Verhältnisse¹⁹) durchgeführt, welche die Bandbreite der in Deutschland herrschenden Ausbreitungsbedingungen beschreiben.

Insbesondere ist zu untersuchen, in welchem Maße Unterschiede in den meteorologischen Datensätzen bei gleicher Quellstärke einer Ableitung zu signifikanten Unterschieden der Depositionsraten (Summe aus nasser und trockener Deposition) und damit der effektiven jährlichen Dosen führen oder ob die berechneten effektiven Dosen zumindest ihrer Größenordnung nach weitgehend unabhängig von den konkreten meteorologischen Verhältnissen sind. Eine Beschränkung auf die Betrachtung von Größenordnungen ist vor allem auch deshalb erforderlich, da die Ableitungen (d. h., die Quellterme der Ausbreitungsrechnungen) selbst nur im Rahmen einer Größenordnung bekannt sind bzw. stark variieren können, worauf in AP 1 und 2 im Ergebnis der Recherchen zu den jeweiligen Industriezweigen bereits hingewiesen wurde. Überdies alteriert die Wettersituation von Jahr zu Jahr im Rahmen der klimatischen Schwankungsbreite, so dass ein für ein bestimmtes Jahr geltender meteorologischer Datensatz bereits für Untersuchungen künftiger Jahre am gleichen Standort nicht mehr zwingend realistisch ist.

Ausgehend von Ausbreitungsrechnungen mit einem beispielhaften, realen Referenzszenario werden deshalb Eingabeparameter im Rahmen der in Deutschland anzutreffenden Schwankungsbreiten variiert, welche auf die Staubausbreitung einen Einfluss haben können, um daraus die Auswirkungen der Veränderungen der Eingabeparameter auf die Staubdeposition zu untersuchen.

¹⁹ Angebot des Auftragnehmers, Abschnitt 4.4 (AP 3)

In einem ersten Schritt (Abschnitt 7.5.2) werden deshalb in einer Übersicht Literaturangaben zu den Wind-, Niederschlags- und Reliefverhältnissen in Deutschland zusammengestellt. Auf dieser Grundlage wird zunächst ein qualitativer Überblick zu den mittleren Verhältnissen und den Spannbreiten gewonnen.

Im zweiten Schritt (Abschnitt 7.5.3) wurde untersucht, ob regional gemittelte Datensätze vorliegen, welche typische meteorologische Bedingungen in denjenigen Regionen Deutschlands abbilden, in denen sich viele Standorte NORM-Industrien befinden. Im Ergebnis dieser Recherche wurden die Test-Reference-Year- (TRY-) Datensätze des Deutschen Wetterdienstes (DWD) als nutzbare Grundlage ermittelt²⁰, welche Informationen zu Windrichtung und Windgeschwindigkeit für insgesamt 15 Regionen enthalten.

Im dritten Schritt (siehe Abschnitt 7.5.7) wird zusätzlich der Einfluss der Ausbreitungsklassen und die Niederschlagsverhältnisse untersucht.

7.5 Meteorologische Verhältnisse in Deutschland

7.5.1 Einführung

Gemäß der Veröffentlichung zur „Übertragbarkeitsprüfung meteorologischer Daten (nach TA Luft) vom Messort auf einen Anlagenstandort“ [437] ist die Windrichtungsverteilung im Vergleich aller Parameter an erster Stelle ergebnisrelevant. Zudem wird mit Verweis auf die Ergebnisse von Übertragbarkeitsprüfungen des Deutschen Wetterdienstes (DWD) darauf verwiesen, dass erfahrungsgemäß die Lage der Windrichtungsmaxima (primäres und evtl. sekundäres Maximum) sowie des Windrichtungsminimums ausreichend aussagekräftig sind, um Standorte mit weitestgehend vergleichbarer Immissionssituation auszuwählen [437].

An zweiter Stelle ist gemäß [437] ein repräsentatives Windspektrum auszuwählen. Hier wird der Schwachwindanteil (Anteil von Windgeschwindigkeiten < 1m/s) erfahrungsgemäß als praktikabler und maßgebender Parameter herangezogen, sofern die Auswahl von Vergleichsmessstationen in einer dem Standort vergleichbaren Region stattfindet [437]. Ausgehend von diesen Feststellungen werden in den folgenden Abschnitten die Windverhältnisse in Deutschland hinsichtlich Windrichtung und Windgeschwindigkeit diskutiert. Diese beiden meteorologischen Größen werden z. B. im Messnetz des DWD gemäß der internationalen Vorschrift der Weltorganisation für Meteorologie (WMO) in 10 m Höhe über Grund in freiem und ebenem Gelände erfasst [438, 439, 440].

Die Windverhältnisse in Deutschland werden zunächst in Abschnitt 7.5.2 anhand von Literaturangaben beschrieben. In Abschnitt 7.5.3.1 werden die Windverhältnisse anhand der Daten zu den Testreferenzjahren (TRY) für die Standorte der zu betrachtenden NORM-Industrien dargestellt, und im Abschnitt 7.5.3.2 wird anhand eines Vergleiches mit den sogenannten Climate Data Center- (CDC-) Datensätzen des DWD [441] bewertet, ob für die Standorte der in AP3 zu betrachtenden NORM-Industrien verallgemeinerte meteorologische Datensätze verwendet werden können. In Abschnitt 7.5.4 erfolgt eine Zuordnung der Standorte der zu betrachtenden NORM-Industrien zu den durch den DWD definierten TRY-Regionen, um zu prüfen, inwieweit TRY-Daten als generische Datengrundlage zur

²⁰ Durch den DWD wird darauf hingewiesen, dass es innerhalb einer TRY-Region zu Schwankungen der Daten kommen kann, so dass für die Ausbreitungsrechnung für einen gegebenen Standort auch nur standortspezifische Datensätze verwendet werden sollten. Eine standortspezifische Betrachtung ist jedoch im Vorhaben nicht zielführend.

Ausbreitungsmodellierung genutzt werden können. Die Ergebnisse und Schlussfolgerungen für die weitere Vorgehensweise werden in Abschnitt 7.5.5 zusammengefasst. Darüber hinaus ist die Ausbreitungsklassenstatistik des jeweiligen Standortes von Bedeutung. Darauf wird in den Abschnitten 7.5.7 und 7.6 eingegangen.

7.5.2 Literaturangaben zu den Wind-, Niederschlags- und Reliefverhältnissen in Deutschland

In dem Bericht „Die bodennahen Windverhältnisse in der Bundesrepublik Deutschland“ des DWD aus dem Jahr 1989 [438] wurden auf der Grundlage von Windgeschwindigkeitsmessungen von 1971 bis 1980 die Windverhältnisse in den alten Bundesländern Deutschlands umfassend betrachtet. Die Aussagen zu den Windverhältnissen beruhen auf Daten von 45 Windmessstationen. An jeder Station wurden Stundenmittelwerte von Windgeschwindigkeit und -richtung sowie die Tageswindspitze erfasst, wobei von den meisten Stationen mehr als 10-jährige Zeitreihen vorliegen. Bei fast allen von diesen Stationen beträgt die Anemometerhöhe gemäß der WMO-Richtlinie 10 m.

Die aus [442] entnommene Abbildung 10 zeigt, dass die Windrichtungsverteilung in Abhängigkeit von der Lage der jeweiligen Messstation z.T. stark variieren kann, jedoch im Jahresmittel Windrichtungen aus Südwesten bis Westen in Deutschland am häufigsten sind, sofern die Luftströmungen nicht durch das Geländere relief in andere Hauptwindrichtungen gezwungen werden [438]. In Abbildung 10 sind stark generalisiert auch die Jahresmittel der Windgeschwindigkeit angegeben. In Abbildung 11 sind die regionalen Variationen der mittleren Windgeschwindigkeit beispielhaft für typische Schornsteinhöhen in einer Höhe von 80 m über Grund gezeigt (ein ähnliches Bild ergibt sich bei Darstellung der mittleren Windgeschwindigkeit in anderen Höhen, z. B. 10 m [443]). Daraus ist ersichtlich, dass die mittlere Windgeschwindigkeit auf einem überwiegenden Flächenanteil Deutschlands nur gering variiert, dabei aber von der Küste ins Binnenland abnimmt, was jedoch in den Mittelgebirgslagen aufgrund der höhenabhängigen Zunahme der Windgeschwindigkeit überlagert wird. In den Mittelgebirgsregionen ist mit einer kleinräumigen Veränderung der Windgeschwindigkeit je nach Lage im Gipfel- oder Talbereich zu rechnen. Die in der Abbildung 10 und Abbildung 11 angegebenen Windgeschwindigkeiten gelten jedoch für exponierte freie Lagen [442].

Grundlage der in Abbildung 10 gezeigten Messergebnisse sind Zeitreihen aus dem Zeitraum von 1976 bis 1995 von 107 Windmessstationen in Deutschland. Die Windmessungen wurden überwiegend in 10 m Höhe über Grund durchgeführt. Sofern dies nicht der Fall war bzw. unterschiedliche Oberflächen-Rauigkeiten im Umfeld der Messstation vorhanden waren, wurden die mittleren Jahresmittel der Windgeschwindigkeiten aller Stationen mittels eines Windmodells auf eine einheitliche Höhe von 10 m über Grund und eine geringe Rauigkeit, die Wiesen-/Weideflächen entspricht, umgerechnet [442]. Die Abbildung 10 zeigt, dass an 99 der 107 Stationen die Winde am häufigsten aus Südwest bis West wehen. Dies bestätigt die Aussage der Untersuchungen des DWD [438]. Insbesondere an den Küstenstandorten liegen sowohl die Hauptwindrichtung wie auch die zweithäufigste Windrichtung in den Sektoren West bis Südwest [442]. Einige Stationen im Binnenland (wie z. B. Erfurt, Frankfurt am Main, Ingolstadt) zeigen neben der südwestlichen Hauptwindrichtung ein sekundäres Windrichtungsmaximum aus nordöstlicher bis östlicher Richtung, was auf die Strömung bei Hochdruckwetterlagen zurückzuführen ist [442]. Jedoch

zeigen auch einige Windmessstandorte (wie z. B. Mühldorf, Straubing), abweichend von diesen für ganz Deutschland typischen Windrichtungen, ein regional geprägtes Windfeld, welches z. B. aus der Kanalisierung des Windes in Flusstälern [442] resultiert.

In Auswertung der im Zeitraum von 1981 bis 2009 durch den DWD erhobenen Daten zur Windgeschwindigkeit [443] kann geschlussfolgert werden, dass der Jahresmittelwert der Windgeschwindigkeit an der Nordseeküste >7.0 m/s beträgt, wohingegen für weite Teile des norddeutschen Tieflandes Werte von 3 bis 4 m/s typisch sind. In den Mittelgebirgstälern kann der Jahresmittelwert der Windgeschwindigkeit auf 2 m/s und weniger sinken (z. B. Flusstäler des Neckar und des Main) wohingegen das Maximum des Jahresmittelwertes der Windgeschwindigkeit mit über 8 m/s in den Gipfellagen der Alpen erreicht wird [438].

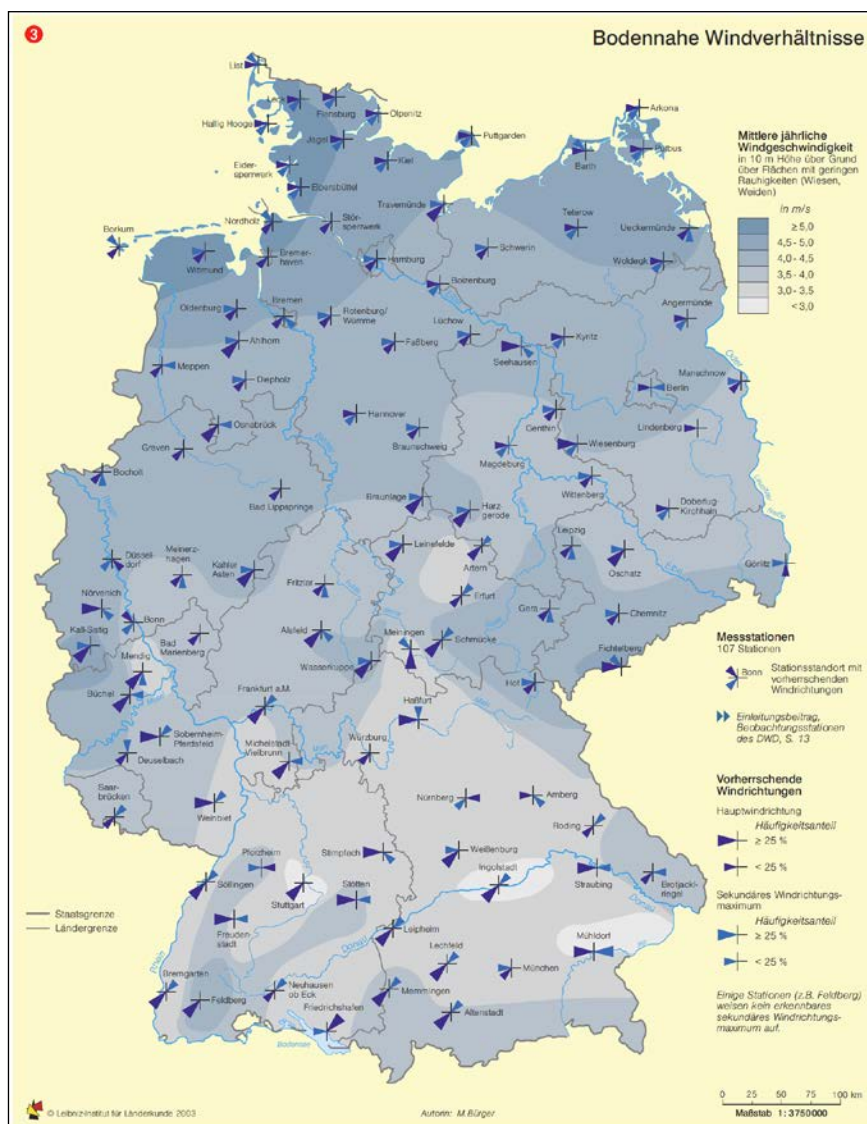


Abbildung 10: Bodennahe Windverhältnisse in Deutschland [442]

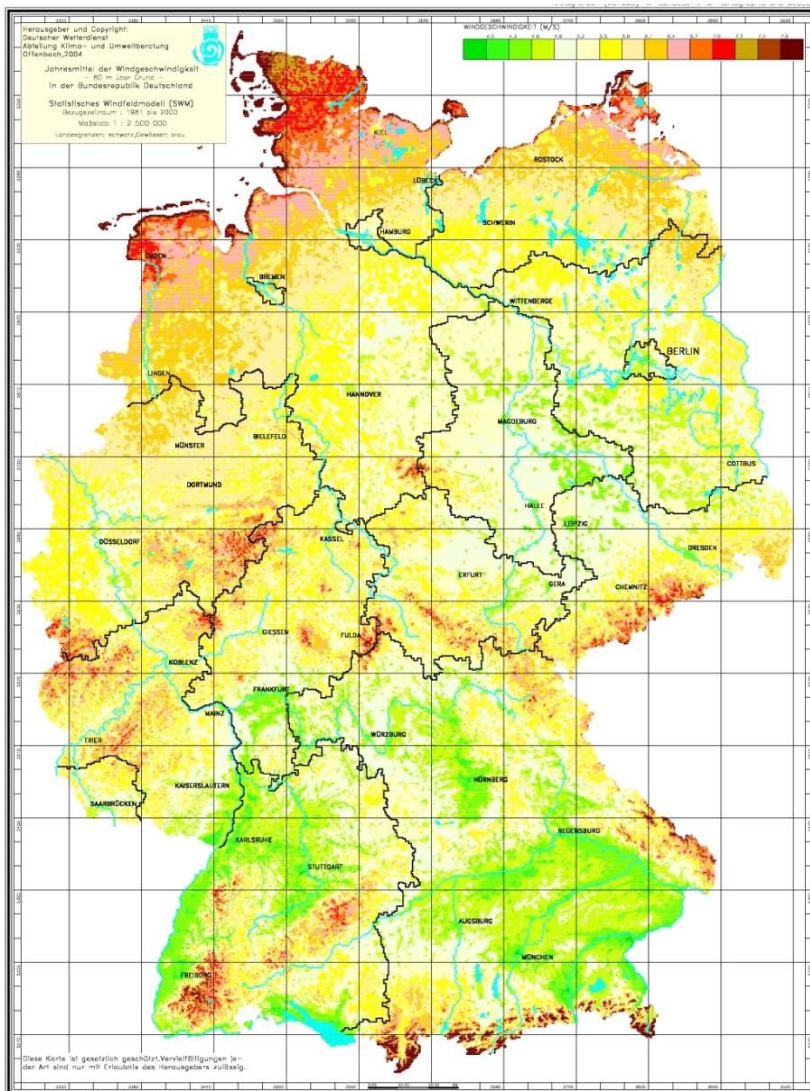


Abbildung 11: Mittlere Windgeschwindigkeiten in Deutschland, Höhe 80 m über Grund [442]

Einen großen Einfluss auf die Ausbreitung von luftgetragenen Ableitungen hat das Oberflächenrelief. Die in Deutschland vorkommenden Relieftypen sind auf der Karte in Abbildung 12 dargestellt. 98% werden durch die Relieftypen 1 bis 7 eingenommen:

- 83% der Fläche Deutschlands werden von den Relieftypen 1 bis 4 bestimmt. Diese Relieftypen können verallgemeinert durch flache topographische Strukturen, Küstengebiete, weite, flache Tallandschaften, hügelige Mittelgebirgslandschaften und Hochflächen.
- 15% der Fläche nehmen die Relieftypen 5 bis 7 Mittelgebirge mit Berglandcharakter, einzelne Höhenzüge sowie eingeschnittene Täler ein.

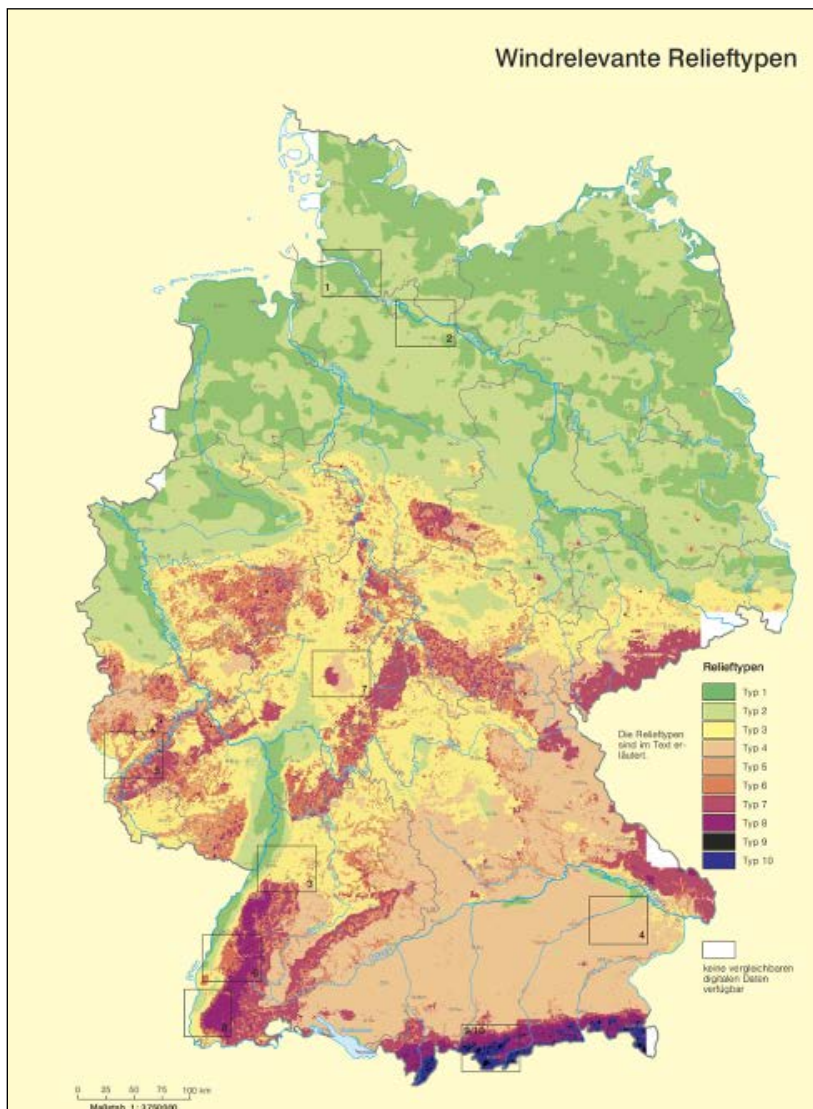


Abbildung 12: Windrelevante Relieftypen [442]

Zusammengefasst zeigen die vorliegenden Daten, dass die Windverhältnisse in Deutschland standortabhängig sowohl hinsichtlich der Hauptwindrichtung, des Jahresmittelwertes der Windgeschwindigkeit und hinsichtlich des Einflusses der Topographie stark variieren können. Im nächsten Schritt (Abschnitt 7.5.3) werden deshalb die vom DWD verfügbaren, für größere Regionen aggregierten Datensätze (Testreferenzjahre oder Test Reference Year, TRY) ausgewertet.

Neben den Windverhältnissen sind für die Nassdeposition auch die Niederschlagsverhältnisse relevant. Die regionale Verteilung der Jahresniederschläge ist in Abbildung 13 gezeigt. Daraus ist zu erkennen, dass die typischen Niederschlagsmengen im weitaus größten Teil der Fläche Deutschlands zwischen 500 und 1000 mm/a liegen, in einzelnen Regionen (Rheingraben, südöstliches Nordrhein-Westfalen, Teile von Harz und Bayerischem Wald sowie die Alpen) auch im Bereich von 1000 bis ca. 2000 mm/a.

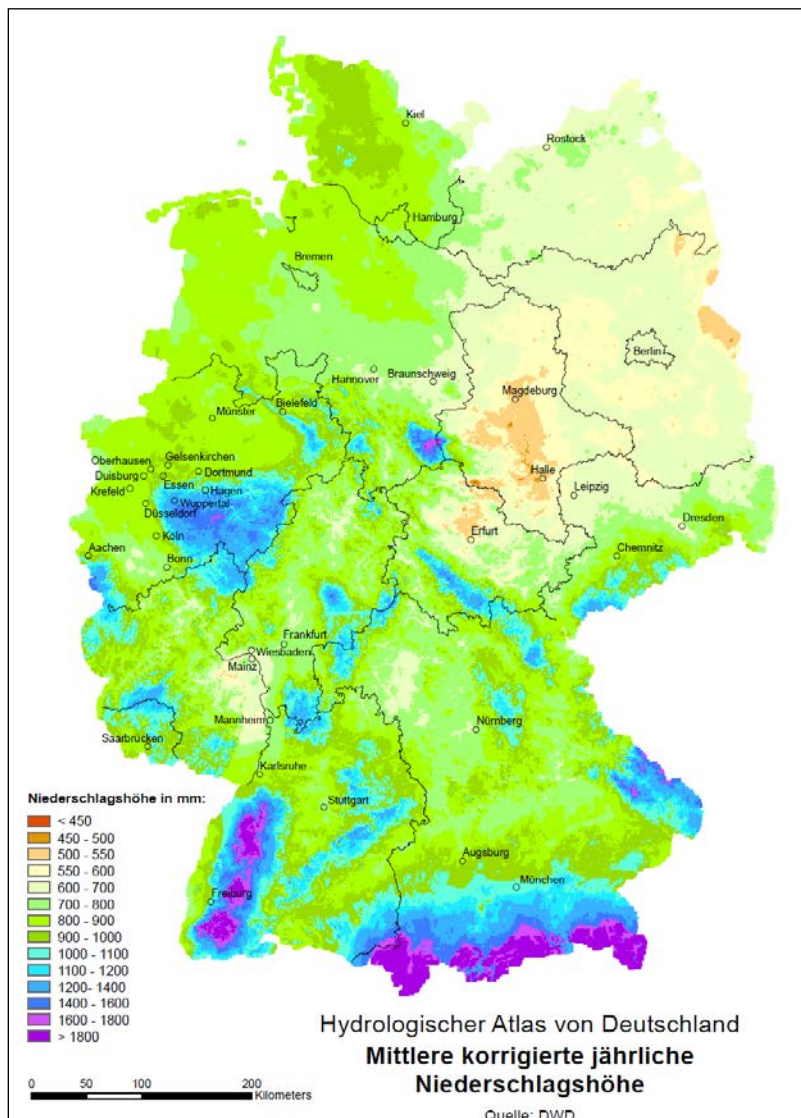


Abbildung 13: Karte der Jahresniederschläge in Deutschland

Ein weiterer für die Staubausbreitung relevanter Parameter ist die Ausbreitungsklasse. Ausbreitungsklassen dienen der einfachen Einteilung möglicher Turbulenzzustände der bodennahen Atmosphäre aus leicht zu ermittelnden meteorologischen (Windgeschwindigkeit, Bedeckungsgrad) und tages- bzw. jahreszeitlichen Daten. Die Ausbreitungsklasse beschreibt den Turbulenzzustand der Atmosphäre und damit die Verdünnungsfähigkeit von luftgetragenen Emissionen. Die Ausbreitungsklassenstatistik ist eine dreidimensionale Häufigkeitsverteilung der Windrichtung, Windgeschwindigkeit und Ausbreitungsklasse, welche aus repräsentativen Messungen bzw. Beobachtungen ermittelt wurden [444].

Es werden die Stabilitätsklassen nach Pasquill von A und B für labile bis E und F für stabile Ausbreitungsbedingungen verwendet, siehe Abbildung 14 [445]. Gebräuchlich ist auch die Bezeichnung der Stabilitätsklassen nach der TA Luft bzw. nach Klug/Manier von I für stabile bis V für labile Ausbreitungsbedingungen.

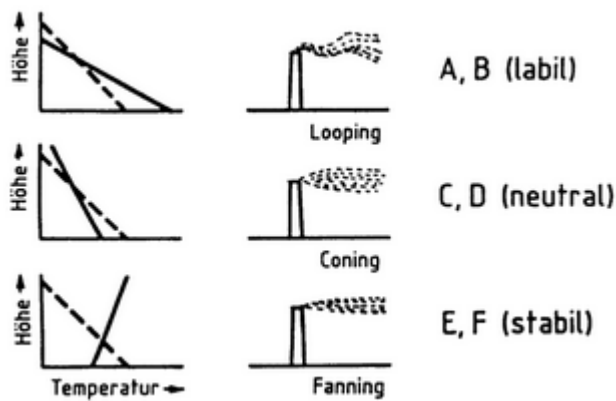


Abbildung 14: Einfache Temperaturschichtung und Diffusionskategorien (aus [445], gestrichelte Linien: trocken adiabatischer Zustand, volle Linie: tatsächliche Temperaturverteilung)

Die Häufigkeit der Ausbreitungsklassen wird am Beispiel des Standortes Tittling in Abbildung 15 gezeigt.

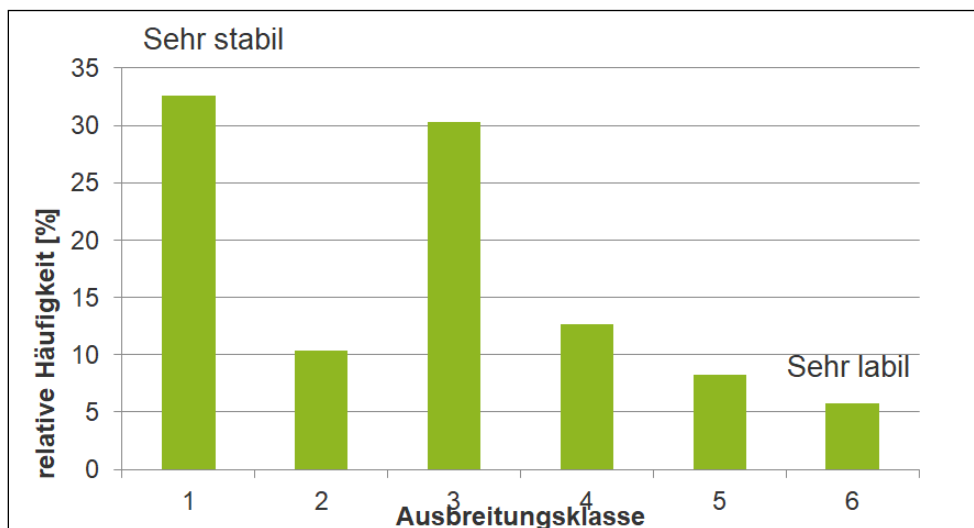


Abbildung 15: Beispiel der Ausbreitungsklassenstatistik am Referenzstandort (Tittling)

Auf den Einfluss der Ausbreitungsklassenstatistik auf die Staubdeposition wird in Abschnitt 7.6 eingegangen.

7.5.3 Windverhältnisse in Deutschland gemäß den Datensätzen des Deutschen Wetterdienstes

7.5.3.1 Daten für Testreferenzjahre (TRY)

Die TRY-Daten sind speziell zusammengestellte Datensätze, die für jede Stunde eines Jahres verschiedene meteorologische Daten enthalten. Sie sollen einen mittleren, aber für das Jahr typischen Witterungsverlauf innerhalb einer größeren Region Deutschlands repräsentieren. Solche Datensätze werden beispielsweise für Simulationen und

Berechnungen im Bauwesen genutzt [446]. Die TRY-Datensätze enthalten folgende stündliche meteorologische Daten für 365 Tage eines Jahres [447]:

- Bedeckungsgrad,
- Windrichtung (vorherrschende Richtung, aus der der Wind im 10-Minuten-Mittelungsintervall vor der vollen Stunde weht, Messhöhe 10 m über Grund, in hindernisreicher Umgebung mindestens 6 bis 10 m über der durchschnittlichen Bebauungshöhe),
- Windgeschwindigkeit (mittlere Windgeschwindigkeit im 10-Minuten-Mittelungsintervall vor der vollen Stunde, gleiche Messbedingungen wie für die Windrichtung),
- Lufttemperatur,
- Wasserdampfgehalt,
- Relative Feuchte,
- Wetterereignis,
- Direkte und diffuse Sonnenbestrahlungsstärke, bezogen auf die horizontale Fläche,
- Information, ob die direkten und/oder diffusen Bestrahlungsstärken Mess- oder Rechenwerte sind,
- Bestrahlungsstärke der atmosphärischen Wärmestrahlung, bezogen auf die horizontale Fläche,
- Spezifische Ausstrahlung der Wärmestrahlung der Erdoberfläche.

Den Testreferenzjahren liegt das Konzept der Einteilung Deutschlands in 15 TRY-Klimaregionen mit je einer Repräsentanzstation zugrunde, für die ein entsprechender Testreferenzjahren-Datensatz erstellt wurde [446]. Die Tabelle 49 zeigt eine Übersicht der TRY-Klimaregionen. Zur Regionalisierung Deutschlands wurden die Messdaten von 114 Klimastationen statistisch ausgewertet und aggregiert. Die Grenzen der TRY-Regionen folgen im orographisch gegliederten Gelände weitgehend den Höhenlinien [448]. Für die Gesamtheit der Klimaelemente ließen sich 15 deutlich voneinander zu trennende Gruppen von Klimastationen identifizieren, die zur Definition der entsprechenden TRY-Regionen führten [448]. Es ist aus Abbildung 16 zu erkennen, dass sich in Norddeutschland weniger und dafür größere zusammenhängende TRY-Regionen befinden als im Süden Deutschlands, wo eine größere Anzahl kleinräumiger TRY-Regionen definiert wurde. In der Verteilung der TRY-Regionen im südlichen Raum spiegelt sich das stärker strukturierte Relief dieses Gebietes wider.

Tabelle 49: Übersicht der 15 TRY-Klimaregionen in Deutschland

Lfd. Nr.	Repräsentanzstation	Region
1	Bremerhaven	Nordseeküste
2	Rostock	Ostseeküste
3	Hamburg	Nordwestdeutsches Tiefland
4	Potsdam	Nordostdeutsches Tiefland
5	Essen	Niederrheinisch-westfälische Bucht und Emsland

Lfd. Nr.	Repräsentanzstation	Region
6	Bad Marienberg	Nördliche und westliche Mittelgebirge
7	Kassel	Nördliche und westliche Mittelgebirge, zentrale Bereiche
8	Braunlage	Oberharz und Schwarzwald (mittlere Lagen)
9	Chemnitz	Thüringer Becken und Sächsisches Hügelland
10	Hof	Südöstliche Mittelgebirge bis 1000 m
11	Fichtelberg	Erzgebirge, Böhmer- und Schwarzwald oberhalb 1000 m
12	Mannheim	Oberrheingraben und unteres Neckartal
13	Mühdorf	Schwäbisch-fränkisches Stufenland und Alpenvorland
14	Stötten	Schwäbische Alb und Baar
15	Garmisch- Partenkirchen	Alpenrand und -täler

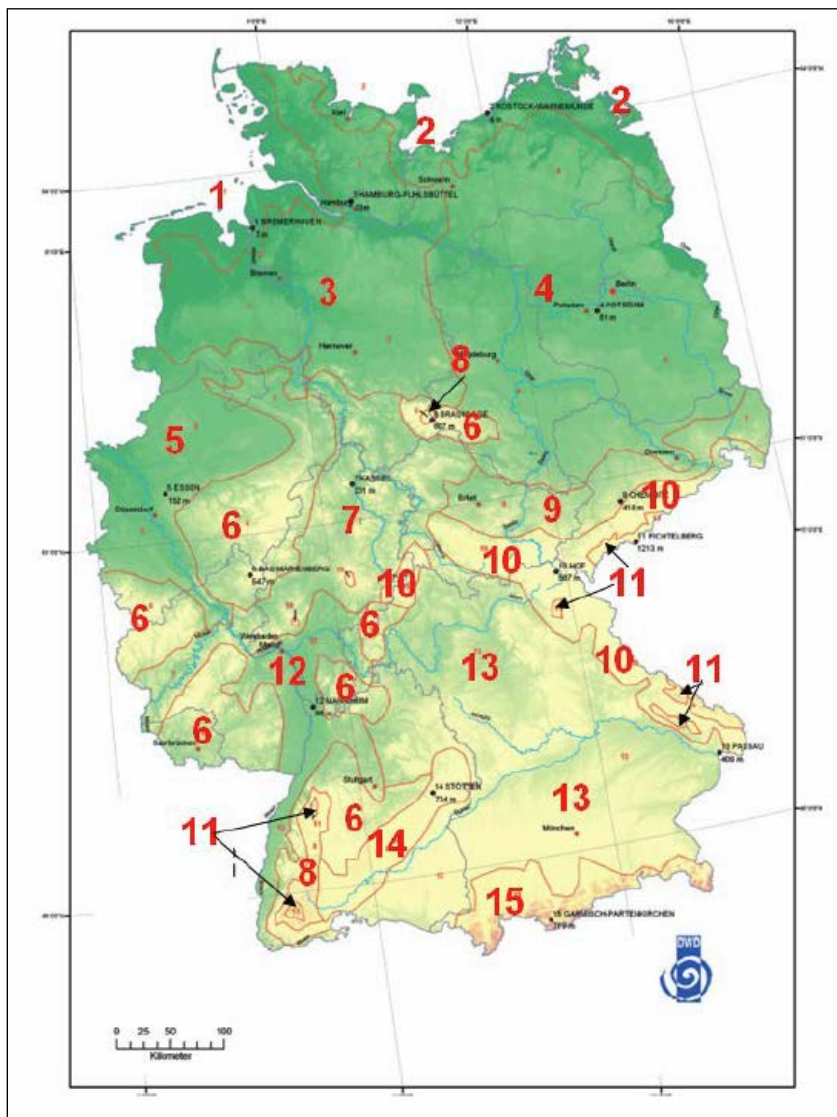


Abbildung 16: Einteilung Deutschlands in 15 TRY-Regionen [448]

Die vom DWD zur Verfügung gestellten Datensätze für die TRY-Regionen wurden hinsichtlich der Wind- und Niederschlagsverhältnisse ausgewertet. Nachfolgend sind für alle TRY-Regionen die Häufigkeitsverteilung der Windgeschwindigkeit und der Windrichtung in den nachfolgenden Abbildungen (Abbildung 17 bis Abbildung 31) dargestellt. Dabei wurde die Klasseneinteilung der Windgeschwindigkeit für die Darstellung der Häufigkeitsverteilung gemäß der Einteilung der Windstärken nach der Beaufort-Skala gewählt. Bei der Beschriftung der Abszisse in den entsprechenden Abbildungen wurde der jeweils höchste Wert der Windgeschwindigkeit einer Klasse angegeben. Für die Darstellung der Windrichtungen wurden die in den TRY-Datensätzen enthaltenen auf 10 Grad genauen Angaben der Windrichtung den Windrichtungen, wie in Tabelle 50 gezeigt, zu je einer Gruppe zusammengefasst.

Tabelle 50: Zuordnung der Windereignisse der TRY-Datensätze zu den Windrichtungen

Windrichtung	Abkürzung	Zugeordnete Windereignisse aus Sektor [°]
Nord	N	340 – 20
Nordost	NE	30 – 70
Ost	E	80 – 110
Südost	SE	120 - 160
Süd	S	170 - 200
Südwest	SW	210 - 250
West	W	260 - 290
Nordwest	NW	300 – 330

Die in den Abbildungen 17 bis 31 dargestellten Häufigkeitsverteilungen der Windgeschwindigkeit für die einzelnen TRY-Regionen unterscheiden sich z.T. deutlich voneinander:

- Während beispielsweise in der TRY-Region 8 (Braunlage) eine ausgeprägte Vorzugwindrichtung aus SW vorherrscht, sind in der TRY-Region 15 (Garmisch-Partenkirchen) zwei Hauptwindrichtungen (SW und NE) zu erkennen. Neben TRY-Regionen mit Vorzugwindrichtungen gibt es Regionen wie z. B. TRY-Region 6 (Bad Marienberg) mit relativ homogener Richtungsverteilung.
- Die Verteilung der Windgeschwindigkeiten unterscheidet sich ebenfalls sehr zwischen den TRY-Regionen. Beispielsweise steht der TRY-Region 15 (Garmisch-Partenkirchen) mit niedrigen Windgeschwindigkeiten (häufigste Geschwindigkeitsklasse: 0,2 m/s) die TRY-Region 11 (Fichtelberg) mit der häufigsten Windgeschwindigkeitsklasse von 10,7 m/s gegenüber.

Eine zusammenfassende Darstellung der Häufigkeitsverteilungen der Windgeschwindigkeiten für alle TRY-Regionen mit Angabe des Mittelwertes der relativen Häufigkeit einer Windgeschwindigkeitsklasse über alle TRY-Regionen ist in Abbildung 32 enthalten:

- Abbildung 32 zeigt, dass die Windgeschwindigkeiten in Deutschland mit Ausnahme der TRY-Regionen 4 (Potsdam), 11 (Fichtelberg) und 15 (Garmisch-Partenkirchen) mit einem Anteil von 30-45% am häufigsten zwischen 1,6 und 3,3 m/s liegen.

-
- Die am zweithäufigsten vorkommenden Windgeschwindigkeiten liegen mit einem Anteil von 20-30% in 9 der 15 TRY-Regionen im Bereich von 3,4 bis 5,4 m/s. Ausnahmen bilden auch hier die TRY-Regionen 4 (Potsdam), 11 (Fichtelberg) und 15 (Garmisch-Partenkirchen) sowie die TRY-Regionen 7 (Kassel), 12 (Mannheim) und 13 (Mühlendorf).
 - Im Mittel 35% der Gesamtwindereignisse weisen Windgeschwindigkeiten von 1,6 bis 3,3 m/s und 23% der Gesamtwindereignisse weisen Windgeschwindigkeiten von 3,4 bis 5,4 m/s auf.
 - In der Abbildung 32 ist auch zu erkennen, dass Windgeschwindigkeiten von 5,5 bis 7,9 m/s noch im Mittel 10% der Windereignisse ausmachen, wohingegen der Anteil von Windgeschwindigkeiten größer als 7,9 m/s im Mittel kleiner 10% ist.

Die Abbildung 33 zeigt die Häufigkeitsverteilung der Windrichtung in Deutschland zusammengefasst für alle TRY-Regionen. In 13 der 15 TRY-Regionen treten mit einem Anteil von ca. 30-55 % am häufigsten die Windrichtungen SW bis W auf. Die Abbildung 33 illustriert einerseits, dass die vorherrschende Hauptwindrichtung in Deutschland mit im Mittel 40% Südwest/West ist und die anderen Windrichtungen einen mittleren Anteil von 9 bis 13% an der Verteilung der Windrichtung besitzen. Die Abbildung 33 zeigt aber auch, dass z.T. deutliche Abweichungen in der Windrichtungsverteilung der einzelnen Regionen zur mittleren Windrichtungsverteilung vorhanden sind.

Zusammenfassend ist hinsichtlich der TRY-Datensätze festzustellen, dass Windereignisse in Deutschland mit einem Anteil von ca. 40% aus Südwest/West auftreten und die typischen Windgeschwindigkeiten mit einem Anteil von 58% zwischen 1,6 und 5,4 m/s variieren. Die Darstellung der Häufigkeitsverteilungen der Windrichtung und der Windgeschwindigkeit für alle TRY-Regionen haben jedoch auch gezeigt, dass die Häufigkeitsverteilungen einzelner Regionen deutlich von diesen mittleren Häufigkeitsverteilungen abweichen können.

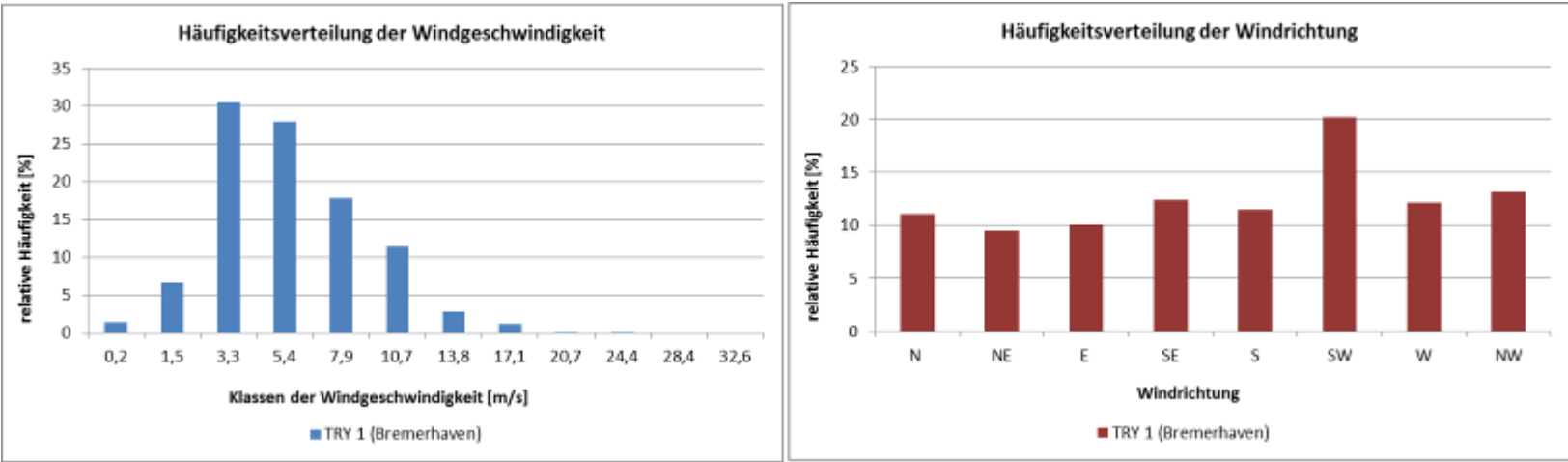


Abbildung 17: Häufigkeitsverteilung der Windgeschwindigkeit und der Windrichtung in der TRY-Region 1 (Bremerhaven)

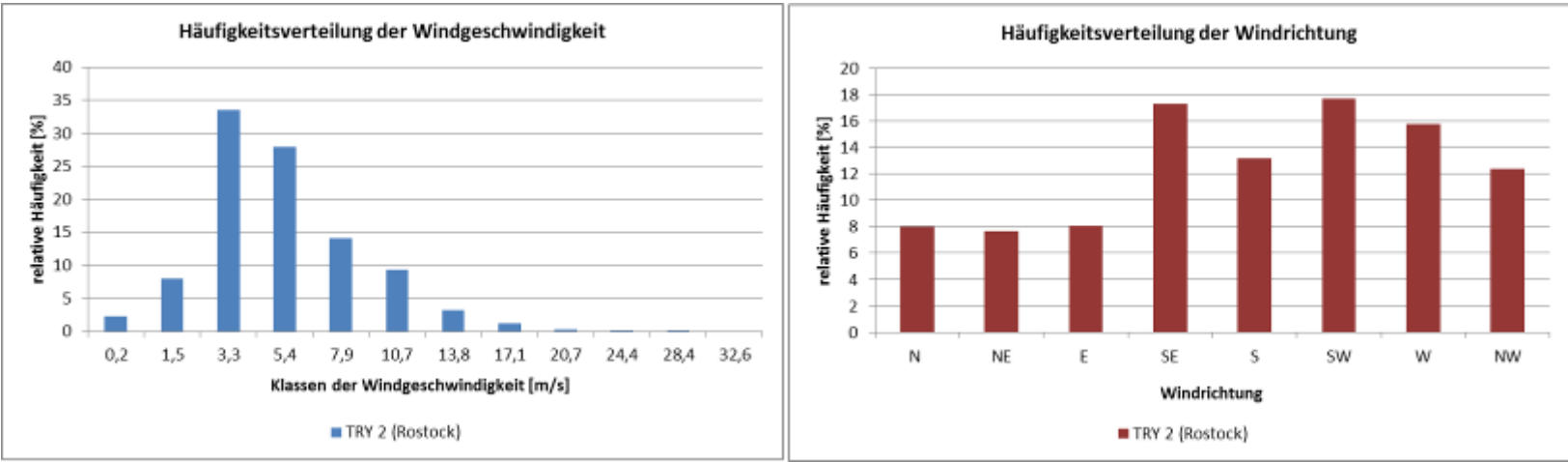


Abbildung 18: Wie Abbildung 17, jedoch für die TRY-Region 2 (Rostock)

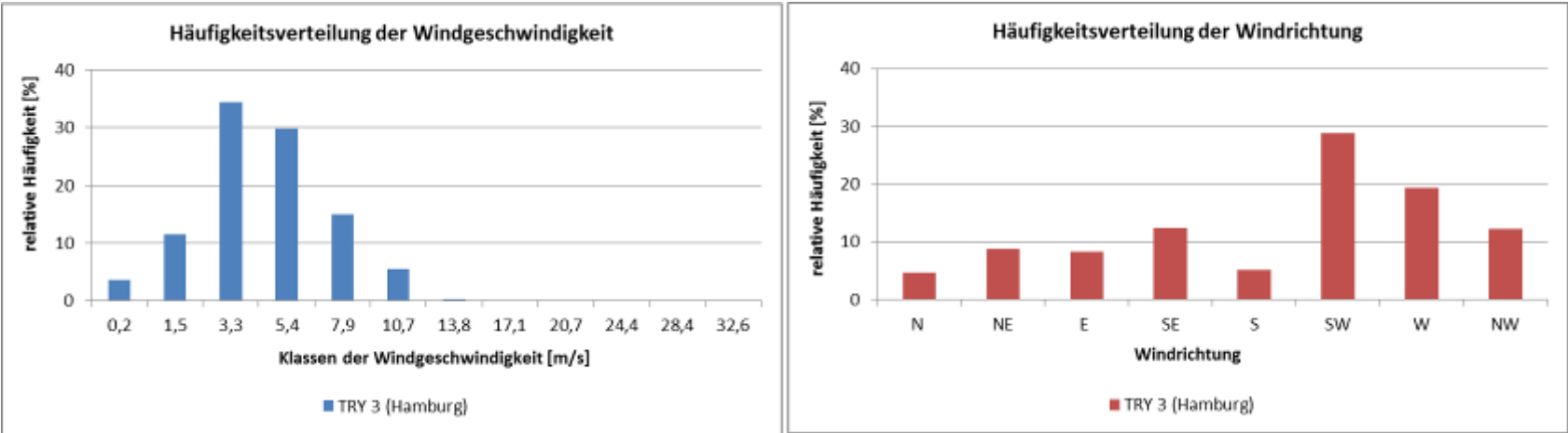


Abbildung 19: Wie Abbildung 17, jedoch für die TRY-Region 3 (Hamburg)

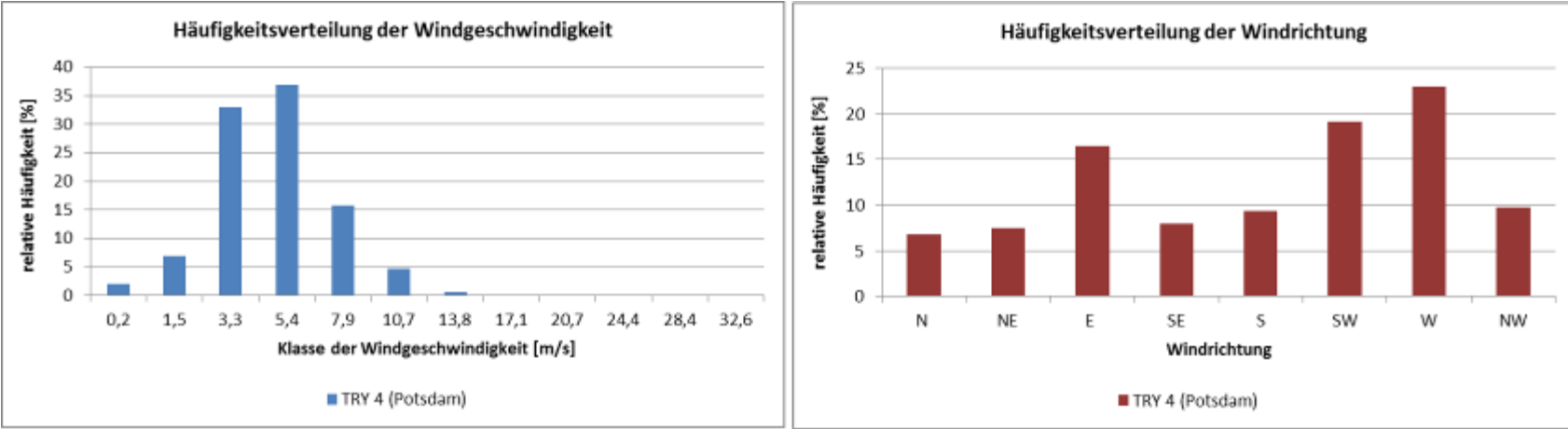


Abbildung 20: Wie Abbildung 17, jedoch für die TRY-Region 4 (Potsdam)

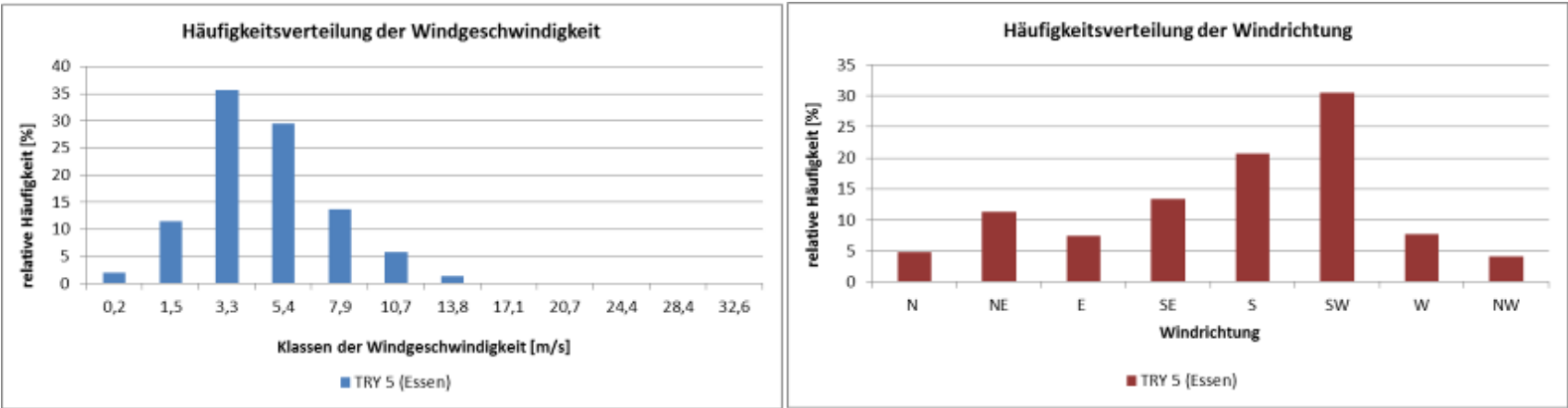


Abbildung 21: Wie Abbildung 17, jedoch für die TRY-Region 5 (Essen)

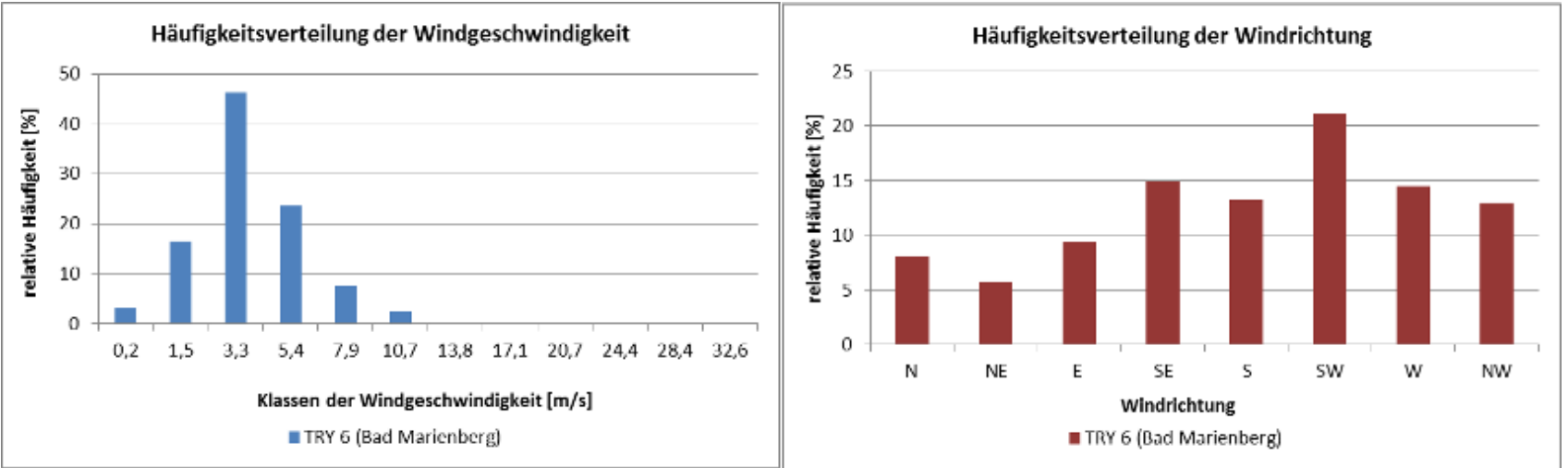


Abbildung 22: Wie Abbildung 17, jedoch für die TRY-Region 6 (Bad Marienberg)

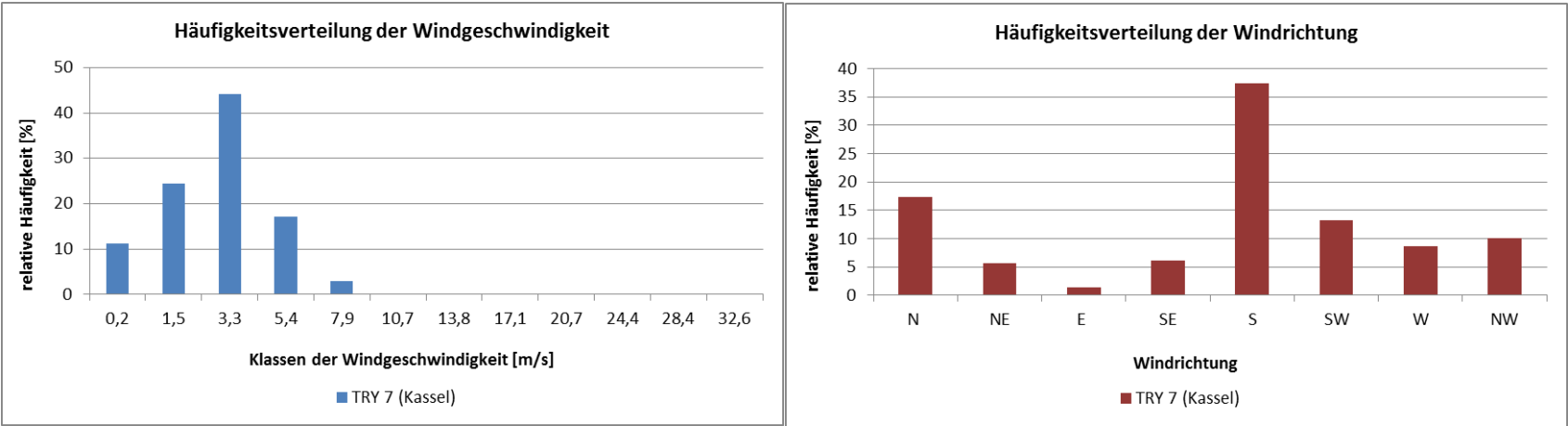


Abbildung 23: Wie Abbildung 17, jedoch für die TRY-Region 7 (Kassel)

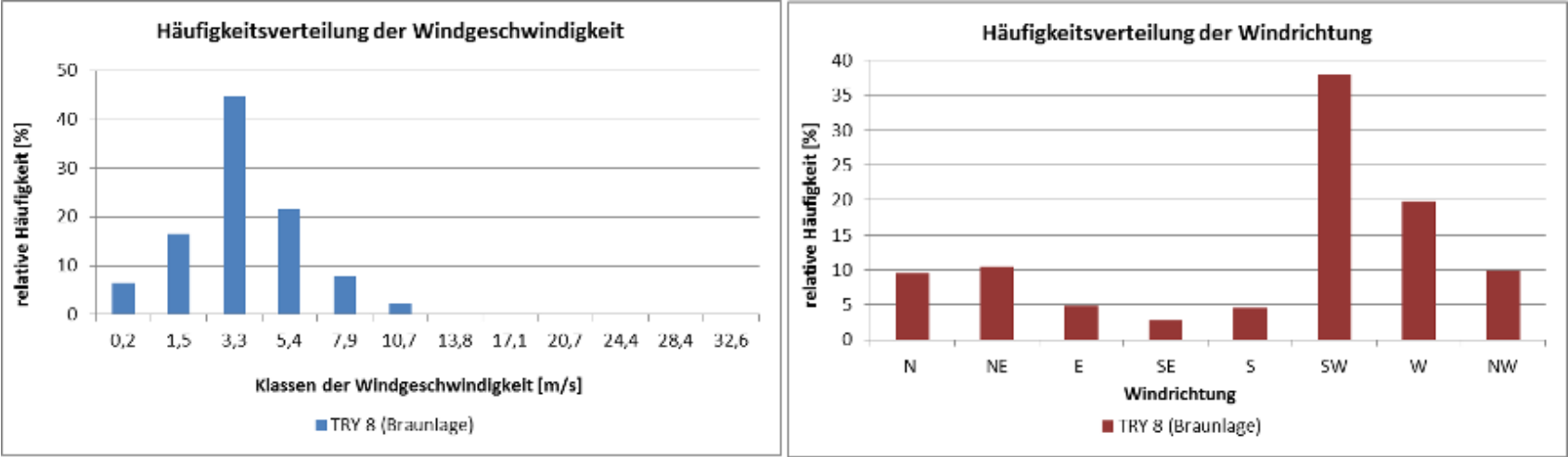


Abbildung 24: Wie Abbildung 17, jedoch für die TRY-Region 8 (Braunlage)

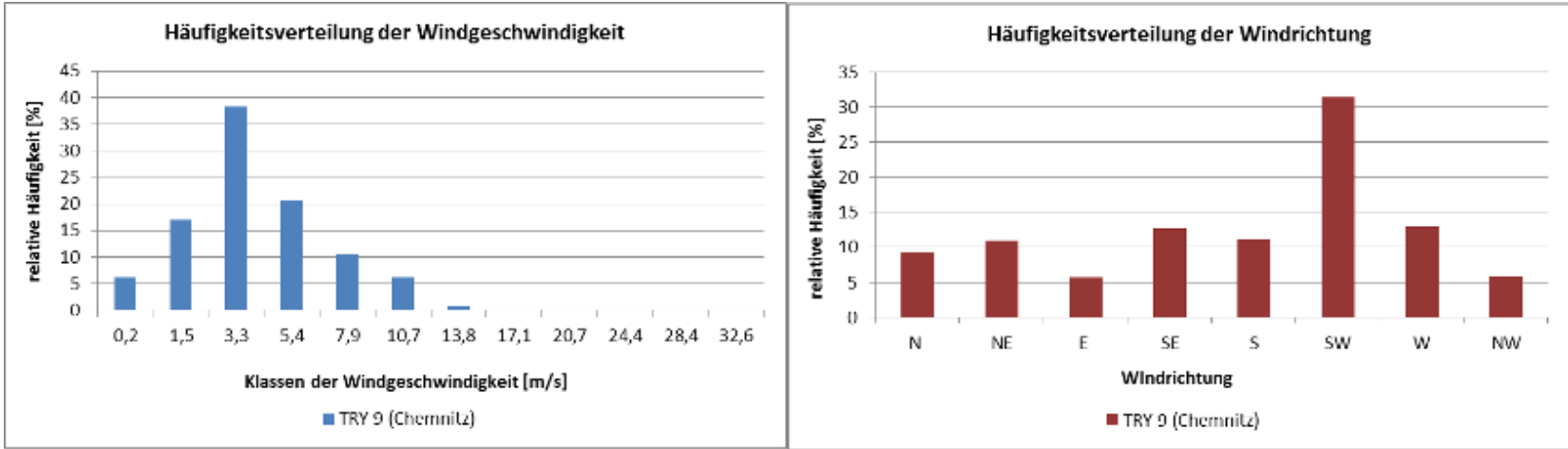


Abbildung 25: Wie Abbildung 17, jedoch für die TRY-Region 9 (Chemnitz)

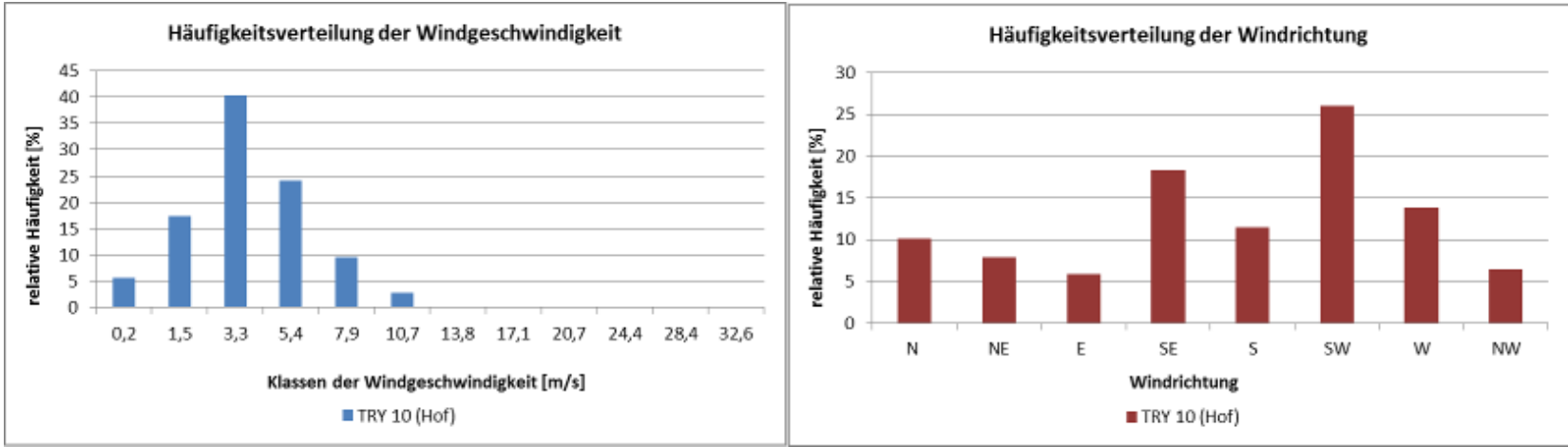


Abbildung 26: Wie Abbildung 17, jedoch für die TRY-Region 10 (Hof)

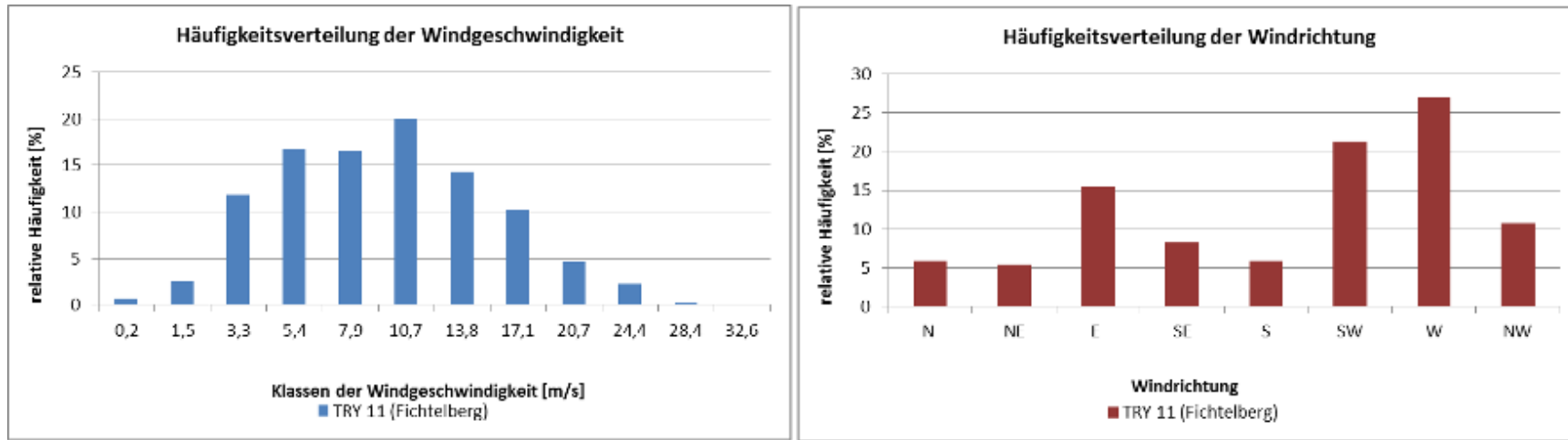


Abbildung 27: Wie Abbildung 17, jedoch für die TRY-Region 11 (Fichtelberg)

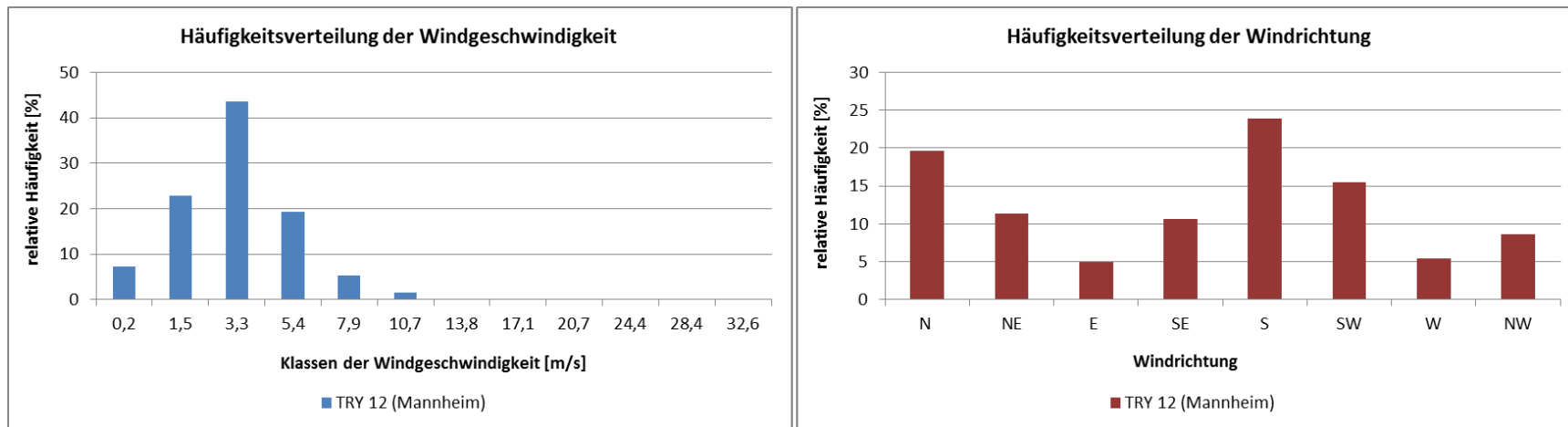


Abbildung 28: Wie Abbildung 17, jedoch für die TRY-Region 12 (Mannheim)

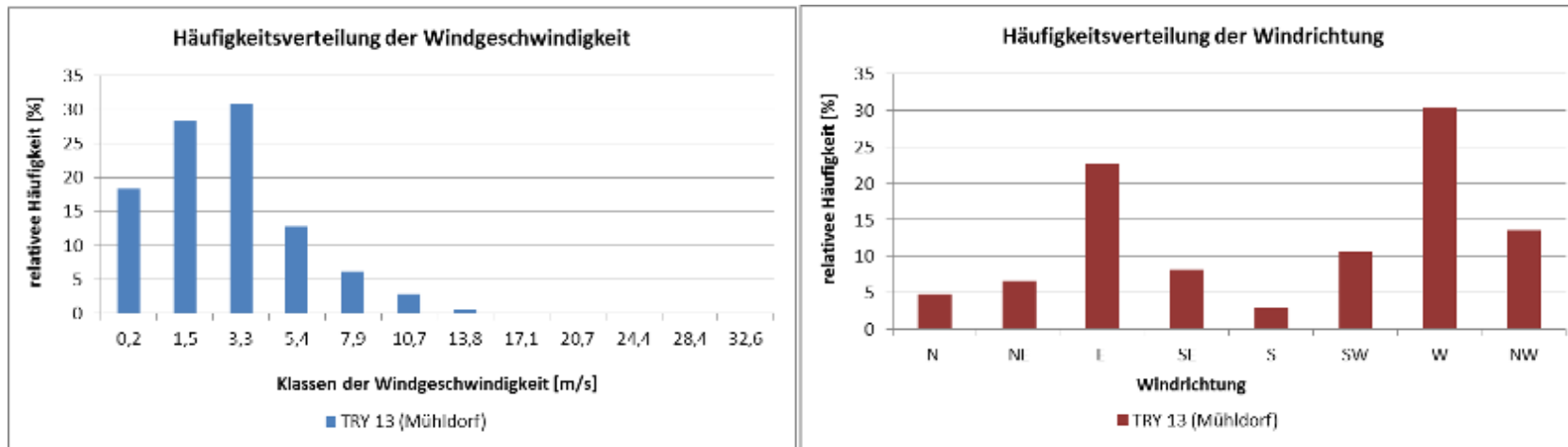


Abbildung 29: Wie Abbildung 17, jedoch für die TRY-Region 13 (Mühdorf)

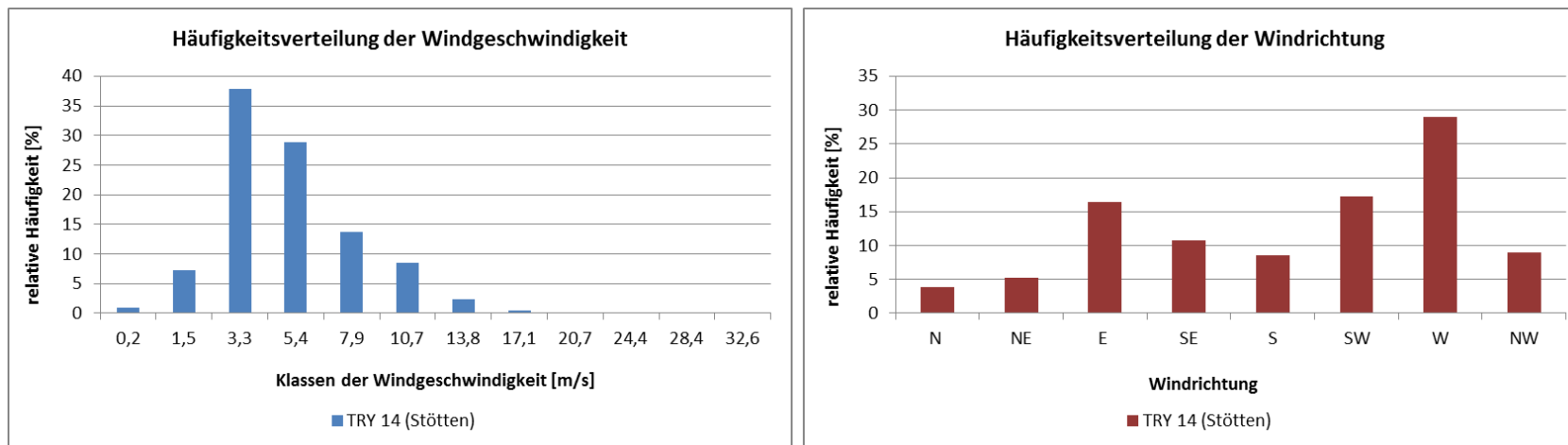


Abbildung 30: Wie Abbildung 17, jedoch für die TRY-Region 14 (Stötten)

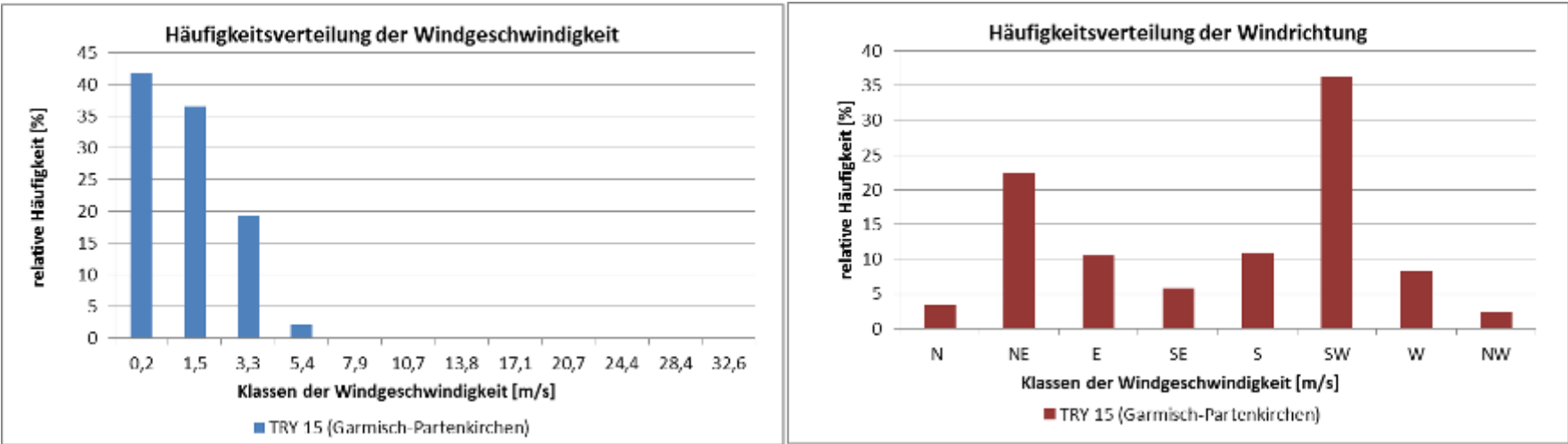


Abbildung 31: Wie Abbildung 17, jedoch für die TRY-Region 15 (Garmisch-Partenkirchen)

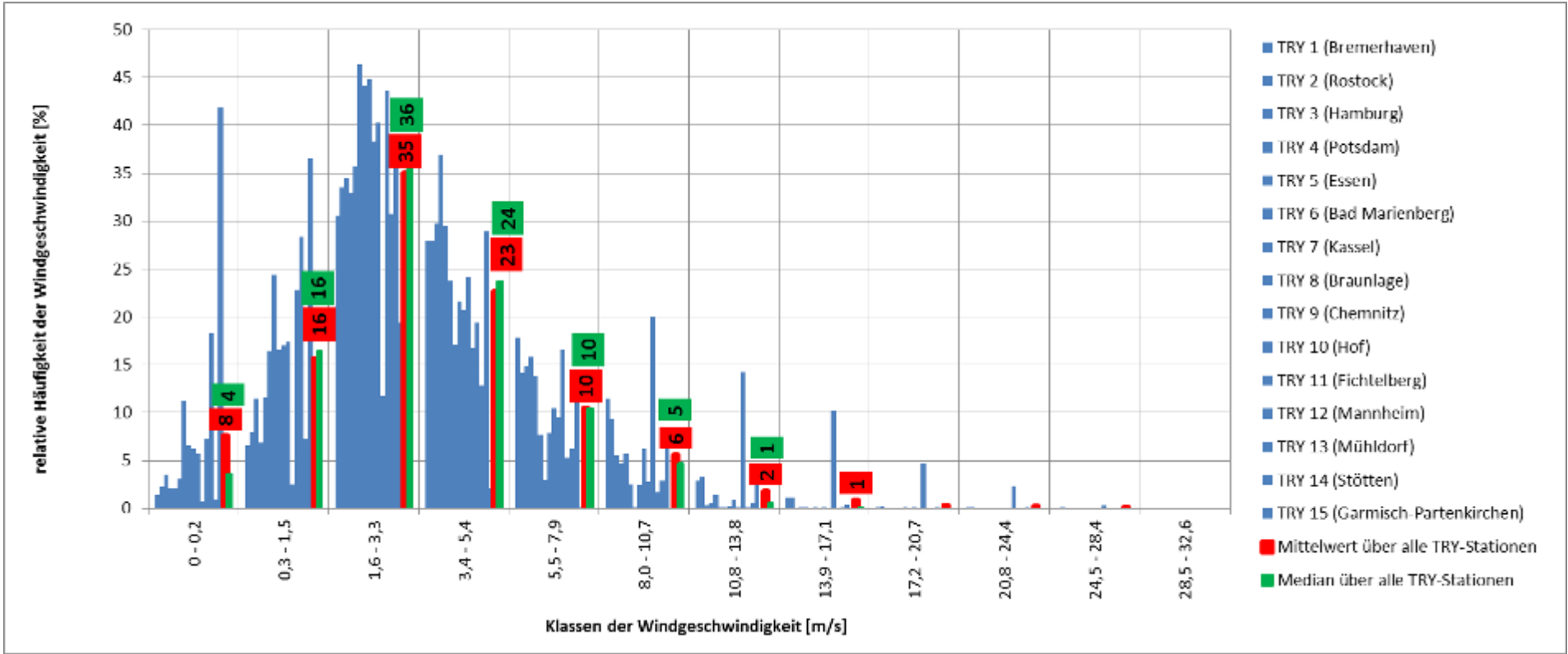


Abbildung 32: Häufigkeitsverteilung der Windgeschwindigkeit für alle TRY-Regionen²¹ (Rundungsfehler bei Summenbildung)

²¹ TRY-Regionen in den Klassen der Windgeschwindigkeit sind von links nach rechts von TRY1 bis TRY15 geordnet. Ebenfalls angegeben sind Mittelwert und Median der Häufigkeit einer Windgeschwindigkeitsklasse über alle TRY-Regionen.

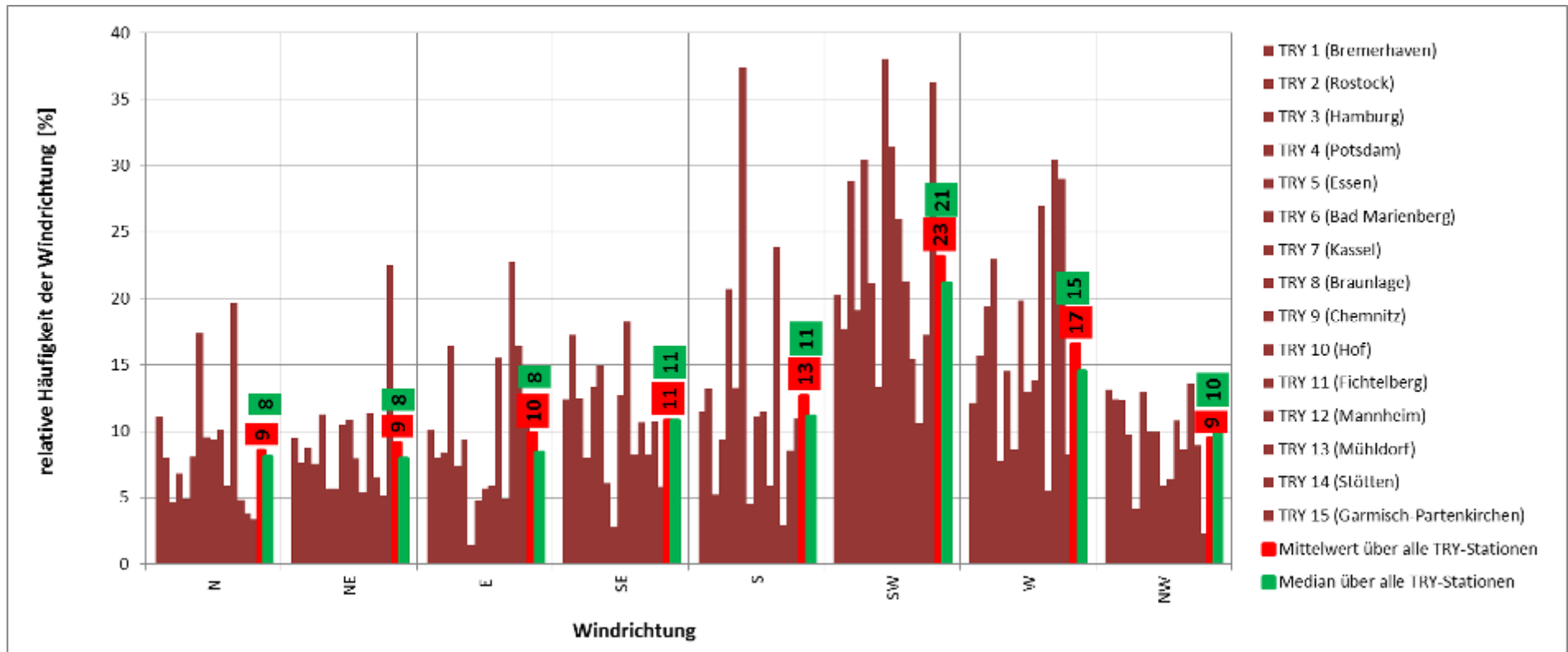


Abbildung 33: Wie Abbildung 32, jedoch für die Windrichtung (Rundungsfehler bei Summenbildung)

7.5.3.2 Daten des Climate Data Center

Neben den in Abschnitt 7.5.3.1 ausgewerteten TRY-Datensätzen stellt der Deutsche Wetterdienst im Climate Data Center (CDC) [441] Klimadaten seiner Wetterstationen zur Verfügung. Anhand eines Vergleiches des Wetter-Datensatzes für eine TRY-Region mit den CDC-Daten mehrerer Messstationen innerhalb dieser TRY-Region kann bewertet werden, wie stark die standortkonkreten Daten von den aggregierten Daten des zugehörigen TRY-Datensatzes der Region abweichen.

Dazu wurden beispielhaft für die TRY-Region 13 (Mühdorf) die vier Standorte Vogtareuth, Regensburg, Gelbelsee und Harburg aus dem Windmessnetz des DWD ausgewählt. Diese Standorte liegen in der TRY-Region 13 in der Nähe von Standorten der Zementindustrie Burglengenfeld, Solnhofen, Harburg und Rohrdorf (vgl. Abbildung 34).



Abbildung 34: Ausschnitt aus Abbildung 6 und Lage der für die vergleichende Betrachtung der CDC-Daten ausgewählten Stationen (Sterne)

Für die Stationen liegen Datensätze mit stündlichen Werten aus dem Zeitraum vom 10.6.1987 (Vogtareuth), 1.1.1949 (Regensburg), 10.12.2003 (Gelbelsee) 13.11.2002 (Harburg) bis jeweils zum 31.12.2015 vor. Die Windgeschwindigkeit ist in den CDC-Datensätzen auf 0,1 m/s genau angegeben, die Windrichtung auf 10 Grad genau.

Die Häufigkeitsverteilung der Windrichtung dieser Stationen ist gemeinsam mit der mittleren Häufigkeit für diese Stationen im Vergleich zur Repräsentanzstation Mühdorf der TRY-Region 13 in der Abbildung 35 dargestellt. Dafür wurden analog der Darstellung in Abbildung 33 (Abschnitt 7.5.3.1) die auf 10 Grad genau angegebenen Windrichtungen den Windrichtungssektoren N, NE, E, SE, S, SW, W und NW zugeordnet.

Die Abbildung 35 veranschaulicht, dass die einzelnen Stationen eine näherungsweise einheitliche Verteilung der Windrichtung aufweisen, während die Daten der TRY-Region 13 neben der Hauptwindrichtung West mit einem Anteil von ca. 30% ein sekundäres Windrichtungsmaximum aus E mit einem Anteil von ca. 23% zeigen. Die Windverhältnisse können somit hinsichtlich der Hauptwindrichtungen innerhalb einer TRY-Region lokal stark variieren.

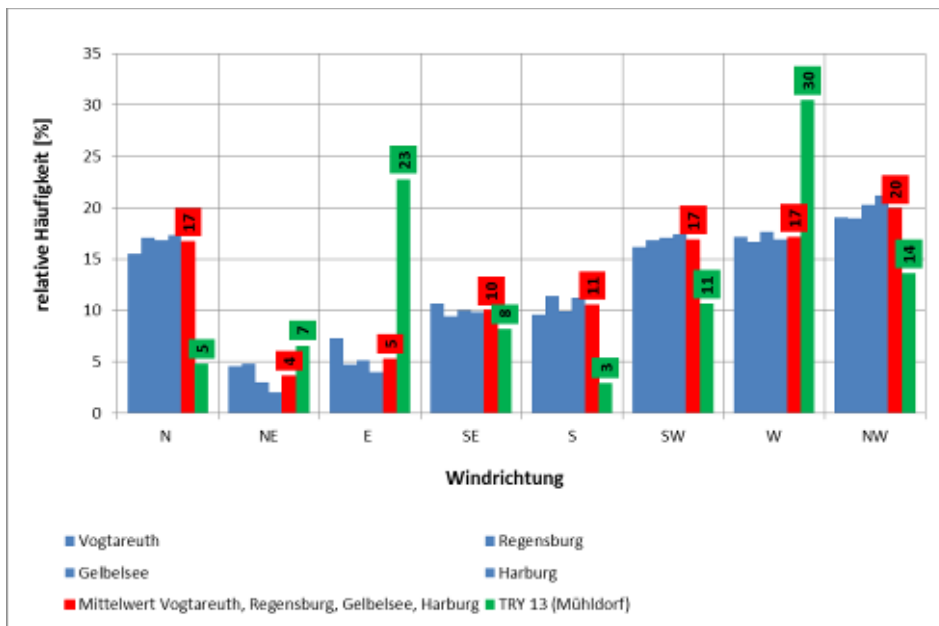


Abbildung 35: Häufigkeitsverteilung der Windrichtung der CDC-Daten sowie der TRY-Region 13 (Mühlendorf)²²

In der Abbildung 36 ist die Häufigkeitsverteilung der Windgeschwindigkeit für die einzelnen Stationen und für die TRY-Region 13 (Mühlendorf) dargestellt. Während beispielsweise in der TRY-Region 13 niedrige Windgeschwindigkeiten (Beaufort-Klasse 0,2 m/s) mit 18% auftreten, ist dies an den einzelnen Stationen nur mit maximal 5% der Fall.

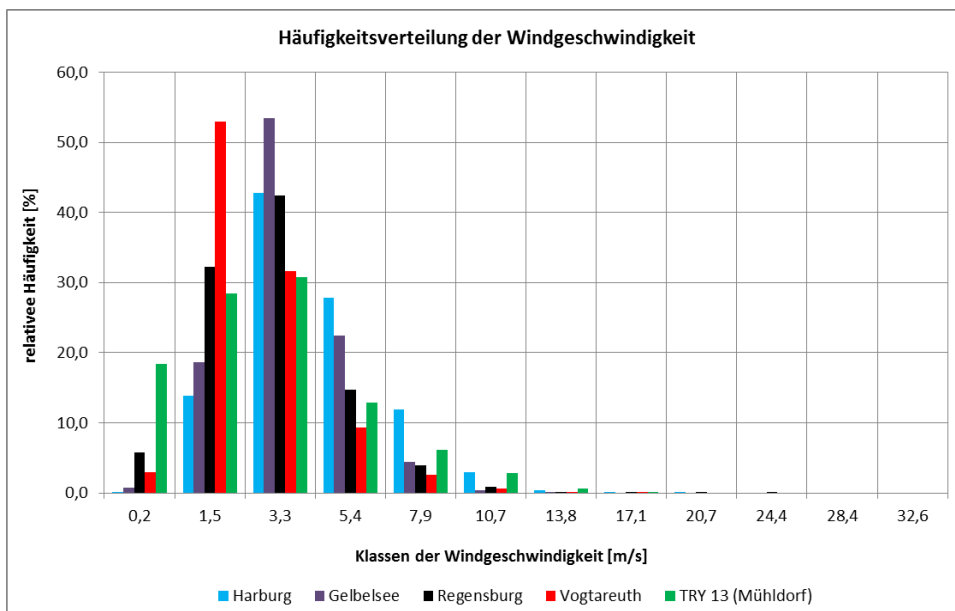


Abbildung 36: Wie Abbildung 35, aber Häufigkeitsverteilung der Windgeschwindigkeit

²² Stationen wie folgt geordnet Vogtareuth, Regensburg, Gelbensee, Harburg sowie Mittelwert aus diesen Stationen und Mittelwert der TRY-Region 13.

Zusammenfassend ist am Beispiel des Vergleiches zwischen lokalen Windverhältnissen an den betrachteten vier Einzelstationen mit dem Datensatz der TRY-Region 13 festzustellen, dass für standortspezifische Ausbreitungsmodelle die gemittelten TRY-Datensätze nicht in jedem Fall anwendbar sind, sondern jeweils standortspezifische Wetterdaten zu verwenden sind.

7.5.4 Zuordnung von Standorten der zu betrachtenden NORM-Industrien zu TRY-Regionen

Ausgehend von der Darstellung der Lage der Standorte der zu betrachtenden NORM-Industrien innerhalb von Deutschland in Abschnitt 7.1 werden diese in Abbildung 37 den TRY-Regionen zugeordnet. Anhand von Abbildung 37 kann festgestellt werden, dass sich Standorte der Zementindustrie und der Steinkohlekraftwerke in jeweils neun und die Standorte der Primärproduktion von Eisen in vier unterschiedlichen TRY-Regionen befinden (siehe auch Abbildung 38). In den TRY-Regionen 3, 5, 6 und 12 sind mit 75 der insgesamt 107 Standorte ca. 70% der zu betrachtenden NORM-Industrien angesiedelt.

Es ist bemerkenswert, dass drei der vier genannten TRY-Regionen (3, 5, 12) in der Reliefklasse 1 oder 2 (Flachland, siehe Abbildung 12 in Abschnitt 7.5.2) liegen. Damit befinden sich mit 56% die Mehrzahl aller zu betrachtenden NORM-Industrien im Flachland. Die Grenzen der TRY-Region 6 folgen weitestgehend den Grenzen der Reliefklassen 3 und 4 (Mittelgebirge, Hügelland).

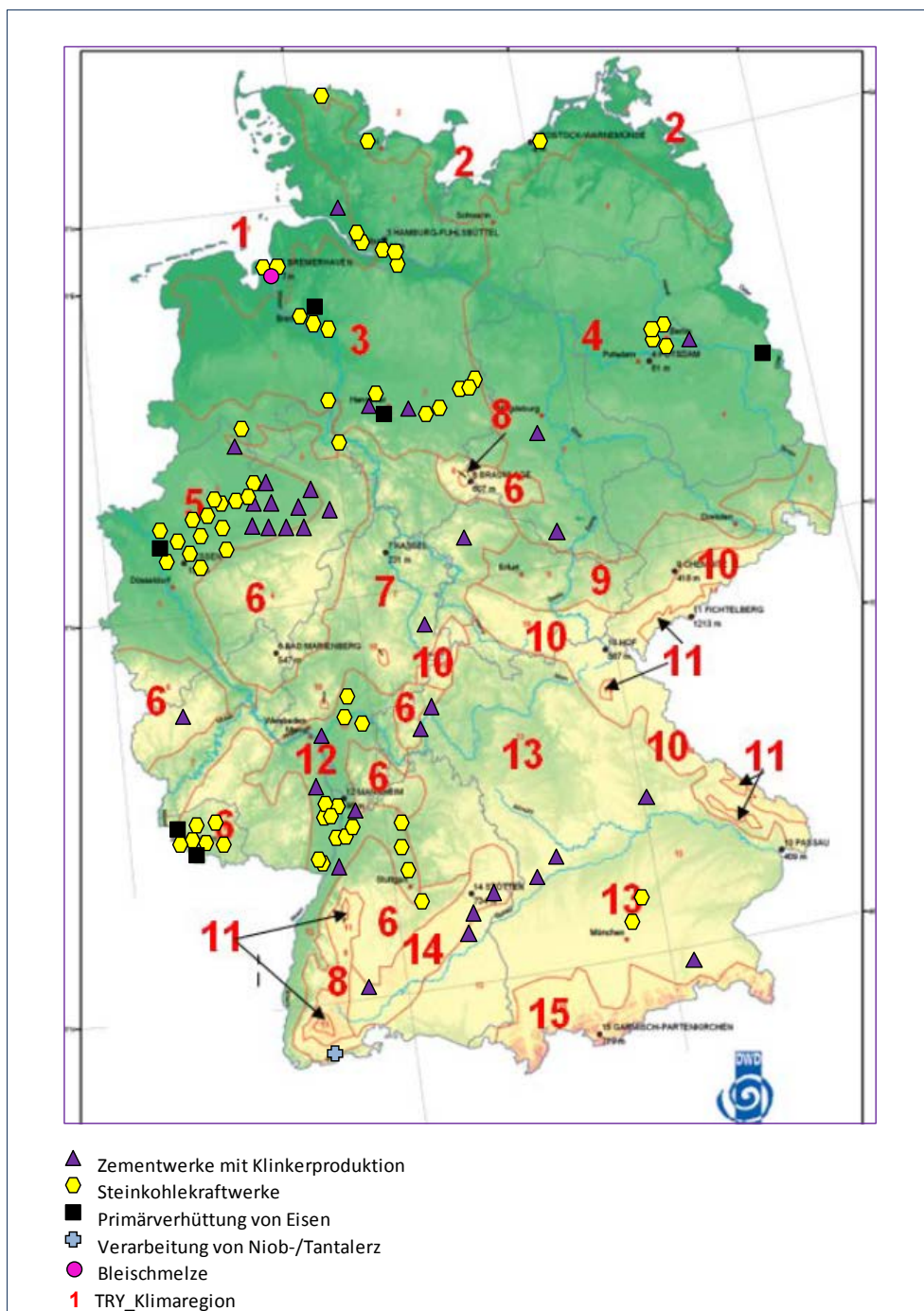


Abbildung 37: Einteilung Deutschlands in 15 TRY-Regionen und Lage der Standorte der zu betrachtenden NORM-Industrien

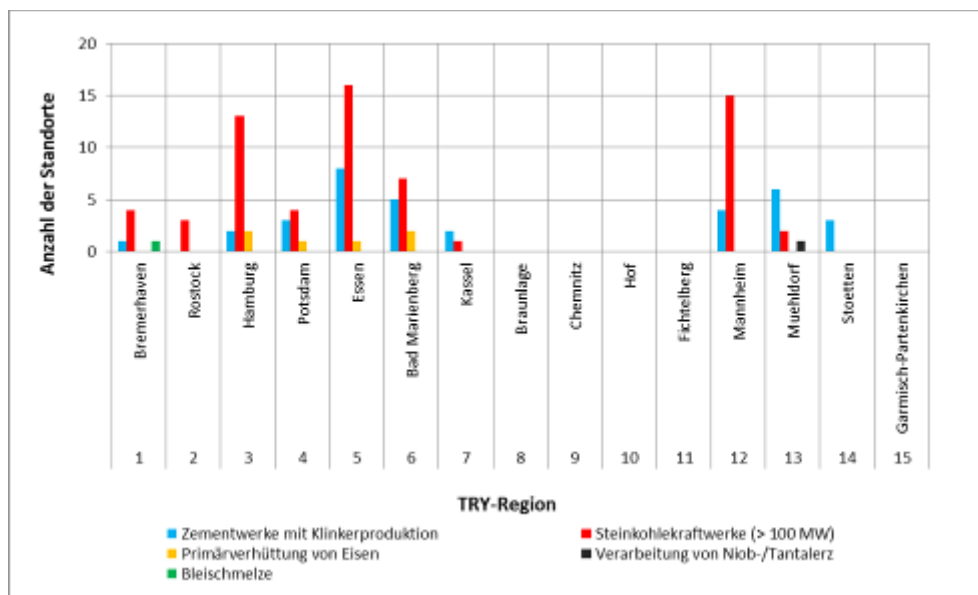


Abbildung 38: Anzahl der Standorte der zu betrachtenden NORM-Industrien in den TRY-Regionen

7.5.5 Zwischenfazit

In den vorstehenden Abschnitten 7.5.2 und 7.5.3 wurden die Windverhältnisse (Windrichtung, Windgeschwindigkeit) in Deutschland näher untersucht, um zu prüfen, ob für die detailliert zu untersuchenden NORM-Industrien einheitliche Eingabeparameter für Windrichtung und Windgeschwindigkeit für die Ausbreitungsrechnungen abgeleitet werden können oder ob eine standortbezogene Betrachtung der Ausbreitung von Radionukliden mit dem Luftpfad im Vorhaben erforderlich ist. In Abschnitt 7.5.2 (Abbildung 13) wurde auch die regionale Variabilität der Niederschläge gezeigt. Im Ergebnis wurde festgestellt, dass

- für Deutschland 15 jeweils gemittelte, typische meteorologische Regionen (TRY-Regionen) definiert werden können,
- jedoch innerhalb einer TRY-Region die meteorologischen Verhältnisse lokal stark um die mittleren meteorologischen Verhältnisse der jeweiligen TRY-Region schwanken können,
- 70% der potentiell relevanten NORM-Industrien in vier TRY-Regionen angesiedelt sind (TRY-Regionen 3, 5, 6 und 12), 56% der potentiell relevanten NORM-Industrien befinden sich darüber hinaus in Reliefzonen 1 und 2 (Flachland)
- in den TRY-Regionen 3, 5, 6 und 12 regional jeweils Jahresniederschläge zwischen ca. 500 und 1800 mm auftreten können.

Für ein einzelnes Unternehmen muss für Genehmigungsverfahren eine standortspezifische Ausbreitungsrechnung durchgeführt werden, wobei diese ausgehend vom Stand der Technik auf der Basis der Vorgaben der VDI Richtlinie 3783 (vgl. z. B. [437]) und unter Nutzung der zur Verfügung stehenden Wetterdaten (z. B. [441]) zu erfolgen hat. Eine standortspezifische Betrachtung ist jedoch für die Fragestellung des Vorhabens nicht zielführend, aber vor allem auch deshalb, weil damit zukünftig hinzukommende Standorte eines Industriezweiges nicht

erfasst werden. Im folgenden Abschnitt wird deshalb eine verallgemeinerte Herangehensweise gewählt.

7.5.6 Auswahl der TRY-Datensätze

Auf der Grundlage der Ergebnisse des Zwischenfazit in Abschnitt 7.5.5 wird in diesem Abschnitt für die im Vorhaben abzuleitende Aussage,

„ob aus Anlagen und Einrichtungen der NORM-Industrie Dosisbeiträge zustande kommen können, die vor dem Hintergrund der Bedingungen für die Anwendung des Dosisgrenzwertes für Personen der Bevölkerung (Summierung der Dosisbeiträge aus zugelassenen Tätigkeiten) zu beachten sind“

untersucht, in welchem Maße Unterschiede in den meteorologischen Datensätzen bei gleicher Quellstärke einer Ableitung zu signifikanten Unterschieden der effektiven jährlichen Dosen führen oder ob die berechneten effektiven Dosen zumindest ihrer Größenordnung nach weitgehend unabhängig von den konkreten meteorologischen Verhältnissen sind. Eine Beschränkung auf die Betrachtung von Größenordnungen ist auch deshalb sinnvoll, da die Ableitungen (d. h., die Quellterme der Ausbreitungsrechnungen) selbst nur im Rahmen einer Größenordnung bekannt sind.

Dazu wird im folgenden Abschnitt die Deposition der abgeleiteten Radioaktivität, bezogen auf eine normierte Quellstärke der Aktivität von 1 GBq/a beispielhaft für diejenigen TRY-Datensätze berechnet, in denen sich entsprechend der Auswertung in Abschnitt 7.5.4 die überwiegende Anzahl von zu betrachtenden NORM-Industrien befindet.

Für die Abschätzung der Radonausbreitung im Zusammenhang mit Erzbergbau und Erzaufbereitung wird der Datensatz TRY-11 (Fichtelberg) verwendet, da die Wahrscheinlichkeit für neue Bergbauaktivitäten im Erzgebirge am höchsten ist.

Eine qualitative Charakterisierung der meteorologischen Verhältnisse ist in Tabelle 51 gegeben ([449]). Dabei ist festzustellen, dass die Windfelder und Niederschlagsdaten für die TRY-Regionen 3, 5, 6 einander sehr ähnlich sind, siehe auch Abbildung 39. TRY-Region 12 (Mannheim) ist hinsichtlich der Windrichtungs- und Windgeschwindigkeitsverteilung von den vorgenannten Regionen signifikant verschieden. Die Ausbreitungsrechnungen werden deshalb mit Daten der TRY-Regionen 6 (stellvertretend für die erste Gruppe der Regionen 3, 5, 6) sowie 12 durchgeführt. Als Relieftyp wird entsprechend den Schlussfolgerungen in Abschnitt 7.5.4 Flachland gewählt, da hiermit der weitaus größte Flächenanteil in Deutschland abgebildet wird.

Eine Ausnahme bilden die Ausbreitungsrechnungen für potentielle Standorte des Erzbergbaus. Für Ableitungen aus dem Erzbergbau werden Daten der TRY-Region 11 (Fichtelberg) sowie Topographiedaten einer typischen Tallage (Tittling) verwendet (siehe Abschnitte 7.8 und 8.2).

Tabelle 51: Charakterisierung der meteorologischen Verhältnisse und Relieftypen der betrachteten TRY-Regionen [449]

TRY-Region	Haupt-Windrichtung(en)	Windstärke	Niederschlag	Reliefklasse
3 – Hamburg	SW	85% $\geq 3,3$ m/s Maximum bei 3,3 m/s 95% $\leq 7,9$ m/s	770 mm/a 133 Regentage/a	1-2
5 – Essen	SW	84% $\geq 3,3$ m/s Maximum bei 3,3 m/s 93% $\leq 7,9$ m/s	931 mm/a 140 Regentage/a	1-2
6 – Bad Marienberg	SW	80% $\geq 3,3$ m/s Maximum bei 3,3 m/s 98% $\leq 7,9$ m/s	1170 mm/a 235 Regentage/a	4-5
11 – Fichtelberg	W Nebenmaximum E	97% $\geq 3,3$ m/s Maximum bei 10,7 m/s 97% $\leq 20,7$ m/s	1117 mm/a 146 Regentage/a	7-8
12 – Mannheim	S Nebenmaximum N	70% $\geq 3,3$ m/s Maximum bei 3,3 m/s 92% $\leq 5,4$ m/s	668 mm/a 175 Regentage/a	1-2

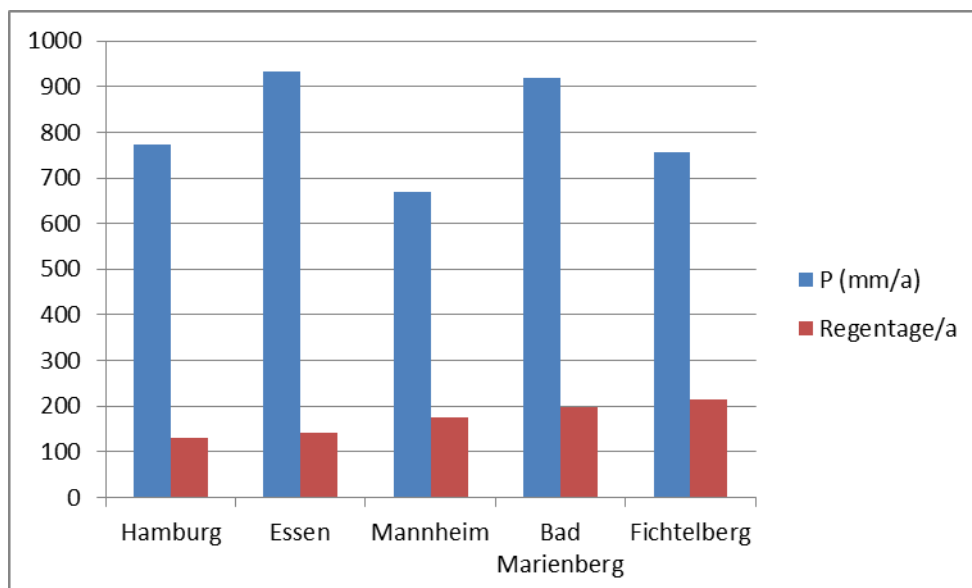


Abbildung 39: Zusammenfassende Darstellung der niederschlagsbezogenen Informationen für die relevanten TRY-Regionen

7.5.7 Niederschlag und Ausbreitungsklassen

Während die TRY-Datensätze insbesondere den großen Vorteil gegenüber standortspezifischen Datensätzen besitzen, dass sie eine für die Aufgabenstellung des Vorhabens angemessene regionaltypische Betrachtungsweise ermöglichen, liegen für sie keine Niederschlags- und Stabilitätsklassendaten vor [450]. Diese Informationen liegen nur standortspezifisch vor.

Es ist also erforderlich, die Modellierung unter Nutzung der TRY-Regionen 6 und 12 mit Datensätzen für Niederschlag und Stabilitätsklassen des Referenzstandortes zu beginnen und die Parameter Niederschlag und Stabilitätsklasse zu variieren, um die Auswirkungen auf die Depositionsrate und damit die effektive Dosis zu untersuchen. Um den Einfluss dieser Parameter auf die Depositionsrate zu untersuchen und dabei eine möglichst große, die Verhältnisse in Deutschland ausreichend abbildende Variationsbreite zu erfassen, wird wie folgt vorgegangen:

- Um den Einfluss der Niederschlagsmenge auf die Depositionsrate zu ermitteln, wird dem Referenzstandort, der durch eine hohe Niederschlagsmenge von 1000 mm/a charakterisiert ist (Tittling [451]), ein Vergleichsstandort mit geringer Niederschlagsmenge gewählt (Gera-Leumnitz, 559 mm/a [452]) gegenübergestellt. Damit wird der Bereich vom 10er- zum 90er-Perzentil der Jahresniederschläge erfasst [453, 454].
- Um den Einfluss der Ausbreitungsklasse auf die Depositionsrate zu ermitteln, wird entsprechend den Festlegungen im Projektgespräch²³ ausgehend vom Referenzstandort eine Variation der Ausbreitungsklassenstatistik vorgenommen und die Auswirkungen auf die Depositionsrate untersucht. Da Ausbreitungsklassen und sonstige meteorologische Parameter nicht unabhängig voneinander sind (siehe unten und Abbildung 40), werden aus den Datensätzen jeweils nur die zur jeweiligen Ausbreitungsklasse gehörenden meteorologischen stündlichen Datensätzen verwendet. Für die Schornsteinhöhe wurde beispielhaft ein Wert von 100 m gewählt, für den Quellabstand 400 m.
- Im nächsten Schritt werden Ausbreitungsrechnungen für die Winddaten der TRY-Regionen 6 und 12, in denen sich die meisten der NORM-Industriestandorte befinden, sowie mit jeweils zueinander passenden Ausbreitungsklassen- und Niederschlagsdaten des Referenzstandortes und einer beispielhaft gewählten Schornsteinhöhe von 100 m sowie Quelledistanzen von 200 und 400 m vorgenommen und die Variationsbreite der Depositionsraten ermittelt.

²³ Protokoll des Projektgespräch am 22.06.2017

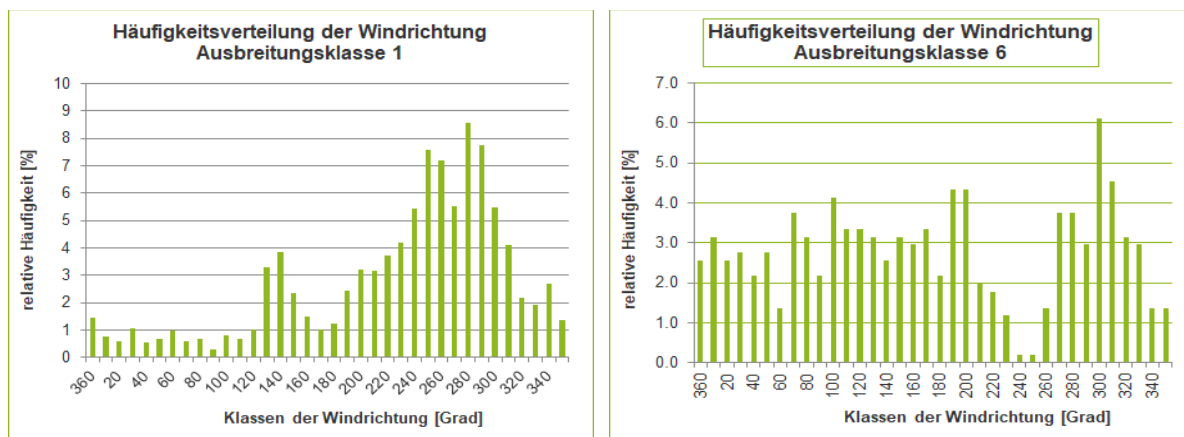


Abbildung 40: Vergleich der Häufigkeitsverteilung der Windrichtungen bei Ausbreitungsklasse 1 (sehr stabil) und 6 (labil) am Referenzstandort

7.6 Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen

Im Folgenden sind die Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen für Schornsteinhöhen von 50 bis 200 m zusammengestellt, entsprechend der in Abschnitt 7.5.7 beschriebenen Vorgehensweise jeweils für

- einen relativ regenreichen Referenzstandort
- einen relativ regenarmen Vergleichsstandort
- die Windfelder der TRY-Regionen 6 und 12 mit den Regen- und Stabilitätsklassendaten des Referenzstandortes.

Die Quellstärke der Aktivitätsableitung beträgt in allen Berechnungen 1 GBq/a.

Als Beispiel sind die Berechnungsergebnisse graphisch am Beispiel der Winddatensätze der TRY-Regionen 6 und 12 bei einer Schornsteinhöhe von 100 m, jeweils mit den Niederschlags- und Stabilitätsklassendaten des Referenzstandortes dargestellt., das qualitativ in allen Szenarien reproduziert wird. Dabei wurden zum besseren Verständnis zwei verschiedene Darstellungen gewählt:

- 2-dimensionale Darstellung der Summe aus nasser und trockener Deposition. Aus dieser Darstellung lässt sich die räumliche und Winkelverteilung der Staubdeposition erkennen. Sie ist erwartungsgemäß bei TRY-6 weitgehend gleichmäßig verteilt, während sich bei TRY-12 eine ausgeprägte Fahne in nördlicher und südlicher Richtung entlang der dominierenden Windrichtungen ausbildet.
- Diagramm des radialen Verlaufs der nassen und der trockenen Deposition vom Quellpunkt durch den Punkt des Maximums, das vom Quellpunkt entgegengesetzt zur Hauptwindrichtung liegt. Daraus lässt sich entnehmen, bis zu welcher Quelldistanz die nasse Deposition dominiert, und ab welcher Quelldistanz die trockene Deposition den wesentlichen Anteil an der Gesamtdepositionsrate beiträgt.

Bei allen Berechnungen dominiert bei den für die Dosisabschätzung relevanten Qu addedistenzen (vierfache bzw. doppelte Schornsteinhöhe, siehe Abschnitt 7.2) die Nassedeposition gegenüber der Trockendeposition²⁴.

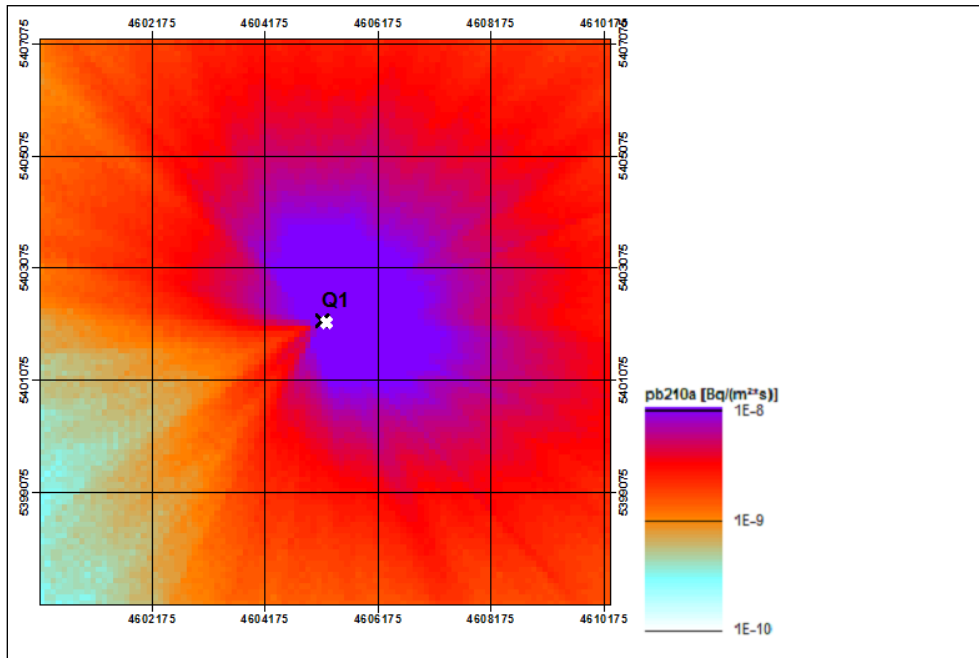


Abbildung 41: 2D-Darstellung der Summe aus trockener und nasser Deposition, TRY-6, SH=100 m

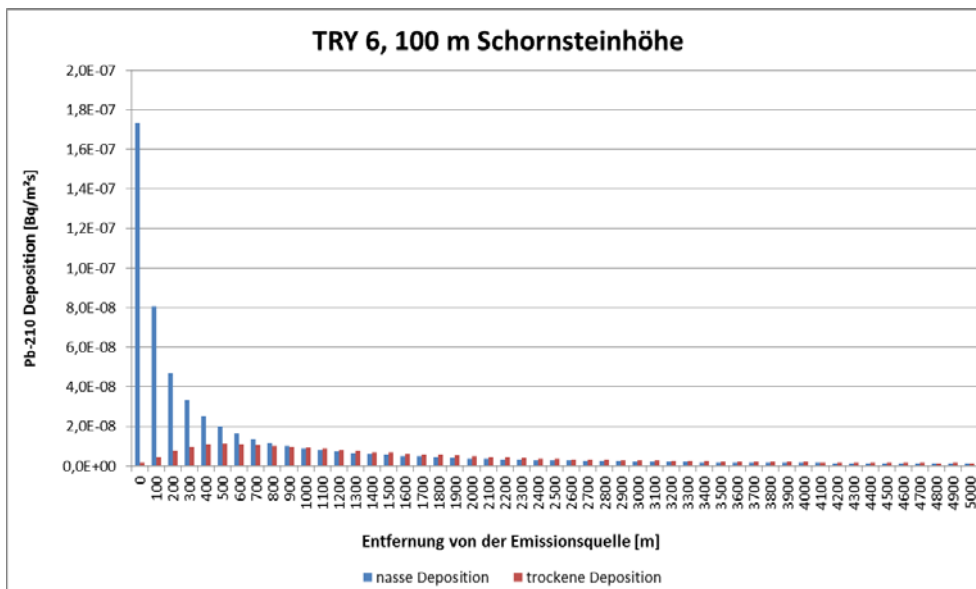


Abbildung 42: Verlauf der nassen und trockenen Deposition von der Quelle durch den Punkt des Maximums, TRY-6, SH=100 m

²⁴ Eine Ausnahme bilden singuläre Ausbreitungsbedingungen in Tallagen, die in Abschnitt 8.1.2.3 betrachtet werden.

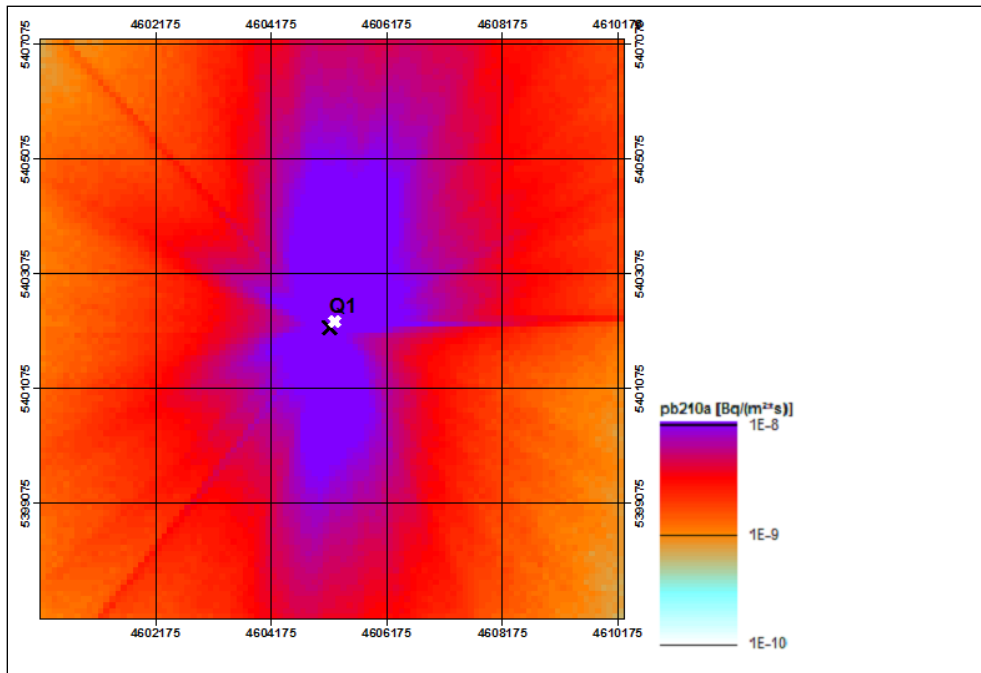


Abbildung 43: 2D-Darstellung der Summe aus trockener und nasser Deposition, TRY-12, SH=100 m

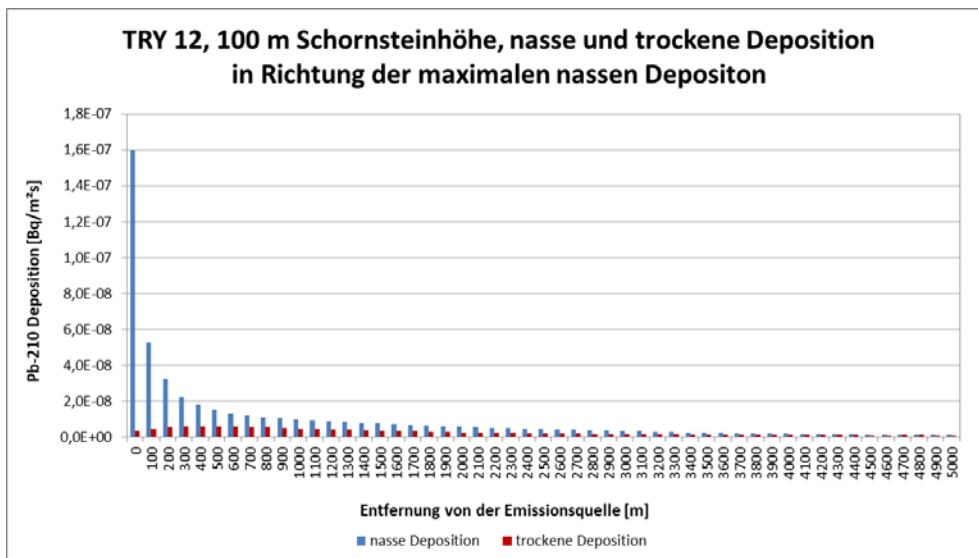


Abbildung 44: Verlauf der nassen und trockenen Deposition von der Quelle über den Punkt des Maximums, TRY-12, SH=100 m

In der folgenden Tabelle 52 sind die Ergebnisse aller Modellrechnungen und Sensitivitätsanalysen zusammenfassend dargestellt.

Tabelle 52: Ergebnisse der Berechnungen zu den Depositionsraten

Schorn- steinhöhe [m]	Quelldistanz [m]	Maximum der Pb-210 Deposition (nass + trocken) [Bq/m ² s]	Datensatz Niederschlag und Stabilitätsklasse	Datensatz Windrichtung und - geschwindigkeit
50	100	8.2E-08	Referenz-Standort	Referenz-Standort
50	100	9.2E-08	Vergleichsstandort	Vergleichsstandort
50	100	1.8E-07	Referenz-Standort	TRY-6
50	100	4.0E-07	Referenz-Standort	TRY-12
50	200	6.7E-08	Referenz-Standort	Referenz-Standort
50	200	8.2E-08	Vergleichsstandort	Vergleichsstandort
50	200	1.0E-07	Referenz-Standort	TRY-6
50	200	2.0E-07	Referenz-Standort	TRY-12
100	200	5.4E-08	Referenz-Standort	Referenz-Standort
100	200	2.9E-08	Vergleichsstandort	Vergleichsstandort
100	200	5.4E-08	Referenz-Standort	TRY-6
100	200	3.4E-08	Referenz-Standort	TRY-12
100	400	3.6E-08	Referenz-Standort	Referenz-Standort
100	400	1.9E-08	Vergleichsstandort	Vergleichsstandort
100	400	3.0E-08	Referenz-Standort	TRY-6
100	400	2.0E-08	Referenz-Standort	TRY-12
200	400	1.9E-08	Referenz-Standort	Referenz-Standort
200	400	1.1E-08	Vergleichsstandort	Vergleichsstandort
200	400	1.9E-08	Referenz-Standort	TRY-6
200	400	1.5E-08	Referenz-Standort	TRY-12
200	800	1.1E-08	Referenz-Standort	Referenz-Standort
200	800	6.6E-09	Vergleichsstandort	Vergleichsstandort
200	800	1.0E-08	Referenz-Standort	TRY-6
200	800	8.0E-09	Referenz-Standort	TRY-12

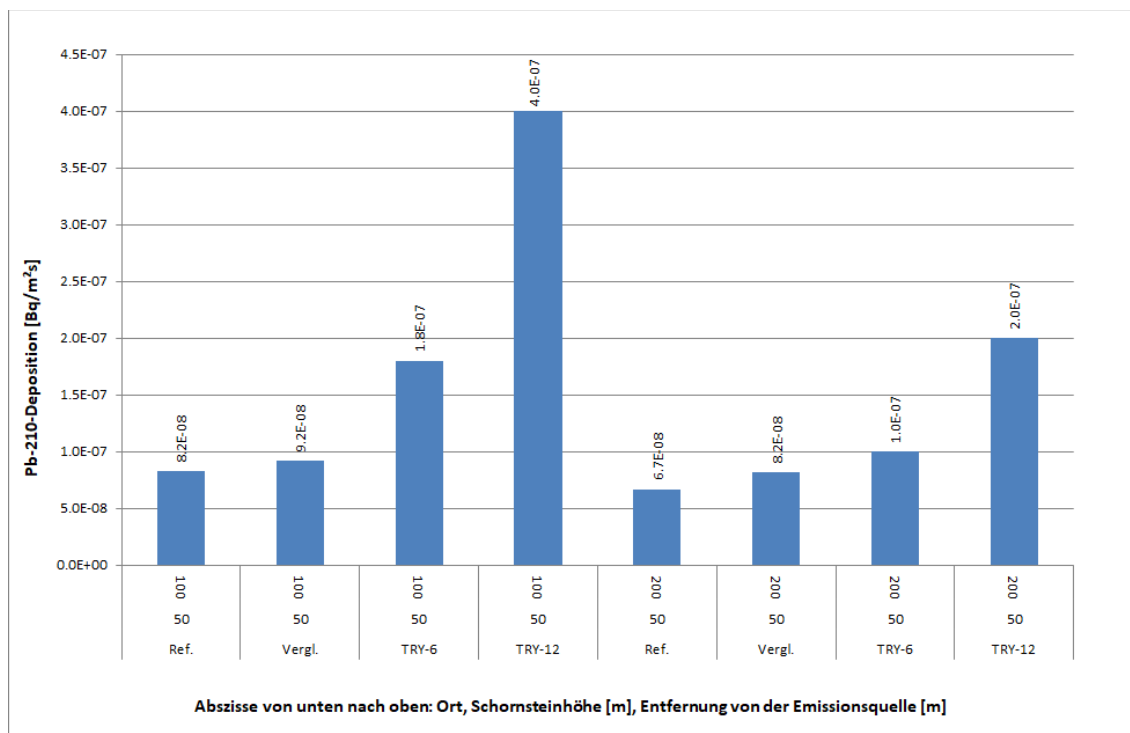


Abbildung 45: Depositionsraten bei 50 m Schornsteinhöhe

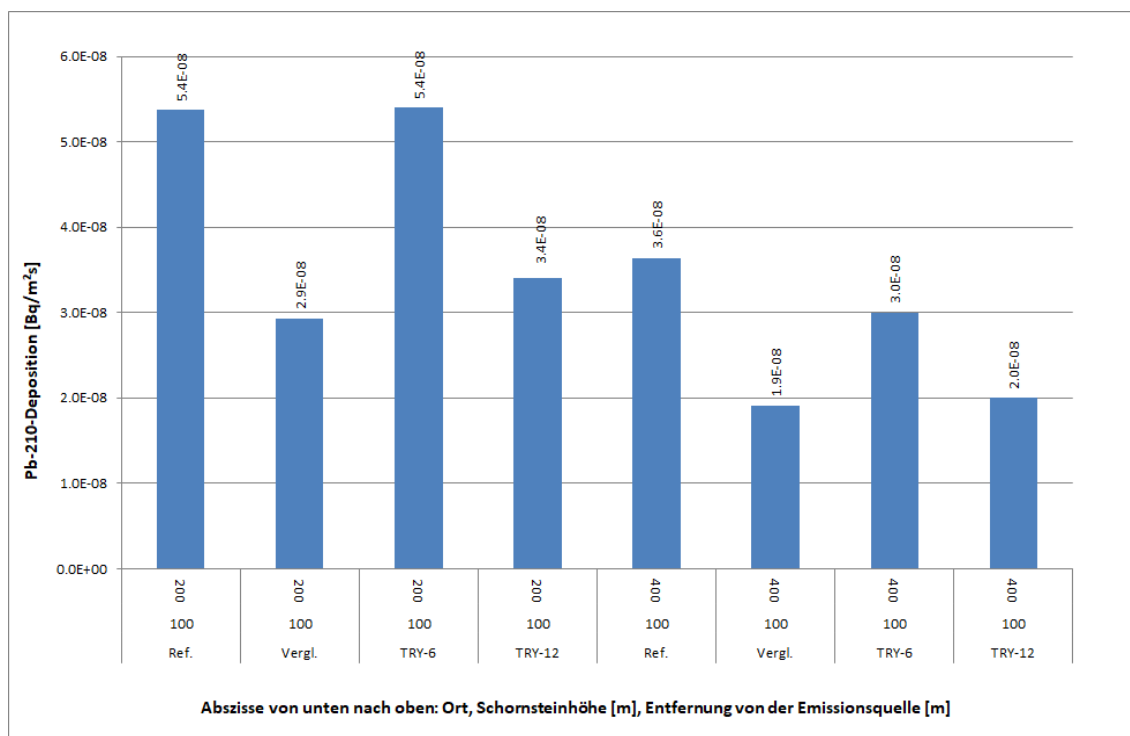


Abbildung 46: Depositionsraten bei 100 m Schornsteinhöhe

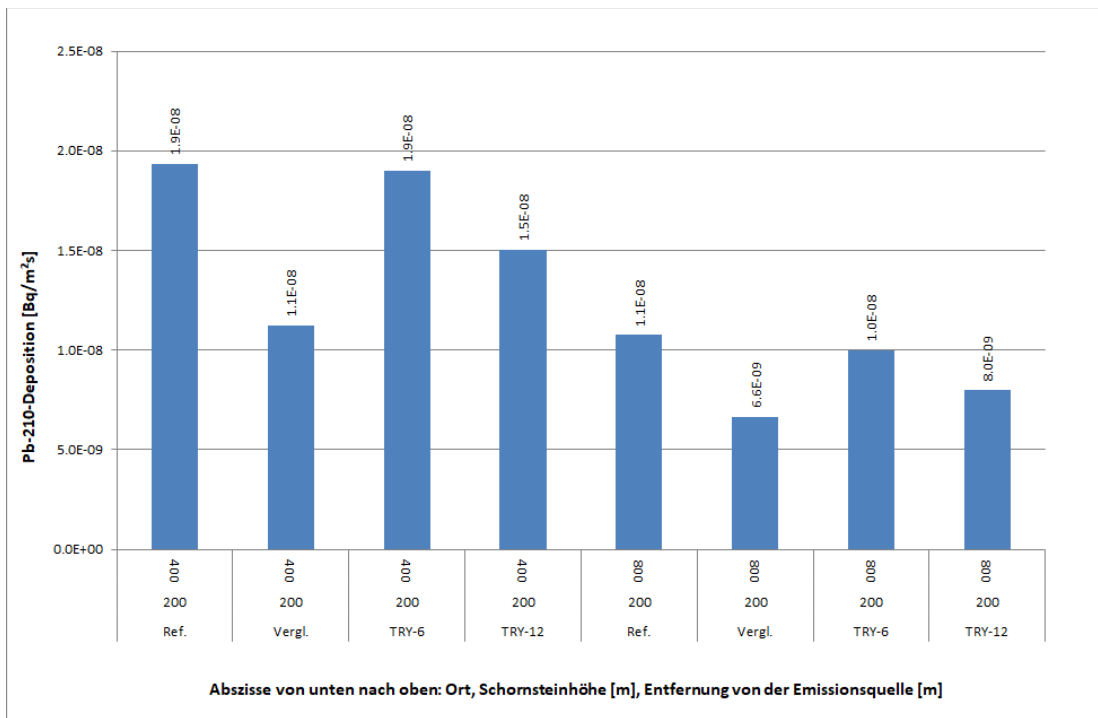


Abbildung 47: Depositionsraten bei 200 m Schornsteinhöhe

Am stärksten ausgeprägt ist die Abhängigkeit von den konkreten Eingabeparametern bei einer kleinen Schornsteinhöhe von 50 m.

Im Folgenden sollen verschiedene Aspekte der Ergebnisse weiter verdeutlicht werden.

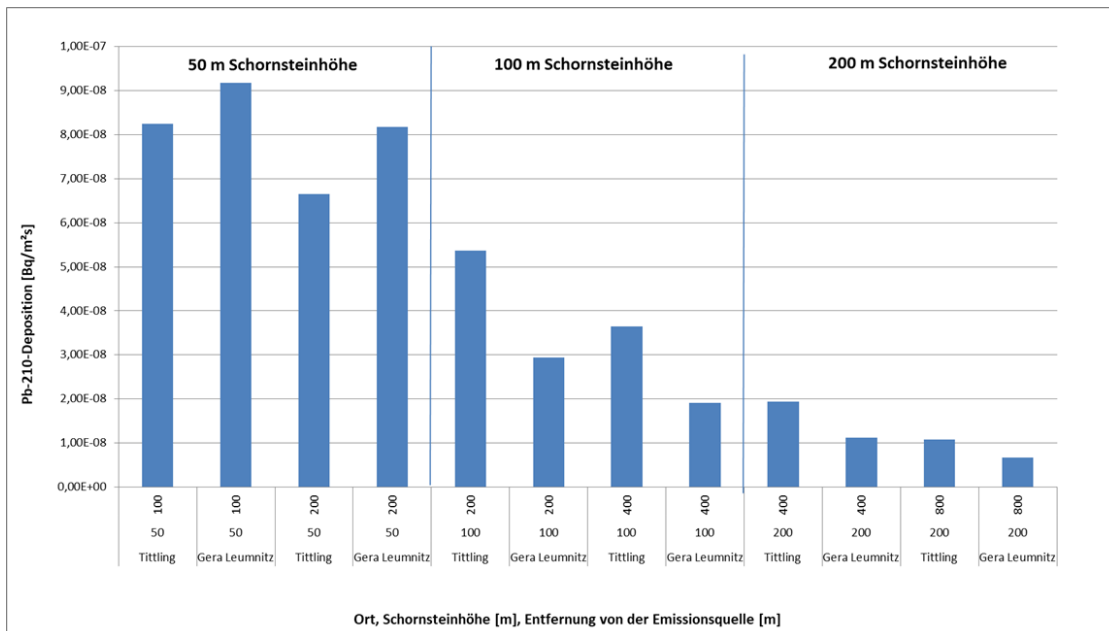


Abbildung 48: Vergleich der Depositionsraten zwischen einem regenreichen Referenz- und einem regenarmen Vergleichsstandort

Bei Schornsteinhöhen von 100 und 200 m ist die Depositionsrates wie erwartet am regenreichen Vergleichsstandort deutlich höher als am Referenzstandort. Der direkte Zusammenhang zwischen Niederschlag und Depositionsrates ist jedoch im Vergleich der beiden Standorte in Abbildung 48 für eine geringe Schornsteinhöhe von 50 m von der Konzentration auf ein engeres Winkelsegment überlagert:

- Am Referenzstandort sind Regenereignisse nicht an eine Vorzugswindrichtung gekoppelt. Die Staubfahne verteilt sich deshalb auf alle Richtungen relativ gleichmäßig, so dass selbst bei einer geringen Schornsteinhöhe (50 m) bzw. geringen Quelldistanzen selbst bei höherer Jahresniederschlagshöhe die pro Flächeneinheit nass deponierte Staubmenge geringer ist als am Vergleichsstandort. Dies ist in Abbildung 49 dargestellt.
- Demgegenüber finden Regenereignisse (und damit Beiträge zur Nassdeposition) am regenärmeren Vergleichsstandort mit großer Häufigkeit bei einer Vorzugswindrichtung (aus NW) statt, siehe Abbildung 44, während die Trockendeposition an regenfreien Zeiten in einer anderen Vorzugsrichtung (SW) stattfindet (rechtes Diagramm in Abbildung 44). Da die Staubfahne in 50 m Höhe und bei entsprechend geringen Quelldistanzen noch auf ein relativ enges Winkelsegment konzentriert ist, ist die dominierende Nassdeposition pro Flächeneinheit auch bei geringerem Jahresniederschlag hoch.

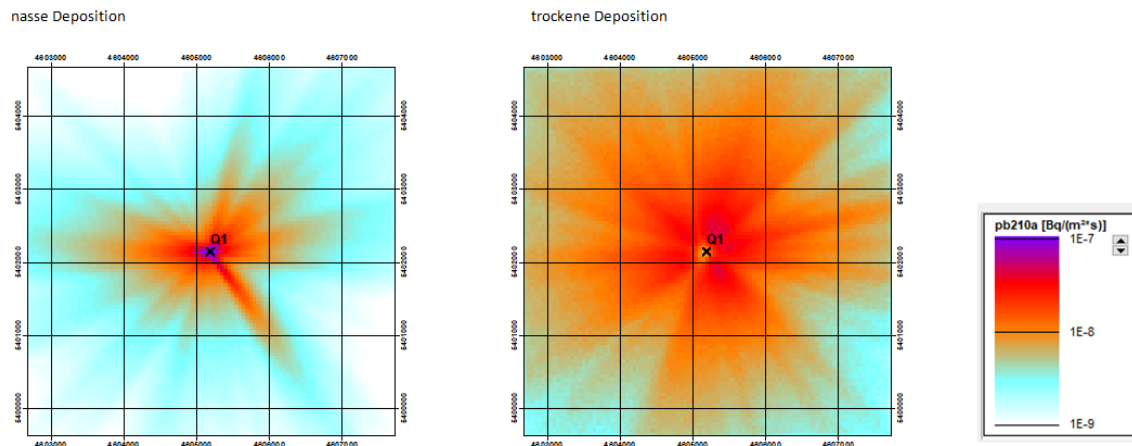


Abbildung 49: Winkelverteilung der nassen und trockenen Deposition am regenreichen Referenzstandort bei 50 m Schornsteinhöhe

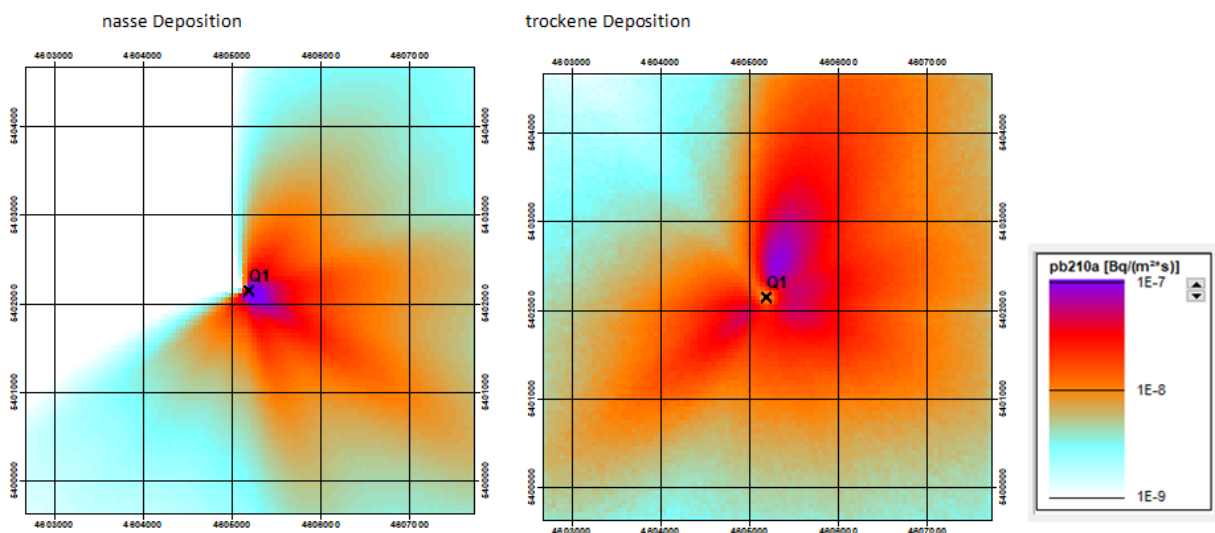


Abbildung 50: Winkelverteilung der nassen und trockenen Deposition am regenarmen Vergleichsstandort bei 50 m Schornsteinhöhe

Bei größeren Schornsteinhöhen (100 und 200 m) und entsprechend größeren Quelldistanzen der Einwirkungsorte verbreitert sich an beiden Standorten die Staubfahne durch Dispersionseffekte und Turbulenzen erheblich. Die Konzentration auf einen kleinen Winkelbereich ist dann auch am Vergleichsstandort weniger ausgeprägt, und der Einfluss der höheren Niederschläge überwiegt erwartungsgemäß bei der Höhe der Nassdeposition.

Der Einfluss der Ausbreitungsklasse ist in Abbildung 51 dargestellt. Hierbei erfolgt erwartungsgemäß eine Zunahme der Depositionsrate von den hypothetischen Szenarien einer ausschließlich stabiler Ausbreitungsbedingungen zu ausschließlich labilen Ausbreitungsbedingungen. Es ist jedoch darauf hinzuweisen, dass bei Nutzung der generischen TRY-Daten keine zu den jeweiligen Windrichtungen und –stärken gehörenden Niederschlagswerte und Stabilitätsklassen verknüpft werden können, da letztere nicht Bestandteil der TRY-Datensätze sind.

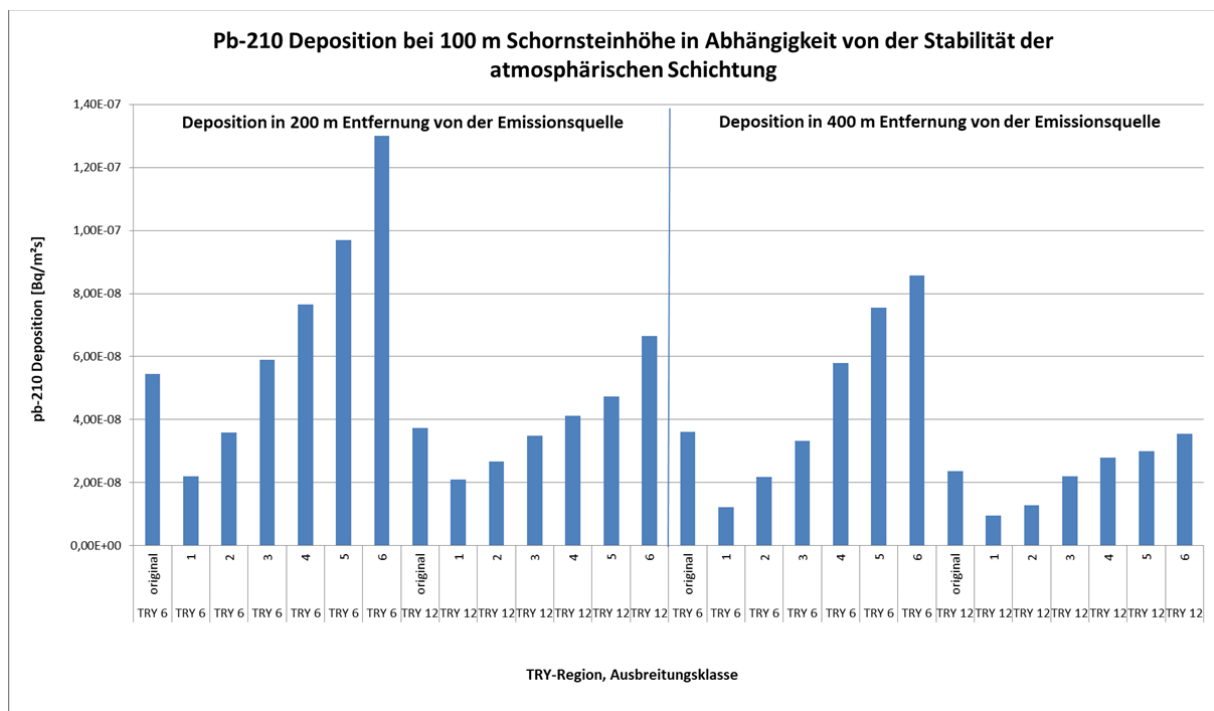


Abbildung 51: Vergleich der Depositionsraten entsprechend der Ausbreitungsklasse für die TRY-Regionen 6 und 12

Diese Betrachtungen verdeutlichen nochmals, dass die Depositionsrate stark von den jeweiligen Standortbedingungen abhängt und mehrere Faktoren in komplexen Ausbreitungsprozessen sich (teilweise auch gegenläufig) überlagern können. Für eine konkrete Dosisberechnung für die Ableitungen aus einer Anlage, z. B. für Genehmigungsverfahren, sollten deshalb nur die zum jeweiligen Standort gehörenden meteorologischen Datensätze verwendet werden. Demgegenüber ist für die im Vorhaben geforderte Aussage, ob aus den Ableitungen eines Industriezweiges eine Dosis oberhalb einer vorgegebenen Schwelle resultieren kann, anhand von Spannbreiten verschiedener Parameter um ein realistischer Referenzszenario zu beantworten.

Zu Testzwecken wurde auch eine Windrichtungsverteilung mit ausschließlicher Richtung zwischen -15° und $+15^\circ$ um W verwendet. Die Summe aus Trocken- und Nassedeposition bei einer Schornsteinhöhe von 100 m und einem Quellabstand von 200 m ist gegenüber einem Windfeld mit relativ gleichmäßiger Winkelverteilung (z. B. TRY-6, Bad Marienberg) um einen Faktor von ca. 4 höher. Diese Situation kommt jedoch praktisch nicht vor und wurde an dieser Stelle nur zu Plausibilitätsbetrachtungen herangezogen.

7.7 Zwischenfazit

Die Darstellungen in Abschnitt 7.6 zeigen, dass die Staubdeposition mit steigender Entfernung vom Quellpunkt stark abnimmt. Wie in Abschnitt 7.2 dargelegt, stellt eine Quelldistanz für Orte der ungünstigsten Einwirkung für Personen der allgemeinen Bevölkerung mit der doppelten Schornsteinhöhe eine konservative Annahme dar. Die effektive Dosis für Personen der allgemeinen Bevölkerung ist bei einer Quelldistanz der doppelten Schornsteinhöhe somit am höchsten.

Orte mit geringerer Quelldistanz als der doppelten Schornsteinhöhe besitzen zwar eine noch höhere Depositionsrates (die ebenfalls durch die Nassdeposition dominiert wird), diese Orte liegen jedoch mit hoher Wahrscheinlichkeit auf dem Betriebsgelände bzw. werden nicht landwirtschaftlich oder als Gärten genutzt und werden deshalb nicht als Ort der ungünstigsten Einwirkung für die Dosisabschätzung im Sinne des Vorhabens betrachtet.

Als realistisches Szenario für den Quellabstand wird entsprechend den Ergebnissen von Abschnitt 7.2 die vierfache Schornsteinhöhe angenommen.

Bis zu Quelldistanzen von wenigen Vielfachen der jeweiligen Schornsteinhöhe liefert die Nassdeposition den dominierenden Beitrag. In den betrachteten Szenarien ist die nasse Deposition bei einer Quelldistanz der doppelten Schornsteinhöhe um etwa einen Faktor 5 bis 10 höher als die trockene Deposition.

Standortspezifische Parameter können in einem komplexen Wechselspiel einen erheblichen Einfluss auf die Staubausbreitung besitzen. Für die Aufgabenstellung ist methodisch deshalb die Nutzung von Spannbreiten sowohl bei den Eingabeparametern als auch bei den Ergebnissen zielführend.

Aus den Ergebnissen in Tabelle 52 werden in Tabelle 53 für die Expositionsabschätzung folgende auf eine normierte Quellstärke von 1 GBq/a (Pb-210, Po-210) bezogene Depositionsrates abgeleitet. Es wurden dazu für jede Gruppe von Schornsteinhöhe und Quelldistanz die Werte gemittelt und die Mantisse auf ganze Werte aufgerundet.

Tabelle 53: Gerundete Depositionsrates für eine normierte Quellstärke von 1 GBq/a

Schornsteinhöhe (m)	Aufgerundete Deposition bei konservativem Quellabstand=doppelte Schornsteinhöhe (Bq/m ² s)	Aufgerundete Deposition bei realistischem Quellabstand=vierfache Schornsteinhöhe (Bq/m ² s)
50	2E-7	1E-7
100	4E-8	3E-8
200	2E-8	1E-8

7.8 Staubausbreitung in Tallagen

Die vorstehenden Ausbreitungsrechnungen wurden für flaches Gelände (Relieftypen 1 bis 4) durchgeführt. Damit werden entsprechend den Ausführungen in Abschnitt 7.5.2 (s. Abbildung 12) 83% der Fläche Deutschlands erfasst. Weitere 15% der Fläche Deutschlands sind Mittelgebirge mit Berglandcharakter, einzelne Höhenzüge sowie eingeschnittene Täler (Relieftypen 5 bis 7). In Tallagen erfolgt die Ausbreitung vorzugsweise entlang der Talachse, wobei die mit steigender Quelldistanz zunehmende Verdünnungswirkung geringer ist als im Flachland.

In Tabelle 54 sind die Ergebnisse der Depositionsrates dargestellt, die mit ARTM-Modellrechnungen für einen hypothetischen Quellstandort auf der Sohle eines Tals nahe Tittling mit den zugehörigen meteorologischen Daten und für eine normierte Quellstärke von 1 GBq/a ermittelt wurden.

Tabelle 54: Depositionsraten bei normierter Quellstärke in Tallagen

Schornstein- höhe (m)	Quelldistanz entlang der Talachse (m)	Depositionsrate (nass + trocken) (Bq/m ² s)	Depositionsrate (nass + trocken) im Flachland (Bq/m ² s), siehe Tabelle 53	Erhöhungsfaktor gegenüber Flachland (gerundet)
50	100	1,63E-06	4E-7	4
50	200	1,35E-06	2E-7	7
100	200	7,85E-07	6E-8	13
100	400	4,67E-07	3E-8	16
200	400	7,89E-08	2E-8	4
200	800	3,83E-08	1E-8	4

Im Ergebnis lässt sich feststellen, dass bei ausgeprägten Tallagen der Ausbreitungsfaktor je nach Schornsteinhöhe um mindestens einen Faktor 4 und bis zu einem Faktor 16 gegenüber der Staubausbreitung im Flachland erhöht sein kann.

7.9 Ausbreitungsrechnungen für Radonableitungen aus dem Erzbergbau (TRY-Region 11, Fichtelberg)

Für die Abschätzung der bodennahen Radonkonzentration infolge der Ableitung aus einem hypothetischen Erzbergwerk bzw. der Erzaufbereitung wurden die Windfelddaten der TRY-Region 11 (Fichtelberg) und der Station Tittling sowie die Modellgeometrie einer Tallage bei Tittling mit für den Bayrischen Wald typischen Hangneigungen sowie Talbreiten und -tiefen zugrunde gelegt. Die Topographie (Böschungswinkel der Talflanken, Breite der Talsohle, siehe Abbildung 53) ist vergleichbar mit dem Standort des möglicherweise wiederzueröffnenden Bergwerkes Pöhla im Luchsachtal Pöhla [455], in dem bis in die frühen 1990er Jahre Uran abgebaut wurde und das aktuell aufgrund von ggf. wirtschaftlich abbaubaren Wolframvorkommen näher untersucht wird.

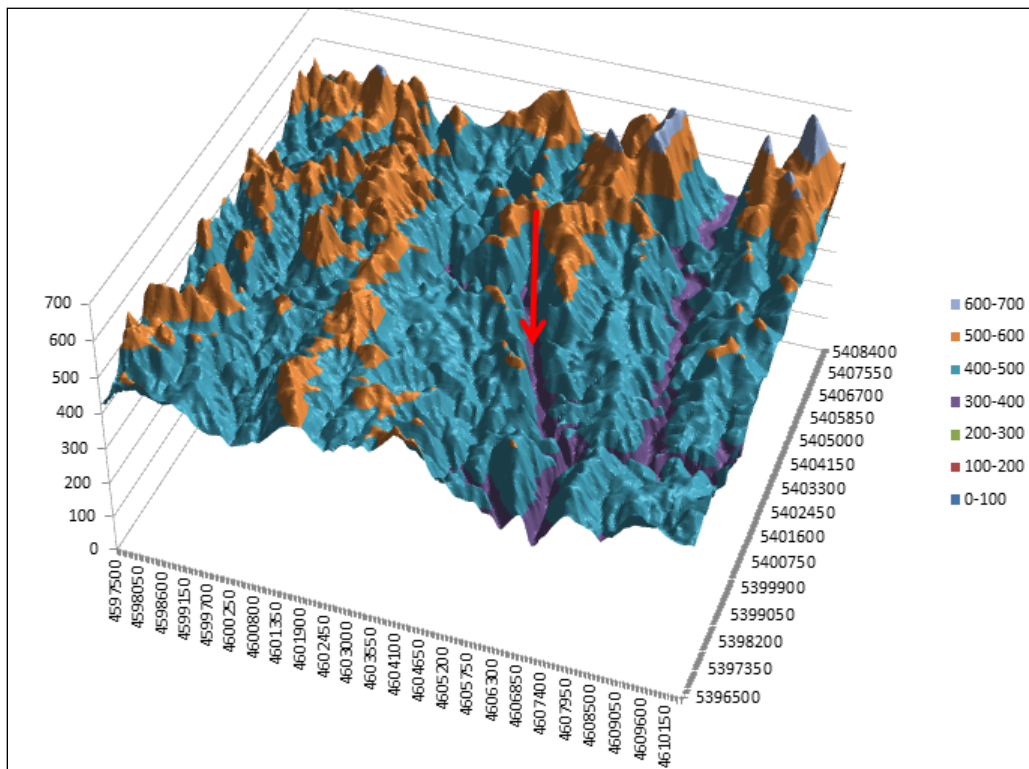


Abbildung 52: 3D-Darstellung des beispielhaft gewählten Geländemodells von Tittling für die Radonausbreitung. Der Pfeil zeigt entlang der Talachse auf den Standort der Quelle.

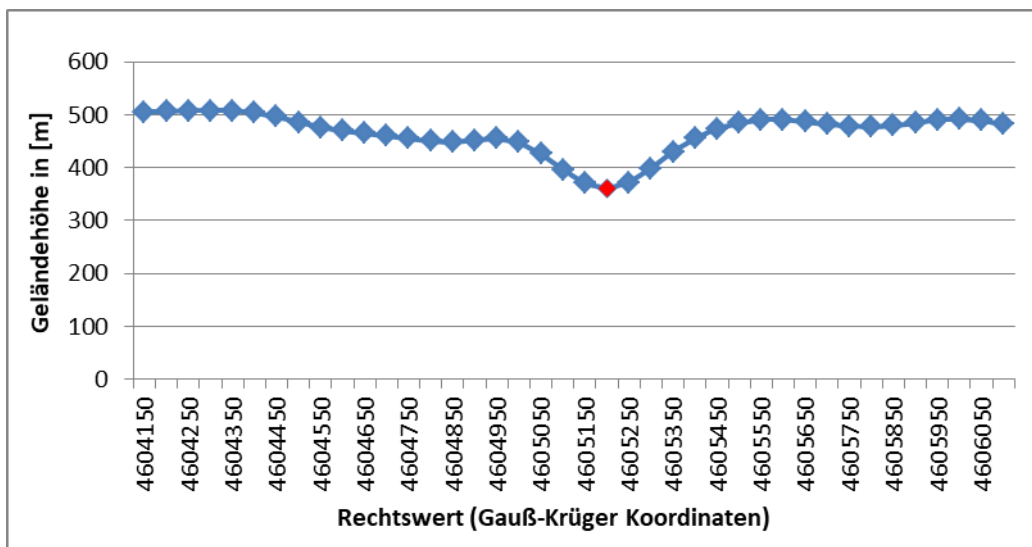


Abbildung 53: Schnittdarstellung der Modelltopographie für Radonausbreitung senkrecht zur Talachse (roter Punkt: Quelle in 10 m Höhe über Talboden)

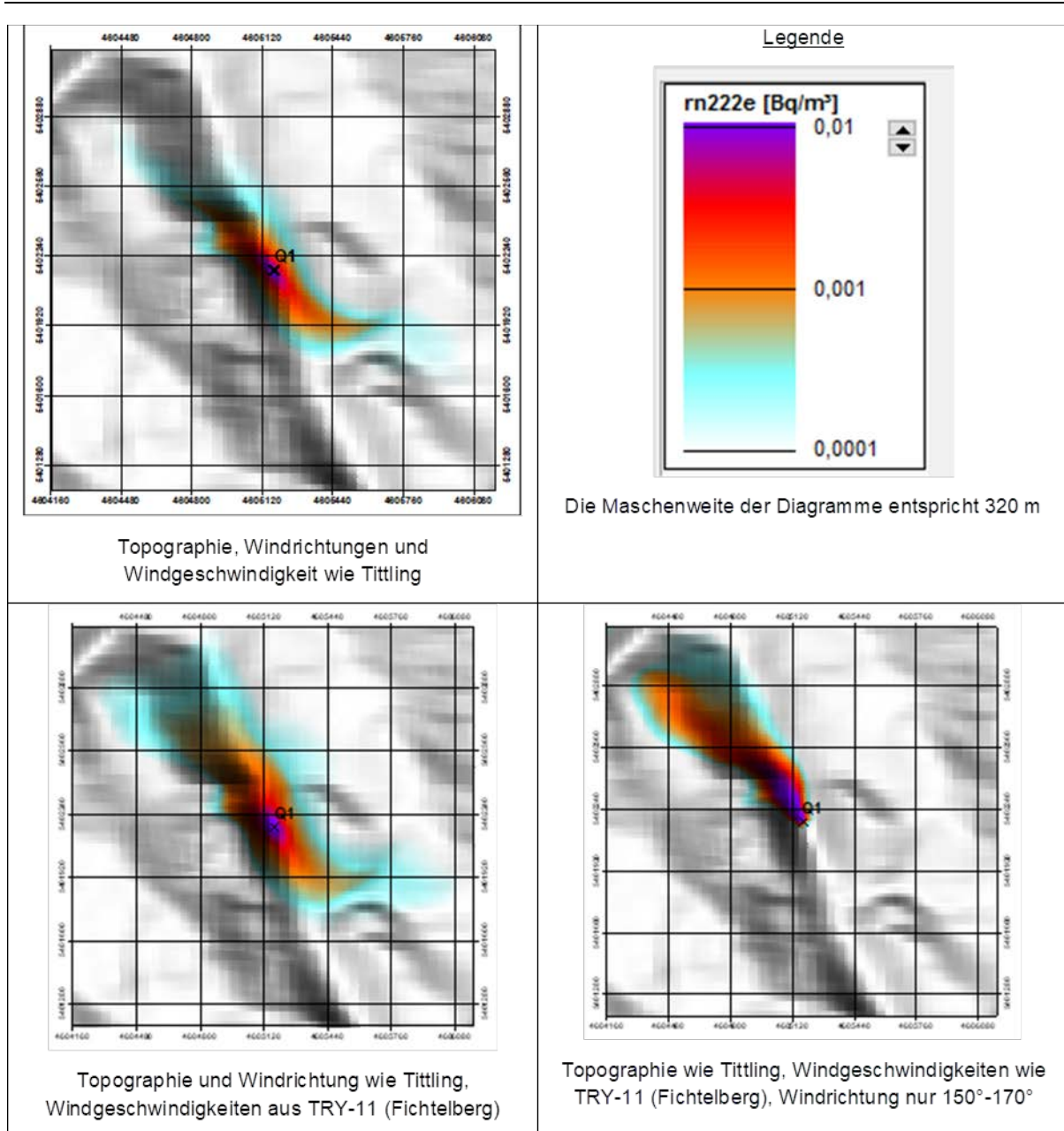


Abbildung 54: 2D-Darstellung der Ergebnisse des Ausbreitungsmodells für Radonableitungen aus einem hypothetischen Bergwerk im Gebirgstal

Im Ergebnis lässt sich feststellen, dass, abgesehen von kleinen Abständen von einigen 10 m um die als punktförmig angenommenen Quelle, bei einer Quellstärke von 1 GBq/a die Radonkonzentration in 1,5 m Höhe bei einer Quelledistanz von einigen 100 m in der Größenordnung von $1E-3$ bis $5E-3$ Bq/m³ liegt und danach kontinuierlich und weitgehend unabhängig vom Windfeld ab einer Quelledistanz von ca. einem Kilometer auf unterhalb von $1E-4$ mBq/m³ absinkt.

Diese normierten Modellergebnisse werden in Abschnitt 8.2 mit den in Abschnitt 5.15.5 abgeschätzten Ableitungen aus einem hypothetischen Bergwerk skaliert.

8 Expositionsabschätzung für potentiell relevante Industriezweige

8.1 Staubableitungen aus Hochtemperaturprozessen

8.1.1 Produktionskapazität und Rückhaltevermögen der Staubfilter

In Tabelle 44 und Abschnitt 0 wurde bereits darauf verwiesen, dass die Ableitungen lediglich innerhalb ihrer Größenordnung abgeschätzt werden können. Für die Expositionsrechnungen ist deshalb neben einer realistischen auch eine konservative Betrachtung durchzuführen. Insbesondere tragen zu den Unsicherheiten des Quellterms die folgenden Parameter bei:

- Einsatzmenge an Ausgangs- bzw. Brennstoffen entsprechend der Produktionskapazität bzw. Kraftwerksleistung. Hierzu werden einerseits mittlere Produktionskapazitäten einer Anlage in Deutschland aus Literaturdaten ermittelt (siehe Tabelle 55), andererseits erfolgt anhand ausgewählter, überdurchschnittlich großer Anlagen eine konservative Betrachtungsweise (siehe Tabelle 56).
- Spezifische Aktivität der Ausgangsstoffe (z. B. Erze) bzw. Brennstoffe: Die in den Abschnitten 2 und 5 für die einzelnen Industriezweige gemachten Annahmen zur spezifischen Aktivität werden als realistisch betrachtet. Für eine konservative Betrachtung erscheint es angemessen, die spezifische Aktivität der Stoffströme um einen Faktor 2 zu erhöhen. Die konservative Betrachtung wird in Abschnitt 8.1.2.3 aufgegriffen.
- Staubrückhaltung der Abluftfilter: hier wurde konservativ 95% Rückhaltung angenommen, es sind aber in vielen Fällen auch 99% oder mehr technisch möglich [456], was eine Verringerung der Staubfracht um den Faktor 5 mit sich bringt. Bereiche für die technisch mögliche Staubrückhaltung (Best Available Technique, BAT) in Abluftreinigungssystemen der betrachteten Industrien sind im Folgenden zusammengefasst:
 - Für die Bleischmelze liegen dem Auftragnehmer keine Literaturdaten vor. Als Vergleichswert kann die Staubrückhaltung in Kupferhütten mit >99% herangezogen werden [457]. Ob dieser Wert jedoch auf Bleihütten übertragbar ist, ist nicht bekannt, sodass von einer Staubrückhaltung im Bereich von 95 bis 99% ausgegangen wird.
 - Zementindustrie: Die Staubrückhaltung von elektrostatischen und Gewebefiltern liegt generell höher als 99% und hängt von der Teilchengröße ab [458]. Ein Bereich von 95% (sehr konservativ) bis 99% (realistisch) erscheint deshalb akzeptabel.
 - Roheisenproduktion: Wenn in Tabelle 3.17 des Berichtes [459] jeweils die maximale und minimale Staubkonzentration am Ein- und Ausgang des Filters ins Verhältnis gesetzt werden, ergibt sich eine Staubrückhaltung von 97 bis 99%.
 - Kohlekraftwerke: Auf Seite 24 des Berichtes [460] wird für Partikelgrößen von PM10 und kleiner eine Staubrückhaltung von 95 bis 98% angegeben.

Der Auftragnehmer geht davon aus, dass die Obergrenzen der Staubrückhaltung in der obigen Zusammenstellung den Regelfall darstellen (realistisches Szenario), während die jeweiligen Untergrenzen der Staubrückhaltung (wahrscheinlich insbesondere bei älteren Anlagen) zu konservativen Annahmen führen. Die realistischen Annahmen liegen den in Tabelle 55 dargestellten Ableitungen für die aus radiologischer Sicht potentiell relevanten Industriezweige zugrunde, während die konservativen Annahmen zur Anlagenkapazität in Tabelle 56 dargestellt sind. Darüber hinausgehende konservative Annahmen werden in den folgenden Unterabschnitten betrachtet, und zwar

- Eine Quelldistanz bei der doppelten anstelle der vierfachen Schornsteinhöhe in Abschnitt 8.1.2.2
- Größere Partikelgrößen bzw. höhere Ablagerungsgeschwindigkeiten, topographische Einflüsse und meteorologische Bedingungen, siehe Abschnitt 8.1.2.3.

Tabelle 55: Ableitung von Pb-210 und Po-210 mit dem Staub aus potentiell relevanten Industriezweigen, mittlere Produktionskapazität

Industriezweig	Produktionskapazität	Ableitung Pb-210 (GBq/a)	Ableitung Po-210 (GBq/a)
Zementherstellung	0.7 Mt/a Mittleres Zementwerk in Deutschland [98]	0,014	0,28
Steinkohlenkraftwerk	1 GW _{el} Mittleres Steinkohlenkraftwerk in NRW [461]	0,67	1,35
Primärproduktion von Eisen	5 Mt/a Mittlerer Hochofenstandort in Deutschland [114, 115, 116, 117]	8.5	8,5
Bleischmelze	0,1 Mt/a Wesermetall Nordenham [422]	0,3	0,3

Tabelle 56: Ableitung von Pb-210 und Po-210 mit dem Staub aus potentiell relevanten Industriezweigen, konservative Annahmen der Produktionskapazität

Industriezweig	Produktionskapazität	Ableitung Pb-210 (GBq/a)	Ableitung Po-210 (GBq/a)
Zementherstellung	2 Mt/a Großes Zementwerk (Karsdorf [95])	0,04	0,8
Steinkohlenkraftwerk	2 GW _{el} Großkraftwerk Mannheim [462]	1,3	2,7
Primärproduktion von Eisen	10 Mt/a Hochöfen Duisburg Hamborn 8-9 und Schwelgern 1-2 [463]	17	17
Bleischmelze	0,15 Mt/a Berzelius Ecobat, Stolberg [464]	0,45	0,45

8.1.2 Dosisabschätzung für die Staubableitung aus potentiell relevanten Industrien

8.1.2.1 Mittlere Produktionskapazität, realistische Szenarien

Für die realistischen Szenarien wurden die folgenden Annahmen zugrunde gelegt:

- Die in Tabelle 55 genannten realistischen Annahmen für die Ableitungen,
- Die auf eine Ableitung von 1 GBq/a normierten Depositionsraten für verschiedene Kaminhöhen und für eine Quelldistanz der vierfachen Schornsteinhöhe entsprechend Tabelle 53.

Aus der damit abgeschätzten Depositionsrate und der auf eine Depositionsrate von 1Bq/(m² a) normierten effektiven Jahresdosis für die kritische Altersgruppe <1 a (siehe Tabelle 46) wurden die effektiven Dosen berechnet und in Tabelle 57 zusammengestellt.

Als Standardwerte für die Schornsteinhöhe wurden für alle Industrien 100 und 200 m angenommen. Für Zementwerke und Bleischmelze werden entsprechend den Ausführungen in Tabelle 47 zusätzlich noch die Ergebnisse für eine Schornsteinhöhe von 50 m gezeigt.

Tabelle 57: Effektive jährliche Dosis (µSv/a) der betrachteten Industrien in der Altersgruppe <1 a. Realistische Szenarien*

Schornsteinhöhe (m)	50	100	200
Zementherstellung	3,3E+01	9,9E+00	3,3E+00
Steinkohlenkraftwerk		5,2E+01	1,7E+01
Primärproduktion von Eisen		3,5E+02	1,2E+02
Bleischmelze	4,2E+01	1,2E+01	

* Szenarien, in denen der Wert von 100 µSv/a überschritten wird, sind fett gedruckt.

Eine detaillierte Aufstellung der effektiven Dosis und der jeweiligen Beiträge der Expositionspfade für alle Altersgruppen ist in Anlage 2 enthalten.

8.1.2.2 Sensitivitätsanalyse der Ergebnisse, konservative Szenarien

In Tabelle 44 (Seite 168) und Abschnitt 0 wurde bereits darauf hingewiesen, dass die abgeschätzten Ableitungen teilweise erheblichen Unsicherheiten unterliegen. Deshalb ist es zur sachgerechten Interpretation der in Abschnitt 8.1.2.1 erhaltenen Ergebnisse erforderlich, den Einfluss der Unsicherheiten in den Eingangsparametern darzustellen und den realistischen Szenarien eine konservative Betrachtungsweise gegenüberzustellen.

8.1.2.2.1 Höhe der Ableitungen (Quellstärke)

Für höhere Produktionskapazitäten der Anlagen ergeben sich entsprechend Tabelle 56 höhere Ableitungen. Diese wurden einer ersten Stufe der konservativen Dosisabschätzungen zugrunde gelegt.

In einer zweiten Stufe der konservativen Betrachtungsweise werden auch Annahmen zu geringeren Abscheidegraden der Staubfilter und zu höheren spezifischen Aktivitäten gemacht. Dazu werden in Tabelle 59 (Abschnitt 8.1.2.3) auf der Basis der in Abschnitt 8.1.1 erläuterten Annahmen Skalierungsfaktoren für noch konservativere Szenarien zusammengestellt.

8.1.2.2.2 Quelldistanz

In den oben betrachteten Basisszenarien (siehe auch Abschnitt 7.7, insbesondere nach Tabelle 48) wurde davon ausgegangen, dass die Entfernung der ungünstigsten Einwirkung von der Quelle jeweils das Vierfache der Schornsteinhöhe beträgt. In einer konservativen Betrachtungsweise (siehe Abschnitt 7.2) beträgt die Quelldistanz des Ortes der ungünstigsten Einwirkung das Doppelte der Schornsteinhöhe, da realistische Expositionsorte für Personen, insbesondere landwirtschaftliche und gartenbauliche Nutzung, der allgemeinen Bevölkerung außerhalb von Betriebsgrenzen liegen.

8.1.2.2.3 Ergebnisse

In Tabelle 58 sind die Ergebnisse der konservativen Betrachtung zusammengestellt, d. h.,

- unter Zugrundelegung der konservativ abgeschätzten Ableitungen entsprechend Tabelle 56,
- bei einer Quelldistanz gleich der doppelten Schornsteinhöhe, d. h., mit den normierten Depositionsraten in Tabelle 53.

Die übrigen Annahmen bleiben im Vergleich zu den realistischen Szenarien in Abschnitt 8.1.2.1 unverändert.

Tabelle 58: Effektive jährliche Dosis ($\mu\text{Sv/a}$) der betrachteten Industrien in der Altersgruppe <1 a. Konservative Szenarien*

Schornsteinhöhe (m)	50	100	200
Zementherstellung	1,9E+02	3,8E+01	1,9E+01
Steinkohlenkraftwerk		1,4E+02	6,9E+01
Primärproduktion von Eisen		9,4E+02	4,7E+02
Bleischmelze	1,2E+02	2,5E+01	

* Szenarien, in denen der Wert von 100 $\mu\text{Sv/a}$ überschritten wird, sind fett gedruckt.

Aus Tabelle 58 ist ersichtlich, dass für Betriebe mit hoher Produktionskapazität und Expositionsorten mit einer Quelldistanz des Doppelten der Schornsteinhöhe zumindest bei niedriger Schornsteinhöhe alle Industriezweige zu effektiven Dosen von mehr als 100 $\mu\text{Sv/a}$ führen können.

8.1.2.3 Weitere Parameter zur Beschreibung konservativer Szenarien

8.1.2.3.1 Meteorologische Daten als Eingangsparameter der Ausbreitungsmodellierung

Aufgrund der Tatsache, dass im Nahfeld der Quelle die Nassdeposition der dominierende Prozess ist, spielt die Niederschlagsmenge und jährliche Verteilung eine entscheidende Rolle. Zwischen Regionen mit mittlerem Jahresniederschlag und Regionen mit hohen Niederschlägen ergibt sich entsprechend den Ergebnissen aus Abschnitt 7.6 eine Erhöhung der Nassdepositionsrate um den Faktor 1,5, der als Skalierungsfaktor zwischen einem mittleren und einem konservativen Szenario verwendet wird²⁵.

Aus der Variation der Ausbreitungsklassenstatistik von einer realistischen Ausbreitungsklassenstatistik zu ausschließlich labilen Ausbreitungsbedingungen folgt eine Erhöhung der Depositionsrate um etwa einen Faktor 2, siehe Abschnitt 7.6.

8.1.2.3.2 Partikelgröße

Die Partikelgröße bestimmt die Depositionsgeschwindigkeit und damit die Depositionsrate. Entsprechend den Ausführungen in Abschnitt 7.3 wurden nach der Empfehlung in [233, 234] Partikelgrößen der Größenklassen 1 und 2 mit relativen Anteilen von 70 % und 30 % zugrunde gelegt. Die Ablagerungsgeschwindigkeiten von 0,001 m/s bzw. 0,01 m/s unterscheiden sich um einen Faktor 10, und eine Veränderung der Korngrößenverteilung der Staubableitungen wirkt sich unmittelbar auf die Depositionsrate aus. Die effektive, entsprechend der Massenanteile gewichtete, Ablagerungsgeschwindigkeit beträgt 0,0037 m/s.

Wird konservativ angenommen, dass alle Partikel in der Größenklasse 2 (2-10 μm) liegen, ergibt sich eine Ablagerungsgeschwindigkeit von 0,01 m/s und entspricht damit der Annahme in den Berechnungsgrundlagen Bergbau [12]. Da die Ablagerungsgeschwindigkeit linear in die Depositionsrate und damit in die effektive Dosis eingeht, kann die konservative Annahme von 100% Größenklasse 2 mit einem Skalierungsfaktor von 3 (gerundet) beschrieben werden.

8.1.2.3.3 Topographie, Tallagen

Die konkreten topographischen Bedingungen am Standort eines Industriebetriebes können sowohl zu höheren als auch niedrigeren effektiven Dosen als oben abgeschätzt führen, beispielsweise durch

- ausgeprägte Tallagen von Quelle und Rezeptor und vorrangiger Windrichtung; in Tallagen ist gegenüber dem Flachland aufgrund der geringeren Verdünnung die effektive Dosis bei gleicher Quelldistanz grundsätzlich höher

²⁵ Es sind jedoch die Erläuterungen zur möglichen Überlagerung des Einflusses des Niederschlags durch andere Parameter, z.B. Vorzugwindrichtung bei Regenereignissen zu beachten, siehe Abschnitt 7.6.

- die Lage von Quelle bzw. Rezeptor im Windschatten von Landschafts- und Reliefelementen (Bergrücken, Wald).

Die konkreten Depositionsraten unter von der Ebene abweichenden topographischen Bedingungen (z. B. Tallagen) können nur anhand der konkreten Gegebenheiten berechnet werden, wobei die Variationen erheblich sein können. Zur Berücksichtigung ungünstiger topographischer Bedingungen (z. B. ausgeprägter Tallagen) kann anhand der Ergebnisse aus Abschnitt 7.8 vereinfachend ein Skalierungsfaktor von 4 bis 16 zur Beschreibung eines konservativen Szenarios der topographischen Gegebenheiten verwendet werden.

8.1.2.3.4 Zusammenfassung der Skalierungsfaktoren und Darstellung der konservativen Ergebnisse

In Tabelle 59 sind die Skalierungsfaktoren für die effektive Dosis eines mittleren, realistischen Szenarios zur Beschreibung eines konservativen Szenarios zusammengestellt.

Tabelle 59: Gerundete Skalierungsfaktoren zu den in Tabelle 57 bzw. Tabelle 59 erhaltenen Ergebnissen für konservative Annahmen bezüglich weiterer Parameter

Industriezweig	Abscheide-grad	Spezifische Aktivität	Partikel-größe	Topographie, Tallage	Meteorologische Bedingungen
Zementherstellung	5	2	3	4-16	3
Steinkohlenkraftwerk	2,5	2	3	4-16	3
Primärproduktion von Eisen	3	2	3	4-16	3
Bleischmelze	5	2	3	4-16	3

In Tabelle 58 sind bei den dort gemachten konservativen Annahmen nicht bei allen Industriezweigen und Schornsteinhöhen die effektiven Dosen größer als 100 $\mu\text{Sv/a}$ (der niedrigste Wert ist 19 $\mu\text{Sv/a}$). Werden für einen oder mehrere in Tabelle 59 betrachteten Parameter solche konservative Annahmen zugrunde gelegt, so dass mindestens ein Skalierungsfaktor 5 erreicht wird, so liegt die effektiven Dosis aller hier betrachteten Industrien mit Staubableitungen und bei allen Schornsteinhöhen nahe oder sogar deutlich oberhalb von 100 $\mu\text{Sv/a}$.

8.2 Dosisabschätzung für Radonableitungen aus dem Erzbergbau

Für die Dosisabschätzung werden die Ergebnisse der auf eine Quellstärke von 1 GBq/a normierten Ausbreitungsrechnungen aus Abbildung 54 verwendet, welche die Radonkonzentration entlang des Talverlaufs zeigen.

In unmittelbarer Nähe der Radonquelle liegt bei der angenommenen Ableitung von 4 TBq/a die Rn-222-Konzentration in der Größenordnung von 10-100 Bq/m³, was den Erfahrungen aus Messungen der Radonkonzentration im Umfeld von Hinterlassenschaften der Wismut GmbH entspricht. Für eine durch Radon bedingte effektive Dosis von 100 $\mu\text{Sv/a}$ ist bei einer angenommenen Expositionsdauer von 8760 h/a eine Rn-222-Konzentration von ca. 5 Bq/m³ erforderlich. Da die Ausbreitungsrechnungen in Abbildung 54 auf eine Ableitung von 1 GBq/a normiert sind, liegt bei einer Ableitung von 4 TBq/a entsprechend Tabelle 38 diese Rn-222-Konzentration innerhalb eines Quellabstandes von wenigen 100 m vor. Selbst bei ungünstigsten in Abbildung 54 gezeigten Ausbreitungsbedingungen (Windrichtung

ausschließlich entlang der Talsohle) ist bei einem Quellabstand von mindestens 1 km die Radonkonzentration so gering, dass eine effektive Dosis von mehr als 100 $\mu\text{Sv/a}$ nicht mehr auftreten kann.

Unter bestimmten topographischen Bedingungen und bei einer Quelldistanz von wenigen 100 m ist es somit möglich, dass Personen der Bevölkerung eine effektive jährliche Dosis von mehr als 100 $\mu\text{Sv/a}$ erhalten.

8.3 Dosisabschätzung für Staubableitungen aus der Verarbeitung von Niob-Tantal-Erzen

Zu dem als aus radiologischer Sicht möglicherweise relevanten Industriezweig „Verarbeitung von Niob- und Tantalernzen“ waren trotz umfangreicher Bemühungen des Auftragnehmers keine Informationen verfügbar, die eine belastbare Bewertung ermöglichen würden. Es ist auch in Betracht zu ziehen, dass mit H.C. Starck in diesem Industriezweig nur ein einziges Unternehmen in Deutschland tätig ist.

Da keine Informationen hinsichtlich der Ableitungen und sonstiger betrieblicher Daten vorliegen, wird im Folgenden eine vereinfachte Abschätzung der Ableitung von staubgetragener Radioaktivität am Standort Laufenburg vorgenommen, bei der eine effektive Dosis von 100 $\mu\text{Sv/a}$ für Personen der Bevölkerung erreicht würde.

Für die Schornsteinhöhe werden 20 m angenommen [283]. Wird als Entfernung des Ortes der maximalen Einwirkung von der Quelle 80 m zugrunde gelegt (vierfache Schornsteinhöhe, siehe Abschnitt 7.2) ergibt die Modellierung mit ARTM für die TRY-Regionen 6 und 12 eine auf eine Quellstärke von 1 GBq/a normierte Depositionsrate von ca. $2\text{E-}6 \text{ Bq}/(\text{m}^2 \text{ s})$. Dieser Wert stimmt größenordnungsmäßig auch mit den Ergebnis eines Gauß-Fahnen-Modells nach der AVV zu §47 der Strahlenschutzverordnung [34] überein.

Als Dosisfaktoren für Pb-210 und Po-210 werden die Werte aus Tabelle 46 verwendet. Daraus ergibt sich, dass eine Ableitung von Po-210 über den Staubpfad von 40 MBq/a zu einer effektiven Dosis in der Altersgruppe <1 a von 100 $\mu\text{Sv/a}$ führt.

Werden für die in den Abschnitten 8.1.2.2 und 8.1.2.3 betrachteten Parameter konservative Annahmen herangezogen, verringert sich entsprechend die radioaktive Ableitung, bei der eine effektive Dosis von 100 $\mu\text{Sv/a}$ erreicht wird. Konkrete Informationen zu den Ableitungen in der Literatur oder durch das Unternehmen liegen jedoch nicht vor, so dass eine Aussage zur tatsächlichen radiologischen Relevanz dieses Industriezweiges letztlich offen bleiben muss.

9 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

9.1 Zukünftige Ableitung von Grubenwasser aus dem Steinkohlenbergbau

Aus den Untersuchungen über die Auswirkungen der Radionuklidableitungen mit den Grubenwässern aus dem Steinkohlenbergbau ergibt sich, dass relevante Strahlenexpositionen von Personen der Bevölkerung aus der Kontamination von Bodenflächen in ufernahen Bereichen der durch die Grubenwässer belasteten Vorfluter resultieren und dass diese Kontaminationen durch die Ablagerung von kontaminierten Sedimenten verursacht worden sind. Dabei handelt es sich um eine historisch entstandene Situation.

Die Szenarien, welche in der Vergangenheit bei Ableitungen von Grubenwasser aus dem Steinkohlenbergbau des Ruhrgebietes zu Expositionen von Personen der Bevölkerung führten, wird es jedoch nach Einstellung des aktiven Bergbaus und der Umstellung der Wasserhaltung und –ableitung nicht mehr geben.

Jedoch können bei der Entnahme von bergbaubeeinflusstem Oberflächenwasser in unmittelbarer Ufernähe zur Einmündung der Kanäle von den zukünftig geplanten Einleitstellen (Walsum, Lohberg) in den Rhein und bei Nutzungsszenarien entsprechend der Berechnungsgrundlagen Bergbau [12] effektive Dosen von mehr als 100 $\mu\text{Sv/a}$ für die kritische Altersgruppe <1 a nicht ausgeschlossen werden. Mit zunehmender Verdünnung im Rhein sind jedoch die Aktivitätskonzentrationen und die resultierende effektive Dosis schnell auf nicht messbare Werte abgesunken.

Darüber hinaus ist zu beachten, dass die Informationen zu den zukünftig zu erwartenden Aktivitätskonzentrationen natürlicher Radionuklide im abgeleiteten Grubenwasser noch Unsicherheiten unterliegen, die erst im weiteren Flutungsverlauf reduziert werden können.

9.2 Staubausbreitung aus Hochtemperaturprozessen

Für die Staubausbreitung in potentiell relevanten Industriezweigen wurde eine detaillierte Dosisberechnung auf der Basis von Ausbreitungsrechnungen mit dem Modell ARTM durchgeführt.

Es wurde für realistische Annahmen zu Ableitungen und Parameter der Ausbreitungs- und Dosismodelle die effektive Dosis für die kritische Altersgruppe abgeschätzt. Zusätzlich wurden im Rahmen von Sensitivitätsanalysen der Annahmen und Eingangsparameter konservative Annahmen zugrunde gelegt.

Die Ergebnisse sind in Tabelle 60 zusammengefasst:

Tabelle 60: Zusammenfassung der Ergebnisse der Dosisabschätzungen für Industriezweige mit potentiell relevanter Staubableitung

Industriezweig	Überschreitung des Dosiskriteriums von 100 µSv/a bei realistischen Annahmen	Überschreitung des Dosiskriteriums von 100 µSv/a bei konservativen Annahmen (hohe Produktionskapazität geringe Quelldistanz)	Anmerkungen
Zementherstellung	Nein	Ja	Nur bei Schornsteinhöhe 50 m
Steinkohlenkraftwerk	Nein	Ja	Nur bei Schornsteinhöhe 100 m
Primärproduktion von Eisen	Ja	Ja	
Bleischmelze	Nein	Ja	Nur bei Schornsteinhöhe 50 m

Bei Zugrundelegung weiterer konservativer Annahmen von Modellparametern wie

- Unterdurchschnittlich geringer Abscheidegrad der Staubfilter
- Überdurchschnittliche spezifische Aktivität der Rohmaterialien und damit der Stäube
- Größere Partikelgröße und damit höhere effektive Ablagerungsgeschwindigkeit sowie höhere Depositionsrate
- Ungünstige meteorologische Bedingungen (labile Ausbreitungsbedingungen, hohe Jahresniederschlagsmenge)
- Topographische Bedingungen (z. B. ausgeprägte Tallagen)

sind die resultierenden effektiven Dosen faktisch für alle in Tabelle 60 betrachteten Industriezweige nahe der Schwelle von 100 µSv/a oder sogar deutlich höher.

Für die Staubableitung bei der Verarbeitung von Niob-/Tantal-Erzen liegen keine Informationen zu den Ableitungen aus dem einzigen auf diesem Gebiet in Deutschland tätigen Unternehmen vor. Deshalb wurde untersucht, welche Ableitung von Po-210 bei einer Schornsteinhöhe von 20 m und einer Quelldistanz von 80 m zu einer effektiven Dosis von 100 µSv/a für die kritische Altersgruppe führen würde. Dieser Wert beträgt ca. 40 MBq/a. Es ist zwar aufgrund plausibler Abschätzungen davon auszugehen, dass die Ableitungen am Standort Laufenburg (H.C. Starck) über dieser Grenze liegen, eine Bestätigung durch das Unternehmen dafür oder weitere unterstützende Informationen liegen jedoch nicht vor.

Bei konservativen Annahmen, beispielsweise einer geringeren Quelldistanz oder ungünstigen meteorologischen und topographischen Bedingungen ist die Ableitung, bei der eine effektive Dosis von 100 µSv/a erreicht wird, entsprechend geringer.

Im Ergebnis können folgende weitere Schlussfolgerungen gezogen werden, wobei die oben gemachten Ausführungen zur Sensitivität der berechneten Dosen von verschiedenen Annahmen und Eingangsparametern zu beachten sind:

- Für eine Berechnung der durch luftgebundene Ableitungen hervorgerufenen effektiven Dosis sind grundsätzlich Modellrechnungen mit standortspezifischen Quellstärken, Topographie- und Wetterdaten zu verwenden. Zur Beantwortung der zentralen Fragestellung des Vorhabens wurde jedoch untersucht, inwieweit Dosisabschätzungen weitgehend unabhängig von den standortspezifischen Ausbreitungsbedingungen eine Aussage über die zu erwartende effektive Dosis erlauben.
- Im Nahfeld der Quelle, d. h., bis zu einigen 100 m Quelldistanz, dominiert die Nassdeposition, während die Trockendeposition erst bei einem Abstand von mehreren Schornsteinhöhen im Vergleich mit der Nassdeposition nennenswerte Werte annimmt. Eine Ausnahme sind ausgeprägte Tallagen, bei denen die Ausbreitungsbedingungen sehr speziell von den topographischen Bedingungen und Windfeldern abhängen und nur standortspezifisch betrachtet werden sollten.

9.3 Förderung/Aufbereitung von Erzen außer Uranerz mit potentiell relevanter Grubenwasser- und Radonableitung

Die Ableitung von Grubenwasser, das nach dem Stand der Technik behandelt wird, führt nicht zu einer Überschreitung der effektiven Dosis von 100 $\mu\text{Sv/a}$.

Die Ableitung von Radon kann zu jährlichen effektiven Dosen für Personen der allgemeinen Bevölkerung führen, die größer als 100 $\mu\text{Sv/a}$ sind, insbesondere bei einem Zusammenwirken von topographischen Gegebenheiten (enge Täler) und Expositionsorten der Bevölkerung innerhalb weniger 100 m Abstand von der Quelle (Halden, Erzaufbereitung, Wasserbehandlung, Abwetterschacht).

Die erhaltenen Ergebnisse sind insofern bemerkenswert, dass von den insgesamt 16 in Anhang VI der EU-Grundnormenrichtlinie [7] genannten und den zehn über Anhang VI hinausgehenden und im Vorhaben betrachteten Industriezweigen nur bei einer sehr kleinen Anzahl die Ableitungen vorkommen, die zu effektiven Dosen von mehr als 100 $\mu\text{Sv/a}$ führen können. Dies ist zu einem großen Teil auf die hohen Umweltstandards, die durch Rechtsvorschriften bezüglich des Immissionsschutzes und des Wasserrechtes vorgegeben sind, und deren konsequente Umsetzung durch die Industrie zurückzuführen.

10 Anlagenverzeichnis

- Anlage 1** Dosisberechnungen für einen normierten Nuklidvektor im abgeleiteten Grubenwasser des Steinkohlenbergbaus (Ra-226: 1 Bq/l, Ra-228: 0,5 Bq/l)
- Anlage 2** Dosisberechnungen für einen normierten Nuklidvektor im Staub (1 Bq/g für alle Nuklide) und eine Ablagerungsgeschwindigkeit von $1E-2$ m/s
- Anlage 3** Dosisberechnungen für einen Modell-Nuklidvektor im abgeleiteten Grubenwasser eines hypothetischen Erzbergwerkes

11 Literaturverzeichnis

- [1] Europäische Kommission: 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 durch ionisierende Strahlen. Amtsblatt der Europäischen Union L 159, Juni 1996
- [2] Europäische Kommission: Recommendations for the Implementation of Title VII of the European Basic Safety Standards (BSS) Concerning Significant Increases in Exposure due to Natural Radiation Sources. Radiation Protection 88, 1997
- [3] Brenk Systemplanung (BS): Ableitung von Überwachungsgrenzen für Reststoffe mit erhöhten Konzentrationen natürlicher Radioaktivität. BS-Bearb.-Nr. 9410-2, Aachen, Mai 1999
- [4] Verordnung über Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung-StrlSchV) vom 20 Juli 2001, BGBl. I S. 1714, zuletzt geändert durch Art. 5 der VO vom 11.12.2014, BGBl. I S. 2010
- [5] Gesetz zum Schutz vor der schädlichen Wirkung ionisierender Strahlung (Strahlenschutzgesetz- StrlSchG) im Artikel 1 des Gesetzes zur Neuordnung des Rechts zum Schutz vor der schädlichen Wirkung ionisierende Strahlung vom 27. Juni 2017, BGBl. 2017 Teil I Nr. 42, 03. Juli 2017
- [6] Gesetz über die friedliche Verwendung der Kernenergie und den Schutz gegen ihre Gefahren (Atomgesetz), in der Fassung der Bekanntmachung vom 15. Juli 1985 (BGBl. I S. 1565), zuletzt geändert durch Artikel 5 Absatz 6 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212)
- [7] Richtlinie 2013/59 Euratom des Rates vom 5. Dezember 2013 zur Festlegung grundlegender Sicherheitsnormen für den Schutz vor Gefahren einer Exposition gegenüber ionisierender Strahlung und zur Aufhebung der Richtlinie 89/618 Euratom, 96/29 Euratom, 97/43 Euratom, 203/122 Euratom, Amtsblatt der Europäischen Union L 13, 17. Januar 2014
- [8] International Commission for Radiation Protection (ICRP): The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 103. Annals of the ICRP Vol. 37 (2-4), 2007
- [9] Leistungsbeschreibung des BfS zum Vorhaben „Ermittlung von potentiellen Strahlenexpositionen durch Ableitungen aus NORM-relevanten Industriezweigen“, FKZ 3615S12232, 21.01.2015
- [10] Email des BfS an den Auftragnehmer vom 25.11.2015
- [11] Gellermann. R., Flesch, K.: Branchenkatalog zur Bewertung der radiologischen Altlastrelevanz von gewerblichen und industriellen Standorten, TÜV Media GmbH, 2014
- [12] BfS, Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen – Bergbau), BfS-SW-70/10, 2010

-
- [13] Bundesamt für Strahlenschutz, <https://www.bfs.de/DE/themen/ion/umwelt/luft-boden/emissionsueberwachung/artm.html> (20.04.2017)
- [14] Riedel, E., Janiak, C.: Allgemeine und Anorganische Chemie, Verlag de Gruyter, 2013
- [15] Reichelt, A., Röhrer, J., Lehmann, K.-H., Anthropogene Stoffe und Produkte mit natürlichen Radionukliden, Teil 1a: Strahlungseigenschaften von Roh- und Reststoffen, Literaturrecherche, TÜV Bayern, München, 1994
- [16] Seltene Erden und Radioaktivität – Basiswissen. Umweltbildungszentrum Steiermark, 2011
- [17] Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR): Rohstoffsituation Deutschland 2013
- [18] www.seilnacht.com/Lexikon/90Thori.html, 16.08.2016
- [19] www.chemie.de/Lexikon/van_arkel_de_boer_verfahren.html, 16.08.2016
- [20] Schwankner, R. J., Brummeisl, A., Feigl, C., Schöffl, P.: Frühe Verwendungsgeschichte von Thorium, Geowissenschaften 12 (1994). Heft 3, S. 66
- [21] Geipel, R., von Phillipsborn, H.: Natürliche Radionuklide in Gebrauchsgegenständen am Beispiel Urangläser und Uranglasuren, StrahlenschutzPraxis Heft 1, S. 25, 2001
- [22] Europäische Patentanmeldung der Fa. Gesellschaft für Wolframindustrie mbH, D-8220 Traunstein
- [23] Arbeitsgemeinschaft der Metall-Berufsgenossenschaften: Merkblatt zum Umgang mit thoriumoxidhaltigen Wolframelektroden beim Wolfram-Inertgasschweißen (WIG). Düsseldorf, 1998
- [24] European Commission: Radiation protection 122 – Practical Use of the Concepts of Clearance and Exemption – Part II, Application of the Concepts of Exemption and Clearance to Natural Radiation Sources. Directorate-General Environment, 2001
- [25] Bach, H., Neuroth, N.: The Properties of Optical Glass, Springer Verlag, Heidelberg, 1995
- [26] Health Physics Society (HPS) Introduction to Radiation: Radiation in Our Environment. Ohne Datum, hps.org/physicians/documents/physician_intro_rad_envIRON.ppt, 31.08.2016
- [27] Chrystran Ltd., Safety Handling Sheet for ZnSe/Th Optical Elements. Poole, Dorset (UK), 2007
- [28] Mündliche Mitteilung, 54. Sitzung des Arbeitskreises Natürliche Radioaktivität (AKNAT), Oranienburg, 21.-22.09.2017
- [29] Berufsgenossenschaft Holz und Metall (BGHM): BG-Information Umgang mit thoriumoxidhaltigen Wolframelektroden beim Wolfram-Inertgasschweißen (WIG). Mainz, 2008
-

-
- [30] BMU: Erfassung und radiologische Bewertung von Hinterlassenschaften mit NORM – Materialien aus früheren Tätigkeiten und Arbeiten einschließlich der modellhaften Untersuchung branchentypischer Rückstände. Teil 1, BMU-2007-695, Bonn, 2007
- [31] Oerlikon Welding: Katalog Schweißzubehör, 2016 (siehe insbesondere Seite 75)
- [32] Firmenbroschüre von Binzel-Abicor, Gießen, ohne Datum
- [33] Plansee SE: Rot war gestern. Die Zukunft ist thoriumfrei. <http://www.plansee.com/de/produkte/komponenten/werkzeuge-fuer-formgebung-und-bearbeitung/schweisselektroden/wig-schweissen.html>, 16.02.2016
- [34] Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 47 Strahlenschutzverordnung: Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus Anlagen oder Einrichtungen, BMU, 2012
- [35] Lippmaa, E., Maremäe, E., Rummel, A., Trummal, A.: Tantalum, niobium and thorium cake production at the Sillamäe oil shale processing plant. Oil Shale, Vol. 23, No. 3, pp. 281–285, 2006
- [36] H.C. Starck, Patentanmeldung „Verfahren zur Gewinnung von Tantal und Niob“ <http://www.patent-de.com/19930429/DE4207145C1.html>, 23.03.2016
- [37] Arbeitsgemeinschaft HGN Hydrogeologie GmbH, IAF – Radioökologie GmbH, Öko Institut e.V.: Abschlussbericht zum Vorhaben SR 2416 des Bundesamtes für Strahlenschutz: Mengenaufkommen an NORM-Rückständen für das deutsche Entsorgungskonzept, Oktober 2003
- [38] IAEA: Assessing the Need for Radiation Protection Measures in Work Involving Minerals and Raw Materials, Safety Reports Series No. 49, 2006
- [39] Penfold, J. S. S., Mobbs, S. F., Degrange, J. P., Schneider, T.: Radiation Protection 107 - Establishment of reference levels for regulatory control of workplaces where materials are processed which contain enhanced levels of naturally-occurring radionuclides. Directorate-General, Environment, Nuclear Safety and Civil Protection, Luxembourg, 1999
- [40] Telefonische Information der Fa. H.C. Starck, Herr Stockmaier, 23.03.2016
- [41] Produktionsprofil der Fa. H.C. Starck, Goslar, siehe www.hcstarck.com, 16.02.2016
- [42] http://www.hcstarck.com/de/unternehmen/ueber_hc_starck/divisionen/tantalumniobium_powders.html, 16.02.2016
- [43] http://www.hcstarck.com/de/unternehmen/presse/pressemitteilungen/pressearchiv/2007/vorwuerfe_gegen_hc_starck_jetzt_auch_gerichtlich_und_durch_staetliche_stellen_entkraeftet.html, 16.02.2016
- [44] Vierte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen – 4. BImSchV vom 2. Mai 2013, BGBl. I S. 973, 3756
- [45] <http://www.mmta.co.uk/tantalum-market-overview>, 16.02.2016
- [46] <http://www.ttiinc.com/object/me-zogbi-20110907.html>, 16.02.2016
-

-
- [47] Global Advanced Metals Pty. Ltd.: Acquisition of Cabot Supermetals creates vertically integrated global tantalum products group. Pressemitteilung vom 25.08.2011
- [48] <http://www.passivecomponentmagazine.com/h-c-starck-and-cabot-to-allow-mutual-access-to-tantalum-and-niobium-powder-technology-portions-of-their-respective-patent-portfolios/>, 16.02.2016
- [49] ExxonMobil: Erdgas aus Deutschland, <http://www.erdgas-aus-deutschland.de/de-de/erdgas/erkundung/lagerstaetten/lagerstaetten>, 10.06.2017
- [50] IAEA: Radiation protection and the Management of Radioactive Waste in the Oil and Gas Industry, Safety Report Series No. 34, 2003
- [51] Fortführung und technische Betreuung der Internetplattform zum europäischen Netzwerk für natürlicherweise auftretende radioaktive Materialien (NORM), Bericht des BfS zum Vorhaben 3609S0006, 2005
- [52] Norwegian Radiation Protection Authority (NRPA): Natural Radioactivity in Produced Water from the Norwegian Oil and Gas Industry in 2003. Osteras, 2005
- [53] Schulz, H., Varskog, P.: Radioactive non-equilibrium in Produced Water, Zpire Report 03-12, im Auftrag der Norsk olje og gas, Stavanger 2012
- [54] Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik Hannover (ISAH): Gutachten zur Lagerung, Transport und Entsorgung von Abwässern und Abfällen aus dem Tiefbohrbetrieb zur Gewinnung von Erdgas aus unkonventionellen Lagerstätten, Hannover, 2012
- [55] Niedersächsisches Ministerium für Wirtschaft, Arbeit und Verkehr: Entsorgung von Lagerstättenwasser bei der Förderung von Erdgas und Erdöl. http://www.mw.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=5459&article_id=106793&_psmand=18, 16.02.2016
- [56] Read, D., Black, S., Ceccarello, S., Weiss, H., Schubert, M., Kunze, C., Grossmann, J.: Radioactive scale from a natural gas production facility in the Altmark region, Germany. ICAM 2004, Int. Congress on Applied Mineralogy, Águas de Lindóla, Brazil, September 19-22, 2004
- [57] IAF - Radioökologie GmbH: Radiologische Untersuchungen von Begleitgas bei der Erdölförderung der GdF Suez GmbH, September 2015
- [58] IAF - Radioökologie GmbH im Auftrag von SGS-TÜV, 2015
- [59] BMU: Deutschland will nicht länger fackeln lassen. Pressemitteilung des BMUB, www.bmub.bund.de/presse/pressemitteilungen/pm/artikel/deutschland-will-nicht-laenger-fackeln-lassen/, 16.02.2016
- [60] BfS SW 1: Bewertung der radiologischen Relevanz von Ableitungen bei industriellen Prozessen für Einzelpersonen der Bevölkerung, interner Bericht 2014
- [61] Wirtschaftsverband Erdöl- und Erdgasgewinnung e.V. (WEG): Jahresbericht 2014, Statistischer Teil
- [62] Steffan, E.-M. (ExxonMobil): Persönliche Mitteilung, 15.02.2016
-

-
- [63] Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) gGmbH: Geosys Systemanalyse der geothermalen Energieerzeugung, 2014, <http://www.grs.de/publikation/grs-316>, 06.04.2016
- [64] Gärtner, S. G., Tachlinski, S.: Geothermie und Strahlenschutz. Strahlenschutzpraxis, 2/2013, S. 45-50
- [65] Dilling, J., Döring, J., Ebert, M., Mielcarek, J., Regensburg, S.: Strahlenschutz in der Geothermieranlage des Deutschen Geoforschungszentrums (GFZ) Potsdam in Groß Schönebeck (Brandenburg). Strahlenschutzpraxis, 3/2014, S. 15-19
- [66] Agemar, T., Weber J., Schulz, R.: Deep Geothermic Energy Production in Germany, Energies, Bd. 7, Heft 7, S.4397, 2014
- [67] Gellermann, R., Nickstadt, K.: Radiologische Rahmenbedingungen für eine Entsorgung von Materialien der Geothermie auf Deponien. Strahlenschutzpraxis, 3/2014, S. 23-29
- [68] Degering, D., Köhler, M.: Natürliche Radionuklide in Anlagen der Tiefen Geothermie Deutschlands – Herkunft und Auftreten. Strahlenschutzpraxis, 3/2014, S. 4-9
- [69] Rauch, A., Iberl, P.: Kavitationsfreie Druckhaltung für hydrothermale Tiefengeothermie – Entwicklung eines neuartigen Druckhalteventils. bbr 2-2015, http://www.gec-co.de/images/Communication/Medienecho/PUB_bbr_1502xx_Kavitationsfreie_Druckhaltung_f%C3%BCr_hydrothermale_Tiefengeothermie.pdf, 06.04.2016
- [70] IAF - Radioökologie GmbH im Auftrag von SGS-TÜV, 2013
- [71] Feige, S.: Radon in der Tiefen Geothermie – Ein Informationsträger unter Beobachtung. Strahlenschutzpraxis, 3/2014, S. 33-35
- [72] Geothermie-Verbundvorhaben ANEMONA (Anlagenmonitoring als Schlüsseltechnologie für den erfolgreichen Betrieb von Geothermiekraftwerken in Deutschland), <http://www.grs.de/content/anemona-monitoring-geothermie-kraftwerke>, 6.4.2016. Persönliche Information der Projektbearbeiter bei GRS
- [73] IAEA: Radiation Protection and Residue Management in the Titanium Dioxide and Related Industries, Safety Report Series No. 76, 2012
- [74] Rehage, T., Drechsler, M.: Titandioxid – Herstellung und Verwendung. https://www.fh-muenster.de/ciw/downloads/personal/juestel/juestel/TiO2_TillRehage-MaraDrechsler_.pdf, 05.06.2017
- [75] Titandioxid (Titanweiss): <http://www.seilnacht.com/Lexikon/Titandi.htm>, 05.06.2017
- [76] Richtlinie 92/112/EWG des Rates vom 15. Dezember 1992 über die Modalitäten zur Vereinheitlichung der Programme zur Verringerung und späteren Unterbindung der Verschmutzung durch Abfälle der Titandioxid-Industrie, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften No. L 409/11]
- [77] Richtlinie 2010/75/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 24. November 2010 über Industrieemissionen (integrierte Vermeidung und Verminderung
-

-
- der Umweltverschmutzung), Amtsblatt der Europäischen Union L 334/17 vom 17.12.2010
- [78] Europäische Kommission: RP 135 Effluent and dose control from European Union NORM industries: Assessment of current situation and proposal for a harmonised Community approach. European Commission, Directorate-General for Energy and Transport, Directorate H – Nuclear Safety and Safeguards, Unit H.4 – Radiation Protection (2003)
- [79] Umweltbundesamt: Large Volume Solid Inorganic Chemicals, Titandioxid, Juni 2001
- [80] Bundesministerium für Umwelt (BMU): Erfassung und radiologische Bewertung von Hinterlassenschaften mit NORM-Materialien aus früheren Tätigkeiten und Arbeiten einschließlich der modellhaften Untersuchung branchentypischer Rückstände, BMU-2007-695, Reihe Umweltpolitik, 2007
- [81] IAEA: Radiation Protection and NORM Residue in the Zircon and Zirconia Industries, Safety Reports Series No. 51, 2007
- [82] IAF - Radioökologie GmbH: Endbericht zum Vorhaben StSch 4448 des Bundesamtes für Strahlenschutz: Erarbeitung einer Messmethode zur Schnellbestimmung der spezifischen Aktivitäten natürlicher Strahler in NORM-Stoffen, Februar 2006
- [83] <http://teaching.eduhi.at/lenerj/APA/MVT-Zerkleinern.pdf>
- [84] Döring, J., Kümmel, M., Beck, T., Mielcarek, J., Schkade, U.-K.: Dose assessment for working areas in zircon sand and oil & gas industry, EAN_{NORM} 3rd Workshop, Dresden 23-25.11.2010
- [85] Jia, G., The Radiological Impact of 210Pb and 210Po Released from the Iron- and Steel-Making Plant ILVA in Taranto (Italy) on the Environment and the Public, Journal of Chemistry, Volume 2013, Article ID 964310, <http://dx.doi.org/10.1155/2013/964310>, 2013
- [86] Gruber, M.: Untersuchung zur Biegefestigkeit von Zirkoniumdioxid nach unterschiedlicher Oberflächenbearbeitung und künstlicher Alterung, Dissertation aus der Poliklinik für Zahnärztliche Prothetik der Ludwig-Maximilians-Universität zu München, 2009
- [87] MicroCeram Meißen, www.microceram.de, 29.08.2016
- [88] Persönliche Information der Mahlwerke Kreutz GmbH, 24.11.2015
- [89] IPNI International Plant Nutrition Institute: Phosphorus Fertilizer Production and Technology - Phosphorus (P) Cycling in Crop Production Systems. Ref. #10120, Oktober 2010
- [90] Wiesenberger, H.: State-of-the-art for the Production of Fertilisers with Regard to the IPPC Directive. Monographien Band 105, Umweltbundesamt Österreich, Wien, 2002
- [91] Auskunft der Firma COMPO EXPERT GmbH vom 03.03.2016
- [92] http://fertilizerseurope.com/index.php?id=119&tx_ttnews%5Bpointer%5D=1&cHash=00e71511a315b66cf803bc5fa0d931b9, 22.03.2016
-

-
- [93] Gellermann, R., Schulz, H. und Weiß, D. 2007. Methodische Weiterentwicklung des Leitfadens zur radiologischen Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten und Erweiterung des Anwendungsbereichs, Teil B, Bericht I und Bericht II. Bonn: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2007. BMU-2007-697; ISSN 1612-6386.
- [94] Stickstoffwerke Piesteritz GmbH (SKW), <https://www.skwp.de/de/unternehmen.html>, 06.04.2016
- [95] CRH Opterra GmbH: Standorte von Opterra in Deutschland, <http://www.opterra-crh.com/ueber-uns/standorte/>, 10.07.2017
- [96] Verein deutscher Zementwerke e.V.: Kompendium Zement und Beton. https://www.vdz-online.de/fileadmin/gruppen/vdz/3LiteraturRecherche/KompendiumZementBeton/1-3_Zementherstellung.pdf, 05.06.2017
- [97] Statistische Bundesamt: Statistisches Jahrbuch Deutschland 2014
- [98] IG BAU: Nachhaltigkeit und Zementindustrie, Studie der IG Bauen, Agrar, Umwelt in Zusammenarbeit mit dem Verein Deutscher Zementwerke, 2013
- [99] Smith, K., Crockett, G., Oatway, W., Harvey, M., Mobbs, S.: The radiological impact of coal-fired electricity generation in the UK. Proceedings of NORM III, Brussels, 2001
- [100] Strahlenschutzkommission (SSK): Zum Vergleich der Strahlenexposition der Bevölkerung durch Emissionen aus Kohlekraftwerken und Kernkraftwerken, Empfehlungen der Strahlenschutzkommission, Bundesanzeiger Nr. 150 vom 15.08.1981
- [101] Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Hans-Josef Fell, Bärbel Höhn, Sylvia Kotting-Uhl, weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN – Drucksache 16/8554, Zukunft der Kohleverstromung, 05.05.2008
- [102] IAF - Radioökologie GmbH, Bilanzversuche Braunkohlenverstromung (vertraulich), 2013-2016
- [103] Umweltbeeinflussung durch Radioaktivität beim Betrieb des Tagebaus Welzow-Süd, IAF - Radioökologie GmbH im Auftrag der Vattenfall Europe Generation AG, 2012 (unveröffentlicht)
- [104] http://www.bund-nrw.de/fileadmin/bundgruppen/bcmslvnrw/PDF_Dateien/Themen_und_Projekte/Energie_und_Klima/Kohlekraftwerke/BUNDhintergrund_Radioaktivitaet_aus_Kohlekraftwerken_11_2008.pdf, 31.5.2016
- [105] IAF - Radioökologie GmbH: Bilanzversuch Lippendorf, 2012 (interner Bericht)
- [106] Umweltbundsamt (UBA): Datenbank „Kraftwerke in Deutschland mit einer elektrischen Leistung >100 MW“, www.umweltbundesamt.de/dokument/datenbank-kraftwerke
-

-
- [107] http://www.seilnacht.com/Chemie/ch_h3po4.htm, 16.08.2017
- [108] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Erfassung und radiologische Bewertung von Hinterlassenschaften mit NORM – Materialien aus früheren Tätigkeiten und Arbeiten einschließlich der modellhaften Untersuchung branchentypischer Rückstände, Teil 3b Industrielle Hinterlassenschaften der Rohphosphat-Verarbeitung, Bonn, 2007
- [109] Telefonische Information von Herrn Janssen von der Chemische Fabrik Budenheim KG, 05.04.2016
- [110] Telefonische Information von Herrn Barchet von der BKBK Giuliani GmbH (ICL) am 30.03.2016
- [111] Telefonische Information von Frau Baumann von der Firma Cofermin Chemicals am 01.04.2016
- [112] <https://de.wikipedia.org/wiki/Hochofen>, 05.06.2017
- [113] Harvey, D. S.: Natural Radioactivity in Iron and Steel Production. Proceedings der Tagung NORM II, Krefeld, 10-13. November 1998, S. 62-66
- [114] Erzeugte Menge an Roheisen in Deutschland in den Jahren 2004 bis 2014 (in Millionen Tonnen), <http://de.statista.com/statistik/daten/studie/12118/umfrage/erzeugte-menge-an-roheisen-in-deutschland-seit-2004/>, 10.04.2016
- [115] Wirtschaftsvereinigung Stahl, Stahlinstitut VDEh: Fakten zur Stahlindustrie in Deutschland, 2014, http://www.stahl-online.de/wp-content/uploads/2013/12/Fakten_Stahlindustrie_2014-04_6.pdf, 10.04.2016
- [116] https://de.wikipedia.org/wiki/Liste_von_H%C3%BCttenwerken_in_Deutschland, 10.04.2016
- [117] https://de.wikipedia.org/wiki/Liste_europ%C3%A4ischer_Hochofenwerke, 10.04.2016
- [118] Größte Stahlproduzenten in Deutschland nach Produktionsmenge im Jahr 2014 (in Millionen Tonnen). <http://de.statista.com/statistik/daten/studie/153022/umfrage/die-groessten-stahlproduzenten-nach-produktionsmenge-in-deutschland/>, 10.04.2016
- [119] https://de.wikipedia.org/wiki/Zinn#Herstellung_und_Vorkommen, 05.06.2017
- [120] <http://www.chempage.de/PSE/50zinn.htm>, 05.06.2017
- [121] https://de.wikipedia.org/wiki/Blei#Gewinnung_und_Darstellung, 05.06.2017
- [122] <https://de.wikipedia.org/wiki/QSL-Verfahren>, 05.06.2017
- [123] UNSCEAR, Sources and Effects of Ionising Radiation, 1988 Report to the General Assembly, with Scientific Annexes. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, New York, 1988
- [124] <https://de.wikipedia.org/wiki/Kupfer>, 05.06.2017
- [125] <http://www.recylex-germany.com/de/wmg/produkte.html>, 10.04.2016
- [126] <http://www.berzelius.de/berzelius/bleiproduktion/index.php?navid=7>, 10.04.2016
-

-
- [127] Anon., Premiere: Neuer Fluoritbergbau im Sächsischen Erzgebirge. <https://www.lapis.de/aktuelles/neuigkeiten/45-premiere-neuer-fluoritbergbau-im-saechsischen-erzgebirge-012011>, 01.04.2016
- [128] <https://www.aurubis.com/de>, 15.04.2016
- [129] Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz) vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), das durch Artikel 12 des Gesetzes vom 11. August 2010 (BGBl. I S. 1163) geändert worden ist
- [130] LfU Bayern, Natürliche Radionuklide in Rückständen aus der Trinkwasseraufbereitung Teil II, Abschlussbericht zum 31.03.2008
- [131] Tennstedt, T., Berliner Wasserbetriebe, persönliche Mitteilung, 28.11.2015
- [132] BMU: Jahresbericht:Umwelt und Strahlenbelastung, 2001
- [133] Bundesamt für Strahlenschutz: "BfS misst Radon im Trinkwasser", Pressemitteilung vom 13.03.2002, www.bfs.de/SharedDocs/Pressemitteilungen/BfS/DE/2002/020.html, 14.10.2017
- [134] Dilling, J., Bundesamt für Strahlenschutz, persönliche Information, März 2016
- [135] Umweltbundesamt: Öffentliche Wasserversorgung, 06.10.2015, <http://www.umweltbundesamt.de/daten/wasserwirtschaft/oeffentliche-wasserversorgung>, 06.06.2017
- [136] Deutscher Brauer-Bund e.V.: Pressemitteilung „Zahl deutscher Brauer wächst weiter“, 08.03.2016, <http://www.brauerbund.de/download/Textdatenbank/2016/160308%20DBB-PM%20Zahl%20deutscher%20Brauereien%20w%C3%A4chst%20weiter.pdf>, 08.06.2017
- [137] Milchindustrieverband e.V.: Die Molkereien im Wandel – Der Trend zu größeren Molkereien, <http://milchindustrie.de/marktdaten/produktion/>, 08.06.2017
- [138] International Commission on Large Dams (ICOLD): Tailings Dams - Risk of Dangerous Occurrences, Lessons Learnt from Practical Experiences, Bulletin 121, 2001
- [139] Caldwell, J., Charlebois, L.: Paste and Thickened Tailings, December 2012. <http://technology.infomine.com/reviews/PasteTailings/welcome.asp?view=full>, 14.05.2016
- [140] Deutsche Rohstoff AG, Heidelberg. Pressemitteilung, 31.01.2013, http://rohstoff.de/wp-content/uploads/2013/01/2013-01-31-Meldung-SES_d_final1.pdf, 10.04.2016
- [141] Kupferschiefer Lausitz GmbH, Spremberg, <http://www.kslmining.com/investoren-presse/presse/pressemitteilungen/>, 10.04.2016
- [142] Saxony Minerals and Exploration AG, Halsbrücke, <http://www.smeag.de/index.php/de/investoren>, 10.04.2016
-

-
- [143] Hartsch, J, G.E.O.S. Ingeniergesellschaft mbH, persönliche Mitteilung, und Pressemitteilung von G.E.O.S. http://www.geosfreiberg.de/data/SZ_DW_2013-07-12.pdf, 10.04.2016
- [144] http://www.solarworld.de/fileadmin/downloads_new/konzern/themenkarten/themenkarte_lithium.pdf, 10.04.2016
- [145] Erzgebirgische Fluss- und Schwerspatwerke GmbH, <http://www.efs-nha.de/>, 10.04.2016
- [146] Sächsisches Oberbergamt: Der Bergbau in Sachsen Bericht des Sächsischen Oberbergamtes und des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Referat Rohstoffgeologie) für das Jahr 2014, 01.07.2015
- [147] http://www.bergbau.sachsen.de/download/2016_02_03_Tab_ErzeundSpate.pdf, 18.02.2016
- [148] SNL Metals and Mining, World Exploration Trends 2015, <http://go.snl.com/rs/snlfinciallc/images/World-Exploration-Trends-WET-Report-2015-English-USletter.pdf>, 18.02.2016
- [149] International Monetary Fund (IMF): Commodity Special Feature from World Economic Outlook, October 2015, <http://www.imf.org/external/np/res/commod/pdf/WEOSpecialOCT15.pdf>
- [150] World Economic Forum (WEF), International Finance Corporation (IFC), McKinsey & Company: Mining and Metals Scenarios to 2030 (ohne Datum)
- [151] <http://www.chemie.de/lexikon/Schleifmittel.html>, 29.08.2016
- [152] IAF - Radioökologie GmbH: Unveröffentlichte Untersuchungen
- [153] Pires do Rio, M. Ferreira, P.R., da Costa Lauria, D., de Paula Melo, V.: Radiological Impacts Associated with Zircon Sand Processing Plant in Brazil, Natural Occurring Radioactive Material (NORM V), Proceedings of an International Symposium Seville, Spain, 19 - 22 March 2007
- [154] Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung - TrinkwV 2001), zuletzt geändert durch Art. 1 V v. 18.11.2015 I 2076
- [155] Telefonische Auskunft von Herrn Rymon der Firma Awuko Abrasives Wandmacher GmbH & Co. KG in Hannover Münden, 29.08.2016
- [156] <https://www.fepa-abrasives.com/abrasive-publications/standards>, 29.08.2016
- [157] <https://www.siaabrasives.com/de/de/schleifmittel-anwendungen/schleifmittelarten/>, insbesondere Unterverzeichnisse zur Produktion, 26.08.2016.
- [158] Auskunft des Verbandes Deutscher Schleifmittelwerke, Email von Herrn Gunnar Grecksch, 01.09.2016
- [159] Telefonische Auskunft von Herrn Friehl der Firma Norton, Saint-Gobain Abrasives GmbH, 30.8.2016
-

-
- [160] <https://www.siaabrasives.com/de/de/schleifmittel-anwendungen/schleifmittelarten/gebundene-schleifmittel/herstellung/>, 29.08.2016
- [161] www.kalenborn.com, www.starcke.de, 31.08.2016
- [162] <http://www.vds-bonn.de/mitglieder.htm>, 29.08.2016
- [163] Statista GmbH: Anzahl der Betriebe in der deutschen Keramikindustrie nach ausgewählten Segmenten im Jahr 2016. <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/175671/umfrage/betriebe-in-der-deutschen-keramikindustrie-nach-branchensektoren/> 08.08.2017
- [164] Routschka, G., Wuthnow, H.: Praxishandbuch Feuerfeste Werkstoffe, Vulkan Verlag, 5. Auflage 2011
- [165] www.vdffi.de, 30.05.2016
- [166] Information PD Industriegesellschaft, Feuerfestwerke Wetro, Herr Meissner, 27.09.2016
- [167] Beck, T., Ettenhuber, E.: Bundesamt für Strahlenschutz: Überwachung von Strahlenexpositionen bei Arbeiten, Leitfaden für die Umsetzung der Regelungen nach Teil 3 Kapitel 1 und 2 StrlSchV, Salzgitter, 2006
- [168] Cooper, M.B.: Naturally Occurring Radioactive Materials (NORM) in Australian Industries - Review of Current Inventories and Future Generation. A Report prepared for the Radiation Health and Safety Advisory Council, Australia, September 2005, http://www.arpansa.gov.au/pubs/norm/cooper_norm.pdf, 01.09.2016
- [169] <http://www.aos-stade.de/pages/umwelt-sicherheit/main-umwelt.html>, 26.05.2016
- [170] IAF - Radioökologie GmbH: Interner Bericht, 2016
- [171] BREF Document MTWR 2009 (Mine Tailings and Waste Rock Management), Joint Research Center der Europäischen Commission, Seville, 2009
- [172] IAF - Radioökologie GmbH: Interner Bericht, AOS Stade, 2013 (unveröffentlicht)
- [173] Telefonische Mitteilung, Gesamtverband der Aluminiumindustrie, Herr Cymmer, 31.05.2016
- [174] Rodriguez Martinez, A.: Radiological Control of Metal Scrap: The Spanish Protokol, Natural Occurring Radioactive Material (NORM V), Proceedings of an International Symposium Seville, Spain, 19 - 22 March 2007, S. 327
- [175] Kreh, R., Dewji, S.: Estimation of Personal Dose While Procesing NORM Contaminated Scrap, Proceedings of an International Symposium Seville, Spain, 19 - 22 March 2007, S. 339
- [176] Untersuchungen von IAF-Radioökologie GmbH Dresden im Auftrag der Fa. GMR Leipzig, 2002, unveröffentlicht
- [177] Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen (Kreislaufwirtschaftsgesetz - KrWG) vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212), zuletzt geändert durch Artikel 2 Absatz 9 des Gesetzes vom 20. Juli 2017 (BGBl. I S. 2808)
-

-
- [178] Deutscher Bundestag, 17. Wahlperiode, Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Sylvia Kotting-Uhl, Oliver Krischer, Cornelia Behm, weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN – Drucksache 17/599 – Radioaktive Rückstände bei der Öl- und Gasförderung, Drucksache 17/844, 24.02.2010
- [179] Siempelkamp Ingenieur- und Service-GmbH: GERTA (Großtechnische Einrichtung zur Rezyklierung toxischer Abfälle), Firmenbroschüre, ohne Datum. <http://www.siempelkamp.com/fileadmin/media/Deutsch/Nukleartechnik/dienstleistungen/Siempelkamp-GERTA-Schmelzanlage.pdf>, 07.09.2016
- [180] Hartmann, G.M.: Sonderabfall-Tourismus in NRW. Welt N24, 12.03.2016
- [181] www.gmr-leipzig.de, 06.09.2016
- [182] www.sakon-gmbh.de, 06.09.2016
- [183] Wismut GmbH, Umweltbericht 2002, <http://www.wismut.de/de/downloads/umweltbericht2002.pdf>, 06.09.2016
- [184] NCC Nuclear Control & Consulting GmbH: „Kurzbeschreibung Arbeitsplatz Nassreinigung Rohre aus der Erdölgewinnung“ der SAKON GmbH (Garbsen), Braunschweig, 18.11.2016
- [185] Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung - AbwV) vom 17. Juni 2004 zuletzt geändert durch Art 1 der Verordnung vom 2. September 2014 (BGBl. I S. 1474)
- [186] Antwort der Landesregierung auf eine Kleine Anfrage zur schriftlichen Beantwortung: Quecksilberbelastung in Sachsen-Anhalt, Drucksache 7/458 vom 12.10.2016, <http://www.landtag.sachsen-anhalt.de/fileadmin/files/drs/wp7/drs/d0458dak.pdf>, 20.08.2017
- [187] Volksstimme: Angst vor dem Quecksilber in Steinitz (26.08.2016), <https://www.volksstimme.de/lokal/salzwedel/erdgas-altlast-angst-vor-dem-quecksilber-in-steinitz>, 20.08.2017
- [188] Kunze, C., Kahnwald, S.: Transport and disposal of NORM/TENORM. 1st EAN-NORM Workshop, Dresden, 2007
- [189] Kunze, C., Kahnwald, S., Grossmann, J., Gellermann, R.: Assessment, Handling and Disposal of NORM and TENORM: How Germany's Radiation Protection and Waste Management Regulations Work Together to Benefit the Industry. IRPA Regional Congress for Central and Eastern Europe Brasov, Romania, 24-28 September 2007
- [190] Ettenhuber, E., Gellermann, R., Kahnwald, S., Kunze, C., Weiß, D., Schulz, H.: Bestandsaufnahme und Prognose von NORM-Rückständen für die Endlagerung in einem Endlager für radioaktive Abfälle. Bundesamt für Strahlenschutz, Vorhaben 3610R03250, Abschlussbericht, 17.06.2013
- [191] Wikipedia: Induktionsofen. <https://de.wikipedia.org/wiki/Induktionsofen>, 20.08.2017
- [192] Stirken, N.: Siempelkamp-Anlage fällt nach Feuer mehrere Monate aus. RP-Online. Rheinische Post (16.08.2016), <http://www.rp->
-

-
- online.de/nrw/staedte/krefeld/siempelkamp-anlage-faellt-nach-feuer-mehrere-monate-aus-aid-1.6188390, 20.03.2017
- [193] Verfahrensbeschreibung der GMR Gesellschaft für Metallrecycling GmbH, Leipzig. <http://www.gmr-leipzig.de/verfahren.htm>, 19.08.2017
- [194] IAF - Radioökologie GmbH, interner Bericht (vertraulich)
- [195] Schulz, H., Mothes, W.: Dose assessment for workers at „Dose assessment for workers at mercury recycling of sludge and scale from mercury recycling of sludge and scale from natural gas production“ natural gas production. 3rd EAN-NORM Workshop, Dresden, 2010
- [196] Wette, S.: Quecksilber illegal entsorgt – Haftstrafe für Unternehmer. Westdeutsche Allgemeine Zeitung (WAZ), 21.12.2016 <https://www.waz.de/staedte/essen/quecksilber-illegal-entsorgt-haftstrafe-fuer-unternehmer-id209051655.html> (19.08.2017)
- [197] Wikipedia, Giessen (Metall), [https://de.m.wikipedia.org/wiki/Gießen_\(Metall\)](https://de.m.wikipedia.org/wiki/Gießen_(Metall)), 08.08.2017
- [198] Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft, Freistaat Sachsen: Merkblatt zum Umgang mit Zirkonsanden in Eisen- und Stahlgießereien, Glaswerken und Betrieben der Feuerfestindustrie. ohne Datum
- [199] Gießereilexikon, Schlichte, <http://www.giessereilexikon.com/giessereilexikon/Encyclopedia/show/schlichte-782/?L=id>, 08.08.2017
- [200] Bayerisches Landesamt für Umwelt: Ermittlung von Arbeitsfeldern mit erhöhten Expositionen durch natürliche Radioisotope und überwachungsbedürftige Rückstände, Dezember 2004
- [201] <http://www.bdguss.de/branche/standorte/#.V8VHjTVkaUk>, 30.08.2016
- [202] Radon-Dokumentations- und Informationszentrum Schlema e.V. (RADIZ), Radon als Heilmittel, Verlag Dr. Kovac, 2005
- [203] www.radonvitalbad.de, 30.08.2016
- [204] www.kur-schlema.de, 30.08.2016
- [205] Brandmaier, P.: Strahlenschutz im Gasteiner Heilstollen, StrahlenschutzPraxis 4/2002, S.31
- [206] EURADON - Verein Europäischer Radonheilbäder e. V., www.EURADON.de, 30.08.2016
- [207] IAF - Radioökologie GmbH: Umweltbeeinflussung durch Radioaktivität beim Betrieb des Tagebaus Welzow-Süd, Radeberg, 19.9.2012
- [208] <https://www.rwe.com/web/cms/mediablob/de/2619532/data/60026/1/rwe-power-ag/energietraeger/braunkohle/standorte/tagebau-inden/7-Fragen-zum-Thema-Tagebau-und-Radioaktivitaet.pdf>, 30.5.2016
- [209] Schriftliche Mitteilung der Mitteldeutsche Braunkohlegesellschaft mbH, Herr Strelle, 02.06.2016
-

-
- [210] Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen: Radioaktivität aus den Tagebaugebieten in NRW, 04.11.2013
- [211] Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen vom 2. August 2010 (BGBl. I S. 1065), die durch Artikel 87 der Verordnung vom 31. August 2015 (BGBl. I S. 1474) geändert worden ist
- [212] Bundesverband Braunkohle: Braunkohle in Deutschland 2015, Profil eines Industriezweigs, 13.3.2015
- [213] Pressemitteilung 04/16 in
<http://www.helmstedterrevier.de/index.php/aktuelles/articles/aktuelles.html>
- [214] <https://de.wikipedia.org/wiki/Braunkohle>, 30.5.2016
- [215] <http://www.braunkohle.de/3-0-Unsere-Braunkohle.html>, 30.5.2016
- [216] https://de.wikipedia.org/wiki/Liste_von_Bergbaurevieren_in_Deutschland, 23.5.2016
- [217] TÜV Industrie Service GmbH, TÜV SÜD Gruppe: Forschungsvorhaben StSch 4386, Erfassung und radiologische Bewertung von Hinterlassenschaften mit NORM-Materialien aus früheren Tätigkeiten und Arbeiten einschließlich der modellhaften Untersuchung branchentypischer Rückstände, Teil 3a, Bergbauliche Hinterlassenschaften der Steinkohle-Gewinnung, 2004
- [218] <https://de.wikipedia.org/wiki/Steinkohlenbergbau>, 20.5.2016
- [219] <http://www.rag-deutsche-steinkohle.de/rag-deutsche-steinkohle/unternehmen/>, 20.5.2016
- [220] <http://www.gvst.de/site/steinkohle/steinkohle2015/print.php?link=Nachhaltigkeit-als-unternehmerische-Rahmenaufgabe.htm>, 26.5.2016
- [221] K+S Aktiengesellschaft: Kompendium - Wissenswerte Fakten über K+S, April 2017, http://www.k-plus-s.com/de/pdf/2017/Kompendium_April.pdf, 10.06.2017
- [222] Umweltbundesamt (UBA): Versalzung von Werra und Weser Beseitigung der Abwässer aus der Kaliproduktion mittels „Eindampfungslösung“. Stellungnahme, Oktober 2014
- [223] Regierungspräsidium Kassel: Wasserrechtliche Erlaubnis zur Einleitung salzhaltiger Abwässer aus dem Werk Neuhoof-Ellers in die Werra. Aktenzeichen: 31.1/Hef - 79 f 12 – 220/001, 2012
- [224] Kemeny, E.: Uran- und Radiumgehalt von Steinsalz und Sylvin. Mitteilungen des Instituts für Radiumforschung Nr. 442, vorgelegt in der Sitzung am 19.06.1941
- [225] Wolff, P., Schellert, C.: Einflüsse der Werraversalzung auf die Landnutzung, die Gewässer und das Gewässerumfeld. Universität Kassel, 1986, https://www.uni-kassel.de/fb11agrar/fileadmin/datas/fb11/Versuchsanlage/Dokumente/Bew%C3%A4sserung/Einfluss_Werraversalzung.pdf, 01.09.2016
- [226] Verband der Kali- und Salzindustrie e. V.: Kali und Salz: Wertvolle Rohstoffe aus Deutschland. Berlin, 2015
-

-
- [227] Vierte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen – 4. BImSchV vom 2. Mai 2013, BGBl. I S. 973, 3756
- [228] Bundesberggesetz, 13. August 1980 (BGBl. I S. 1310)]
- [229] Erste Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft-TA Luft) vom 24. Juli 2002, GMBI. 2002, Heft 25 bis 29, S. 511 bis 605
- [230] Staatliches Umweltamt Duisburg: Stand der Technik zur Minderung staubförmige Emissionen bei Umschlag, Lagerung oder Bearbeitung von festen Stoffen. Juli 2003
- [231] http://www.thueringen.de/th8/tlug/umweltthemen/luft/emissionsueberwachung/anlagenueberwachung/feinstaubemissionen_an_industriellen_anlagen/
- [232] http://www.luftfilterbau.de/cms/upload/produkte/Grundlagen/PDF/Filtertechnik_0100.pdf
- [233] Hoenig, V., Ruetz, A.: Auswirkungen der TA Luft-Novellierung auf die Zementindustrie, Fortbildungslehrgang für Immissionsschutzbeauftragte, Düsseldorf, 16.02.2016
- [234] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit: Entwurf zur Anpassung der Ersten Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft), 09.09.2016
- [235] Verordnung über Großfeuerungs-, Gasturbinen und Verbrennungsmotoranlagen vom 02.05.2013, BGBl. I S. 1474
- [236] Verordnung über die Verbrennung oder Mitverbrennung von Abfällen vom 2. Mai 2013, BGBl. I S. 1021, 1044, 3754
- [237] Verordnung zur Begrenzung der Emissionen aus der Titandioxid-Industrie in der Fassung der Bekanntmachung vom 30.07.2014, BGBl. S. 1316
- [238] Telefonische Auskunft, Siempelkamp Ingenieur und Service GmbH, Herr Cesa (Betriebsleiter), 09.09.2016
- [239] Hölting, B.: Hydrogeologie, 5. Auflage, Stuttgart, 1996
- [240] Richtlinie 2010/75/EU des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 24. November 2010 über Industrieemissionen (integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung) (Neufassung)
- [241] Telefonische Auskunft der Landesdirektion Sachsen, Herr Reinhard Gross, 9.9.2016
- [242] Verordnung zum Schutz des Grundwassers, Grundwasserverordnung - GrwV vom 9. November 2010 (BGBl. I S. 1513), die durch Artikel 3 des Gesetzes vom 4. August 2016 (BGBl. I S. 1972) geändert worden ist
- [243] Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer: Oberflächengewässerverordnung, OGewV vom 20.06.2016 (BGBl. I S. 1373)
-

-
- [244] DVGW, Entsorgung von Wasserwerksrückständen in kommunalen Abwasseranlagen - Wasserrechtliche und abfallrechtliche Voraussetzungen, Korrespondenz Abwasser 1998 (45) Nr. 9 S. 1717
- [245] Verordnung 2006/166/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. Januar 2006 über die Schaffung eines Europäischen Schadstofffreisetzung- und -verbringungsregisters und zur Änderung der Richtlinien 91/689/EWG und 96/61/EG des Rates
- [246] <http://www.thru.de/thrude/auswertung/top-thema/neue-prtr-daten-2013-in-thrude/>, 17.03.2016
- [247] <http://www.eon.com/de/ueber-uns/struktur/asset-finder/scholven.html>, 17.03.2016
- [248] <http://www.eon.com/de/ueber-uns/struktur/asset-finder/staudinger.html>, 17.03.2016
- [249] <http://www.eon.com/de/ueber-uns/struktur/asset-finder/wilhelmshaven.html>, 17.03.2016
- [250] <http://www.gkm.de/unternehmen/>, 17.03.2016
- [251] <http://kraftwerke.vattenfall.de/boxberg>, 18.03.2016
- [252] <http://kraftwerke.vattenfall.de/schwarze-pumpe>, 18.03.2016
- [253] <http://kraftwerke.vattenfall.de/lippendorf>, 22.03.2016
- [254] <http://kraftwerke.vattenfall.de/janschwalde>, 22.03.2016
- [255] RWE Generation: Kraftwerk Niederaußem, Firmenflyer, <http://www.rwe.com/web/cms/mediablob/de/2915474/data/60132/2/rwe-power-ag/energietraeger/braunkohle/standorte/kw-niederaussem/Kraftwerk-Niederaussem-Standort-Flyer.pdf>, 21.03.2016
- [256] RWE Generation: Kraftwerk Weisweiler, Firmenflyer, <http://www.rwe.com/web/cms/mediablob/de/2915476/data/60142/2/rwe-power-ag/energietraeger/braunkohle/standorte/kw-weisweiler/Kraftwerk-Weisweiler-Standort-Flyer.pdf>, 21.03.2016
- [257] RWE Generation: Kraftwerke Frimmersdorf und Neurath, Firmenflyer, <http://www.rwe.com/web/cms/mediablob/de/2915472/data/9002/5/rwe-power-ag/energietraeger/braunkohle/standorte/kw-frimmersdorf/Kraftwerke-Frimmersdorf-und-Neurath-Standort-Flyer.pdf>, 21.03.2016
- [258] <http://bremen.arcelormittal.com/716.html>, 07.04.2016
- [259] <http://www.arcelormittal-ehst.com/unternehmen/zahlen%20&%20fakten?lang=de>, 07.04.2016
- [260] <http://www.rogesa.de/rogesa/produktion/daten/index.shtml.de>, 18.03.2016
- [261] Schriftliche Mitteilung der CEMEX Deutschland AG, Herr Scur, 07.04.2016
- [262] Dyckerhoff AG, Werk Lengrich: Flyer, Download von <http://www.dyckerhoff.com/online/de/Home/Regionen/Deutschland/WerkstandorteZement/Lengrich/documento229.html>, 17.03.2016
-

-
- [263] <http://www.dyckerhoff-lengerich.de/online/de/Home/Wirberuns/Geschichte.html>, 08.04.2016
- [264] Dyckerhoff AG, Werk Göllheim: Flyer, Download von <http://www.dyckerhoff.com/online/de/Home/Regionen/Deutschland/WerkstandorteZement/Gilheim/documento218.html>, 17.03.2016
- [265] US Environmental Protection Agency (EPA): Iron and Steel Production (ohne Datum), <https://www3.epa.gov/ttnchie1/ap42/ch12/final/c12s05.pdf>, 18.03.2016
- [266] Anon.: Baustoffe aus Recyclaten und Nebenprodukten Flug- und Feuerraumasche, Universität der Bundeswehr, Institut für Werkstoffe des Bauwesens. Ohne Ort und Datum
- [267] European Commission: Reference Document on Best Available Techniques for Large Combustion Plants (BREF LCP), July 2006
- [268] Schorcht, F., Kourti, I., Scalet, B.M., Roudier, S., Delgado Sancho, L.: Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Production of Cement, Lime and Magnesium Oxide, EU-JRC, 2013
- [269] Remus, R., Aguado-Monsonet, M.A., Roudier, S., Delgado Sancho, L.: Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Iron and Steel Production (BREF IS). EU-JRC, 2013
- [270] European Commission: Reference Document on Best Available Techniques in the Smitheries and Foundries Industry (BREF SF), May 2005
- [271] Lahl, U., Steven, W.: Reduzierung von Partikelimmissionen - eine gesundheitspolitische Schwerpunktaufgabe. Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft, Vol. 64 (2004) Nr. 7/8 - Juli/August 2004
- [272] Quicker, P., Noël, Y., Daschner, R., Faulstich, M., Raesfeld U., Gleis, M.: Leistungsfähigkeit von Abgasreinigungsanlagen. In: Technische Sicherheit (2011), Nr. 1/2, Düsseldorf: Springer-Verlag
- [273] Strauß, K.: Rauchgasreinigung. In: Kraftwerkstechnik zur Nutzung fossiler, nuklearer und regenerativer Energiequellen", Seiten 293-304, Springer Berlin Heidelberg, 2009
- [274] Friedrich, J.: Untersuchungen zur Aufbereitung von Rohbraunkohle mit Schlagradmühlen für die Direktfeuerung in Kraftwerken. Dissertation, TU Bergakademie Freiberg, 2013
- [275] Zenger, A.: Unterschiedliche Verfahren zur Prognose atmosphärischer Immissionen im Rahmen von Umweltverträglichkeitsprüfungen - Methoden, Möglichkeiten und Grenzen. Heidelberg, ohne Datum. <http://axel-zenger.de/hlit/18.pdf>
- [276] GRS mbH: Entwicklung, Validierung und Bereitstellung eines atmosphärischen Ausbreitungsmodells für luftgetragene radioaktive Stoffe der Basis des Ausbreitungsmodells AUSTAL 2000 der neuen TA Luft. Forschungsbericht BMU–2007-710 des BMUB, 2007
- [277] Hirschfeld, J., Nilson, E., Keil, F.: Alles im Fluss – Eine deutsche Wasserbilanz. Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF), Förderprogramm: Forschung
-

-
- für nachhaltige Entwicklungen (FONA), Förderschwerpunkt: Nachhaltiges Wassermanagement (NaWaM), FKZ 033L056
- [278] Bewirtschaftungsplan 2016-2021 für die nordrhein-westfälischen Anteile von Rhein, Weser, Ems und Maas (Entwurf). Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV NRW), Dezember 2014
- [279] Umweltbundesamt: Rund um das Trinkwasser. Dessau-Roßlau, 2013
- [280] Interne Information des Herstellers an IAF-Radioökologie (vertraulich)
- [281] Schwela, U., Technical Officer, Tantalum-Niobium International Center (T.I.C.), Persönliche Mitteilung, 13.10.2015
- [282] H.C. Starck: Zahlen und Fakten 2015/2016 zur Nachhaltigkeitsberichterstattung, https://www.hcstarck.com/website/file/ae23e4b240ca460501410cdb796708da.de.0/zahlen%20und%20fakten%202015_2016%20zur%20nachhaltigkeitsberichterstattung.pdf, 14.10.2017
- [283] Murg, M.: Kein Konsens zwischen H. C. Starck und Zweiflern. Badische Zeitung, 02.10.2014, <http://www.badische-zeitung.de/murg/kein-konsens-zwischen-h-c-starck-und-zweiflern--92156214.html>, 05.07.2017
- [284] Regenspurg S., Dilling J., Mielcarek J., Korte F., Schkade U.K.: Naturally occurring radionuclides and their geochemical interactions at a geothermal site in the North German Basin. Environmental Earth Sciences, Vol. 72, Issue 10, pp 4131-4140, 2014
- [285] Feige, S., GRS GmbH, Persönliche Auskunft, 03.03.2016
- [286] Geothermie Unterhaching GmbH & Co KG und Rödl & Partner GbR: Abschlussbericht zum Vorhaben „Errichtung und Betrieb eines Geothermie-Kraftwerks zur Strom- und Wärmeerzeugung“ BMU-Umweltinnovationsprogramm, 2009
http://www.umweltinnovationsprogramm.de/sites/default/files/benutzer/36/dokumente/abschlussbericht_demonstrationsvorhaben_final_clean_pmi-ab_2.pdf
- [287] Degering, D., Köhler, M.: Strahlenschutz in ausgewählten Anlagen der Tiefen – Ein Überblick. Strahlenschutzpraxis, 3/2014, S. 10-14
- [288] Cooper, M.B. Statham, J. R., Williams, G. A.: Natural Radioactivity in the Production of Titanium Dioxide Pigment: A Study of the Laporte Plant and Environmental Behaviour of Radionuclides at Bunbury, Western Australia, Report ARI/TR 037, Australian Radiation Laboratory, 1981
- [289] Ryan, T.P. Janssens, A., Henrich, E., Daroussin, J.-L., Hillis, Z.K., Meijne, E.I.M.: Industries giving rise to NORM discharges in the European Union – A review, Proceedings of an international conference (NORM IV) held in Szczyrk, Poland, 17-21 May 2004
- [290] McNulty, G.S., Production of Titanium Dioxide, Proceedings of an international conference (NORM V) in Seville, Spain 19-22 March 2007
-

-
- [291] Leenhouts, H.P., Stoop, P., van Tuinen, S.T.: Non-nuclear Industries in the Netherlands and Radiological Risks, RIVM Report 610053003, 1996
- [292] Jaarsveld, J.A.: An Operational atmospheric transport model for Priority Substances – OPR-Model; specifications and instructions for use. RIVM, Bilthoven, The Netherlands, Report 222501002, 1990
- [293] Lakeij, G.M.H.: Risikoberekening voor in hat milieu gelosde radionucliden - Onderbouwing richtlijn voor vergunningen (RIBRON) RIVM, Bilthoven, The Netherlands, Report 610053001, 1994
- [294] Anhang 48 Teil 11 der AbwV, BGBl. 2004, S. 1169 bis 1173
- [295] UNSCEAR: Sources of Ionizing Radiation. UNSCEAR Report 2008 to the General Assembly
- [296] Haridasan, P. P., Pillai, P. M. B., Tripathi, R. M., Puranik, V. D.: Radiological implications due to thorium in titanium mineral separation and chemical processing. Proceedings, EU NORM V Conference, Sevilla 19.-22.03.2007
- [297] Untersuchungen der IAF-Radioökologie GmbH, vertraulich, 2016-2017
- [298] IAEA, Extent of Environmental Contamination by Naturally Occurring Radioactive Materials (NORM) and Technological Options for Mitigation, Technical Report Series No. 419, 2003
- [299] Trotti, F., Caldognetto, E.: Effluents in some Italian NORM industries. EAN NORM Workshop European ALARA Network for NORM, Dresden, 24-26 November 2009
- [300] Martin, A.: Materials containing natural radionuclides in enhanced concentrations, Rep. EUR 1762, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 1997
- [301] Smith, D. M., Shaw, P. V.: Radiation Protection Issues Associated with the Processing of Mineral Sands in the UK. Proceedings der Tagung NORM II, Krefeld, 10-13.11.1998, S. 103-106
- [302] Oatway, W.B. Jones, J.A., Shaw, P.V., Mobbs, S.F.: Radiological impact on the UK population which use or produce material containing enhanced levels of naturally occurring radionuclides: zirkon sands industries, NORM IV, IAEA TECDOC-1472, p. 246 Vienna, 2005
- [303] Selby, J.H.: The industrial uses of zircon and zirconia, and the radiological consequences of these uses. Proceedings of an international conference (NORM V) in Seville, Spain 19 – 22.03.2007
- [304] Persönliche Mitteilung, Duravit, Werk Meißen, Frau Rehahn, 11.03.2016
- [305] Pepin, S., Dehandschutter, B., Poffijn, A., Sonck, M.: Radiological monitoring of groundwater and discharge water from NORM sites in Belgium. EAN-NORM Workshop "Measurement strategies in NORM", Dresden, 04-06.12.2012
- [306] Garcia-Tenorio, R., Bolivar, J.P., Abril, J.M.: Experiences of the Phosphate Industry Dealing with NORM in Spain, Workshop of the European ALARA Network for NORM, Dresden (Germany), 20-22.11.2007
-

-
- [307] Pepin, S., Poffijn, A., Biermans, G., Dehandschutter, B., Sonck, M.: NORM monitoring of landfills and brownfields, EU NORM symposium, National Physical Laboratory, Teddington (UK), October 2-5, 2017
- [308] Schriftliche Mitteilung ICL Fertilizers Deutschland GmbH, Herr Heene, 31.03.2016
- [309] TENORM: Fertilizer and Fertilizer Production Wastes, <https://www.epa.gov/radiation/tenorm-fertilizer-and-fertilizer-production-wastes>, 31.03.2016
- [310] UNSCEAR, Sources and Effects of Ionizing Radiation, 2000 Report to the General Assembly, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, New York 2000
- [311] Verein Deutscher Zementwerke e.V. (VDZ), Ausgangsstoffe der Zementherstellung, in: Kompendium Zement Beton. Verfügbar unter https://www.vdz-online.de/fileadmin/gruppen/vdz/3LiteraturRecherche/KompendiumZementBeton/1-3_Zementherstellung.pdf, 20.04.2017
- [312] Schulz, H., Hummrich, H., Kunze, C.: Bilanz natürlicher Radionuklide in der Braunkohleverstromung und Unbedenklichkeit bei der Verwendung von Rückständen und Nebenprodukten. StrahlenschutzPraxis 1/2017, S. 12-19.03.2017
- [313] Gesamtverband Steinkohle, Ausbildungsbroschüre „Kohle ist nicht gleich Kohle“: <http://deutscher-steinkohlenbergbau.de/site/bildungsmedien/Kohleheft.pdf> (20.04.2017)
- [314] Nagels, S., Horn, M.: Radioaktive Ableitungen beim Betrieb von Kohlekraftwerken, 42. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz e. V., Borkum, 2010
- [315] Crockett, G.M., Smith, K.R., Oatway, W.B., Mobbs, S.F.: Radiological Impact on the UK population of industries which use or produce materials containing enhanced levels of naturally occurring radionuclides, NRPB – R327, 2001
- [316] Watson, S.L. Jones, A.L., Oatway, W.B., Hughes, J.S.: Ionizing radiation exposure of the UK population, 2005 review, HPA-RPD-001, 2005
- [317] Organo, C., Fenton, D.: Radiological assessment of Irish NORM industries, EAN Workshop on NORM, Dresden, 24-26.11.2009
- [318] Hensmann, M., Haardt, S., Ebert, D.: Emissionsfaktoren zur Eisen- und Stahlindustrie für die Emissionsberichterstattung. Umweltbundesamt & VDEh-Betriebsforschungsinstitut GmbH, Oktober 2012
- [319] Anon.: „Salzgitter verringert Kosten der Roheisenproduktion. Industrie Magazin 07.05.2015, <http://industriemagazin.at/a/salzgitter-verringert-kosten-der-roheisenproduktion>
- [320] Werke und Produktionsanlagen. Die Anlagenwelt von ThyssenKrupp Steel. ThyssenKrupp Steel, 2009
- [321] Crockett, G., Smith, K. R., Oatway, W., and Mobbs, S.: The Radiological Impact of the Steel Production Industry in the UK. Proceedings of the Conference "NORM III", Brussels 2001
-

-
- [322] <http://www.salzgitter-ag.com/de/jobs-karriere/arbeitgeber-salzgitter-ag/mitarbeiter-berichten/die-hochoefnerin.html> und <https://www.salzgitter-ag.com/de/medien/pressemeldungen/pressemeldung-der-salzgitter-ag/2015-08-25/ofenreise-beendet-hochofen-b-wird-umfassend-modernisiert.html>, 10.05.2017
- [323] Staatliches Gewerbeaufsichtsamt Hildesheim: Immissionsmessprogramm Nordenham 2012, Staubbiederschlag und PM10-Feinstaub sowie Staubinhaltsstoffe. Bericht Nr. 43-13-BI-012, 10.03.2014
- [324] Umweltbundesamt: Feinstaubbelastung in Deutschland. Dessau, Mai 2009
- [325] Möller, D.: Feinstaubbelastung: Ursachen und Gesundheitsgefährdung. Forum der Forschung Nr. 22, BTU Cottbus, 2009
- [326] Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. 3. überarbeitete und ergänzte Auflage, 2003
- [327] Staatliches Gewerbeaufsichtsamt Hildesheim: Immissionsmessprogramme Nordenham 2002-2012, Hüttenanlagen, Deponie Galing II, Stadthafen, Blexen. Bericht Nr. 43-13-BI-013, 28.05.2014
- [328] National Pollutant Inventory – Emission Estimation Technique Manual for Lead Concentrating, Smelting and Refining. Environment Australia, 1999
- [329] UNSCEAR, Sources and Effects of Ionising Radiation, 1988 Report to the General Assembly, with Scientific Annexes. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, New York 1988
- [330] New Boliden Tara Mine: Sicherheitsdatenblatt Bleikonzentrat gemäß 1907/2006/EG
- [331] Metaleurop - Abrissbagger werkelt in luftiger Höhe von 80m. In: https://www.nwzonline.de/wesermarsch/wirtschaft/abriszbagger-werkelt-in-luftiger-hoehe_a_6,1,2359432928.html (20.04.2017)
- [332] http://www.proplanta.de/Agrar-Nachrichten/Umwelt/Kupferhuetten-Aurubis-unterzeichnet-Umweltvertrag_article1297191025.html, 06.04.2016
- [333] Aurubis AG, Umweltreport 2014, <https://www.aurubis.com/binaries/content/assets/aurubisrelaunch/files/verantwortung/aurubis-umweltreport-2014.pdf>, 06.04.2016
- [334] Nuccetelli, C., Caldognetto, E., Forte, M., Realini, F., Risica*, S., Rusconi, R., Trotti, F.: Radioactivity in residues and effluents from Estonian waterworks treatment plants. Präsentation auf der Konferenz EU NORM I, Tallin, 05.-08.06.2012
- [335] Anhang 31 der Abwasserverordnung (AbwV) Wasseraufbereitung, Kühlsysteme, Dampferzeugung, BGBl. I, 2004, 1147-1150
- [336] DVGW, Entsorgung von Wasserwerksrückständen in kommunalen Abwasseranlagen – wasserrechtliche und abfallrechtliche Voraussetzungen, Korrespondenz Abwasser 1998 (45) Nr. 9 S. 1717
-

-
- [337] EC, Empfehlung 2001/928/Euratom der Kommission vom 20. Dez. 2001 über den Schutz der Öffentlichkeit vor der Exposition gegenüber Radon in Trinkwasser, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 344 S. 85 vom 28.12.2001
- [338] Richtlinie 2013/51/Euratom des Rates vom 22.10.2013 zur Festlegung von Anforderungen an den Schutz der Gesundheit der Bevölkerung hinsichtlich radioaktiver Stoffe in Wasser für den menschlichen Gebrauch. Amtsblatt der Europäischen Union, L 296/12, 07.11.2013
- [339] International Commission on Radiation Protection (ICRP), ICRP Main Commission Meeting, April 13 – 17, Sydney Australia, ICRP Ref. 4821- 2831-8499, Released April 23, 2015
- [340] Information durch das BfS (K.Schmidt), Email vom 11.12.2015
- [341] Information durch das LfU Bayern (Ch. Reiffenhäuser) vom 15.01.2016
- [342] LfU Bayern, Radon und Radonfolgeprodukte im Trinkwasser in Bayern. Mai 2011
- [343] Verordnung über natürliches Mineralwasser, Quellwasser und Tafelwasser (Mineral- und Tafelwasser-Verordnung, Min/TafelWV) vom 1. August 1984 (BGBl. I S. 1036), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 22. Oktober 2014 (BGBl. I S. 1633) geändert worden ist, zuletzt geändert durch Art. 1 V v. 22.10.2014 I 1633
- [344] Hummrich, H., Schulz, H., Flesch, K., Gellermann, R.: Freisetzbarkeit natürlicher Radionuklide aus überwachungsbedürftigen Rückständen mit dem Sickerwasser – Vorhaben 3607S04552, 2009, verfügbar unter <http://doris.bfs.de/jspui/handle/urn:nbn:de:0221-201009203236>, 03.09.2016
- [345] Krüger WABAG: Uran im Trinkwasser - Handlungsbedarf durch Grenzwert in der Trinkwasserverordnung. Pressemitteilung, 18.07.2011
- [346] Interne Information des Auftragnehmers
- [347] Otto, A., Güßbacher, D., Conrad, J.: Möglichkeiten des Einsatzes von Eisenhydroxid für die Bindung von Schwefelwasserstoff in Anaerob-Prozessen, <http://www.deutsche-zeolith.de/images/Schwefelwasserstoff.pdf> (ohne Datum)
- [348] Lipp, P. Ermittlung neuer Wege zur Verwertung von Wasserwerksrückständen, Abschlussbericht zum DVGW Fördervorhaben, Kenzeichen W9/01/10, 2013
- [349] Selten-Erden Storkwitz AG, <http://wp.seltenerden-ag.de/seltenerden/>, 14.05.2016
- [350] Mündliche Information Herr Reichard, Leitender Geologe, Seltene Erden Storkwitz GmbH, 21.02.2012
- [351] Deutschlandfunk, Rundfunkbeitrag von Johanna Kutsche „Seltene Erden mit strahlendem Beiwerk“, 09.02.2011, http://www.deutschlandfunk.de/seltene-erden-mit-strahlendem-beiwerk.697.de.html?dram:article_id=77874, 14.05.2016
- [352] Montero Mining & Exploration, NI 43-101 Report zur Wigu Hill Lagerstätte (2012), www.sedar.com, 14.05.2016
- [353] <http://www.freiepresse.de/NACHRICHTEN/SACHSEN/Berggeschrey-bei-Delitzsch-verstummt-artikel9091239.php>, 16.02.2016
-

-
- [354] <http://www.lvz.de/Region/Delitzsch/Seltene-Erden-Storkwitzer-Schatz-bleibt-weiterhin-im-Boden-verborgen>, 16.02.2016
- [355] Netzwerk der Initiativegruppen Gesteinsabbau e.V., Grüne Liga – Netzwerk ökologischer Bewegungen. Jena, 11.11.2012, <http://gegen-kieswerk-soebrigen.de/data/documents/relevanter-Artikel-Pkt4-aus-dem-Steinbeisser.pdf>, 10.03.2016
- [356] Wismut GmbH: Radiologische Umweltbewertung zum Vorhaben „Umbau (Ertüchtigung, Automatisierung) und Betreiben der Wasserbehandlungsanlage am Standort Pöhla der Wismut GmbH“. Chemnitz, 19.04.2011
- [357] Wismut GmbH: Umweltbericht 2011, www.wismut.de, 05.07.2017
- [358] Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie: Zusammenstellung geogener Hintergrunderwerte in sächsischen Gewässern (2015), https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/wasser/download/Geogene_Hintergrundkonzentrationen_Zusammenstellung.pdf, 05.07.2017
- [359] Schmidt, P., Löbner, W., Regner, J., Schramm, C.: Die sanierungsbedingte Verbesserung der Radonsituatuon am WISMUT-Standort Schlema und die verbleibenden Sanierungsarbeiten. Proceedings des Internationalen Bergbausymposiums WISMUT 2007, Gera, 10.-12.09.2007
- [360] <http://www.mining-technology.com/projects/kuriskova-uranium/>, 10.05.2017
- [361] <http://www.tailings.info/about.htm>, 10.05.2017
- [362] Uhlig, L.: WISUTEC GmbH, persönliche Information, 02.05.2017
- [363] Der Bergbau in Sachsen Bericht des Sächsischen Oberbergamtes und des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Referat Rohstoffgeologie) für das Jahr 2015. SOBA, 2016
- [364] Al-Jarallah, M.: Radon exhalation from granites, Journal of Environmental Radioactivity, Vol. 53 (1), S. 91-98, 2001
- [365] Allena, J. G., Minegishia, T., Myatt, T. A., Stewart, J. H., McCarthy, J. F., Macintosh, D. L.: Assessing exposure to granite countertops—part 2: Radon. Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology Vol. 20, S. 263–272, 2010
- [366] Gherghel, C., De Souza, E.: “Ventilation requirements for uranium mines”, in Proceeding of the 12th U.S./North American Mine Ventilation Symposium, S. 65-69, Society for Mining, Metallurgy and Exploration Inc., Nevada, USA, 2008
- [367] Barakos, G., Mischo, H., Gutzmer, J.: Assessments of boundary conditions and requirements for rare earth underground mining due to presence of NORM. ERES2014: 1st European Rare Earth Resources Conference, Milos, 04-07/09/2014, S. 133-139
- [368] Base Metal and Iron Ore Mining. In World Bank Group: Pollution Prevention and Abatement Handbook, S. 267-291 (1998)
- [369] U.S. Environmental Protection Agency (EPA): Rare Earth Elements: A Review of Production, Processing, Recycling, and Associated Environmental Issues (2012)
-

-
- [370] IAF-Radioökologie GmbH, WISUTEC GmbH: Recherche und Machbarkeitsstudie zur Unterbindung konvektiver Strömungen radonhaltiger Luft in Haldenabdeckungen mittels technischer Barrieren, Phase 1: Literaturrecherche. Studie im Auftrag der Wismut GmbH, 2016, unveröffentlicht
- [371] Gillmore, G. K., Grattan, J., Pyatt, F. B., Phillips, P. S., Pearce, G.: Radon, water and abandoned metalliferous mines in the UK: Environmental and Human Health implications. In: Merkel, B., Planer-Friedrich, B. (eds.): Uranium in the Aquatic Environment, Springer, Heidelberg, 2002, pp 65-76, DOI: 10.1007/978-3-642-55668-5_7
- [372] Selby, J.H.: The industrial uses of zircon and zirconia, and the radiological consequences of these uses. Natural Occurring Radioactive Material (NORM V), Proceedings of an International Symposium Seville, Spain, 19 - 22 March 2007
- [373] Deutsche Gesetzliche Unfallversicherung e.V. (DGUV): Gefahrstoffe in Werkstätten, Februar 2012
- [374] Technische Regeln für Gefahrstoffe, Schweißtechnische Arbeiten, TGRS 528, Februar 2009
- [375] McDowell-Boyer, L. M.: Estimated Radiation Doses from Thorium and Daughters Contained in Thoriated Welding Electrodes, Oak Ridge National Laboratory, 1980
- [376] Quade, U., Müller, W.: Recycling of radioactively contaminated scrap from the nuclear cycle and spin-off for other application. Revista de Metalurgia, Vol. Extr. (2005), S. 23-28
- [377] Sappok, M., Quade, U., Kluth, T.: Melting of NORM-contaminated equipment of an offshore oil platform. WM99 Conference, Tucson AZ, USA, 28.02.-04.03.1999, <http://www.wmsym.org/archives/1999/27/27-4.pdf>, 01.09.2016
- [378] IAF - Radioökologie GmbH: Interne Daten, unveröffentlicht
- [379] Döring, J. Beck, T., Beyermann, M., Gerler, J., Henze, G., Mielcarek, J., Schkade, U.-K.: Exposure and Radiation Protection for Work Areas with Enhanced Natural Radioactivity. Naturally Occurring Radioactive Material (NORM V), Proceedings of an international symposium Seville, Spain, 19–22 March 2007
- [380] Cuccia, V., de Oliveira, A. H., Rocha, Z.: Radionuclides in Bayer Process Residues: Previous Analysis for Radiological Protection. 2011 International Nuclear Atlantic Conference - INAC 2011, Belo Horizonte, MG, Brazil, October 24-28, 2011
- [381] Dilling, J., Flesch, K., Gellermann, R., Gerler, J., Hummrich, H., Neumann V., Knappik, R., Schulz, H.: Release of natural radionuclides from NORM-residues caused by sewage. 2nd EAN-NORM Workshop, Dresden, 2009. <http://ean-norm.eu/resources/2nd-workshop/>, 03.09.2016
- [382] Ingenieurbüro für Wasser und Boden GmbH: Radiologische Untersuchung des Grundwassers im Bereich der Rotschlamm/Nordhalde Lauta, 13.11.1995
- [383] International Atomic Energy Agency: Exposure of the Public from Large Deposits of Mineral Residues, IAEA-TECDOC-1660, Wien 2011
-

-
- [384] Bayrisches Landesamt für Umwelt: The use of zircon and zirconia in Bavaria and related exposure situations, 27.11.2011
- [385] von Philipsborn, H., Haninger, T., Grunewald, W.: Die Strahlenexposition des Personals in einem Radonheilbad, StrahlenschutzPraxis 3/1998, S. 30
- [386] <https://www.sibyllenbad.de/radonhaltige-katharinenquelle/>, 11.11.2016
- [387] Heilmittel Radon - Die natürliche Therapie bei chronischen Schmerzen und Rheuma. Informationsbroschüre ACURADON Radonstollen Bad Kreuznach (ohne Datum)
- [388] Naturheilverfahren und Unkonventionelle Medizinische Richtungen. Springer Verlag, Berlin und Heidelberg, 2001 (Loseblattsammlung, Folgelieferung November 2001)
- [389] Schmidt, K. L.: Kompendium der Balneologie und Kurortmedizin. Steinkopff Verlag, Darmstadt, 1989
- [390] <http://www.bauweise.net/grundlagen/technik/lueftung/planungsgrundlagen.htm>, 27.09.2016
- [391] <http://www.n-tv.de/wissen/Radioaktivitaet-lindert-Schmerzen-article3104826.html>, 28.09.2016
- [392] <https://www.welt.de/gesundheit/article13171157/Patienten-atmen-freiwillig-radioaktives-Gas-ein.html>, 11.11.2016
- [393] Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen: Hintergrundpapier Steinkohle zum Bewirtschaftungsplan 2016-2021 für die nordrhein-westfälischen Anteile von Rhein, Weser, Ems und Maas. 2015, https://www.bezreg-arnsberg.nrw.de/themen/w/wasserwirtschaft_untertagebau/hintergrundpapier.pdf, 20.04.2017
- [394] Fachgespräch zum Flutungskonzept und Befahrung von Einleitstellen, IAF-Radioökologie und RAG, Herne, 28.04.2017
- [395] Gellermann, R., Michel, R., Müller, W.-U., Wiegand, J., Gindrig, T., Janssen, P., Kautz, S., Kehrer, D., Kraus, U., Leopold, K., Litschke, T., Müller, A., Nickstadt, K., Ritzel, S., Rosenbaum-Mertens, J., Sachse, R., Wanke C., Werr, S.: Radiologische Bewertung der Grubenwässer – Einleitungen des Steinkohlebergbaus im Bereich Fossa Eugenia (Kurzfassung des Abschlussberichts), LINEG, Kamp Lintfort, 2006
- [396] Ritzel, S.: Natürliche Radionuklide in der Umwelt – Vorkommen, anthropogene Einflüsse und radiologische Relevanz in ausgewählten Bergbaugebieten Deutschlands, Dissertation 2008
- [397] Schmid, S.: Untersuchungen zur Radionuklidbelastung von Oberflächenwässern, Sedimenten und Böden als Folge des Steinkohlebergbaus im Ruhr-Revier, Dissertation 2001
- [398] Vahlbruch, J.-W., Sachse, R., Harb, S., Jakob, D., Michel, R., Müller, W.-U., Schabronath, J., Düputell, D.: Untersuchungen zur Strahlenexposition durch natürliche Radionuklide aus dem Steinkohlebergbau in der Vorflut, 34. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz e. V., Kloster Seeon, 21. – 25. April 2002
-

-
- [399] Wysocka, M., Chalupnik, S., Michalik, B., Skowronek, J., Skubacz, K.: Environmental impact of coal mining on the natural environment in Poland , Technologically enhanced natural radiation, IAEA-TECDOC-1271, S. 10, 2002
- [400] Michalik, B. Chalupnik, S., Skubacz, K., Wysocka, M., Mielnikow, A.: Contamination of settling ponds of coal mines contaminated by natural radionuclides, Technologically Enhanced Natural Radiation, IAEA-TECDOC-1271 S. 19, 2002
- [401] Leopold, K., Peters, B., Weiß, D., Wiegand, J.: German national report to levels and inventory of TENORM, Bericht über das EU-Projekt TENORMHARM, Entwurf August 2003
- [402] Wedewardt, M.: Hydrochemie und Genese der Tiefenwässer im Ruhr-Revier.- DMT-Berichte aus Forschung und Entwicklung, Heft 39, Bochum, 1995
- [403] Klinger, C., DMT, Essen, persönliche Information, 08.05.2017
- [404] Michalik, B., Wysocka, M., Chalupnik, S., Skubacz, K., Mielnikow, A., Trząski, L.: Contamination caused by radium discharged with mine effluent in inland waters, Radioprotection, Supplement I, Vol. 40 (2005), 5503 - 5509
- [405] Tomcza, I., Lebecka, J.: Radium-Bearing Waters in Coal Mines: Occurrence, Methods of Measurement and Radiological Hazard, Konferenzbericht der Society of Mining Engineers of American Institute of Mining, Metallurgical and Petroleum Engineers, Inc., New York 1981
- [406] RAG Aktiengesellschaft: Leitfaden für die Ermittlung und Bewertung von natürlichen radioaktiven Stoffen in Sedimenten des Steinkohlenbergbaus und die sich daraus ergebenden Maßnahmen, unter Ausnahme von Radon (1999)
- [407] Schweer, G.: Aktivitätsmessungen an Sedimenten des Ruhrgebietes im Hinblick auf deren Datierung – Diplomarbeit an der Fachhochschule Aachen, 1995
- [408] RAG Aktiengesellschaft: Aufgaben für die Ewigkeit - Grubenwasserhaltung, Poldermaßnahmen und Grundwassermanagement im Ruhrgebiet. Herne, 2016, https://www.rag.de/fileadmin/PageFlip-Dokumente/RAG_Ewigkeitsaufgaben_Ruhr/index.html#/1/, 20.05.2017
- [409] Umweltministerium und Wirtschaftsministerium des Landes Nordrhein-Westfalen: Landesregierung legt Gutachtenentwurf zum Bergversatz und Umweltauswirkung von PCB in Grubenwasser vor, Pressemitteilung, 13.01.2017, <https://www.land.nrw/de/pressemitteilung/landesregierung-legt-gutachtenentwurf-zum-bergversatz-und-umweltauswirkung-von-pcb>, 30.06.2017
- [410] RAG Aktiengesellschaft: Abschlussbetriebsplan Bergwerk Auguste Victoria, insbesondere Kapitel 3: Auswirkungen auf das Grubenwasser, Herne (auszugsweise von RAG übergeben, 28.04.2017)
- [411] Elektronischer Wasserstraßen-Informationsservice (ELWIS) Pegelinformation Duisburg-Walsum, https://www.elwis.de/gewaesserkunde/Wasserstaende/Wasserstaende_start.php?target=2&pegelId=c0f51e35-d0e8-4318-afaf-c5fcbc29f4c1, 29.04.2017
-

-
- [412] Roth, M.: Wasserhaltungskonzept im Ruhrgebiet, RAG AG, Servicebereich Technik- und Logistikdienste, Präsentation, 28.04.2017
- [413] Wasser- und Schifffahrtsamt Duisburg-Rhein: Faltblatt Kompakt (2001), <http://www.wsa-duisburgrhein.wsv.de/images/Doku/falall.pdf>, 30.06.2017
- [414] International Commission for the Hydrology of the Rhine Basin: Das Abflussregime des Rheins und seiner Nebenflüsse im 20. Jahrhundert Analyse, Veränderungen, Trends (ohne Datum), http://www.chr-khr.org/sites/default/files/extended_abstract_i_22_d.pdf, 30.06.2017
- [415] Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes, Elektronischer Wasserstraßen-Informationsservice (ELWIS): Fahrrinnensituation auf dem Rhein, <https://www.elwis.de/Service/Telematikanwendungen/Inland-ECDIS/Allgemeines/ARGO/fahrinnensituation/index.html>, 30.06.2017
- [416] Dyck, S., Peschke, G.: Grundlagen der Hydrologie. Verlag für Bauwesen, Berlin, 1995
- [417] http://www.gvst.de/site/steinkohle/steinkohle2015/pdf/-GVSt_Jahresbericht_2015_Kapitel_3.pdf, 26.05.2016
- [418] B.P.S. Engineering GmbH: Programm DosMod-Nat zur Dosisberechnung nach den Berechnungsgrundlagen Bergbau, Version 2010, <http://www.bps-ing.de/dosmod.htm>, 10.05.2017
- [419] <https://www.vdz-online.de/zementindustrie/branchenueberblick/zementwerke-in-deutschland/>, 10.05.2017
- [420] https://duepublico.uni-duisburg-essen.de/servlets/DerivateServlet/Derivate-20435/073Die_bedeutendsten_Standorte_der_Stahlerzeugung_in_der_B.pdf, 10.05.2017
- [421] Karte mit Kraftwerksstandorten: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1/bilder/dateien/kraftwerke_und_verbundnetze_in_deutschland_2016.pdf, 15.03.2017
- [422] Website der Recyclex (ehemals Weser Metall): <http://www.recyclex-germany.com/de/wmg/produkte.html>, 10.05.2017
- [423] Website der Ecobat Group: <http://www.berzelius.de/berzelius/bleiproduktion/index.php?navid=7> bzw. <http://ecobatgroup.com/ecobatgroup-de/products/lead-and-alloys.php>, 20.04.2017
- [424] Bearbeitet von IAF-Radioökologie auf der Grundlage von Busch, C., de.wikipedia.org/wiki/Deutschland#/media/File:Deutschland_politisch_2010.png, Lizenz [CC BY-SA 3.0](https://creativecommons.org/licenses/by-sa/3.0/), 20.04.2017
- [425] <https://de.wikipedia.org/wiki/K%C3%BChlturm>, 10.06.2017
- [426] Strahlenschutzkommission (SSK): Zum Vergleich der Strahlenexposition der Bevölkerung durch Emissionen radioaktiver Stoffe aus Kohlekraftwerken und aus Kernkraftwerken, Empfehlung der Strahlenschutzkommission, verabschiedet in der
-

-
35. Sitzung der Strahlenschutzkommission am 02. Juli 1981. Bundesanzeiger Nr. 150 vom 15. August 1981 und Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission, Band 1
- [427] <http://www.zkw-otterbein.de/index.php?id=114>, 30.06.2017
- [428] <http://www.swp.de/ehingen/lokales/ehingen/eine-etage-hoehler-11828394.html>, 30.06.2017
- [429] http://www.vdz-online.de/fileadmin/gruppen/vdz/5Intern/Zementtagung_2007/01_de.pdf?sword_list%5B%5D=PDF&no_cache=1&L=, 30.06.2017
- [430] <https://www.emporis.de/buildings/1223678/kamin-des-hochofens-des-arcelormittal-werks-bremen-bremen-germany>, 30.06.2017
- [431] Kugenbuch, I.: Ab hundert Metern ist die Höhe egal. Braunschweiger Zeitung, 05.07.2005, <http://www.braunschweiger-zeitung.de/archiv/article150307123/Ab-hundert-Metern-ist-die-Hoehe-egal.html>, 08.09.2017
- [432] Stadtverwaltung Eisenhüttenstadt, Fachbereich 5 - Stadtentwicklung, Wirtschaftsförderung, Kultur und Sport, Bereich Wirtschafts- und Beschäftigungsförderung: Broschüre Eisenhüttenstadt (2015), http://www.tor-eisenhuettenstadt.de/media/ehvomwasser_web.pdf, 30.06.2017
- [433] Metaleurop - Abrissbagger werkelt in luftiger Höhe von 80m. In: https://www.nwzonline.de/wesermarsch/wirtschaft/abriszbagger-werkelt-in-luftiger-hoehe_a_6,1,2359432928.html (20.04.2017)
- [434] Lange, J.: Berzelius setzt eine markante Landmarke. Aachener Zeitung, 12.11.2013, <http://www.aachener-zeitung.de/lokales/stolberg/berzelius-setzt-eine-markante-landmarke-1.696655>, 05.07.2017
- [435] Bundesamt für Strahlenschutz, <https://www.bfs.de/DE/themen/ion/umwelt/luft-boden/emissionsueberwachung/artm.html>, 20.04.2017
- [436] Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH im Auftrag des Bundesamtes für Strahlenschutz: ARTM Atmosphärisches Radionuklid-Transport-Modell mit Radon Postprozessor und SBG-Modul, Modellbeschreibung zu Version 2.8.0, 20.04.2015
- [437] Bahmann, W., Förster, A., Schmonsees, N.: Übertragbarkeitsprüfung meteorologischer Daten (nach TA Luft) vom Messort auf einen Anlagenstandort, <https://www.immissionsschutzdigital.de/ce/uebertragbarkeitspruefung-meteorologischer-daten-nach-ta-luft-vom-messort-auf-einen-anlagenstandort/detail.html>
- [438] Deutscher Wetterdienst: Die bodennahen Windverhältnisse in der Bundesrepublik Deutschland, Offenbach am Main, 1989
- [439] World Meteorological Organisation: Measurement of Surface Wind, http://library.wmo.int/opac/doc_num.php?explnum_id=3177, (06.03.2017)
- [440] Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie: Glossar Ausbreitungsrechnung,
-

-
- http://www.hlnug.de/fileadmin/dokumente/luft/ausbreitungsrechnung/glossar_internet.pdf (06.03.2017)
- [441] Deutscher Wetterdienst, <http://www.dwd.de/DE/leistungen/cdcftp/cdcftp.html>
- [442] Bürger, M.: Bodennahe Windverhältnisse und windrelevante Reliefstrukturen. In: Nationalatlas Bundesrepublik Deutschland – Klima, Pflanzen- und Tierwelt, 2003, http://archiv.nationalatlas.de/wp-content/art_pdf/Band3_52-55_archiv.pdf (abgerufen 06.03.2017)
- [443] Deutscher Wetterdienst, http://www.dwd.de/DE/leistungen/windkarten/deutschland_und_bundeslaender.html (20.04.2017)
- [444] Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie: Glossar Ausbreitungsrechnungen (ohne Datum)
- [445] Brauer, H. (Hrsg.): Handbuch des Umweltschutzes und der Umweltschutztechnik, Band 1, Emissionen und ihre Wirkungen, Berlin, 1996
- [446] Deutscher Wetterdienst, <http://www.dwd.de/DE/leistungen/testreferenzjahre/testreferenzjahre.html>, 20.04.2017
- [447] Ein Gemeinsames Projekt im Auftrag des Bundesamtes für Bauwesen und Raumordnung (BBR) in Zusammenarbeit mit der Climate & Environment Consulting Potsdam GmbH und dem Deutschen Wetterdienst (DWD), Handbuch Testreferenzjahre von Deutschland für mittlere, extreme und zukünftige Witterungsverhältnisse, Offenbach im September 2014
- [448] Handbuch Testreferenzjahre von Deutschland für mittlere, extreme und zukünftige Witterungsverhältnisse: Ein Gemeinsames Projekt im Auftrag des Bundesamtes für Bauwesen und Raumordnung (BBR) in Zusammenarbeit mit der Climate & Environment Consulting Potsdam GmbH und dem Deutschen Wetterdienst (DWD), Offenbach im September 2014
- [449] Wetterkontor: Klimadaten deutscher Städte: <http://www.wetterkontor.de/de/klima/klima2.asp?land=de&stat=10729>, 08.08.2017
- [450] Krähenmann, S. (Deutscher Wetterdienst), Email vom 31.08.2017
- [451] <https://de.climate-data.org/location/112925/>, 05.08.2017
- [452] <https://de.climate-data.org/location/2132/>, 05.08.2017
- [453] <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/208954/umfrage/staedte-in-deutschland-mit-der-groessten-niederschlagsmenge/>
- [454] <http://www.wetterkontor.de/de/wetter/deutschland/monatswerte.asp?y=2016>
- [455] Topographische Karte „Fichtelberg/Keilberg“ 1:35.000, Verlag Dr. Barthel, Borsdorf/Leipzig, 2010
- [456] <https://de.wikipedia.org/wiki/Partikelfilterklassen>, 20.05.2017
-

-
- [457] Institute for Prospective Technological Studies, Sustainable Production and Consumption Unit, European IPPC Bureau: Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Non-Ferrous Metals Industries, 2014, http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/NFM_Final_Draft_10_2014.pdf, 30.06.2017
- [458] European Commission, European IPPC Bureau: Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Production of Cement, Lime and Magnesium Oxide, 2013, http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/CLM_Published_def.pdf, 30.06.2017
- [459] European Commission, European IPPC Bureau: Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Iron and Steel Production, 2012, http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/IS_Adopted_03_2012.pdf, 30.06.2017
- [460] Institute for Prospective Technological Studies, Sustainable Production and Consumption Unit, European IPPC Bureau: Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Large Combustion Plants, Final Draft (June 2016), http://ec.europa.eu/environment/industry/stationary/ied/pdf/LCP_finalDraft_06_2016.pdf, 30.06.2017
- [461] Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen: Energiestatistik NRW, <http://www.energiestatistik-nrw.de/themen/steinkohle>, 10.07.2017
- [462] Großkraftwerk Mannheim: <http://www.gkm.de/>, https://de.wikipedia.org/wiki/Liste_deutscher_Kraftwerke#Fossilthermische_Kraftwerke, 10.07.2017
- [463] Werke und Produktionsanlagen. Die Anlagenwelt von ThyssenKrupp Steel. ThyssenKrupp Steel, 2009
- [464] Berzelius Ecobat: Global führende Bleihütte mit Weltklasse-QSL-Technologie, <http://ecobatgroup.com/ecobatgroup-de/facilities/de/bbh/index.php>, 07.07.2017

| Verantwortung für Mensch und Umwelt |

Kontakt:

Bundesamt für Strahlenschutz

Postfach 10 01 49

38201 Salzgitter

Telefon: + 49 30 18333 - 0

Telefax: + 49 30 18333 - 1885

Internet: www.bfs.de

E-Mail: ePost@bfs.de

Gedruckt auf Recyclingpapier aus 100 % Altpapier.



Bundesamt für Strahlenschutz