



Bayerisches Landesamt für
Umwelt



Radon und Radonfolgeprodukte im Trinkwasser in Bayern





Bayerisches Landesamt für
Umwelt



Radon und Radonfolgeprodukte im Trinkwasser in Bayern

Impressum

Radon und Radonfolgeprodukte im Trinkwasser in Bayern

Herausgeber:

Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160
86179 Augsburg
Tel.: (08 21) 90 71-0
Fax: (08 21) 90 71-55 56
E-Mail: poststelle@lfu.bayern.de
Internet: www.lfu.bayern.de

Bearbeitung/Konzept:

LfU, Referat 41, Dr. Christine Vornehm
Mitwirkung LfU, Referat 91

Redaktion:

LfU, Referat 41

Bildnachweis:

Bayerisches Landesamt für Umwelt
Abb. 39: Fa. Aquadosil, Essen

Druck:

Eigendruck der Druckerei Bayerisches Landesamt für Umwelt
Gedruckt auf Papier aus 100 % Altpapier.

Stand:

Mai 2011

Diese Druckschrift wurde mit großer Sorgfalt zusammengestellt. Eine Gewähr für die Richtigkeit und Vollständigkeit kann dennoch nicht übernommen werden. Sofern in dieser Druckschrift auf Internetangebote Dritter hingewiesen wird, sind wir für deren Inhalte nicht verantwortlich.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	5
2	Frühere Untersuchungen zu Radon und Radonfolgeprodukten	7
2.1	Deutschlandweite Untersuchungen	7
2.2	Untersuchungen in Bayern durch das LfU	9
3	Untersuchungen im Rahmen des Projektes	10
3.1	Flächenhafte Untersuchungen auf Landkreisebene	10
3.2	Detaillierte Untersuchungen in ausgewählten Wasserversorgungsunternehmen	11
4	Probenahme und Messung von Radon und Radonfolgeprodukten	12
4.1	Probenahme zur Radonmessung	12
4.2	Probenahme von Blei-210	15
4.3	Messung von Radon und Radonfolgeprodukten	17
5	Radonkonzentration im Grund- und Trinkwasser	18
5.1	Radonkonzentration im Grundwasser	18
5.2	Radonkonzentration im Trinkwasser	22
5.3	Radonfolgeprodukte im Grund- und Trinkwasser	25
6	Schwankung der Radonkonzentration im Grund- und Trinkwasser	28
6.1	Jahreszeitlich bedingte Schwankungen	28
6.2	Schwankungen beim Betrieb von Brunnen	33
6.3	Schwankungen durch unterschiedliche Mischungsverhältnisse	36
7	Radonkonzentration und Trinkwasseraufbereitung	41
7.1	Veränderung der Radonkonzentration durch verschiedene bestehende Aufbereitungssysteme	41
7.2	Methoden zur gezielten Radonentfernung aus dem Wasser	51
7.3	Versuche zur gezielten Entfernung von Radon mit einer Belüftungsanlage	53
8	Radon und Radonfolgeprodukte im Trinkwasser der Verbraucher	60
8.1	Radonkonzentration im Versorgungsnetz	60
8.2	Radonfolgeprodukte im Versorgungsnetz	66
8.3	Radon in der Raumluft durch Nutzung von radonhaltigem Trinkwasser	68
9	Bewertung der Strahlenexposition durch Radon und Radonfolgeprodukte	70

9.1	Dosisabschätzung für die Bevölkerung	70
9.2	Gesetzliche Regelungen und Richtwerte	71
10	Empfehlungen zu Radon im Trinkwasser	72
10.1	Ort der Probenahme und Häufigkeit der Messungen	72
10.2	Maßnahmen zur Reduzierung der Radonkonzentration im Trinkwasser	73
11	Zusammenfassung	74
12	Literatur	77
13	Anhang	80

1 Einleitung

Aus Grundwasserleitern gewonnenes Trinkwasser kann je nach geologischen und hydrogeologischen Gegebenheiten unterschiedlich hohe Aktivitätskonzentrationen an natürlichen Radionukliden aufweisen. Diese natürlichen Radionuklide sind seit Entstehung der Erde Bestandteil von Gesteinen und Böden und gelangen durch Lösungs- und Transportvorgänge auch ins Grundwasser. Radon ist als einziges Radionuklid gasförmig und löst sich gut im Wasser. Die höchsten Konzentrationen von Radon im Grundwasser werden im kristallinen Grundgebirge, insbesondere in Granitgebieten, angetroffen.

Die Nutzung als Trinkwasser kann in solchen Fällen unter Umständen dazu führen, dass die Bevölkerung einer erhöhten Strahlenexposition ausgesetzt ist. Die EU hat aus diesem Grund in ihrer „Empfehlung über den Schutz der Öffentlichkeit vor der Exposition gegenüber Radon im Trinkwasser“ (2001/928/EURATOM) [1] vorgeschlagen, dass die Mitgliedsstaaten für Trinkwasser oberhalb einer Konzentration von 100 Bq/l einen Referenzwert für Radon festlegen sollten, bei dessen Überschreitung zu prüfen ist, ob Gegenmaßnahmen zum Schutz der menschlichen Gesundheit erforderlich sind. Davon ausgehend hat die Deutsche Strahlenschutzkommission (SSK) in ihrer Empfehlung vom 2. Dezember 2003 [2] einen Referenzwert für Radon im Trinkwasser von 100 Bq/l vorgeschlagen. Die deutsche Trinkwasserverordnung (TrinkwV) vom 21. Mai 2001 [3] enthält keine Regelung für Radon. In der geplanten Novellierung der TrinkwV war zunächst ein Vorschlag für die Parameter Radon und Radonfolgeprodukte enthalten [4]. In der novellierten TrinkwV vom 03.05.2011 [5] sind diese Parameter nicht mehr aufgeführt.

Bei hohen Radonkonzentrationen muss auch mit einem erhöhten Vorkommen der Radonfolgeprodukte gerechnet werden, wobei hier die beiden langlebigen Radionuklide Blei-210 und Polonium-210 dosisrelevant sind. In der oben genannten EU-Empfehlung [1] wird daher weiterhin vorgeschlagen, dass oberhalb einer Referenzkonzentration von 0,1 Bq/l für Polonium-210 und 0,2 Bq/l für Blei-210 geprüft werden sollte, ob Gegenmaßnahmen zum Schutz der menschlichen Gesundheit erforderlich sind.

Untersuchungen zu Radon im Trinkwasser wurden bereits Ende der 1970er Jahre durchgeführt und die Ergebnisse seither in deutschlandweiten Studien veröffentlicht ([6], [7], [8]). Erhöhte Radonwerte in Wasser aus der Zersetzzone der Fichtelgebirgsgranite wurden bereits in [9] umfassend kartiert und beschrieben. Um die Konzentration von Radon und Radonfolgeprodukten im Grund- und Trinkwasser in Bayern zu erfassen und die verschiedenen Einflüsse auf die Veränderung der Radonkonzentration zu untersuchen, wurde von Mai 2008 bis September 2009 am Bayerischen Landesamt für Umwelt (LfU) ein vom Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit finanziell gefördertes Forschungsprojekt durchgeführt. Im Rahmen dieses Projektes wurden die Radonkonzentrationen im Roh- und Reinwasser der Wasserversorger in Bayern vor allem im Nordostbayerischen Grundgebirge untersucht, um insbesondere für diese Region die Strahlenexposition der Bevölkerung durch Trinkwasser beurteilen zu können. Ziel des Projektes war die Erarbeitung von Leitlinien für die Betreiber der öffentlichen Wasserversorgung, um bei hohen Radonkonzentrationen die Strahlenexposition durch Radon und Radonfolgeprodukte zu senken. Dieses Ziel wurde in Form eines Maßnahmenkatalogs formuliert. Um hier einheitliche Bewertungsmaßstäbe anzulegen, wurde im Projekt eine Prüfgrundlage erarbeitet, wann und in welchem Umfang Maßnahmen eingeleitet werden sollten.

Für eine Beurteilung der Messwerte wurde die Schwankung der Radonkonzentrationen im Roh- und Reinwasser durch jahreszeitliche Einflüsse und durch unterschiedliche Mischungsverhältnisse von Wasser aus mehreren Gewinnungsgebieten untersucht. Auch die Veränderung der Konzentrationen von Radon und Radonfolgeprodukten im Leitungsnetz war Gegenstand der Untersuchungen. Im Rahmen des Projektes wurde außerdem der Einfluss der Geologie sowie der verschiedenen Aufbereitungsverfahren untersucht. Damit können z.B. Aussagen getroffen werden, welche Aufbereitungsverfahren im Hinblick auf eine Radonentfernung besonders effektiv sind. Mit Hilfe einer Versuchsanlage zur Belüftung konnten gezielte Versuche zur Radonentfernung in zwei Wasserversorgungsanlagen

durchgeführt werden. Ferner wurde anhand einiger Messungen der Einfluss von hohen Radonkonzentrationen im Trinkwasser auf die Radonkonzentration der Raumluft untersucht.

Zahlreiche Proben für das Projekt, insbesondere bei monatlichen Messungen, wurden von den Mitarbeitern der Wasserversorgungsunternehmen entnommen und per Post an das LfU gesendet. Für eine flächenhafte Erfassung der Radonkonzentrationen in Gebieten mit erhöhtem Radonpotential wurden außerdem Proben durch die Mitarbeiter der Gesundheitsverwaltung der Landratsämter entnommen. Für die Unterstützung unseres Projektes möchten wir uns hiermit bei den Wasserwarten und Hygienekontrollleuren herzlich bedanken!

An dieser Stelle werden noch einige spezielle Begriffe erklärt, die in diesem Bericht verwendet werden:

- Unter dem Begriff „Radon“ ist im gesamten Bericht ausnahmslos das Isotop Radon-222 und unter „Radonkonzentration“ die Radon-222-Aktivitätskonzentration zu verstehen. Diese Vereinfachung hat sich im allgemeinen Sprachgebrauch schon seit einiger Zeit eingebürgert und trägt zur besseren Lesbarkeit bei.
- Bei „Grundwasser“ handelt es sich um unterirdisches Wasser, bei „Quellwasser“ um oberflächennahes Grundwasser, das von selbst an die Oberfläche tritt. Als „Trinkwasser“ wird Wasser für den menschlichen Gebrauch in der gesetzlich definierten Qualität bezeichnet. Unter „Rohwasser“ versteht man Wasser, das für Trinkwasserzwecke aus Grund- oder Oberflächenwasser gewonnen wird, bei „Rohmischwasser“ handelt es sich um eine Mischung verschiedener Rohwässer aus unterschiedlichen Quellen und/oder Brunnen. Als „Reinwasser“ wird Wasser nach der Aufbereitung bezeichnet. Reinwasser entspricht in seiner Qualität dem Trinkwasser.

2 Frühere Untersuchungen zu Radon und Radonfolgeprodukten

2.1 Deutschlandweite Untersuchungen

Bereits Ende der 1970er-Jahre wurden deutschlandweite Untersuchungen zu natürlichen Radionukliden im Trinkwasser und in Getränken der BRD durch das Institut für Wasser, Boden und Lufthygiene (WaBoLu) für das damalige Bundesgesundheitsamt durchgeführt [6]. Von den insgesamt 1.476 Trinkwasserproben aus dem Leitungsnetz wurden 810 Wässer auf Radon analysiert. Aus Bayern wurden 190 Proben untersucht, wovon ca. 38 Proben Radonwerte über 100 Bq/l aufwiesen. Der maximal gemessene Wert lag bei 480 Bq/l.

Das Untersuchungsprogramm des WaBoLu wurde von 1995 bis 1998 vom Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) fortgeführt, um flächendeckende Informationen zum Radongehalt des Trinkwassers in der Bundesrepublik Deutschland zu erhalten ([7], [10]). Von den 1.883 untersuchten Proben, die in den meisten Fällen beim Verbraucher entnommen wurden, wiesen 131 Proben Radongehalte über 100 Bq/l auf. Nur 1 % der Werte lagen über 470 Bq/l. In der Karte der mittleren Radonkonzentration (Abb. 1), die auf Landkreisebene erstellt wurde, zeichnen sich vor allem die Gebiete der Mittelgebirge mit kristallinen Festgesteinen als Gebiete mit erhöhtem Radonpotential ab, insbesondere das Erzgebirge, das Fichtelgebirge und der Bayerische Wald. Meist basieren die dargestellten Mittelwerte jedoch nur auf ein oder zwei Messwerten und sind deshalb nicht repräsentativ für den Landkreis [7].

Von 2003 bis 2007 hat das Bundesamt für Strahlenschutz eine Studie über natürliche Radionuklide im Trinkwasser in Deutschland durchgeführt, in der auch Radongehalte erfasst wurden [8]. Vorwiegend wurden in Ballungsräumen größere Wasserversorger und zur Erfassung der oberen Aktivitätsbereiche solche mit Wassergewinnung in Gebieten mit erhöhtem Radonpotential ausgewählt. Es wurden Proben von Trink- und Rohwasser entnommen. Im Rahmen der Studie wurde in Bayern die Radonkonzentration von 127 Wasserproben ermittelt, 75 davon waren Trinkwasserproben. In 16 Wässern wurde ein Radongehalt von 100 Bq/l überschritten, acht davon waren Trinkwasser. Blei-210 und Polonium-210 wurden an 153 Proben gemessen, davon waren 88 Proben Trinkwasser. Die Gehalte von Blei-210 und Polonium-210 lagen in Bayern alle unter den Richtwerten der EU-Empfehlung [1] von 0,2 bzw. 0,1 Bq/l. Die für Bayern ermittelten Bereiche und Medianwerte der Konzentrationen von Radon und seinen langlebigen Folgeprodukten sind in Tab. 1 zusammengefasst.

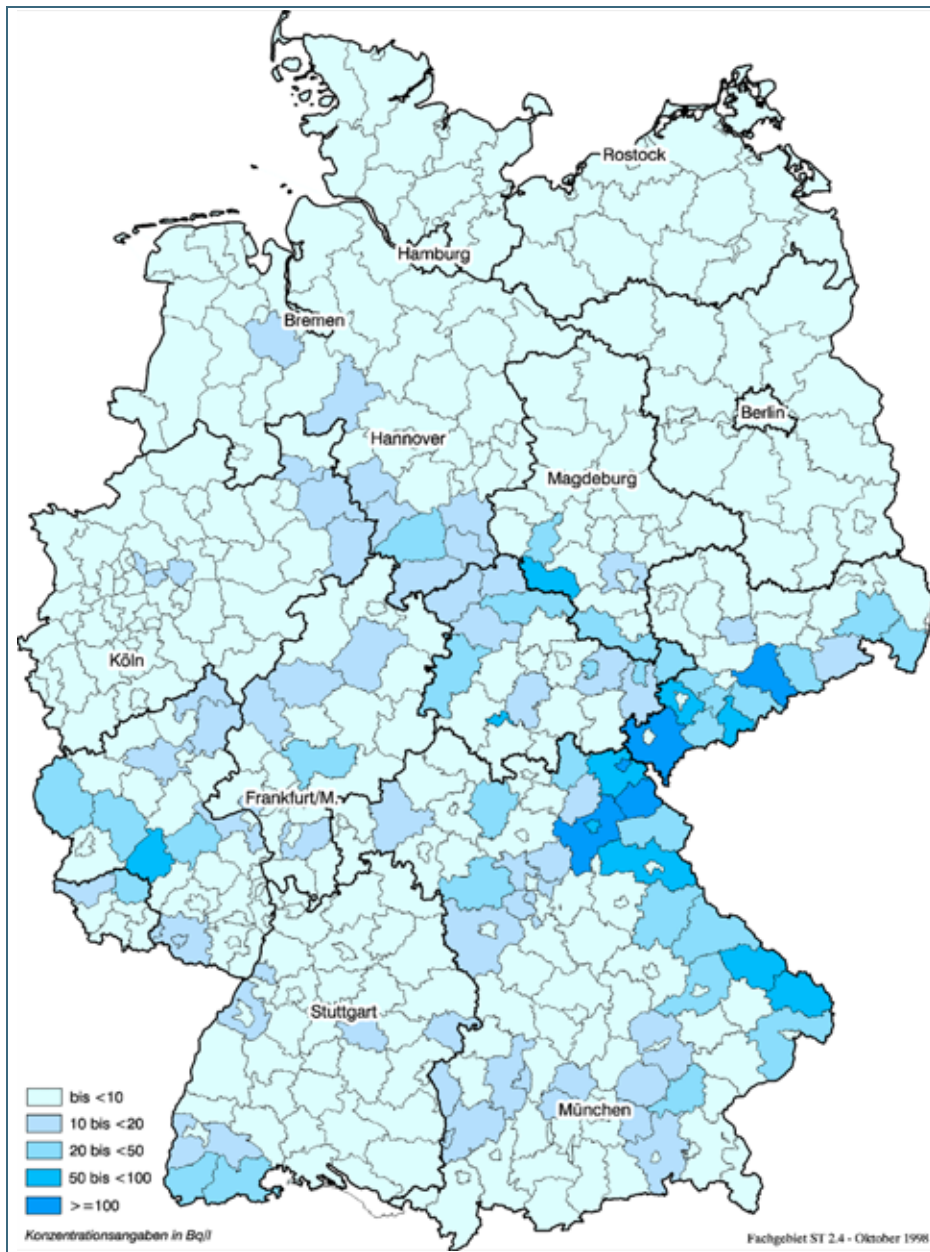


Abb. 1: Mittlere Konzentration von Radon im Trinkwasser [7] (nicht repräsentativ)

Tab. 1: Konzentration von Radon und Radonfolgeprodukten in Bayern nach [8]

Radionuklid	Konzentration Rohwasser		Konzentration Trinkwasser	
	Bereich	Median	Bereich	Median
Radon [Bq/l]	< 1,5 – 1.500	16	< 1,5 – 1.800	9,4
Blei-210 [Bq/l]	< 0,0017 – 0,16	0,0032	< 0,0016 – 0,097	0,0022
Polonium-210 [Bq/l]	< 0,00037 – 0,035	0,0022	< 0,00034 – 0,018	0,0018

2.2 Untersuchungen in Bayern durch das LfU

Etwa 600 Rohwasserproben wurden im Rahmen des Forschungsprojektes zu radonexponierten Arbeitsplätzen in Bayern [11] auf Radon untersucht. Davon weisen 50 Proben Radongehalte über 100 Bq/l auf. Weitere 100 Wasserproben (Roh- und Reinwasser) wurden im Rahmen des Projektes zu Rückständen mit natürlicher Radioaktivität aus der Trinkwasseraufbereitung ([12], [13]) entnommen. Darüber hinaus stehen Daten aus der BfS-Studie [8] (ca. 130 Roh- und Reinwasserwerte) zur Verfügung. Dem einzelnen Wasserversorgungsunternehmen (WVU) ist in diesem Bericht eine vierstellige Nummer zugeordnet, die unterschiedlichen Wasserversorgungsanlagen (WVA) eines Unternehmens werden mit Buchstaben angegeben.

Durch die Abteilung Geologie und Boden des LfU werden umfangreiche Daten zu Quellen und Brunnen im „Bodeninformationssystem Bayern“ (BIS) gespeichert. Das BIS enthält Angaben zu den hydrogeologischen Verhältnissen, detaillierte Schichtenverzeichnisse und stratigraphische Zuordnungen von Brunnenbohrungen sowie Daten einer Vielzahl von Wasseranalysen. Im Rahmen des Projektes „Hydrogeologische Landesaufnahme von Bayern“ wurde in den Jahren 2003 bis 2007 vor allem im Nordostbayerischen Grundgebirge eine intensive Beprobung von Radon im Grund- und Quellwasser (Rohwasser) durchgeführt. Bis Ende Juni 2008 standen im BIS 1.861 Wasseranalysen mit Radonwerten zur Verfügung und konnten für die Auswertungen dieses Projektes herangezogen werden. Die im BIS gespeicherten Daten stammen von Wasserproben aus der öffentlichen Wasserversorgung, von privaten und gewerblichen Wasserversorgern sowie von frei auslaufenden Quellen. Für eine möglichst repräsentative Wiedergabe der hydrochemischen Verhältnisse der Grundwasserleiter wurde die Beprobung möglichst nah am „Ursprung“ des Wassers vorgenommen, das heißt am ersten zugänglichen Schacht von gefassten Quellen, am Probenahmeort am Brunnenkopf oder am Quellaustritt von frei auslaufenden Quellen. Mischproben werden in der Regel nicht erfasst, um eine eindeutige Zuordnung des Wassers zum jeweiligen geologischen Ursprungsort zu erhalten.

3 Untersuchungen im Rahmen des Projektes

3.1 Flächenhafte Untersuchungen auf Landkreisebene

Um einen größeren Datensatz für das Projekt auswerten zu können und flächenhafte Informationen über den Radongehalt des Trinkwassers in Bayern zu erhalten, wurden die Gesundheitsbehörden der Landkreise im Nordostbayerischen Grundgebirge, wo geologisch bedingt erhöhte Radonkonzentrationen im Grundwasser zu erwarten sind, gebeten, im Rahmen ihrer routinemäßigen Hygienekontrollen Beprobungen für uns durchzuführen. Von den 14 angeschriebenen Kreisverwaltungen haben sechs die Probenahme während der Laufzeit des Projektes ermöglicht (Tab. 2).

Tab. 2: Flächenhafte Beprobung in den Landkreisen

Landkreis	Anzahl Proben	Rohwasser/Reinwasser
Bayreuth	26	Roh- und Reinwasser
Cham	30	Reinwasser
Deggendorf	16	Reinwasser
Freyung-Grafenau	28	Reinwasser
Hof	28	Reinwasser
Wunsiedel	80	Roh- und Reinwasser

Die Anzahl der Proben in den einzelnen Landkreisen richtete sich nach den Kapazitäten der Hygienekontrolleure und lag in der Regel bei ca. 50 % der Wasserversorgungsanlagen (WVA) des Landkreises. Nur im Landkreis Wunsiedel wurden auf Wunsch der Gesundheitsbehörde die Wässer sämtlicher WVA auf Radon untersucht. Für die Auswahl der einzelnen Probenahmestellen wurden in allen Landkreisen nur Wassergewinnungsanlagen im Grundgebirge berücksichtigt. Wo eine größere Einschränkung der Probenanzahl erforderlich war, wurden Wasserfassungen in Granitgebieten, die in der Regel höhere Radonkonzentrationen aufweisen, bevorzugt beprobt. Die Proben stellen somit keine einheitliche Stichprobe über den gesamten Landkreis dar. Statistische Auswertungen oder eine Hochrechnung der Daten auf den Landkreis oder ganz Bayern sind deshalb nicht sinnvoll. Bei der Auswahl wurde jedoch darauf geachtet, Wasserversorgungsunternehmen (WVU) aller Größenklassen auszuwählen. So sind sowohl große Versorgungsgebiete, die Wasser an eine größere Anzahl von Haushalten liefern, als auch kleine Wasserversorgungsanlagen, in denen wegen der kurzen Wege und einfachen technischen Ausstattung möglicherweise weniger Radon entgasen kann, in den Daten berücksichtigt.

In allen WVU wurde das Reinwasser am Ausgang des Wasserwerks oder beim ersten Verbraucher beprobt. In zwei Landkreisen wurde zusätzlich das Rohmischwasser am Zulauf zur Aufbereitungsanlage untersucht (Tab. 3).

3.2 Detaillierte Untersuchungen in ausgewählten Wasserversorgungsunternehmen

Um das Verhalten von Radon im Wasser und die Veränderung der Radonkonzentration vom Grundwasser bis zum Verbraucher besser zu verstehen, wurden 15 WVU ausgewählt, in denen bestimmte Aspekte detailliert untersucht wurden (Tab. 3). In all diesen WVU wurde das Wasser an verschiedenen Probenahmestellen innerhalb der Trinkwasseraufbereitungsanlage (TWA), vom Rohwasser über einzelne Aufbereitungsschritte bis hin zum Reinwasser durch Mitarbeiter des LfU detailliert beprobt. In sechs WVU wurden zusätzlich Proben am Versorgungsnetz entnommen, um die Veränderung der Radonkonzentration vom Verlassen der WVA über Speicherbehälter bis hin zum Verbraucher zu untersuchen. In einigen WVU wurden Mehrfachmessungen durchgeführt, um die Variabilität der Radonkonzentration im Rohwasser von Quellen durch jahreszeitliche Schwankung sowie die Veränderung des Radongehalts bei der Förderung von Brunnenwasser zu erfassen. In einem großen WVU wurde außerdem die Änderung der Radonkonzentration im Reinwasser durch die Mischung von Wasser aus verschiedenen Gewinnungsgebieten untersucht.

Bei Reinwasser mit hohen Radongehalten ist die Nachbildung von Radonfolgeprodukten, insbesondere des langlebigen Folgeprodukts Blei-210 (Halbwertszeit 22,3 Jahre), in Speicherbehältern und im Versorgungsnetz zu berücksichtigen. Für das Projekt wurden in vier WVU hierzu Untersuchungen durchgeführt.

Tab. 3: Detaillierte Untersuchungen in ausgewählten WVU

WVU	Radonkonzentration in der TWA (Roh- bis Reinwasser)	Radonkonzentration im Versorgungsnetz	Variabilität der Radonkonzentration	Untersuchung der Radonfolgeprodukte (Blei-210)
5044	x			x
5051	x		x	
5055	x	x	x	x
5177	x	x		
5196	x	x	x	x
5224	x			
5305	x	x		
5306	x			
5308	x			
5332	x		x	
5334	x	x	x	
5336	x			
5338	x		x	
5408	x		x	
5410	x	x	x	x

4 Probenahme und Messung von Radon und Radonfolgeprodukten

4.1 Probenahme zur Radonmessung

Probenahmeflaschen

Durch eine unsachgemäße Probenahme können bei der Bestimmung der Radonkonzentration im Wasser, wie bei allen gasförmigen Wasserinhaltsstoffen, große Fehler entstehen. Erste Versuche für eine optimierte Probenahme von Radonproben wurden am LfU bereits im Rahmen des Projektes „Radonexponierte Arbeitsplätze“ [11] durchgeführt. Für die Probenahme von Radon wurde dort an zwei verschiedenen Probenahmeflaschen eine Dichtheitsprüfung durchgeführt. Die Untersuchungen ergaben, dass aus Kautexflaschen, wie sie für die Gammaanalyse häufig verwendet werden, Radon entweichen kann. Dabei sind Diffusionseffekte im Vergleich zum Austritt von Radon am Flaschenverschluss vermutlich untergeordnet. Die am LfU verwendeten PET-Flaschen weisen hingegen eine sehr gute Dichtigkeit gegenüber Radon auf. Dies wurde im Rahmen dieses Projektes überprüft und bestätigt (Abb. 2). Das im Rahmen des Projektes verwendete Probenvolumen betrug 250 ml.

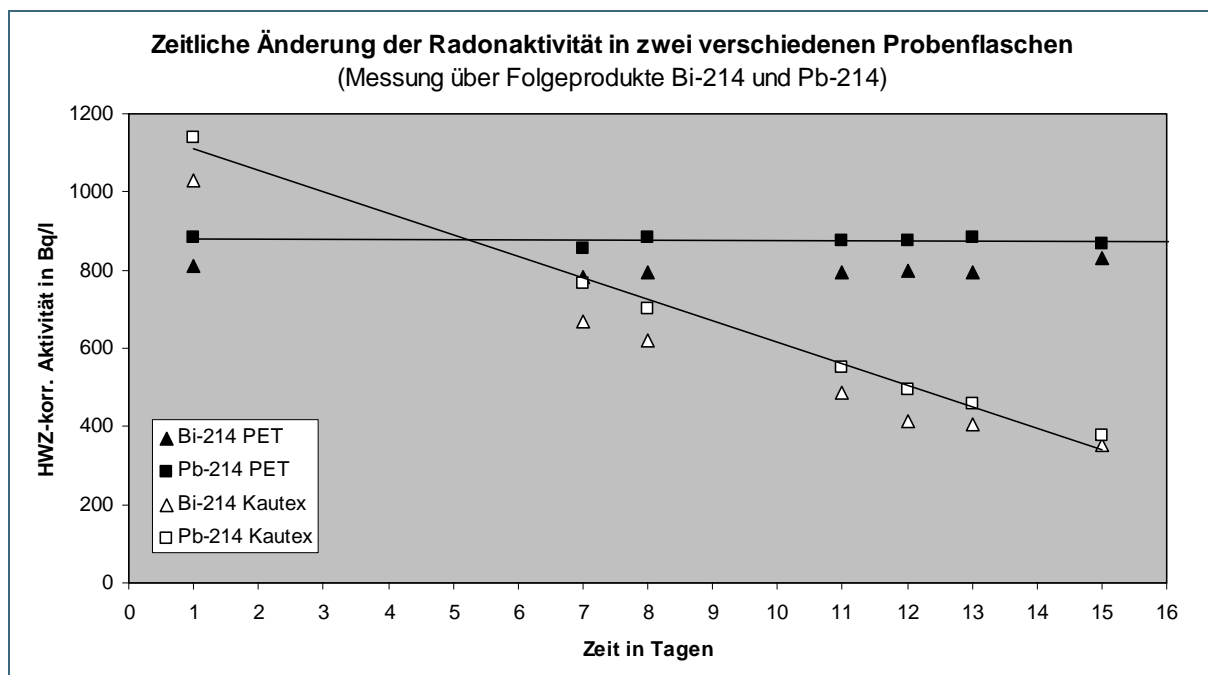


Abb. 2: Dichtheitsprüfung von Probenahmeflaschen

Probenahme im WVU

Beim Abfüllen der Proben für die Radonuntersuchung muss darauf geachtet werden, dass das Wasser ohne Bildung von Luftblasen und Turbulenzen in die Probenflasche einläuft. In Aufbereitungsanlagen ist häufig ein Probenahmehahn für Roh- und Reinwasser vorhanden. Versuche haben gezeigt, dass der Anschluss eines Schlauchs am Probenahmehahn die Verluste von Radon minimieren kann. Bei einer Radonkonzentration im Wasser von ca. 1.000 Bq/l wurde am Probenahmehahn zwischen der Probenahme mit Schlauch und der Probenahme durch sprudelndes Abfüllen ein Unterschied von über 100 Bq/l beobachtet (Tab. 4), dies entspricht ca. 10 % der Ausgangskonzentration.

Tab. 4: Versuche zur Probenahmetechnik in einem Wasserwerk (Radongehalte in Bq/l)

Abfüllen am Probenahmehahn	Abfüllen sprudelnd	Abfüllen mit Schlauch
Probe 1	920	1.018
Probe 2	943	1.049
Probe 3	919	1.048
Probe 4	921	-
Mittelwert	926	1.038
Standardabweichung	12	18
Differenz	113 Bq/l	

Bei einer gleich bleibenden Probenahme mit Hilfe eines Schlauchs (Tab. 5) beträgt die Standardabweichung (Std.abw.), unabhängig von der Höhe der Radonkonzentration, im Mittel 2,5 %. Nur in einem Fall wurde eine Standardabweichung von 7 % beobachtet. Im Vergleich dazu liegt die mittlere Messgenauigkeit der Analytik mit Gammaskopimetrie bei 4 % des Messwertes (s. Kap. 4.3).

Tab. 5: Versuche zum Abfüllen mit Schlauch (Radongehalte in Bq/l)

Probe 1	Probe 2	Probe 3	Differenz	Mittelwert	Std.abw. [Bq/l]	Std.abw. [%]
69	74		5	72	4	4,9
74	76		2	75	1	1,9
86	86		0	86	0	0,0
114	112		2	113	1	1,3
144	137		7	141	5	3,5
228	230		2	229	1	0,6
448	460		12	454	8	1,9
448	473		25	461	18	3,8
456	489		33	473	23	4,9
460	460		0	460	0	0,0
472	455		17	464	12	2,6
474	429		45	452	32	7,0
553	544		9	549	6	1,2
1.018	1.049	1.048	31	1.038	18	1,7

Zur Probenahme wird der Schlauch bis zum Boden der Probenahmeflasche eingeführt (Abb. 3) und das Wasser von unten her langsam und ohne Blasenbildung bis zum oberen Rand der Flasche eingefüllt. Ist der Anschluss eines Schlauches nicht möglich, muss das Wasser langsam, an der Flaschenwand hinab laufend, aufgefüllt werden. Ist die Probenahme nur durch eine Schöpfprobe möglich, z.B. aus einem Hochbehälter, muss die Probe in möglichst großer Tiefe, mindestens einen halben Meter unterhalb der Wasseroberfläche, entnommen werden, da das Radon mit der Umgebungsluft einen Konzentrationsausgleich anstrebt und deshalb aus den oberen Wasserschichten entgast.



Abb. 3: Entnahme von Radonproben
Beschriftung

Probenahme beim Verbraucher

Bei der Probenahme am Wasserhahn des Verbrauchers ist das Anbringen eines Schlauchs häufig nicht möglich. Um dennoch eine optimale Probenahme durchführen zu können, wurden in einer Versuchsreihe mit einer Radonkonzentration im Wasser von ca. 500 Bq/l verschiedene Probenahmetechniken getestet (Tab. 6). Bei der Probenahme mit Perlatorsieb treten Verluste bis zu 30 % auf, wenn die Probenflasche mit weißem Strahl oder bei voll aufgedrehtem Wasserhahn befüllt wird. Für die Probenahme muss daher das Perlatorsieb entfernt werden, um die Verluste durch Ausgasen möglichst gering zu halten (s. Tab. 6). Sollte dies nicht möglich sein, muss die Flasche langsam mit durchsichtigem Strahl befüllt werden. Außerdem ist bei der Probenahme am Wasserhahn besonders darauf zu achten, das Wasser bei geringem Wasserdurchsatz des Verbrauchers genügend lange ablaufen zu lassen, um frisches Trinkwasser zu erhalten. Dies kann durch eine Temperaturmessung kontrolliert werden (konstante, kalte Temperatur entspricht dem frischen Trinkwasser).

Tab. 6: Versuche zur Probenahmetechnik an einem Wasserhahn

Probenahme an einem Wasserhahn	Radongehalt
ohne Perlatorsieb, langsam (1)	553 Bq/l
ohne Perlatorsieb, langsam (2)	544 Bq/l
ohne Perlatorsieb, sprudelnd	554 Bq/l
mit Perlatorsieb, langsam, durchsichtiger Strahl	548 Bq/l
mit Perlatorsieb, langsam, weißer Strahl	485 Bq/l
mit Perlatorsieb, voll aufgedreht	384 Bq/l

Transport

Die Wasserproben zur Analyse von Radon werden möglichst luftfrei in radondichte PET-Flaschen abgefüllt und in Styroporboxen mit Kühlakkus transportiert. Der gekühlte Transport bewirkt eine bessere Löslichkeit von Radon im Wasser, so dass eine Ausgasung vermieden wird. Die Kühlung der Proben verhindert zusätzlich eine Verformung der Probenahmeflaschen, wie sie bereits bei einer Temperatur von 50° C vorkommen kann. Eine Änderung der für die gammaspektrometrische Messung (s. Kap. 4.3) kalibrierten Geometrie der Probenahmeflaschen hätten negative Auswirkungen auf die Genauigkeit der Messwerte.

Für das Projekt wurden Radonproben durch Mitarbeiter der Wasserversorgungsunternehmen oder Gesundheitsämter entnommen und auf dem Postweg an das LfU gesendet. Für eine einheitliche und fachgerechte Probenahme wurden den Probenehmern Hinweise zu Probenahme und Versand von Radonproben an die Hand gegeben (Anhang I).

4.2 Probenahme von Blei-210

Da die Konzentration des Radonfolgeproduktes Blei-210 im Trinkwasser meist gering ist, wird für die Bestimmung am LfU ein Probenvolumen von 30 Litern Wasser aufkonzentriert und anschließend mittels Gammaskpektrometrie gemessen. Die Wasserproben werden unmittelbar nach der Probenahme mit konzentrierter Salpetersäure angesäuert, um eine Adsorption des Blei-210 an die Probengefäßwand zu verhindern.

In Wasserproben mit hohem Gehalt an Radon können die Folgeprodukte in der Zeit von der Probenahme bis zur Messung nachgebildet werden. In einer Probe mit einer Radonkonzentration von 1.000 Bq/l wird durch radioaktiven Zerfall bereits nach drei Tagen eine Konzentration von 0,194 Bq/l Blei-210 erreicht (Referenzwert EU: 0,2 Bq/l [1]). Eine Bestimmung des ursprünglich zum Probenahmezeitpunkt vorhandenen Blei-210 ist dann nicht mehr möglich. Rechnerische Korrekturen führen zu keinem zufriedenstellenden Ergebnis und können aufgrund von Messunsicherheiten negative Blei-210-Werte zur Folge haben [14]. Das Radon muss deshalb möglichst unmittelbar nach der Probenahme durch Belüftung entgast werden (Abb. 4 und Abb. 5). Bei Versuchen mit einer leistungsstarken Pumpe wurde in einer 10-Liter-Probe mit einer Ausgangskonzentration von 798 Bq/l Radon nach 10 Minuten Belüftungszeit eine Radonkonzentration von 3,4 Bq/l erreicht, nach 20 Minuten waren noch 1,2 Bq/l Radon in der Probe vorhanden. Für die Probenahme zur Analyse von Blei-210 mit Gammaskpektrometrie wurden drei 10-Liter-Kanister entnommen, die jeweils 10 Minuten belüftet wurden. So ergab sich für jede Probe eine Belüftungszeit von insgesamt 30 Minuten.



Abb. 4: Belüftung zur Entfernung von Radon aus der Probe



Abb. 5: Lochaufsatz zum feinblasigen Lufteintrag

4.3 Messung von Radon und Radonfolgeprodukten

Die Konzentration von Radon in Wasser wurde mit Gammaskpektrometrie über seine Folgeprodukte Blei-214 und Wismut-214, mit denen es sich nach 3 bis 4 Stunden im Gleichgewicht befindet, bestimmt [15]. Die Radonkonzentration entspricht dann dem Mittelwert aus der Blei-214- und Wismut-214-Konzentration. Das Verfahren ist einfach und sehr gut quantifizierbar. Durch die Bestimmung über die Folgeprodukte ist es selektiv für Radon-222. Mit dem verwendeten Probenvolumen von 250 ml und einer Messzeit von 4 Stunden kann eine Nachweisgrenze von ca. 8 Bq/l erreicht werden. Die mittlere Messungsgenauigkeit beträgt 4 %.

Die Konzentration des Radonfolgeproduktes Blei-210 kann ebenfalls gammaskpektrometrisch bestimmt werden [15]. Da die Gamma-Energie von Blei-210 jedoch mit 46,5 keV sehr niedrig ist, wird ein spezieller n-Type-Detektor verwendet, der auf niederenergetische Strahlung besonders gut anspricht (ab ca. 10 keV). Das Probenvolumen von 30 Litern wird zur Aufkonzentrierung mit Hilfe eines Rotationsverdampfers auf ca. 1 Liter eingeeengt, in eine Porzellanschale überführt, mit Schwefelsäure versetzt und auf dem Oberflächenverdampfer bis zur Trockene eingedampft. Der Rückstand wird quantitativ in eine PE-Dose überführt und gammaskpektrometrisch gemessen.

Zur Messung des Radonfolgeproduktes Polonium-210 ist am LfU derzeit kein Verfahren etabliert, weshalb im Rahmen des Projektes hierzu keine Untersuchungen durchgeführt wurden.

5 Radonkonzentration im Grund- und Trinkwasser

5.1 Radonkonzentration im Grundwasser

Radionuklide der natürlichen Zerfallsreihen kommen in allen Gesteinen vor, wobei ihre Gehalte mit den geologischen Verhältnissen variieren. Höhere Gehalte von z.B. Uran-238 und Radium-226 sind in den kristallinen Gesteinen des Grundgebirges, insbesondere in Graniten und Pegmatiten, zu finden. In Bayern sind diese Gesteine vor allem im Nordostbayerischen Grundgebirge, im Spessart und im tiefen Untergrund des südbayerischen Molassebeckens anzutreffen. Das gasförmige Radon entsteht durch den radioaktiven Zerfall des Radiums im Gestein, tritt in die Bodenluft oder in Klüfte über und löst sich gut im Grundwasser. Durch advektiven Transport kann der Ursprungsort des Radons vom Ort der Probenahme abweichen. Das Grundwasser der kristallinen Gesteinseinheiten wird vor allem aus der oberflächennahen Zersatzzone oder aus zerklüfteten Bereichen der Festgesteine gewonnen.

Der Median der Radonkonzentration im Grundwasser in Deutschland liegt nach [8] bei etwa 15 Bq/l. In Gebieten mit erhöhtem geogenem Radonpotential kann der Median der Radonkonzentration jedoch auch höher liegen. Messwerte über 1.000 Bq/l wurden in solchen Gebieten beobachtet und in Bayern vor allem im Fichtelgebirge ausführlich beschrieben [9]. Radonkonzentrationen von mehr als 10.000 Bq/l im Wasser kommen nur selten vor und sind an Uranerzvorkommen gebunden. Der in Deutschland höchste bekannte Wert von Radon im Grundwasser wurde in Bad Oberschlema im Erzgebirge (Sachsen) mit 246.000 Bq/l gemessen. Das Wasser wird in einem Radonheilbad balneologisch genutzt. In Bayern gibt es drei Radonheilbäder (Sibyllenbad 3.000 Bq/l, Weißenstadt 1.800 Bq/l, Bad Steben 1.600 Bq/l).

Für die Darstellung der Radonsituation im Grundwasser standen für das Projekt insgesamt rund 2.300 Messwerte zur Verfügung (s. Kap. 2.2): etwa 1.350 aus dem BIS und rund 980 aus der Datenbank RADEX, wobei hiervon ca. 150 Proben im Rahmen des Projektes untersucht wurden. Während die Daten im BIS hauptsächlich aus einzelnen Quellen und Brunnen stammen, enthält die Datenbank RADEX vor allem Daten von Rohmischwasser.

In Abb. 6 sind die Radonmesswerte in einer geologischen Karte, die in 10 Georegionen unterteilt ist, dargestellt. Daraus ist ersichtlich, dass erhöhte Radongehalte im Grund- und Quellwasser (über 100 Bq/l) nur im Nordostbayerischen Grundgebirge (Georegion 5 in Abb. 6) gemessen wurden.

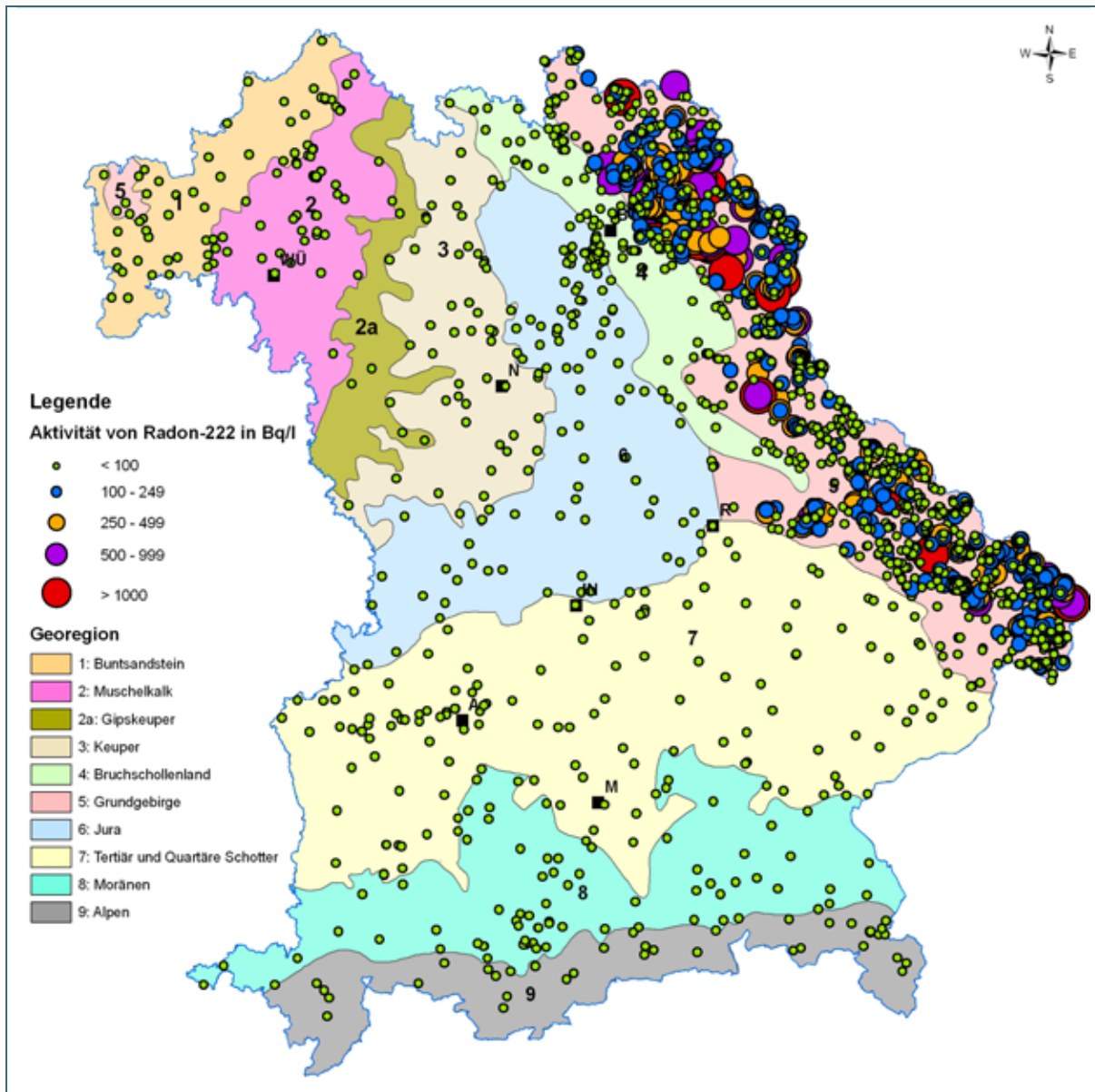


Abb. 6: Radongehalt im Grundwasser (Rohwasser) in Bayern

Innerhalb des Nordostbayerischen Grundgebirges variiert der Radongehalt des Grundwassers mit den verschiedenen Gesteinseinheiten (Abb. 7). Hohe bis sehr hohe Radongehalte (500 Bq/l bis über 1.000 Bq/l) sind vorwiegend in Granitgebieten zu finden („Gr“ in Abb. 7 und Abb. 8). Auch innerhalb der einzelnen Granitplutone gibt es Unterschiede in der Höhe der Radonkonzentration. Insbesondere Granite des Fichtelgebirges weisen häufig erhöhte Urangelhalte auf ([16], [17]). In diesem Gebiet sind in einigen Grundwässern Radongehalte über 1.000 Bq/l gemessen worden (Abb. 8). Ein Maximum von 17.000 Bq/l wurde im Grundwasser aus einem Brunnen im Zinngranit, in dem Uranvererzungen bekannt sind ([16], [18]), vorgefunden. In den Graniten des Oberpfälzer Waldes (Falkenberger und Flossenbürger Granit) sowie des Bayerischen Waldes (vor allem Dreisesselgranit), werden ebenfalls erhöhte Radongehalte von über 500 Bq/l bis 1.000 Bq/l beobachtet.

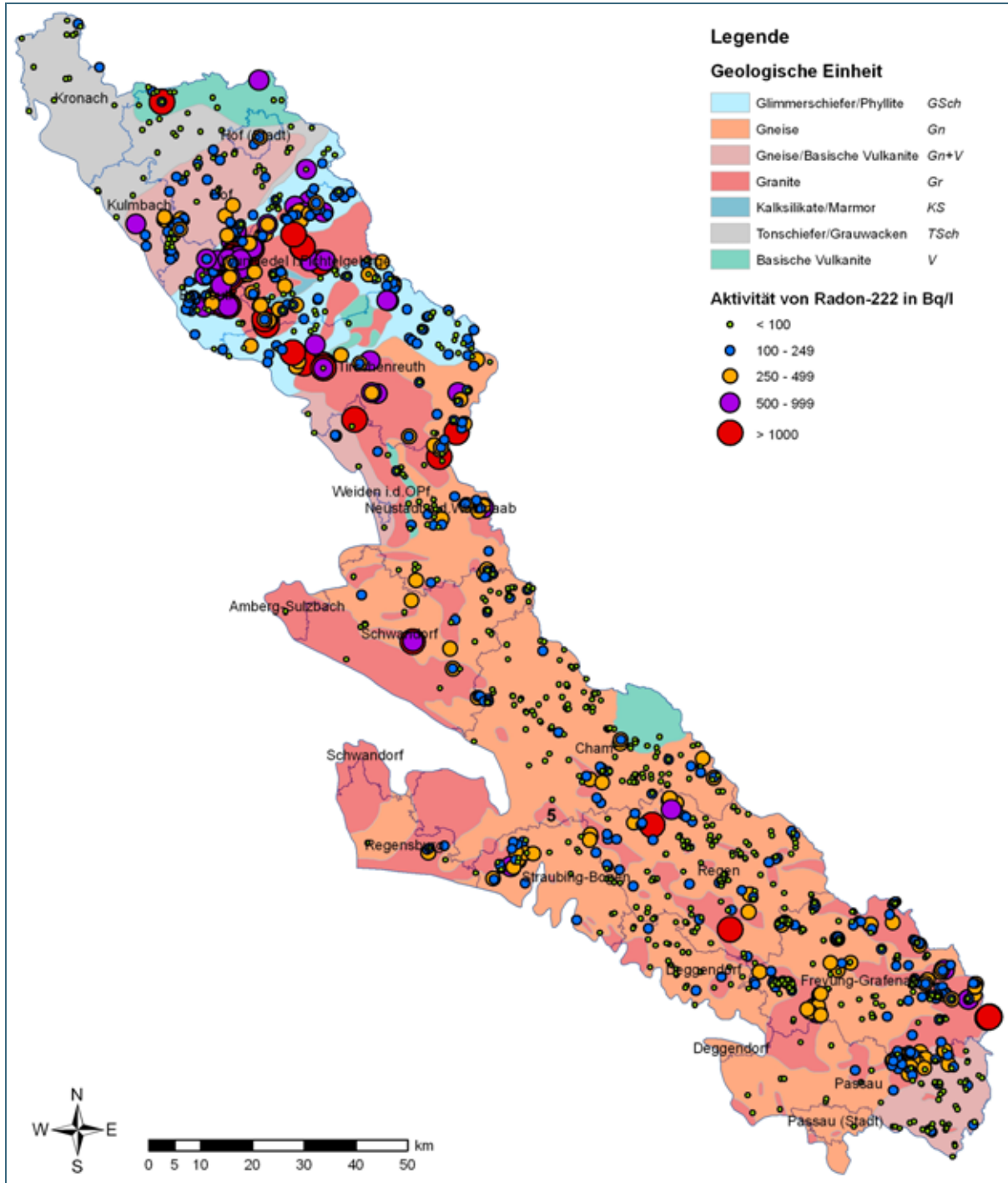


Abb. 7: Radongehalt im Grundwasser im Nordostbayerischen Grundgebirge

In allen Granitplutonen treten die höchsten Radongehalte häufig an der Kontaktzone der Granitintrusion zum umliegenden Gestein oder an Störungszonen auf (Abb. 8).

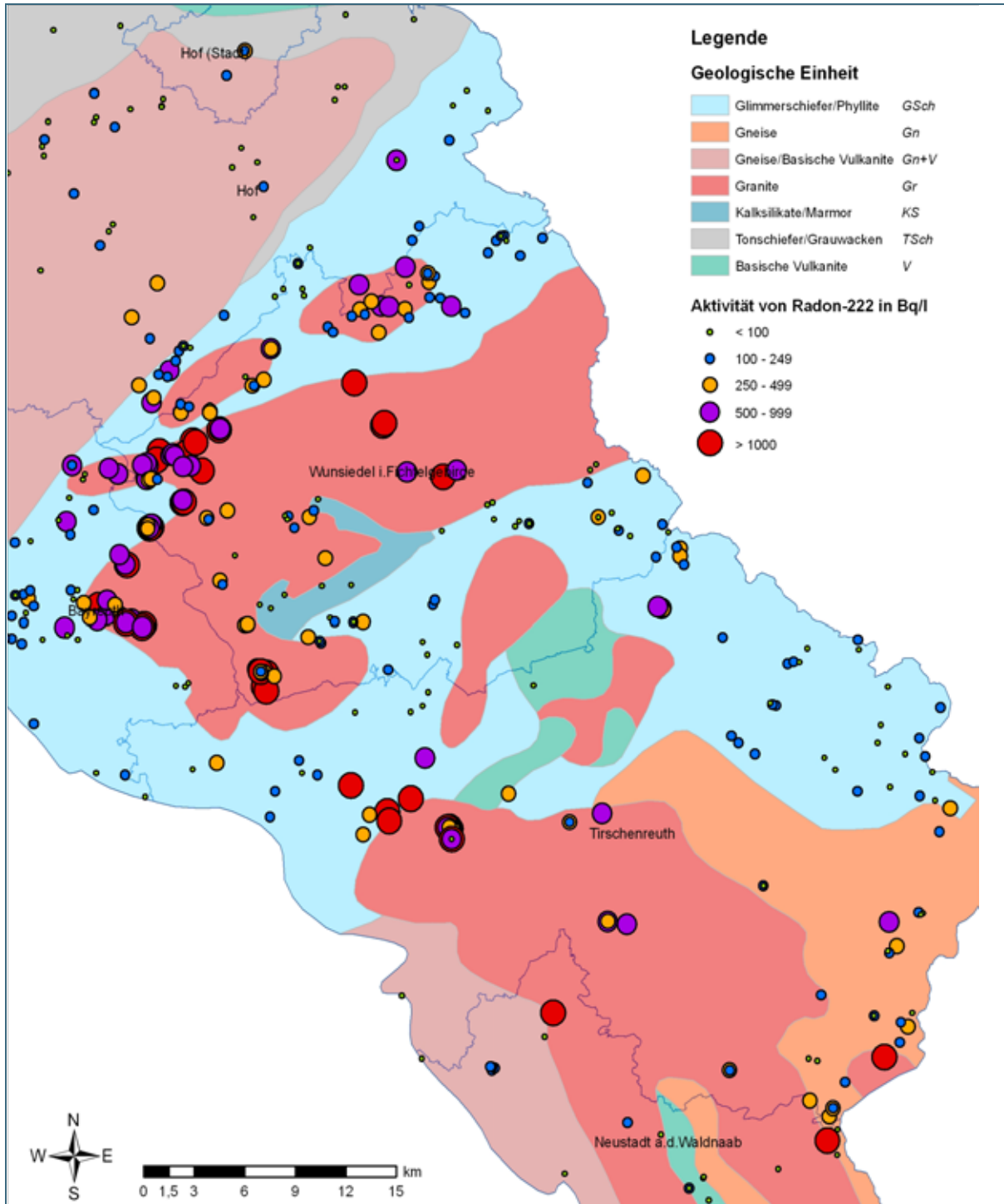


Abb. 8: Radongehalt im Grundwasser im Fichtelgebirge und Oberpfälzer Wald

In den hochmetamorphen Gneisen (Gn), die häufig von kleineren Granitintrusionen durchsetzt sind, können Werte bis 500 Bq/l Radon im Grundwasser vorkommen. In der Regel sind hier die Radongehalte im Wasser jedoch niedriger als in Wasser aus Granitgestein. Höhere Werte (250 bis 500 Bq/l) treten häufig in den Graniteinschaltungen sowie an der Kontaktzone zu anderen Gesteinen (Graniten, Vulkaniten) und an Störungszonen auf.

In der Münchberger Gneismasse (Gn + V), in der Gneise mit basischen Vulkaniten (Gabbros) kleinräumig wechseln, werden erhöhte Radongehalte vor allem an den Grenzen der Gesteinsarten angetroffen. Auch hier spielen tektonische Störungszonen eine Rolle.

In den Basischen Vulkaniten (V) des Frankenwaldes treten vereinzelt erhöhte Gehalte an Radon im Wasser auf, das u.a. im Staatsbad Bad Steben für Heilzwecke genutzt wird [17]. In den Vulkaniten des Hohen Bogen wurden hingegen keine erhöhten Radongehalte im Grundwasser festgestellt. Radonproben wurden jedoch nicht im gesamten Gesteinskomplex, sondern nur an dessen südlichen Rand entnommen. Erhöhte Radongehalte treten hier nur an der Gesteinsgrenze zu den benachbarten Gneisen auf.

In den geringer metamorphisierten Gesteinen des Ordovizium und Kambrium, die aus Phylliten und Glimmerschiefern sowie Epigneisen aufgebaut sind (GSch), werden, wie in den Gneisen, gelegentlich erhöhte Radongehalte im Wasser beobachtet. Auch hier sind diese vor allem an Gesteinsgrenzen (Granite) und Störungszonen gebunden.

In den Tonschiefern, Ton- und Sandsteinen, Grauwacken sowie Kalk- und Dolomitsteinen (Tsch) des Frankenwaldes, die aus der geologischen Zeit des Unterkarbon stammen, sind die Radongehalte durchweg gering (< 100 Bq/l). In den Kalksilikaten und Marmoren (KS) im Fichtelgebirge, die auf eine geringe Fläche im Raum Wunsiedel beschränkt sind, wurden ebenfalls nur Werte unterhalb von 100 Bq/l Radon ermittelt.

5.2 Radonkonzentration im Trinkwasser

Die Radonkonzentration im Trinkwasser liegt in der Regel niedriger als im dazugehörigen Grundwasser, da folgende Prozesse die Radonkonzentration verändern können: z.B. Mischung bei Gewinnung aus mehreren Quellen und Brunnen (Kap. 6.3), Aufbereitung (Kap. 7), Speicherung im Hochbehälter und Transport im Versorgungsnetz (Kap. 8).

Abb. 9 zeigt analog zur Darstellung für Rohwässer (Abb. 6) die Radonkonzentrationen im Trinkwasser in den verschiedenen geologischen Regionen. Insgesamt sind rund 360 Messdaten dargestellt, 170 davon wurden im Rahmen des Projektes erhoben. Diese Proben wurden am Ort der Abgabe des Reinwassers entnommen, d.h. am Ausgang der Trinkwasseraufbereitungsanlage (TWA) oder des ersten Speicherbehälters, wenn keine Aufbereitungsanlage besteht.

Radongehalte über 100 Bq/l im Trinkwasser kommen erwartungsgemäß ebenfalls nur im Nordostbayerischen Grundgebirge vor. In allen anderen Regionen Bayerns wurden nur Radonkonzentrationen im Trinkwasser unter 100 Bq/l gemessen.

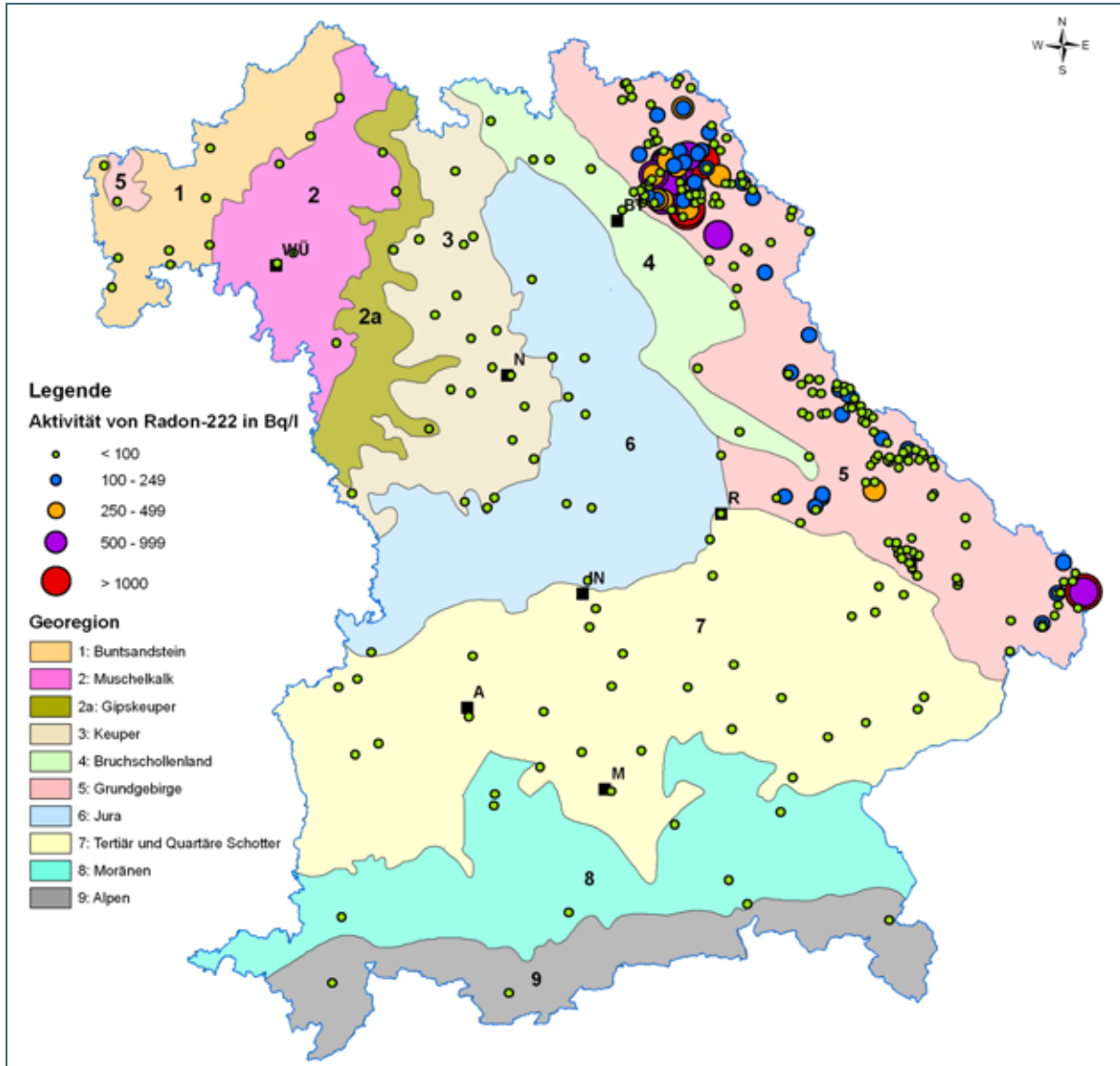


Abb. 9: Radongehalt im Trinkwasser in Bayern

Innerhalb des Nordostbayerischen Grundgebirges zeigt auch Trinkwasser aus Granitgebieten erhöhte Radongehalte (Abb. 10). Besonders in den Fichtelgebirgsgraniten, im Oberpfälzer Wald und im Dreisesselgranit (Bayerischer Wald) wurden hohe Radongehalte mit Werten über 500 Bq/l im Trinkwasser beobachtet. Sehr hohe Radongehalte (> 1.000 Bq/l) wurden nur in Einzelfällen im Fichtelgebirge und im Dreisesselgranit gemessen.

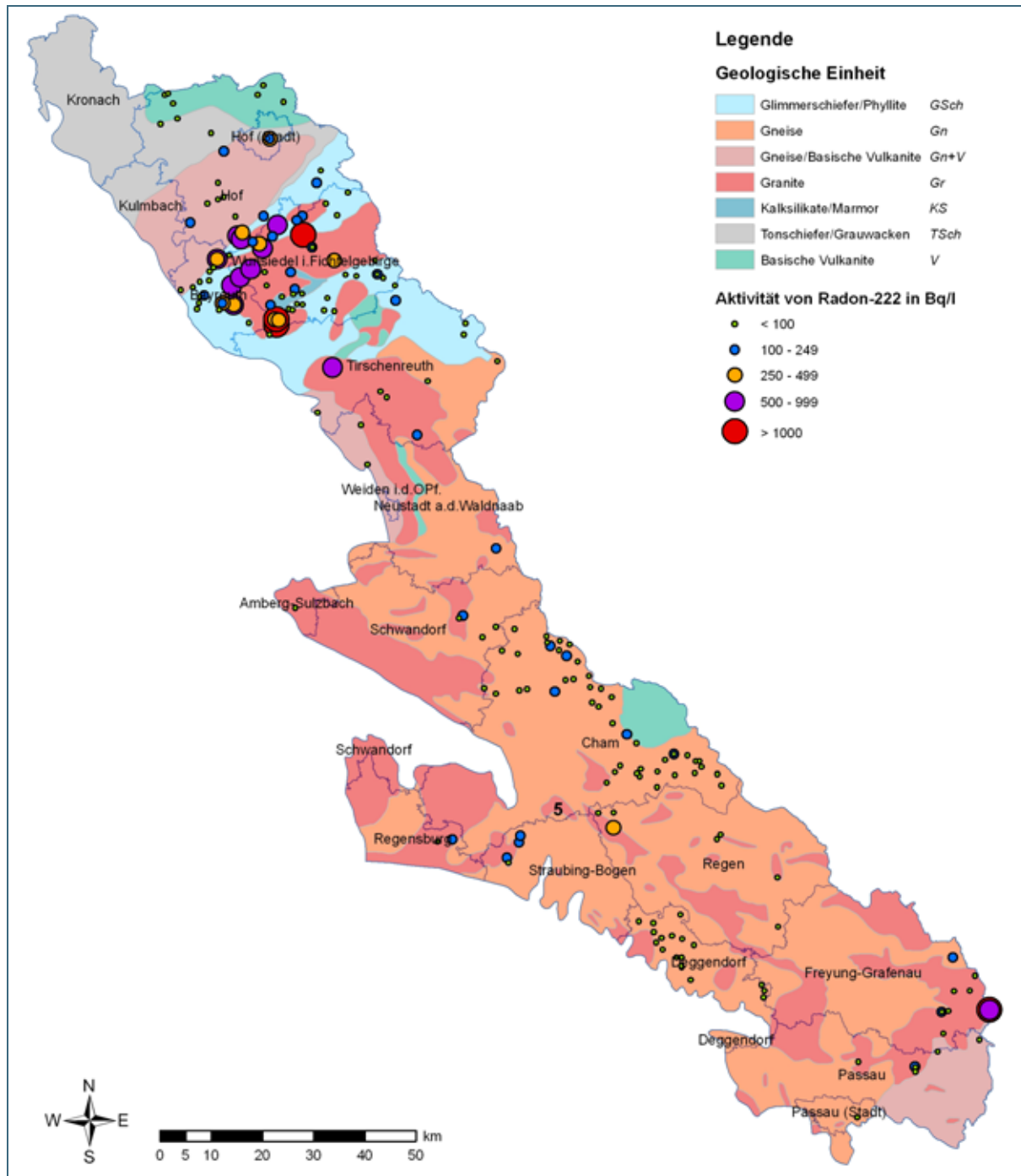


Abb. 10: Radongehalt im Trinkwasser im Nordostbayerischen Grundgebirge

Die Wasserversorgung in Bayern ist dezentral und z.T. sehr kleinräumig strukturiert. Rund 2.500 WVU versorgen die Bevölkerung mit Trinkwasser. Die 360 Radonmesswerte im Trinkwasser stammen aus 200 WVU, die z.T. Wasser aus verschiedenen, voneinander getrennten Gewinnungsgebieten nutzen. Dies erklärt den Unterschied in der Anzahl der untersuchten Trinkwasserproben und Anzahl der untersuchten WVU.

Bayernweit liegen damit für knapp 10 % der WVU Messwerte für Radon im Trinkwasser vor. Eine Übersicht über die Anzahl der in allen Georegionen untersuchten WVU und die Radonkonzentration in den zugehörigen Trinkwässern ist in Anhang II enthalten.

Da erhöhte Radongehalte (> 100 Bq/l) im bayerischen Trinkwasser bislang nur im kristallinen Grundgebirge nachgewiesen wurden, lag der Untersuchungsschwerpunkt des Projektes in dieser Region (Georegion 5). Hier gibt es 436 WVU, von denen bislang über ein Viertel auf Radon im Trinkwasser untersucht ist. Abb. 11 zeigt grafisch für Georegion 5 die Anzahl der untersuchten Trinkwässer in den verschiedenen Radonkonzentrationsbereichen.

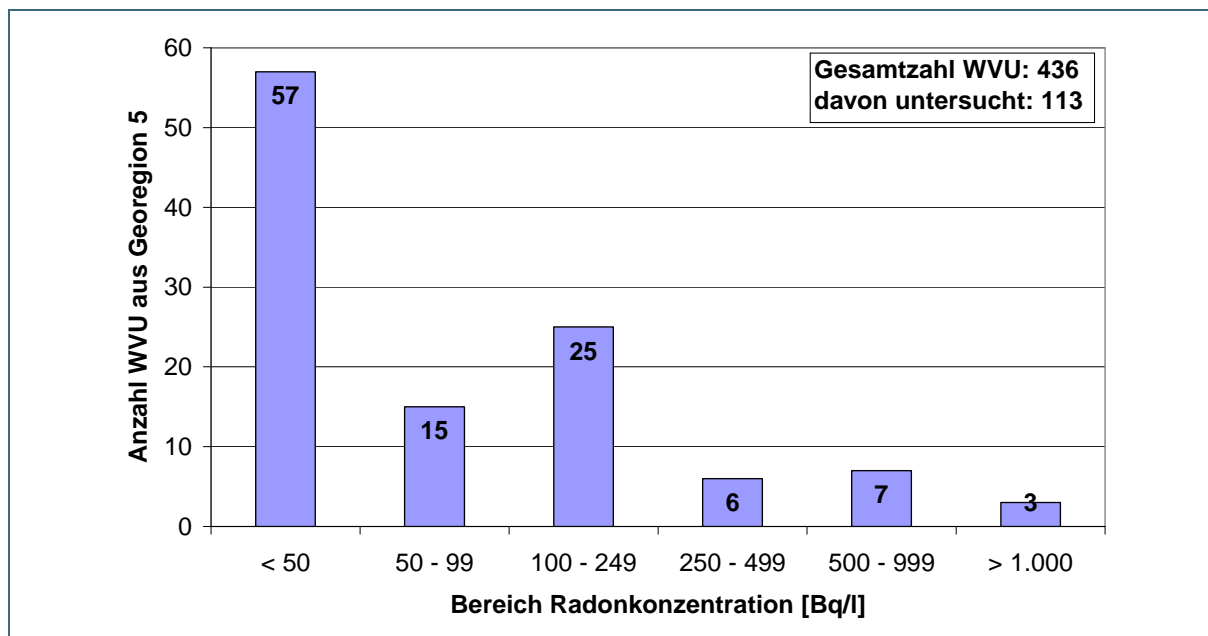


Abb. 11: Anzahl der WVU aus Georegion 5 mit Trinkwasser in den verschiedenen Bereichen der Radonkonzentration

Aus Abb. 11 ist ersichtlich, dass in etwa einem Drittel der beprobten WVU im Nordostbayerischen Grundgebirge das Trinkwasser eine Radonkonzentration von mehr als 100 Bq/l aufweist. Rechnet man dieses Ergebnis konservativ auf die ganze Georegion 5 hoch, so könnten schätzungsweise bei bis zu 150 WVU Radonkonzentrationen von über 100 Bq/l im Trinkwasser vorliegen. Für diese Region sind weitere Untersuchungen geplant.

5.3 Radonfolgeprodukte im Grund- und Trinkwasser

Von den Radonfolgeprodukten sind vor allem das langlebige Blei-210 (Halbwertszeit 22,3 Jahre) und Polonium-210 (Halbwertszeit 138,4 Tage) von Bedeutung. Auch sie sind radioaktiv und können in höheren Konzentrationen ein Gesundheitsrisiko darstellen.

Die Konzentration von Blei-210 im Grundwasser liegt in Bayern meist unterhalb von 0,05 Bq/l. Werte über 0,05 Bq/l werden nur im Nordostbayerischen Grundgebirge angetroffen. Der höchste gemessene Wert lag dort bei 0,22 Bq/l (Abb. 13). Analog sind erhöhte Werte im Trinkwasser ebenfalls nur in dieser Region anzutreffen (Abb. 13). Im Vergleich zu den Grundwasserwerten sind die Konzentrationen jedoch geringer, der maximal gemessene Wert beträgt 0,14 Bq/l. Durch die Aufbereitung über Kalkfilter kann das Radonfolgeprodukt Blei-210, das durch die Anhebung des pH-Wertes ausfällt und an der Oberfläche der Filterkörner adsorbiert wird, zurück gehalten werden ([12], [13]).

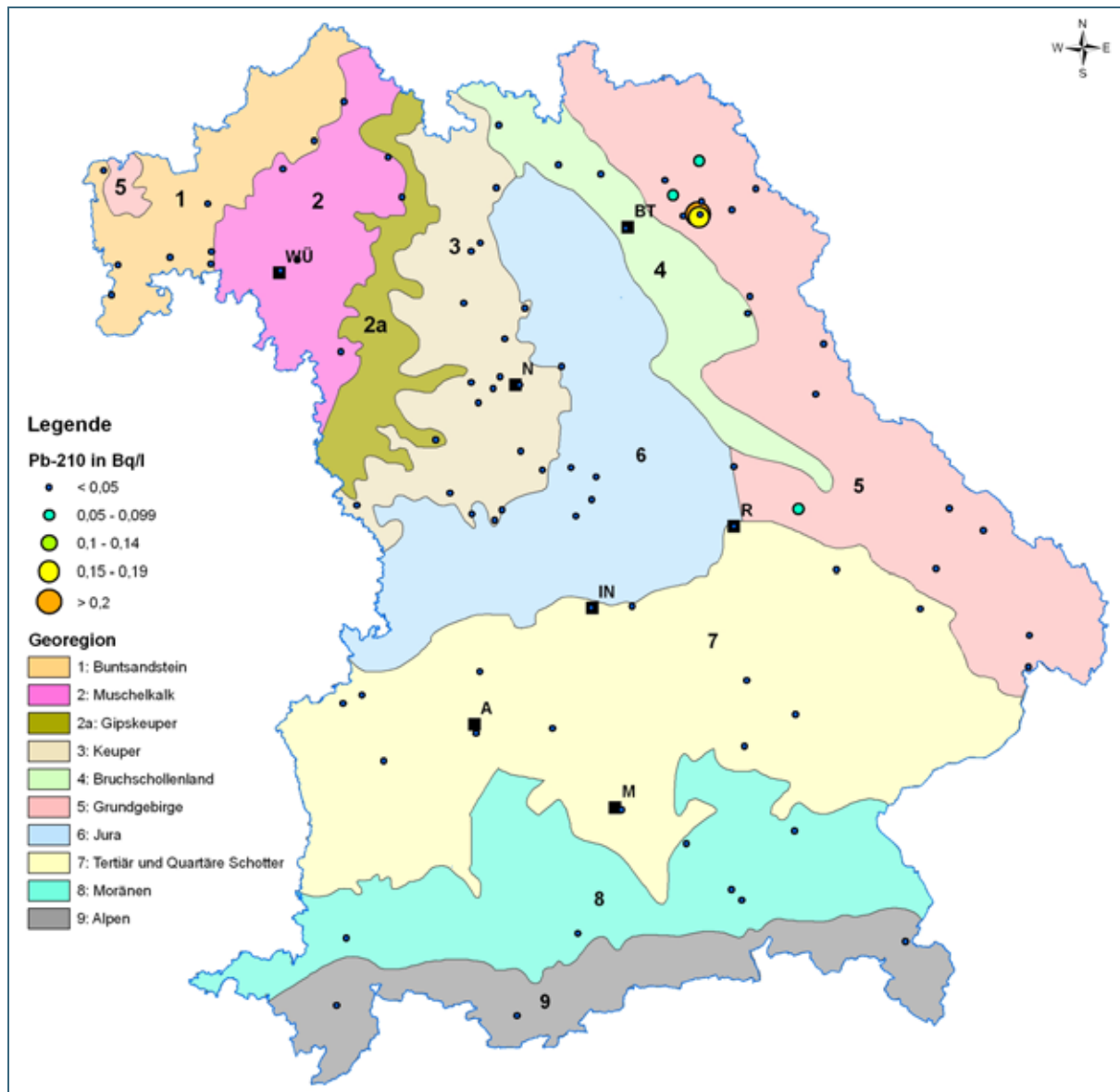


Abb. 12: Konzentration von Blei-210 im Grundwasser in Bayern

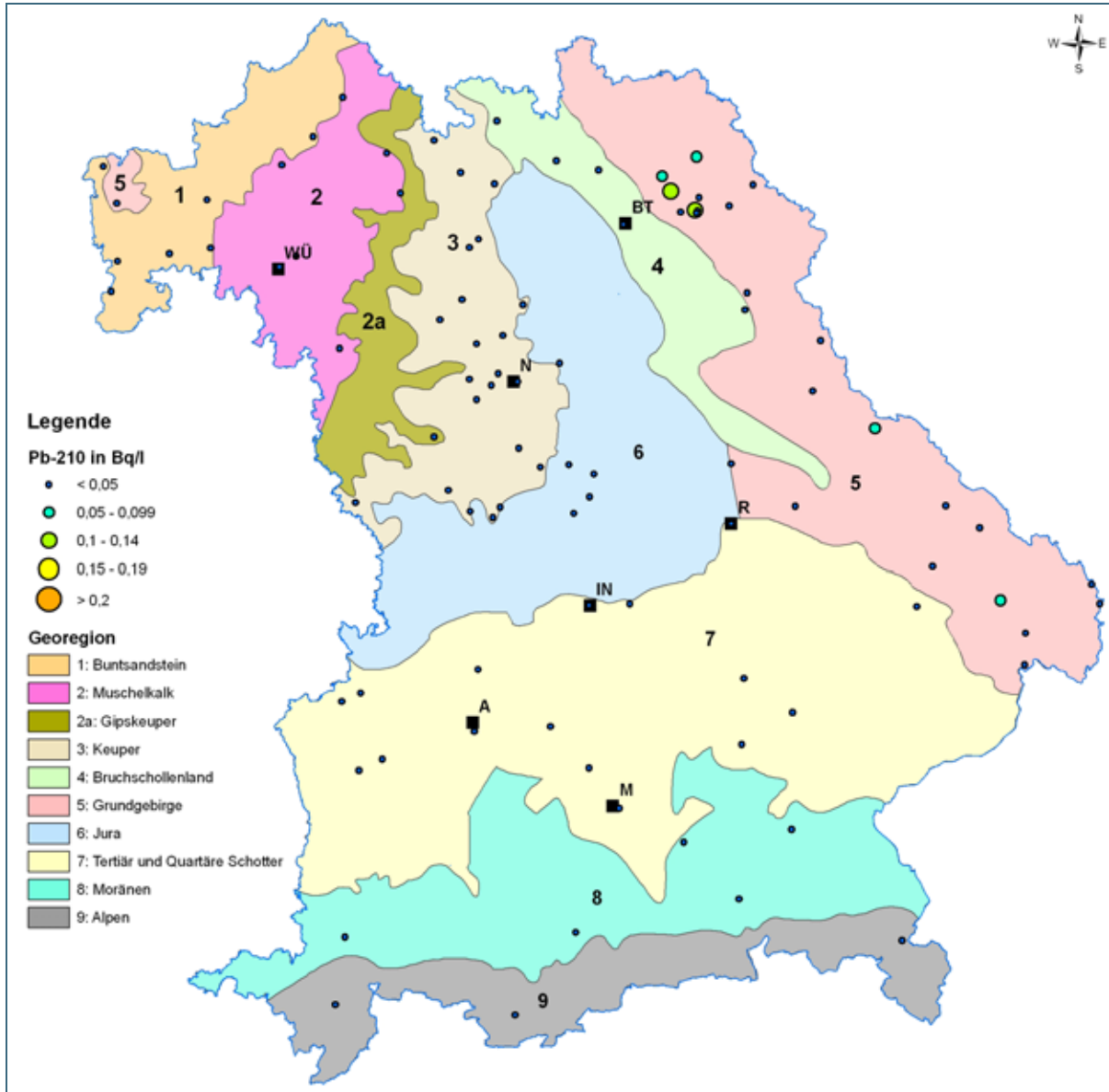


Abb. 13: Konzentration von Blei-210 im Trinkwasser in Bayern

Die Konzentration von Polonium-210 liegt sowohl im Grundwasser als auch im Trinkwasser in allen untersuchten Wasserversorgungsanlagen in Bayern unterhalb von $0,05 \text{ Bq/l}$ (Daten aus [8], s. Kap. 2.1). Der maximale im Grundwasser gemessene Wert beträgt $0,035 \text{ Bq/l}$, im Trinkwasser liegt das Maximum bei $0,018 \text{ Bq/l}$.

Bei sehr hohen Radongehalten im Trinkwasser ist eine Nachbildung der Radonfolgeprodukte im Leitungsnetz und in Speicherbehältern möglich, so dass die Gehalte der Radonfolgeprodukte von der Abgabe am Wasserwerk bis zur Nutzung durch den Verbraucher ansteigen können. Im Rahmen des Projektes wurden deshalb weiterführende Untersuchungen hierzu durchgeführt (s. Kap. 8.2).

6 Schwankung der Radonkonzentration im Grund- und Trinkwasser

Bereits durch frühere Messungen des LfU ist bekannt, dass die Radonkonzentration im Rohwasser aus Brunnen und Quellen sowie im Reinwasser am Ausgang der Trinkwasseraufbereitungsanlage nicht konstant ist. Die Kenntnis der Schwankungsbreite ist für eine Bewertung von Messungen hinsichtlich eines Richt- oder Grenzwertes der Radonkonzentration im Trinkwasser von großer Bedeutung.

Die Radonkonzentration vom Grundwasser zum Trinkwasser unterliegt vielen Einflüssen, von denen einige im Projekt näher untersucht wurden:

- Die Radonkonzentration einzelner Brunnen und Quellen unterliegt jahreszeitlichen Schwankungen. Um die Schwankungsbreite zu ermitteln, wurden in einigen WVU die Radonkonzentration in Roh- und Reinwasser durch Mehrfachmessungen über ein Jahr hinweg untersucht (Kap. 6.1).
- Änderung der Radonkonzentration können bei unterschiedlichen Betriebszuständen von Brunnen (Kap. 6.2) auftreten.
- Durch Mischung von Rohwässern mit verschiedenen Radonkonzentrationen aus unterschiedlichen Gewinnungsgebieten in wechselnden Mischungsverhältnissen kommt es zu Änderungen der Radonkonzentration im Rohmischwasser. In einem großen WVU wurden hierzu Messungen über ein Jahr durchgeführt (Kap. 6.3).
- Die Radonkonzentration des Rohwassers wird durch verschiedene Aufbereitungsmethoden, z.B. Entsäuerung oder Enteisung und Entmanganung, verändert. Einen Überblick über den Einfluss bestehender Aufbereitungsanlagen und deren Effektivität hinsichtlich einer Radonentfernung gibt Kap. 7.1.
- Auch zwischen Speicherbehälter und Verbraucher kann noch eine Änderung der Radonkonzentration im Trinkwasser stattfinden (Kap. 8).

6.1 Jahreszeitlich bedingte Schwankungen

Im WVU 5055 wurde die Radonkonzentration in Roh- und Reinwasser sowie an drei Stellen am Leitungsnetz über ein Jahr hinweg 10-mal beprobt (in der Regel monatlich, von Juli 2008 bis Juli 2009). Das WVU betreibt zwei voneinander getrennte Wasserversorgungsanlagen (WVA): LAC und DUS. Das Rohwasser, das aus Quellen in der Zersatzzone eines Granitgebietes im Bayerischen Wald stammt, wird über Kalkfilter chemisch entsäuert. Neben der Radonkonzentration wurden auch der pH-Wert, die Wassertemperatur und die Quellschüttung erfasst.

Die WVA LAC wurde im Versuchszeitraum mit einer Quelle betrieben, die eine mittlere Schüttung von 12 l/s und einen mittleren pH-Wert von 5,3 aufweist. Nach der Entsäuerungsanlage (ES), die mit einem Speicherbehälter (Hochbehälter) kombiniert ist, läuft das Reinwasser in den Hochbehälter (HB) 1, danach in den HB 2, bevor es in das Ortsnetz abgegeben wird. Dazwischen sind einige kleinere Versorgungsgebiete und Einzelanwesen angeschlossen (Abb. 14).

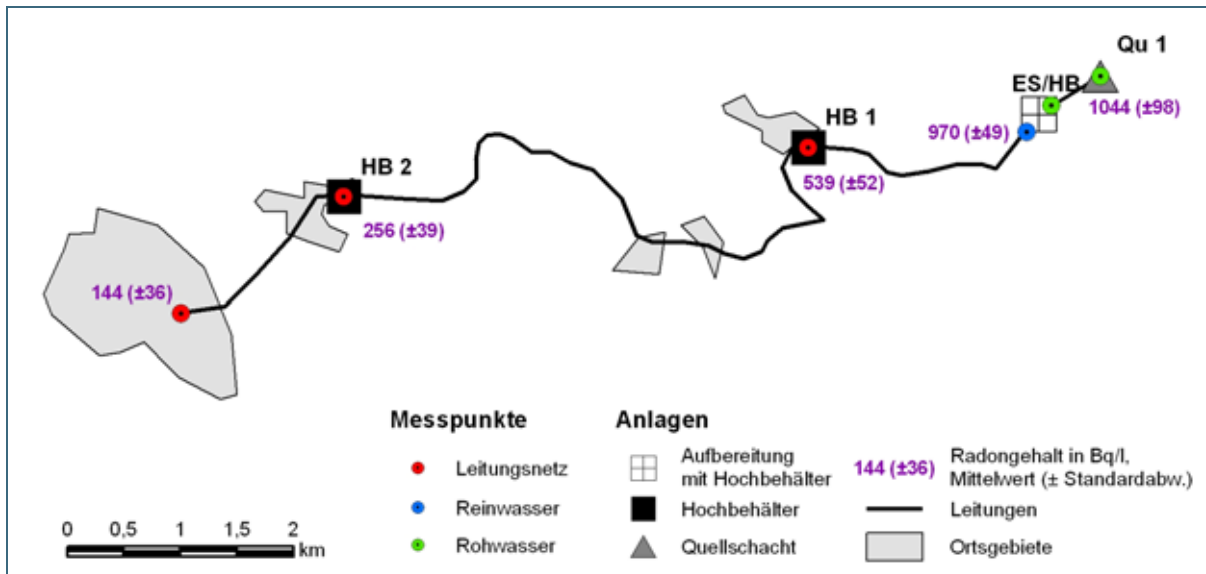


Abb. 14: Schema der WVA 5055 – LAC

Die Radonkonzentration im Rohwasser der Quelle 1 schwankte innerhalb des Messzeitraums zwischen 836 und 1.179 Bq/l (Tab. 7 und Abb. 15, Anhang III), die maximale Differenz lag somit bei 343 Bq/l. Der Mittelwert beträgt 1.044 Bq/l, die Standardabweichung 98 Bq/l (entspricht 9 % des Mittelwertes). Im Reinwasser werden geringere Schwankungen festgestellt (maximale Differenz 144 Bq/l, 5 % vom Mittelwert). In den Zwischenspeichern (HB 1 und 2) liegt die maximale Differenz der gemessenen Radonkonzentrationen ebenfalls bei ca. 150 Bq/l, wegen der geringeren Radonkonzentrationen liegt die prozentuale Standardabweichung hier jedoch bei 10 – 15 %. Die größten prozentualen Schwankungen werden im Ortsnetz beobachtet (25 %), die maximale Differenz ist jedoch mit 100 Bq/l geringer. Betrachtet man also die absoluten Werte, so sind die Abweichungen im Rohwasser am größten, prozentual gesehen ist hingegen die Schwankung der Radonkonzentration im Reinwasser und im Versorgungsnetz höher.

Tab. 7: Radonkonzentrationen WVA 5055 – LAC

Probe	Minimum [Bq/l]	Maximum [Bq/l]	maximale Differenz [Bq/l]	Mittelwert [Bq/l]	Std.abw. [Bq/l]	Std.abw. [%]
Rohwasser Qu 1	836	1.179	343	1.044	98	9
Reinwasser	892	1.036	144	970	49	5
Hochbehälter 1	472	631	159	539	52	10
Hochbehälter 2	191	335	144	256	39	15
Ortsnetz	80	185	105	144	36	25

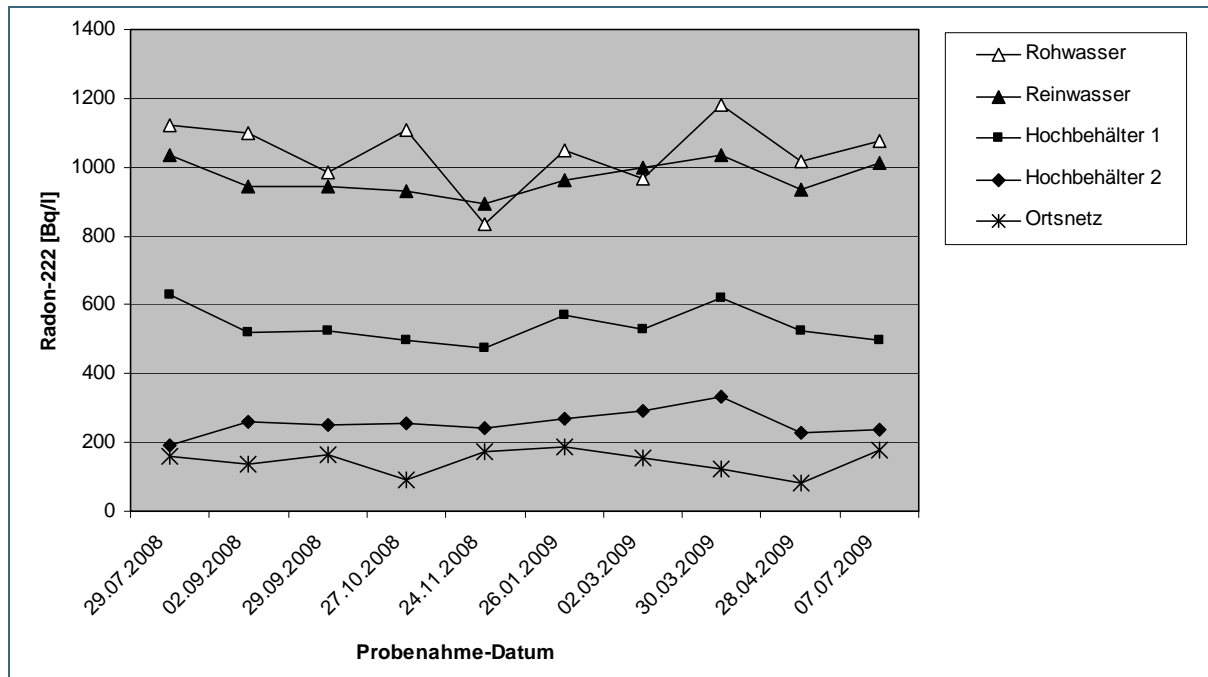


Abb. 15: Jahreszeitliche Schwankung der Radonkonzentration WVA 5055 – LAC

Aus der Lage der Ganglinien zueinander (Abb. 15) wird deutlich, dass die Radonkonzentration in der Regel vom Rohwasser über Reinwasser bis zum Verbraucher abnimmt (s. Kap. 7 und 8). An der jahreszeitlichen Schwankung von Roh- und Reinwasser ist erkennbar, dass der Radongehalt im Reinwasser in Ausnahmefällen höher liegen kann als im Rohwasser. Diese Situation kann dann zustande kommen, wenn das Rohwasser in den Tagen vor der Probenahme eine höhere Radonkonzentration aufweist als zum Zeitpunkt der Probenahme. Da das Reinwasser nach dem Speicherbehälter beprobt wird, befindet sich dort zum Zeitpunkt der Probenahme eine Mischung des Wassers der letzten 1 – 2 Tage. So können die kurzzeitigen Schwankungen der Radonkonzentration im Rohwasser bei nahezu gleichzeitiger Probenahme trotz Aufbereitung zu einer höheren Radonkonzentration im Reinwasser als im Rohwasser führen.

In der WVA 5055 – DUS (Tab. 8 und Abb. 16) wurden der Rohwasserzulauf von zwei Quellgebieten und das Reinwasser an der Aufbereitungsanlage beprobt. Insbesondere Rohwasser 2 weist eine höhere Schwankung der Radonkonzentration auf (Standardabweichung 47 Bq/l, 34 % vom Mittelwert, maximale Differenz 173 Bq/l im beobachteten Zeitraum). Die Schwankungen im Reinwasser sind auch hier ausgeglichener (maximale Differenz 54 Bq/l, Standardabweichung 17 Bq/l). Die beiden Rohwässer werden etwa im Verhältnis 60 % Rohwasser 1 zu 40 % Rohwasser 2 gemischt. Das Mischungsverhältnis kann je nach Schüttung der Quellen um jeweils 10 % schwanken, so dass hier ein weiterer Variabilitätsfaktor für die Radonkonzentration zu suchen ist.

Tab. 8: Radonkonzentrationen WVA 5055 – DUS

Probe	Minimum [Bq/l]	Maximum [Bq/l]	maximale Differenz [Bq/l]	Mittelwert [Bq/l]	Std.abw. [Bq/l]	Std.abw. [%]
Rohwasser 1	186	267	81	227	25	11
Rohwasser 2	40	213	173	139	47	34
Reinwasser	65	119	54	88	17	20

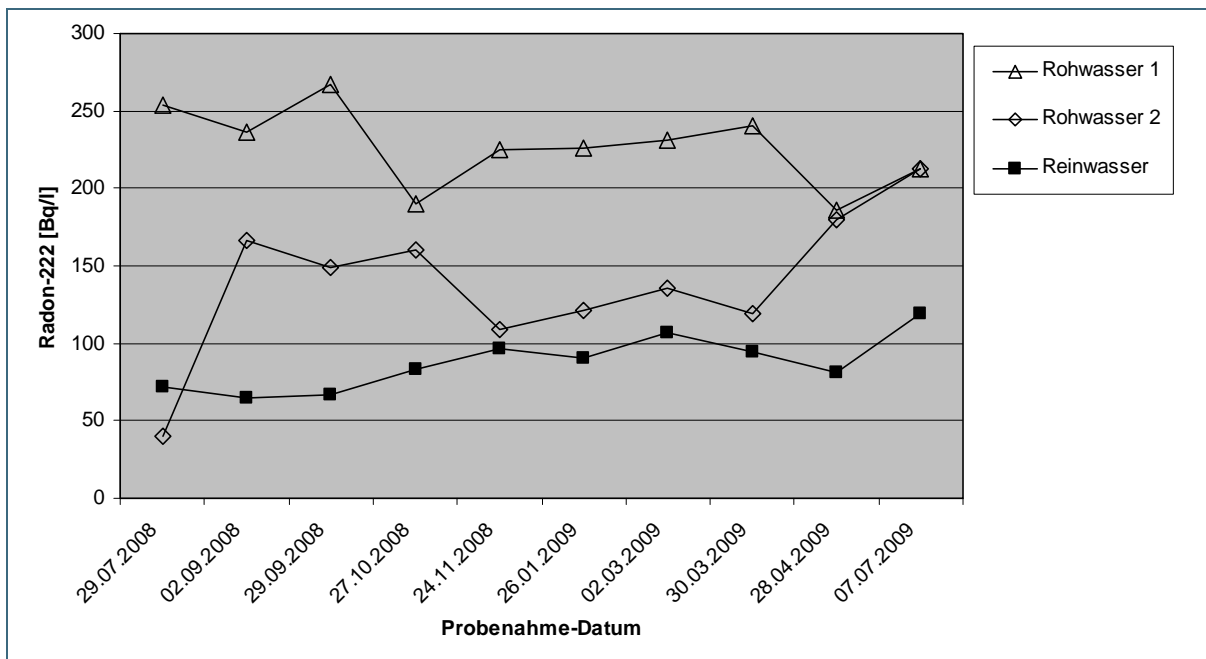


Abb. 16: Jahreszeitliche Schwankung der Radonkonzentration WVA 5055 – DUS

In Quellen aus oberflächennahen Grundwasserleitern kann die Schüttung durch jahreszeitliche Einflüsse (Regen- und Trockenzeiten, Schneeschmelze) stark schwanken. In Abb. 17 und Abb. 18 sind sowohl die Schüttung als auch die Radonkonzentration im Quellwasser aufgetragen, um eventuelle Zusammenhänge zu erkennen. Ein solcher Effekt wurde in ähnlichen Grundwasserleitern bei anderen Parametern mit geringen Gehalten im Niederschlagswasser, z.B. der gelösten Kieselsäure, beobachtet [19]. Im Messzeitraum war jedoch zwischen der Quellschüttung und der Radonkonzentration kein Zusammenhang feststellbar.

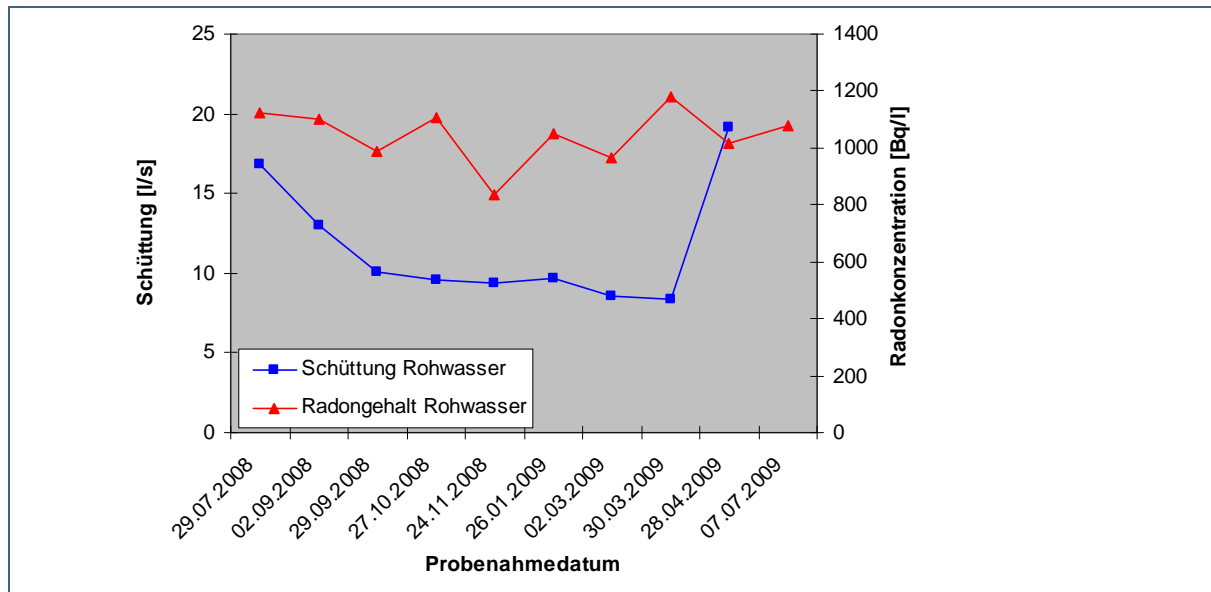


Abb. 17: Vergleich von Schüttung und Radonkonzentration im Rohwasser LAC

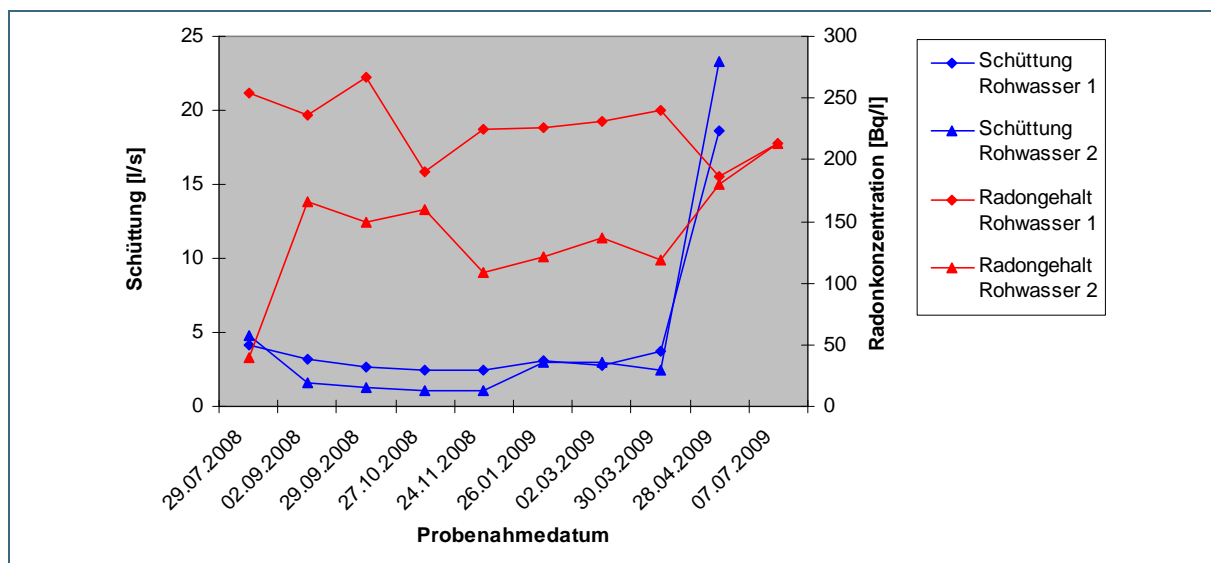


Abb. 18: Vergleich von Schüttung und Radonkonzentration im Rohwasser DUS

Im Rahmen der monatlichen Messungen in WVU 5055 wurde auch eine eventuelle Korrelation zwischen Radongehalt und pH-Wert untersucht. Bei einem Bestimmtheitsmaß von 0,4 kann in der WVA DUS keine Korrelation festgestellt werden. In der WVA LAC ist ebenfalls keine Korrelation vorhanden (Bestimmtheitsmaß 0,07). Auch andere Studien (z.B. [14], [20]) haben gezeigt, dass keinerlei Korrelationen zwischen dem Radongehalt und anderen Parametern im Wasser auftreten.

Mehrfachmessungen der Radonkonzentration wurden in weiteren WVU an Roh- und Reinwasserproben durchgeführt (Tab. 9). Auch in diesen WVU wird das Rohwasser aus Quellen der oberflächennahen Zersatzzone gewonnen und über Kalkfilter aufbereitet. Die Anzahl der Messwerte ist für eine statistische Auswertung zwar gering, die Ergebnisse geben jedoch die Schwankung der Radongehalte in Roh- und Reinwasser gut wieder. Es können maximale Differenzen von einigen hundert Bq/l auftreten,

die prozentuale Standardabweichung liegt zwischen 20 und 30 %. Sehr hohe Abweichungen, insbesondere bei auffällig niedrigen Radongehalten, sind vermutlich auf Fehler bei der Probenahme (Entgasen von Radon) zurückzuführen (WVA 5051 – ASS, Zulauf Rohwasser 1). Bei niedrigen Radongehalten liegt die prozentuale Abweichung im Verhältnis zum absoluten Wert der Standardabweichung sehr hoch, so dass beide Werte gemeinsam zu betrachten sind (z.B. WVA 5051 – ASS, Ablauf Reinwasser: prozentuale Abweichung von 35 %, absoluter Wert aber nur 8 Bq/l).

Tab. 9: Mehrfachmessungen WVU 5051, 5338, 5334, 5196

WVU 5051	28.07.2008 [Bq/l]	18.02.2009 [Bq/l]	01.09.2009 [Bq/l]	-	Mittelwert [Bq/l]	maximale Differenz [Bq/l]	Standardab- weichung [Bq/l]	Standardab- weichung [%]
WVU 5051-ASS, Zulauf Rohwasser 1	190	57	189	-	145	133	76	53
WVU 5051-ASS, Zulauf Rohwasser 2	196	228	145	-	190	84	42	22
WVU 5051-ASS, Ablauf Reinwasser	20	33	18	-	24	16	8	35
WVU 5051-HIN, Zulauf Rohmischw.	121	68	87	-	92	53	27	29
WVU 5051-HIN, Ablauf Reinwasser	107	59	77	-	81	48	24	30
WVU 5338	16.02.2009 [Bq/l]	25.05.2009 [Bq/l]	02.06.2009 [Bq/l]	18.08.2009 [Bq/l]	Mittelwert [Bq/l]	maximale Differenz [Bq/l]	Standardab- weichung [Bq/l]	Standardab- weichung [%]
WVU 5338-FLE, Zulauf Rohmischw.	680	937	1012	664	823	348	177	22
WVU 5334	05.03.2008 [Bq/l]	08.04.2008 [Bq/l]	28.10.2008 [Bq/l]	06.05.2009 [Bq/l]	Mittelwert [Bq/l]	maximale Differenz [Bq/l]	Standardab- weichung [Bq/l]	Standardab- weichung [%]
WVU 5334-SCH, Zulauf Rohmischw.	-	963	671	-	817	292	206	25
WVU 5334-SCH, Ablauf Reinwasser	997	788	602	966	838	395	182	22
WVU 5196	14.10.2008 [Bq/l]	28.01.2009 [Bq/l]	10.11.2009 [Bq/l]	-	Mittelwert [Bq/l]	maximale Differenz [Bq/l]	Standardab- weichung [Bq/l]	Standardab- weichung [%]
WVU 5196-SEN, Rohwasser 1	150	141	147	-	146	9	5	3
WVU 5196-SEN, Rohwasser 2	478	437	436	-	450	42	24	5
WVU 5196-SEN, Ablauf Reinwasser	137	123	111	-	124	26	13	11

6.2 Schwankungen beim Betrieb von Brunnen

Beim Betrieb einer Versuchsanlage zur Radonentfernung (s. Kap. 7.3) in zwei WVU (WVU 5332 und 5410) wurde die Radonkonzentration am Zulauf zur Anlage bei jeder Versuchseinstellung gemessen. Innerhalb eines Zeitraums von wenigen Stunden wurden dabei erhebliche Schwankungen der Radonkonzentration im verwendeten Roh- oder Reinwasser festgestellt. In beiden WVU wird das Wasser aus Brunnen gefördert, die während des Versuchszeitraums kontinuierlich in gleich bleibender Menge und Mischung Grundwasser förderten.

Im WVU 5332 wurden für zwei Versuchsreihen jeweils unterschiedliche Brunnen betrieben, so dass im Rohmischwasser unterschiedlich hohe Radonkonzentrationen erzielt wurden. Die Versuche selbst wurden mit Reinwasser (Reinwasser 1 und 2) durchgeführt. Im WVU 5410 wurde nur ein Brunnen betrieben, hier wurde eine Versuchsreihe mit Reinwasser durchgeführt. Beim Betrieb der Anlage wurden maximale Differenzen der Radonkonzentration von 16, 28 und 66 Bq/l festgestellt (Abb. 19, Tab. 10), die einer Standardabweichung von 3 bzw. 6 % entsprechen.

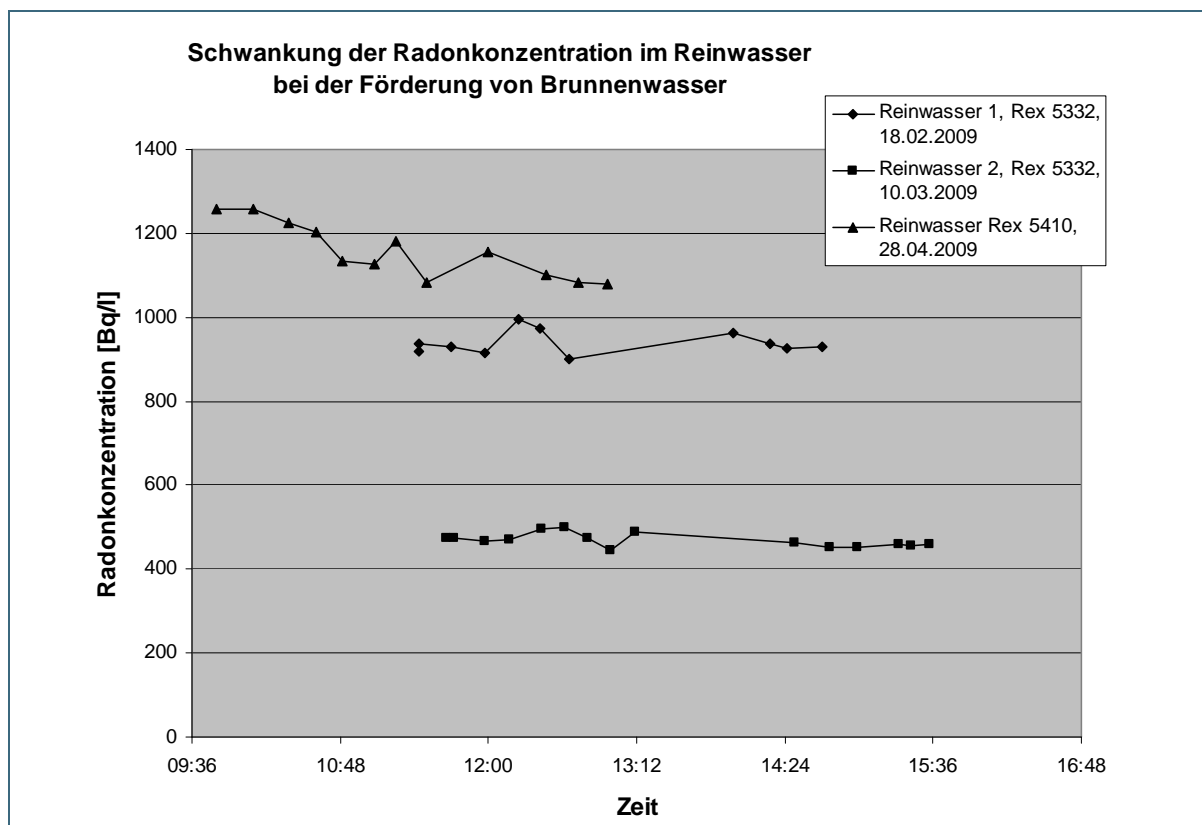


Abb. 19: Schwankung der Radonkonzentration im Reinwasser WVU 5332 und 5410

Tab. 10: Schwankung der Radonkonzentration beim Betrieb von Brunnen

	WVU 5332 Reinwasser 1 18.02.2009 11:26 - 14:42 Uhr	WVU 5332 Reinwasser 2 10.03.2009 11:40 - 15:34 Uhr	WVU 5410 Reinwasser 28.04.2009 09:48 - 12:58 Uhr	WVU 5410 Rohwasser 12.05.2009 09:00 - 13:03 Uhr
Maximum [Bq/l]	997	498	1.256	11.018
Minimum [Bq/l]	901	443	1.079	7.688
Mittelwert [Bq/l]	939	468	1.157	10.216
max. Differenz [Bq/l]	96	55	177	3.330
Std.abw. [Bq/l]	28	16	66	891
Std.abw. [%]	3	3	6	9

Im WVU 5332 wurde die Radonkonzentration des Rohwassers bei der Versuchsdurchführung nicht bestimmt. Im WVU 5410 wurde jedoch eine Versuchsreihe mit Rohwasser eines Brunnens durchgeführt, der eine sehr hohe Radonkonzentration von einigen kBq/l aufweist. Während der Betriebszeit der Versuchsanlage wurden Radonkonzentrationen zwischen 7.688 und 11.018 Bq/l gemessen (Abb. 20), wobei der extrem niedrige Minimalwert jedoch nur einmal auftrat und eventuell auf Fehler bei der Probenahme zurückzuführen ist. Die maximale Differenz beträgt 3.330 Bq/l, die Standardabweichung 9 % (Tab. 10).

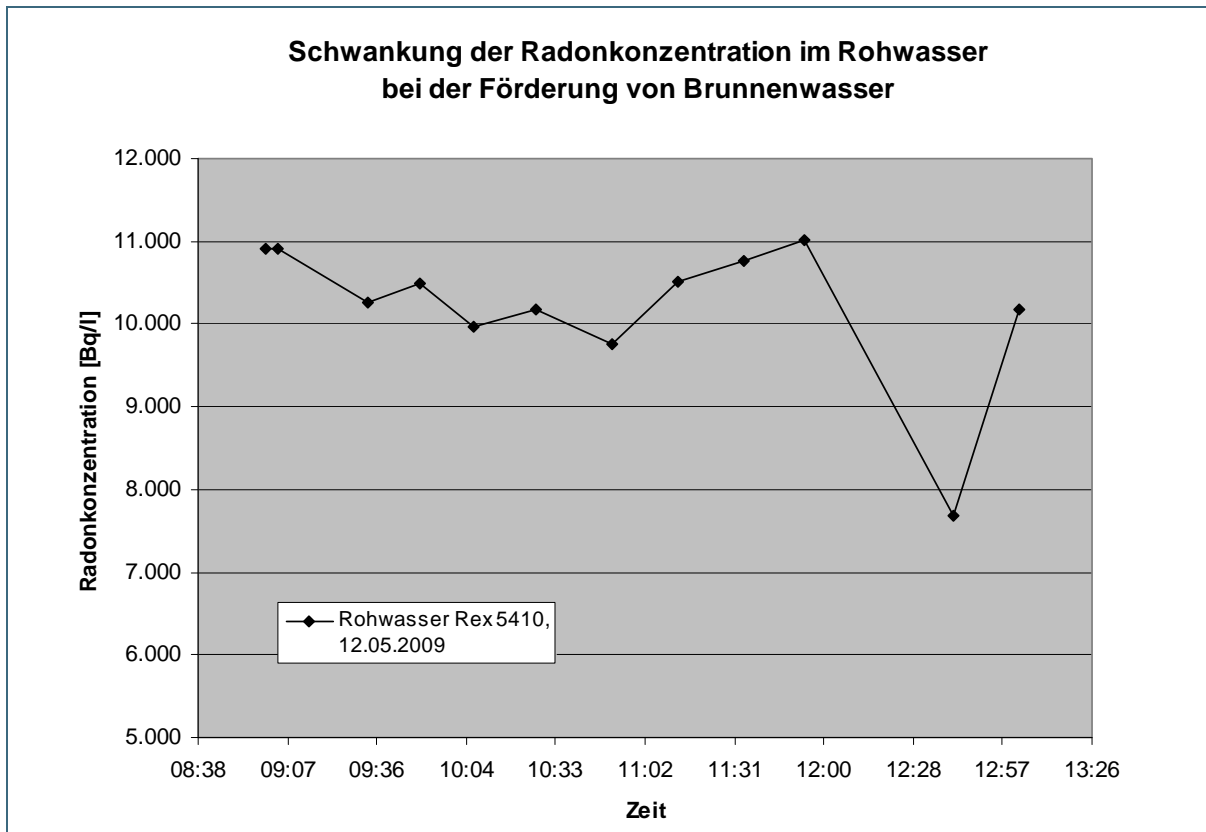


Abb. 20: Schwankung der Radonkonzentration im Rohwasser des Brunnens im WVU 5410

Um zusätzliche Daten für die Schwankung der Radonkonzentration im Rohwasser bei der Förderung von Brunnenwasser zu erhalten, wurden in WVU 5408 beim Betrieb eines Brunnens drei Proben im Abstand von einer halben Stunde ab Beginn der Förderung entnommen und die Radonkonzentration bestimmt (Tab. 11). Der Mittelwert beträgt 1.570 Bq/l, die maximale Differenz zwischen den gemessenen Werten 121 Bq/l, die Standardabweichung 63 Bq/l (4 %). Die Messungen zeigen, dass bei der Förderung von Brunnenwasser Schwankungen der Radonkonzentration in kurzen Zeiträumen vorkommen.

Tab. 11: Veränderung der Radonkonzentration im Brunnen BIB (WVU 5408)

WVU 5408 – BIB	Datum	Uhrzeit	Radonkonzentration [Bq/l]	Messunsicherheit [Bq/l]
Brunnen BIB, Rohwasser 1	26.05.2009	09:05	1.500	25
Brunnen BIB, Rohwasser 2	26.05.2009	09:35	1.621	28
Brunnen BIB, Rohwasser 3	26.05.2009	10:05	1.590	29

Die Vermutung, dass die Radonkonzentration im gefördertem Brunnenwasser durch die Bildung eines Absenkrichters im Grundwasserspiegel kontinuierlich abfällt oder ansteigt, konnte nicht bestätigt werden. Ein eindeutiger „Trend“ der Zu- oder Abnahme der Radonkonzentration beim Betrieb von Brunnen trat in keiner der Versuchsreihen auf.

6.3 Schwankungen durch unterschiedliche Mischungsverhältnisse

In einem großen Wasserversorgungsunternehmen (WVU 5332), das Wasser aus fünf unterschiedlichen Gewinnungsgebieten in wechselnden Mischungsverhältnissen für die Trinkwasserversorgung nutzt, wurden über den Zeitraum eines Jahres zehn Messungen (in etwa monatlich) durchgeführt, um den Einfluss der unterschiedlichen Mischungsverhältnisse auf die Radonkonzentration im Reinwasser zu untersuchen.

Die Gewinnungsgebiete und Aufbereitungsanlagen des WVU 5332 sind in Abb. 21 schematisch dargestellt. Die Radonkonzentration der einzelnen Messpunkte und ihre Variation sind in Tab. 12 und Abb. 22 (Ganglinien) angegeben.

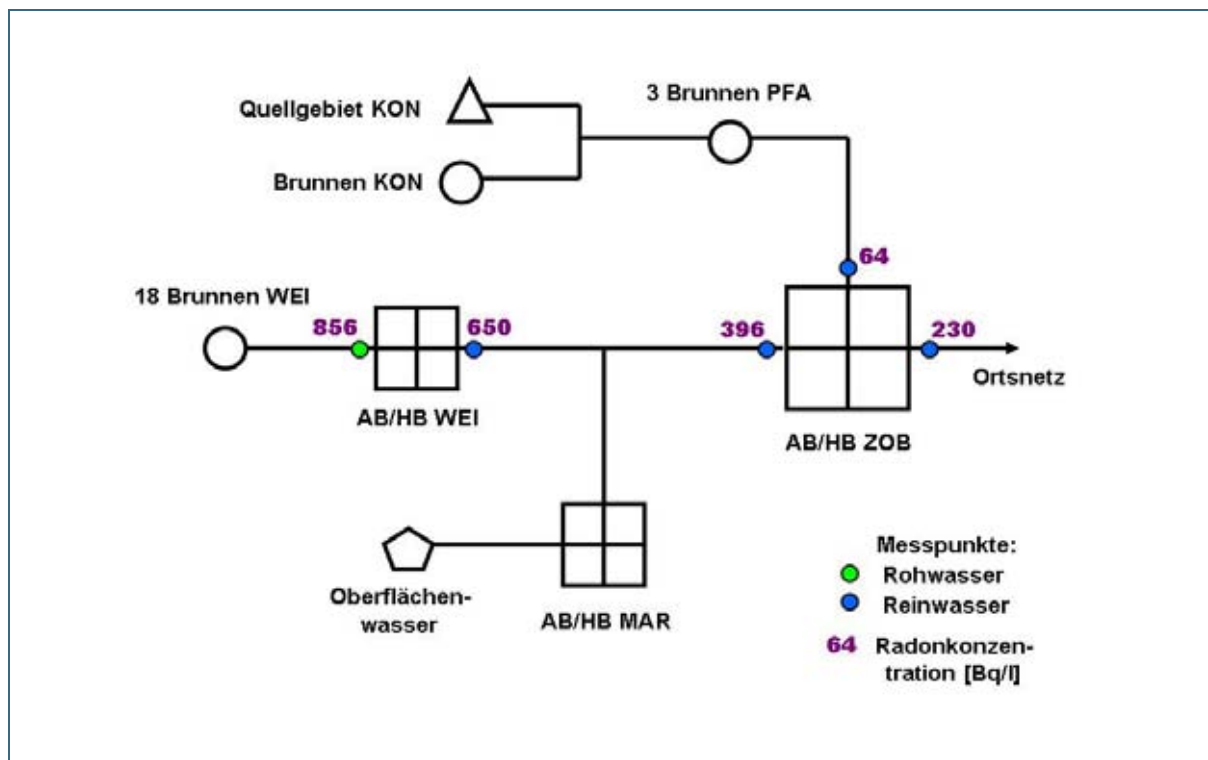


Abb. 21: Schema des WVU 5332

Wassergewinnungsgebiet und Aufbereitungsanlage WEI:

In dieser WVA wird Wasser aus 18 Brunnen im Gneis und Granit genutzt. Meist wird eine wechselnde Auswahl von Brunnen betrieben, die sich vor allem nach Wasserbedarf und der Absenkung des Grundwasserspiegels durch den Brunnenbetrieb richtet. Das Rohmischwasser, das dadurch in seiner Zusammensetzung stark wechselt, wird in einer offenen Entsäuerungsanlage über Kalkfilter aufbereitet. Zur genaueren pH-Wert-Einstellung wird dem Reinwasser ein geringer Anteil Rohwasser (ca. 10 %) zugemischt. Das aufbereitete Wasser läuft in den unmittelbar neben der Aufbereitung gelegenen Hochbehälter, dessen Zulauf bei 4,3 m über dessen Sohle angebracht ist. Der Behälter kann bis 5,0 m gefüllt werden, so dass der Zulauf auch unterhalb der Wasseroberfläche erfolgen kann.

Wegen der hohen Radongehalte im Rohmischwasser mit im Mittel 856 Bq/l ist auch der Radongehalt des Reinwassers mit einem Mittelwert von 650 Bq/l sehr hoch. Das Reinwasser aus der WVA WEI wird zusammen mit dem Reinwasser der WVA MAR in den HB ZOB geleitet und deckt ca. 40 % des Trinkwasserbedarfs im Versorgungsgebiet des WVU 5332.

Wassergewinnungsgebiet und Aufbereitung MAR:

Hier wird Oberflächenwasser aus zwei Bächen gewonnen, das nur sehr geringe Radongehalte aufweist ($< 7,4$ Bq/l). Es wird über Flockung, Filtration, Desinfektion und offene chemische Entsäuerung mit Kalkfiltern aufbereitet. Das Reinwasser wird in der Leitung mit dem Reinwasser aus der WVA WEI gemischt und mit diesem zusammen in den HB ZOB eingespeist. Das Wasser aus diesem Gewinnungsgebiet deckt ca. 7 % des Wasserbedarfs.

Wassergewinnungsgebiet KON:

Das Rohmischwasser aus 6 Quellen und einem Brunnen wird zur Aufbereitungsanlage ZOB geleitet. Der Radongehalt des Rohmischwassers liegt wegen der Wassergewinnung im Gneis mit ca. 100 – 200 Bq/l vergleichsweise niedrig. Das Wasser aus diesem Gewinnungsgebiet deckt rund 28 % des Trinkwasserbedarfs.

Wassergewinnungsgebiet PFA:

Dieses Gewinnungsgebiet, das Wasser durch drei Brunnen im Gneis erschließt, wird nur zeitweise genutzt, wenn das Wasser aus dem Quellgebiet KON nicht ausreicht. Der Radongehalt des Brunnenwassers liegt bei ca. 150 Bq/l. Das Wasser wird mit dem Wasser aus dem Quellgebiet KON zur Aufbereitungsanlage ZOB geleitet.

Aufbereitungsanlage und Hochbehälter ZOB:

In der Aufbereitungsanlage ZOB wird das Rohmischwasser aus den Gewinnungsgebieten KON und PAF über Ultrafiltration und offene Entsäuerung mit Kalkfiltern aufbereitet. Im HB ZOB, der sich unmittelbar neben der Aufbereitung befindet, werden die Wässer aller Gewinnungsgebiete gespeichert und von dort in das Versorgungsnetz abgegeben. Die Radonkonzentration im Wasser aus den Gewinnungsgebieten WEI und MAR beträgt wegen der geringen Radonkonzentration des Oberflächenwassers aus MAR am Zulauf zum HB ZOB nur noch im Mittel 396 Bq/l. Das Reinwasser aus den Gewinnungsgebieten KON und PFA weist nach der Aufbereitung am HB ZOB im Mittel nur noch einen Radongehalt von 64 Bq/l auf.

Nicht nur die Radonkonzentration sondern auch die Wassermenge aus den einzelnen Gewinnungsgebieten schwankt je nach Wasserdargebot und Wasserverbrauch. Das Reinwasser des HB ZOB stellt somit eine Mischung von Wasser aus mehreren Gewinnungsgebieten dar, die in ihrer Zusammensetzung sehr unterschiedlich sein kann. So ist auch die Radonkonzentration im Ablauf des Hochbehälters nicht konstant und schwankt zwischen 150 und 454 Bq/l. Der Mittelwert beträgt 230 Bq/l, die Standardabweichung 94 Bq/l oder 41 % vom Mittelwert (Tab. 12).

Tab. 12: Radonkonzentration im WVU 5332

Probenahmestelle	Minimum [Bq/l]	Maximum [Bq/l]	Mittelwert [Bq/l]	Maximale Differenz [Bq/l]	Standardabweichung [Bq/l]	Standardabweichung [%]
AB WEI – Zulauf Rohmischwasser	744	1.036	856	292	107	12
HB WEI – Ablauf Reinwasser	580	751	650	171	57	9
HB ZOB – Zulauf Reinwasser WEI/MAR	213	521	396	308	103	26
HB ZOB – Zulauf Reinwasser KON/PFA	50	89	64	39	12	19
HB ZOB – Ablauf Reinwasser (gesamt)	150	454	230	304	94	41

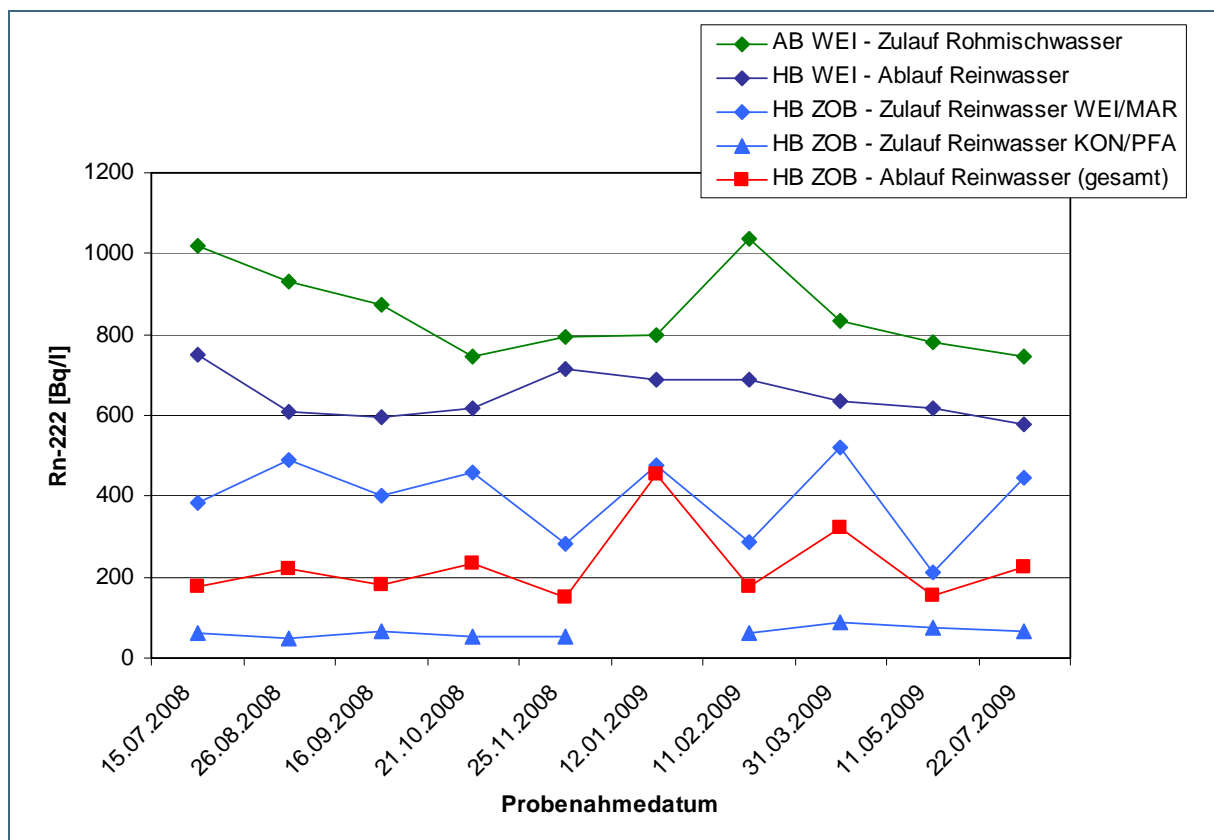


Abb. 22: Ganglinien Radonkonzentration im WVU 5332

Betrachtet man die Ganglinien der Radonkonzentration in Abb. 22, so stellt man fest, dass die Schwankung im Rohwasser des Gewinnungsgebietes WEI stärker variiert als der Reinwasserablauf und dass beide Ganglinien nicht parallel verlaufen. Dadurch wird deutlich, dass die Rohwasserprobe nur eine Momentaufnahme der Radonkonzentration zum Zeitpunkt der Probenahme darstellt. Im Reinwasser wird die Schwankung durch die Mischung über mehrere Stunden oder Tage im Speicherbehälter ausgeglichen. Die Reinwasserprobe stellt somit eine Sammelprobe über einen größeren Zeitraum dar und ist insofern nicht direkt mit der Rohwasserprobe vergleichbar.

Die Ganglinie des Zulaufs WEI/MAR am HB ZOB zeigt, dass der Radongehalt hier durch die Mischung der beiden Wässer wieder stärkeren Schwankungen unterliegt. Durch den radonarmen Zulauf aus dem Gewinnungsgebiet KON/PFA wird der Radongehalt im Reinwasser des HB ZOB stark herabgesetzt. Er wird jedoch im Wesentlichen von der Radonkonzentration des Zulaufs aus WEI/MAR beeinflusst (nahezu paralleler Verlauf der Ganglinien). Dies wird noch deutlicher, wenn man die Radonfracht betrachtet, die die Wassermengen berücksichtigt (Wassermenge x Radongehalt in kBq/s, Abb. 23). Die Ganglinien von Radonkonzentration und Radonfracht zeigen, dass der auffällig hohe Radongehalt im Reinwasser des HB ZOB am 12.01.2009 durch den Wegfall des radonarmen Wassers aus KON/PFA hervorgerufen wird.

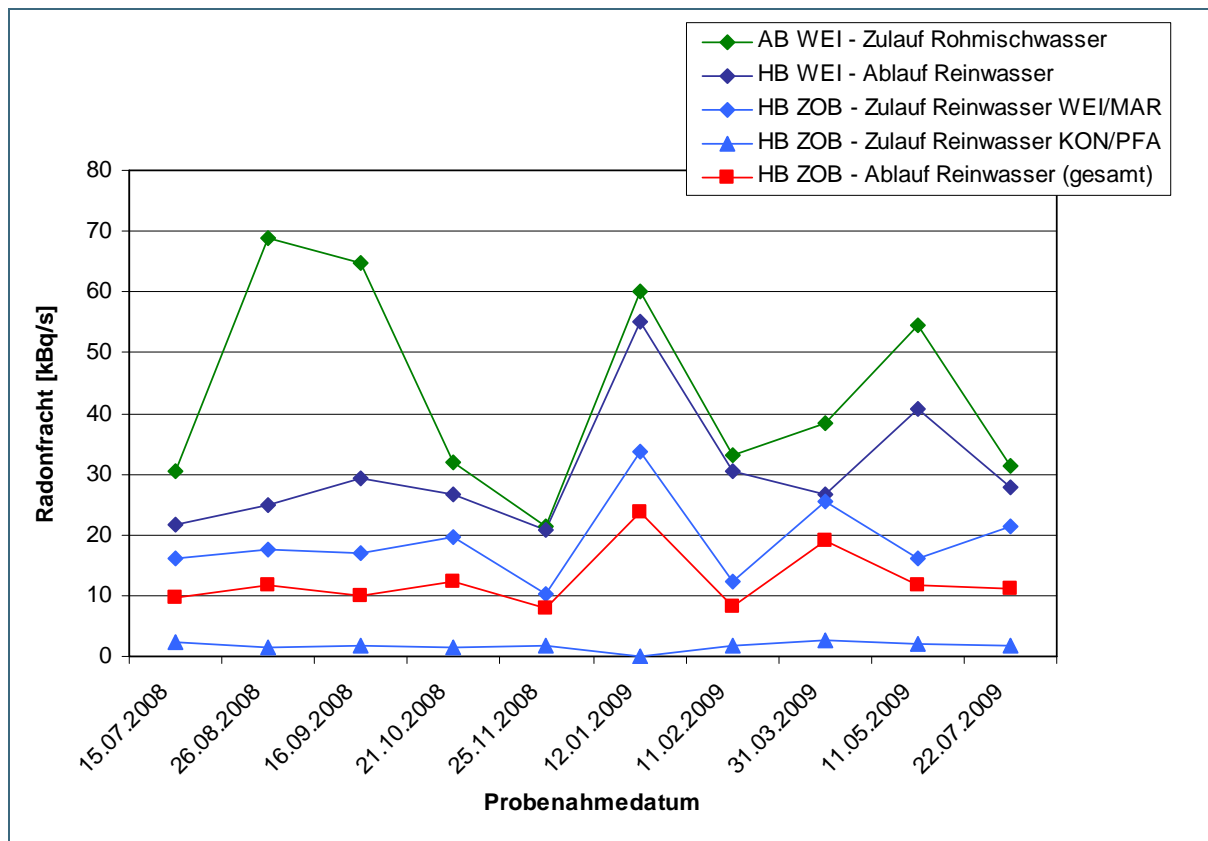


Abb. 23: Ganglinien Radonfracht im WVU 5332

Die Vermutung, dass für die Reduzierung der Radonkonzentration vom Roh- zum Reinwasser auch die Höhe des Zulaufs zum Hochbehälter (oberhalb bzw. unterhalb der Wasseroberfläche) eine Rolle spielt (Abb. 24), konnte bei Untersuchungen in der WVA WEI wegen der vielen Einflussfaktoren nicht eindeutig bestätigt werden.

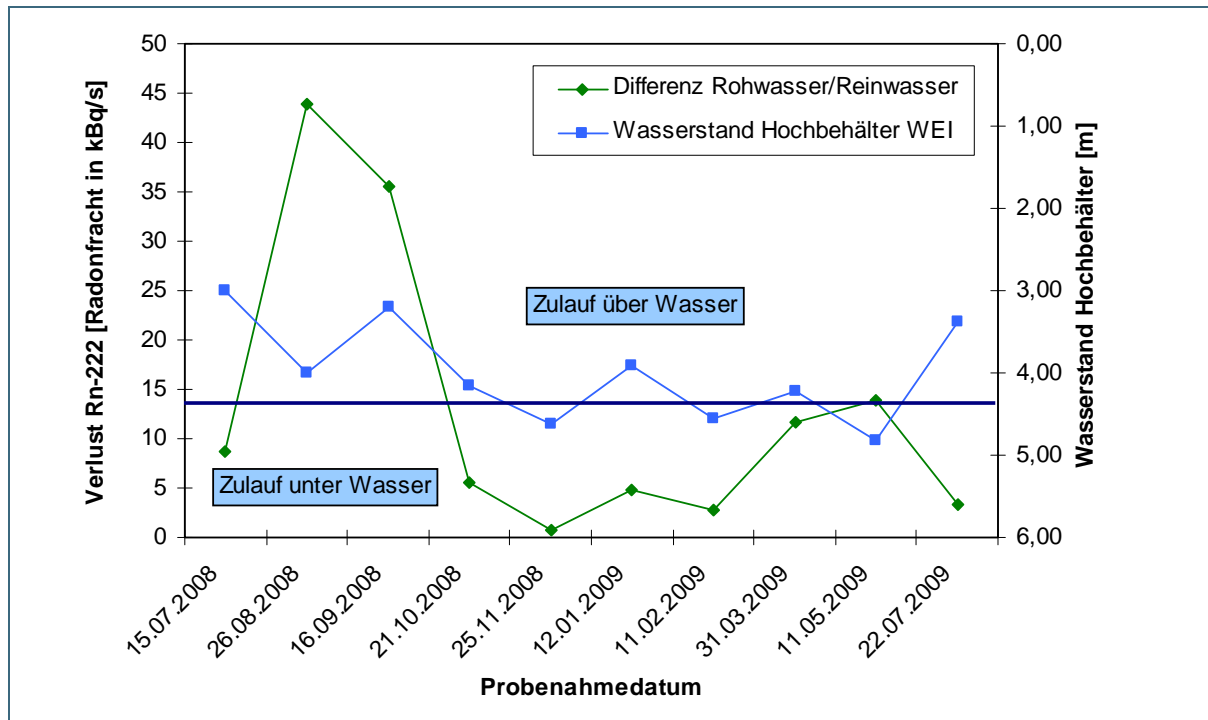


Abb. 24: Verlust an Radon und Wasserstand im Hochbehälter WEI (Wasserzulauf bei 4,3 m)

Die Untersuchungen im WVU 5332 zeigen, dass die Schwankung der Radonkonzentration bei großen WVU mit mehreren Gewinnungsgebieten sehr komplex ist und stark von der Wassermenge der jeweiligen Zuläufe abhängt. Durch die großen Unterschiede der Radongehalte in den Gewinnungsgebieten können durch stark unterschiedliche Mischungsverhältnisse, beispielsweise beim Wegfall des Wassers aus einem Gewinnungsgebiet, starke Schwankungen der Radonkonzentration im Reinwasser auftreten. Die Zusammenhänge sind jedoch nicht immer eindeutig erkennbar und erfordern eine sehr gute Kenntnis der Wasserversorgung und ihrer technischen Anlagen. Durch die Untersuchungen wird deutlich, dass eine Beurteilung der Radonkonzentration in solch komplexen Wasserversorgungssystemen mit Hilfe von einzelnen Messungen nicht sinnvoll ist.

7 Radonkonzentration und Trinkwasseraufbereitung

Durch verschiedene Aufbereitungsverfahren, die einen Gastransfer zwischen Wasser und Raumluft ermöglichen, kann der Radongehalt im Wasser reduziert werden. Bereits durch turbulente Strömungsverhältnisse bei der Zuleitung des Wassers zu den Anlagen wird der Radongehalt im Trinkwasser verringert. Nach [21] bewirkt Turbulenz und eine Fallhöhe von ca. einem halben Meter eine Reduktion der Radonkonzentration von 40 bis 50 %. Gezielt kann Radon aus dem Wasser durch Belüftungsverfahren entgast werden (s. Kap. 7.2).

7.1 Veränderung der Radonkonzentration durch verschiedene bestehende Aufbereitungssysteme

In welchem Ausmaß bestehende Aufbereitungsanlagen Radon entfernen, konnte anhand von 87 Rohreinwasser-Paaren, die am selben Tag beprobt wurden, untersucht werden. Diese Proben stammen alle aus dem Nordostbayerischen Grundgebirge. In dieser Region werden häufig saure, mineralstoffarme Wässer angetroffen. Eine Anhebung des pH-Werts und eine Aufhärtung werden in der Regel durch physikalische oder chemische Entsäuerungsanlagen durchgeführt. In Wasser aus sauerstoffarmen Brunnen können gelöstes Eisen und Mangan enthalten sein. Diese Metalle werden in der Regel in geschlossenen Druckfiltersystemen durch Belüftung mit Sauerstoff und anschließender Filtration der Ausfällungen über Quarzsand entfernt. Häufig werden verschiedene Aufbereitungsarten miteinander kombiniert. In einigen Fällen kann das Rohwasser ohne Aufbereitung als Trinkwasser abgegeben werden. Die untersuchten Wässer wurden nach der Art der Trinkwasseraufbereitung eingeteilt und auf ihre Effektivität hinsichtlich der Radonentfernung ausgewertet (Tab. 13).

Tab. 13: Radonentfernung bei verschiedenen Aufbereitungsarten

Art der Aufbereitung	Anzahl Proben	Radon-Entfernung [Bq/l]	Median Radonentfernung [Bq/l]	Entfernungsrate [%]	Median Entfernungsrate [%]
Entsäuerung über Belüftungssysteme	12	63 - 8440	262	65 - 96	86
Entsäuerung über offene Kalkfilter	50	0 - 438	28	0 - 95	16
Entsäuerung über geschlossene Kalkfilter	18	0 - 403	23	0 - 74	7
Enteisenung/Entmanganung	3	0 - 631	-	0 - 40	-
Keine Aufbereitung	3	0 - 153	-	0 - 17	-

Entsäuerung über Belüftungssysteme

Bei der Entsäuerung über Belüftungssysteme konnten im untersuchten Datensatz maximal 8.440 Bq/l Radon aus dem Wasser entfernt werden (Tab. 13). Die Entfernraten liegen sehr hoch, maximal bei 96 %. Mit einer auf die Radonentfernung optimierten Einstellung können damit auch höhere Effektivitäten erzielt werden (s. Kap. 7.3). Einen Eindruck über die Spannweite der Entfernraten beim Betrieb von Belüftungssystemen gibt Abb. 25.

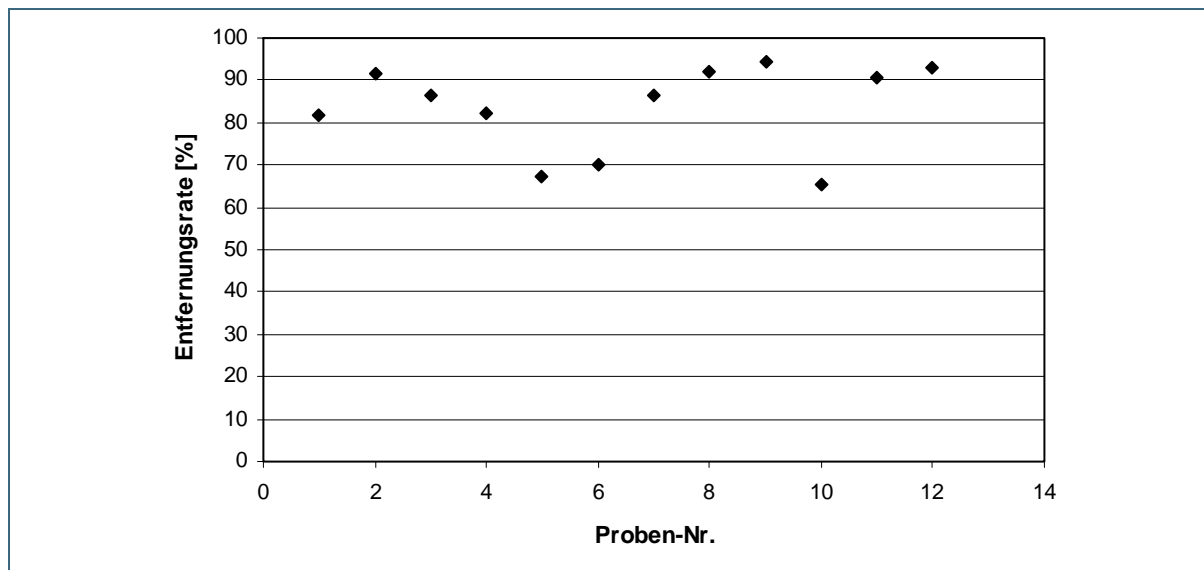


Abb. 25: Radonentfernung bei Entsäuerung über Belüftungssysteme

Entsäuerung über Kalkfilter

Die Entfernung von Radon aus dem Wasser beim Betrieb von offenen und geschlossenen Entsäuerungsanlagen über Kalkfilter ist hingegen sehr unterschiedlich. In den untersuchten Anlagen konnten Gehalte bis ca. 400 Bq/l entfernt werden, die Effektivität für die Radonentfernung weist jedoch einer große Spannweite auf: es werden einerseits große Entfernungsraten sowohl bei offenen (95 %) als auch bei geschlossenen Systemen (74 %) festgestellt, andererseits wird in vielen Anlagen so gut wie kein Radon durch die Aufbereitung entfernt. Einen Eindruck über die Spannweite der Entfernungsraten bei Entsäuerungsanlagen geben Abb. 26 und Abb. 27. Der Unterschied in der Effektivität von offenen und geschlossenen Systemen fällt relativ gering aus, wie der Median der Entfernungsrate (bei offenen Systemen 28 %, bei geschlossenen 23 %) zeigt.

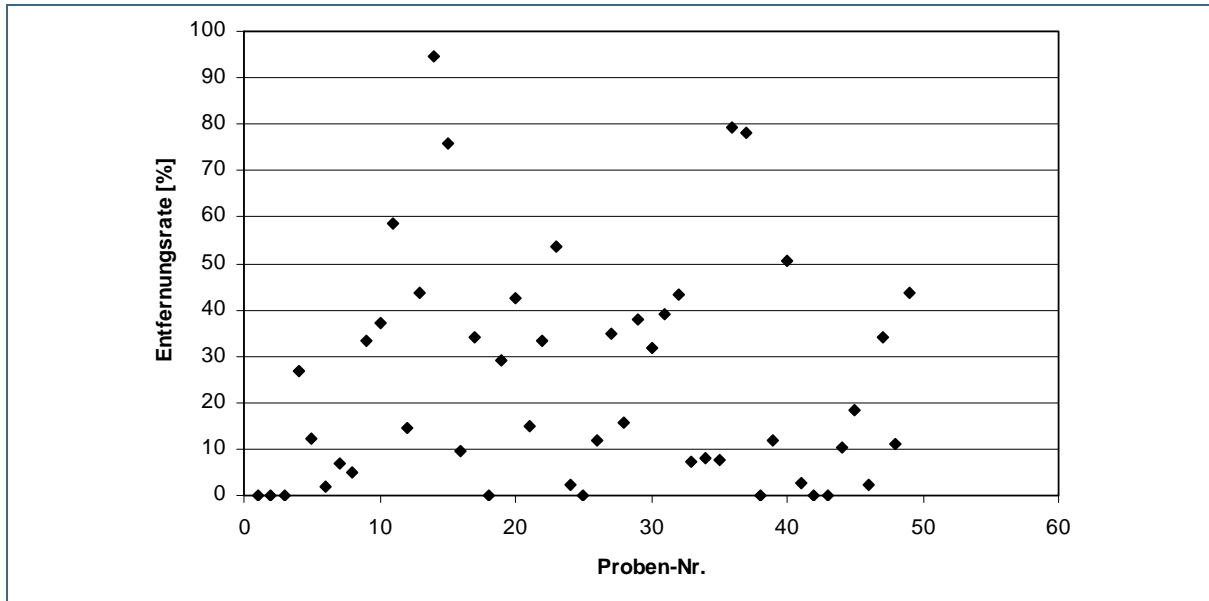


Abb. 26: Radonentfernung bei Entsäuerung über offene Kalkfilter

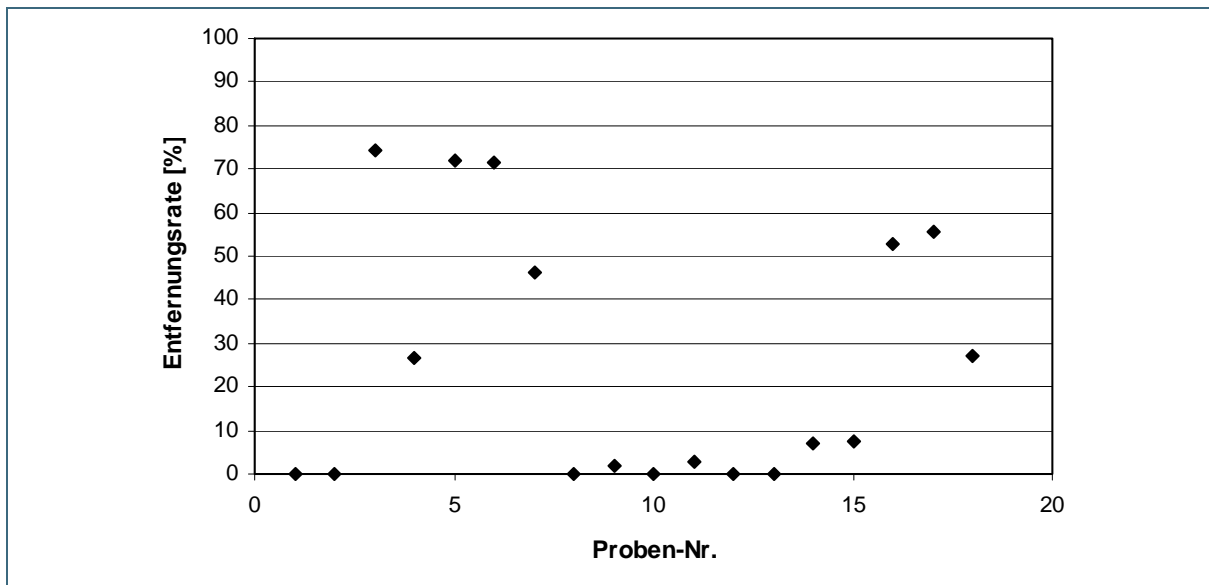


Abb. 27: Radonentfernung bei Entsäuerung über geschlossene Kalkfilter

Bei den Kalkfiltern hat der Zulauf des Wassers zu den Anlagen und Speicherbecken einen nicht unerheblichen Einfluss auf die Entfernung von Radon aus dem Wasser. Erfolgt der Zulauf unterhalb der Wasseroberfläche, so verändert sich der Radongehalt kaum. Läuft das Wasser hingegen turbulent oder sprudelnd oberhalb der Wasseroberfläche zu, so wird dadurch häufig mehr Radon entfernt als durch die Aufbereitungsanlage selbst. Das Beispiel der WVA 5332 – WEI in Kap. 6.3 zeigt jedoch, dass ein Zusammenhang zwischen der Effektivität der Radonentfernung und der Art des Zulaufs nicht immer bestehen muss und das Zusammenspiel unterschiedlicher Faktoren, die zur Reduzierung der Radonkonzentration im Wasser beitragen, sehr komplex ist.

Enteisung/Entmanganung

In der Literatur wurde beim Betrieb von geschlossenen Enteisung-/Entmanganungsanlagen mehrfach ein leichter Anstieg der Radonkonzentration nach der Filteranlage beschrieben ([21], [23]). Dieser Sachverhalt wurde auch durch Untersuchungen am LfU im Rahmen des Projektes „Natürliche Radionuklide in Rückständen aus der Trinkwasseraufbereitung“ ([12], [13]) bestätigt. Radon wird hier durch die Anlagerung von Radium-226 am Filtermaterial im geschlossenen Filter nachgebildet und kann dann in die Wasserphase übertreten. Gelöstes Radium im Trinkwasser und damit eine Anreicherung im Filtermaterial tritt jedoch vorwiegend in Gegenden auf, in denen kein erhöhtes Potential für hohe Radonkonzentrationen im Trinkwasser gegeben ist (Tiefbrunnen in Tertiärgebieten und Keuper-Sandsteinen). Die ohnehin geringen Radonkonzentrationen werden somit nach der Passage durch das Filtermaterial nicht wesentlich erhöht, die Gehalte im Reinwasser bleiben unter 100 Bq/l.

Im Nordostbayerischen Grundgebirge wurde eine Anreicherung des Radongehalts bei Enteisungsanlagen bisher nicht beobachtet. Jedoch kann auch bei anderen Aufbereitungsarten der Radongehalt im Reinwasser höher sein als im Rohwasser. Die scheinbare „Anreicherung“ ist hier auf die Mischung von Wasser mit unterschiedlichen Radongehalten zurück zu führen (s. Kap. 6.3). Das Rohmischwasser stellt eine Momentaufnahme der Radonkonzentration zur Zeit des Zulaufs dar, das Reinwasser wird hingegen aus einem Speicherbehälter entnommen, in dem Wasser mit unterschiedlichen Radonkonzentrationen über mehrere Stunden oder Tage gemischt wird. Für die Auswertung in Tab. 13 wurden diese Wässer nicht berücksichtigt.

Keine Aufbereitung

Die Untersuchungen zeigen, dass auch bei Wasserversorgungsanlagen ohne jegliche Aufbereitung der Radongehalt vom Rohwasser zum Trinkwasser reduziert wird. Die Entfernungsrates in den untersuchten Wässern beträgt 17 %. Die Radonentfernung wird hier nur durch den Zulauf zum Speicherbehälter oder durch Ausgasen über dessen offene Wasserfläche hervorgerufen.

Detailmessungen

Im Rahmen des Projektes wurde die Veränderung der Radonkonzentration in einigen Wasserversorgungsunternehmen von der Wassergewinnung bis zum Reinwasser detailliert und Schritt für Schritt beprobt. Einige Beispiele werden im Folgenden dargestellt.

Radonentfernung bei einfachen offenen chemischen Entsäuerungsanlagen (Kalkfilter)

WVA 5044 – BIS

Wasser aus 4 Quellen wird etwa zu gleichen Anteilen (je 1 l/s) gemischt und zur Aufbereitungsanlage geleitet (Abb. 28). Der Radongehalt der einzelnen Quellen liegt bei 405 (Qu 1+4), 125 und 512 Bq/l. Durch die Mischung zu gleichen Teilen müsste der Radongehalt im Rohmischwasser bei etwa 360 Bq/l liegen. Am Zulauf zur Aufbereitungsanlage werden jedoch nur 230 Bq/l gemessen, da bereits vor dem Zulauf zur Aufbereitungsanlage Radon in den Sammelschächten aus dem Wasser entweichen kann. Nach der Aufbereitung über offene chemische Entsäuerung und CO₂-Dosierung liegt der Radongehalt im Reinwasser bei 212 bis 225 Bq/l. Der Zulauf zur Entsäuerungsanlage erfolgt breit verteilt und ruhig über eine Schwelle. Die Entfernungsrate ist dadurch gering (2–8 %).

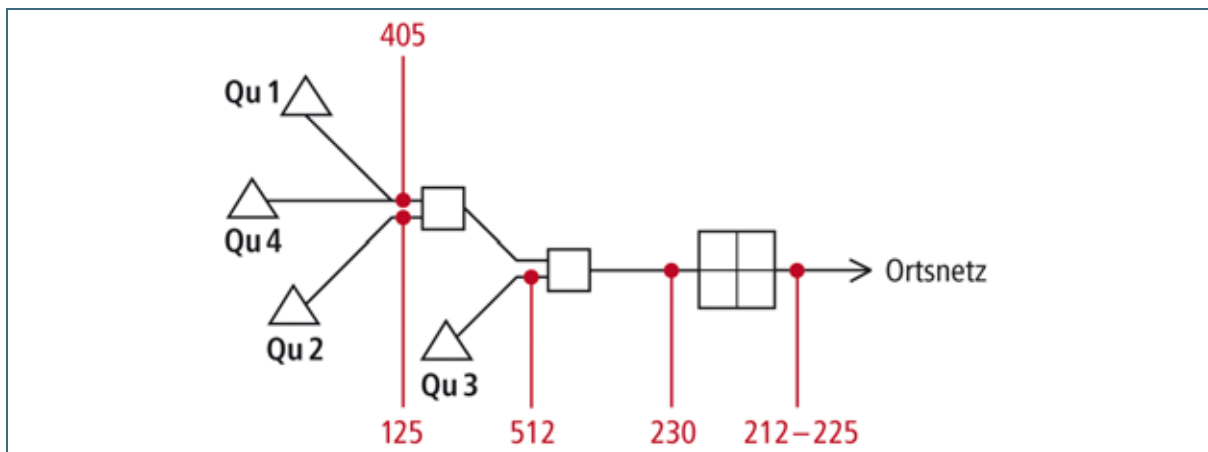


Abb. 28: Veränderung der Radonkonzentration in der WVA 5044 – BIS

WVA 5051 – ASS

Wasser aus 4 Quellen wird gemischt: Quelle 1 und 2 mit einer Schüttung von zusammen 1,5 l/s und einem Radongehalt von 267 Bq/l, Quelle 3 mit 0,52 l/s und 77 Bq/l (Abb. 29). Am Zulauf zum Wasserwerk werden noch 196 Bq/l gemessen, bei einer Zweitmessung 228 Bq/l. Quelle 4 bringt 1,1 l/s und hat am Quellschacht einen Radongehalt von 248 Bq/l. Nach einem Weg von ca. 3 km werden am Zulauf zum Wasserwerk noch 190 Bq/l gemessen, bei der Zweitmessung nur 57 Bq/l. Nach der Aufbereitung über eine offene chemische Entsäuerung beträgt der Radongehalt noch 20 bzw. 33 Bq/l. Der Zulauf zur Entsäuerungsanlage liegt etwa 0,5 m über der Wasseroberfläche und erfolgt über eine 3 m lange Rinne. Die Entfernungsrate liegt bei etwa 85 bis 90 %.

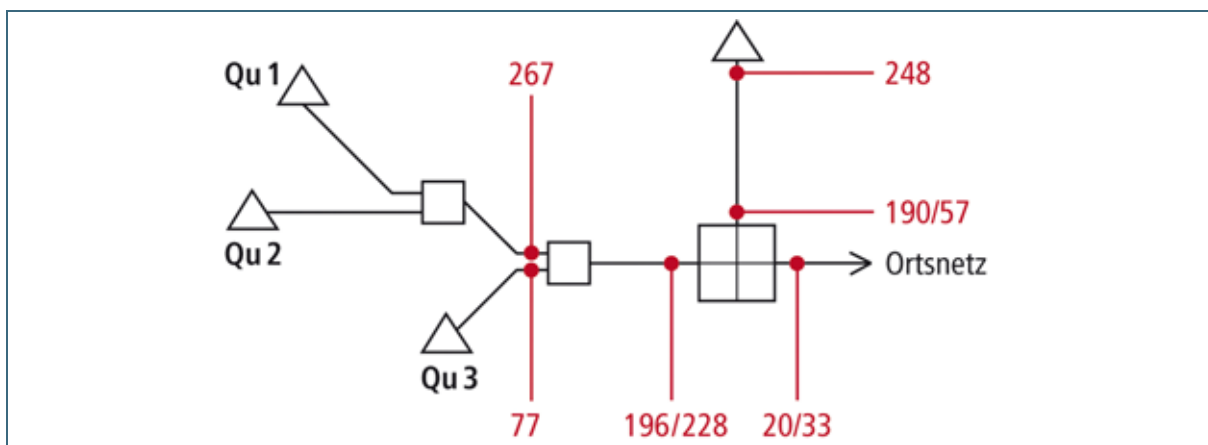


Abb. 29: Veränderung der Radonkonzentration in der WVA 5051 – ASS

WVA 5055 – LAC

Das bereits in Kap. 6.1 vorgestellte WVU betreibt eine Quelle, deren Radongehalt am Zulauf zur Aufbereitungsanlage am Tag der Messung 1.066 Bq/l beträgt (Abb. 30). Der Zulauf zur offenen chemischen Entsäuerung erfolgt unterhalb der Wasseroberfläche, so dass durch die Aufbereitung kaum Radon entfernt wird (Radonkonzentration im Reinwasser 1.036 Bq/l). Die Entfernrungsrate beträgt 3 %.

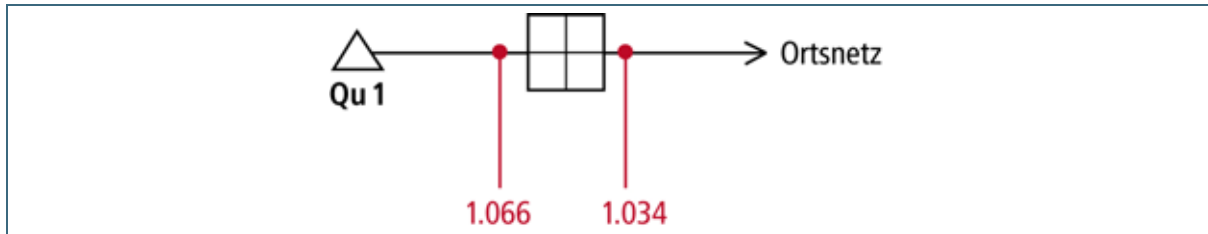


Abb. 30: Veränderung der Radonkonzentration in der WVA 5055 –LAC

WVA 5055 – DUS

In dieser WVA werden Quellen aus zwei Quellgebieten gemischt (s. Kap. 6.1) (Abb. 31). Rohwasser 1 läuft am Tag der Messung mit einer Schüttung von 4,1 l/s zu und hat einen Radongehalt von 254 Bq/l. Rohwasser 2 weist eine Schüttung von 4,8 l/s und einen Radongehalt von 40 Bq/l auf. Das Wasser wird in einer offenen chemischen Entsäuerung aufbereitet, der Zulauf zur Aufbereitungsanlage erfolgt jeweils über Wasser. Alleine durch die Mischung der Wässer müsste der Radongehalt des Reinwassers 139 Bq/l betragen. Durch Verluste bei der Aufbereitung werden im Reinwasser jedoch nur noch 72 Bq/l gemessen. Dies entspricht einer Entfernrungsrate von 48 % durch die Aufbereitung.

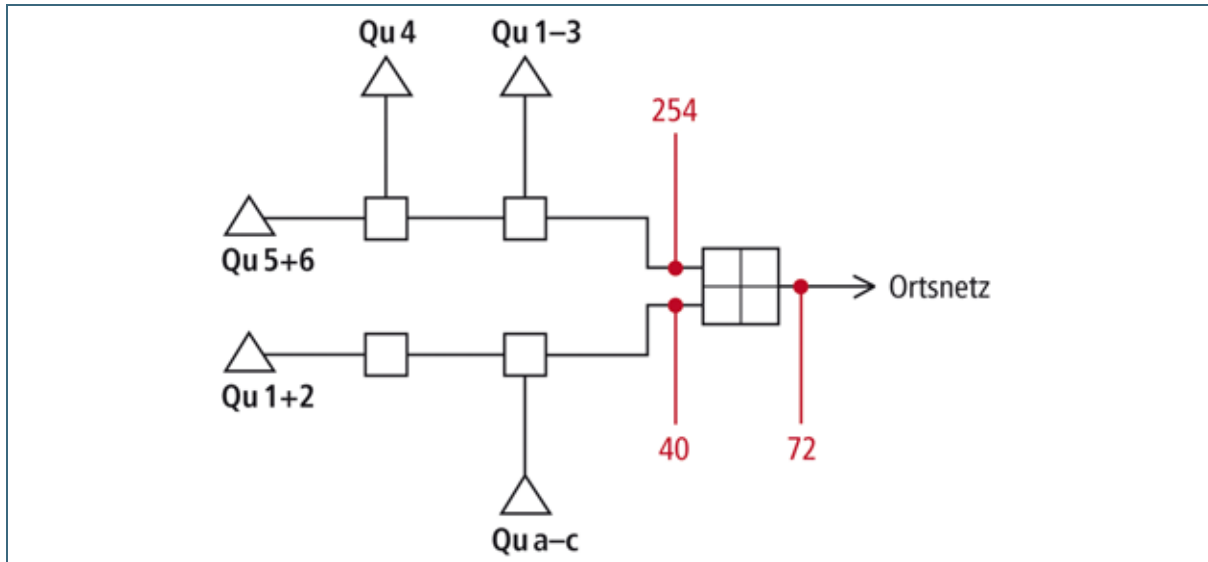


Abb. 31: Veränderung der Radonkonzentration in der WVA 5055 – DUS

WVA 5224 – LOH

In dieser WVA werden 5 Quellen aus zwei verschiedenen Gewinnungsgebieten gemischt (Abb. 32). Der Radongehalt in Gewinnungsgebiet 1 (2 Quellen) beträgt 232 Bq/l, in Gewinnungsgebiet 2 (3 Quellen) 60 Bq/l. Am Quellsammelschacht vor der Aufbereitungsanlage werden noch 65 Bq/l gemessen, was darauf schließen lässt, dass der Anteil des Wassers aus Gewinnungsgebiet 2 wesentlich höher

ist. Im Reinwasser nach der offenen chemischen Entsäuerung werden noch 48 Bq/l gemessen (Entfernungsrate 26 %).

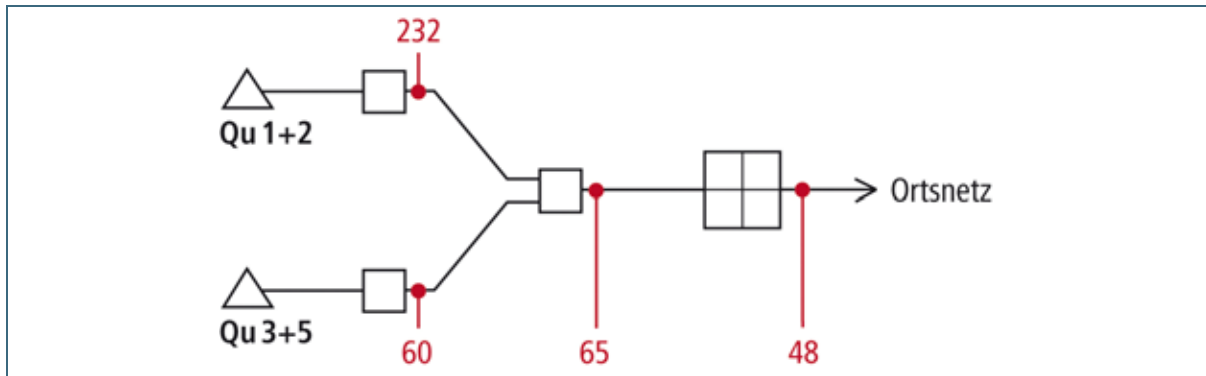


Abb. 32: Veränderung der Radonkonzentration in der WVA 5224 – LOH

WVA 5336 – GEF

In dieser WVA wird das Wasser aus 5 Quellen und 2 Brunnen gemischt (Abb. 33). Der Brunnen wird jedoch nur nachts genutzt, so dass der Rohwasserzulauf tagsüber nur aus Quellwasser besteht (Radonkonzentration 201 Bq/l). Im Reinwasser desselben Tages liegt jedoch eine Mischung von Brunnenwasser und Quellwasser vor. Die Radonkonzentration der Brunnen beträgt 832 bzw. 807 Bq/l, der Zulauf der Brunnen am Wasserwerk wurde an einem anderen Messtag, als wegen Sanierung der Quellen nur Brunnenwasser zur Verfügung stand, mit 770 Bq/l bestimmt. Die Mischung im Speicherbehälter führt dazu, dass eine scheinbare „Anreicherung“ auf 353 Bq/l im Reinwasser vorliegt. Dieses Beispiel zeigt, dass Roh- und Reinwasser desselben Tages nicht immer vergleichbar sind.

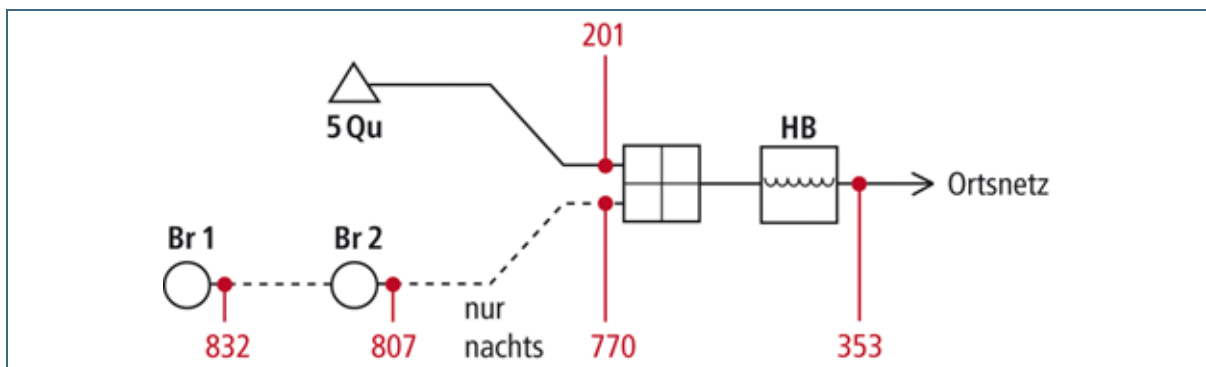


Abb. 33: Veränderung der Radonkonzentration in der WVA 5336 – GEF

Radonentfernung bei kombinierten Aufbereitungssystemen

WVU 5305

Das WVU betreibt einen 70 m tiefen Brunnen. Das Wasser wird über eine geschlossene Enteisungsanlage, eine geschlossene chemische Entsäuerung über Kalkfilter und eine geschlossene physikalische Entsäuerung (Flachbettbelüfter) aufbereitet (Abb. 34). Der Radongehalt des Rohmischwassers am Zulauf zur Enteisungsanlage beträgt 417 Bq/l, nach der Enteisung 310 Bq/l (Entfernungsrate 26 %). Der Zulauf zur Enteisung wird verdüst, weshalb Radon entweichen kann. Nach der geschlossenen chemischen Entsäuerung beträgt der Radongehalt noch 139 Bq/l, die Entfernungsrate dieses Aufbereitungsschritts liegt bei 55 %. Anschließend wird das Wasser mittels Flachbettbelü-

tung mit feinblasigem Lufteintrag behandelt. Der Radongehalt nach diesem Aufbereitungsschritt liegt unterhalb der Nachweisgrenze von 10 Bq/l.

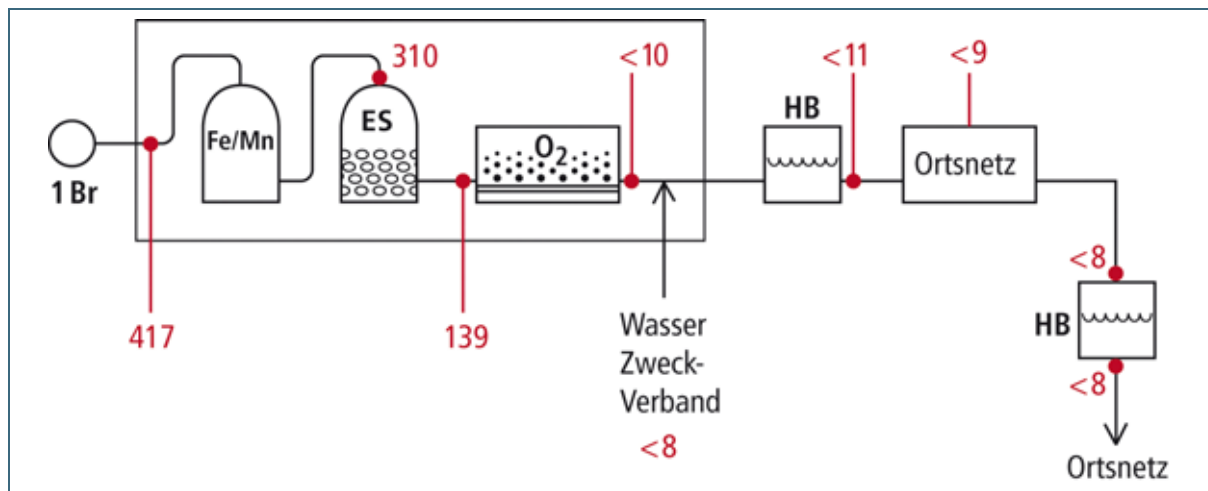


Abb. 34: Veränderung der Radonkonzentration im WWU 5305

WWU 5306

Das WWU betreibt einen Brunnen und 8 Quellen. Das Brunnenwasser wird über eine geschlossene Belüftungsanlage (Füllkörperkolonne mit Gegenstrombelüftung, Fallhöhe 2 m) und anschließend über eine offene chemische Entsäuerung mit Kalkfiltern aufbereitet (Abb. 35). Das Quellwasser wird nur über die chemische Entsäuerung aufbereitet. Das Wasser von Brunnen und Quellen wird in der chemischen Entsäuerung gemischt, der Zulauf des Rohwassers zur Entsäuerung liegt 0,3 m oberhalb der Wasseroberfläche. Der Brunnen wird nur etwa 2 bis 3-mal pro Woche für kurze Zeit mit einer Förderate von 2,5 l/s betrieben. Die Mischungsverhältnisse im Reinwasser sind deshalb nicht bekannt. Der Radongehalt des Brunnen am Rohwasserzulauf zur Aufbereitungsanlage beträgt 1.562 Bq/l. Nach der Belüftungsanlage werden noch 144 Bq/l gemessen, was einer Entfernungsrate von 91 % entspricht. Der Rohwasserzulauf der Quellen (2,3 l/s) zur chemischen Entsäuerung weist einen Radongehalt von 763 Bq/l auf. Nach der Mischung der Wässer und der offenen chemischen Entsäuerung werden 513 Bq/l im Reinwasser gemessen.

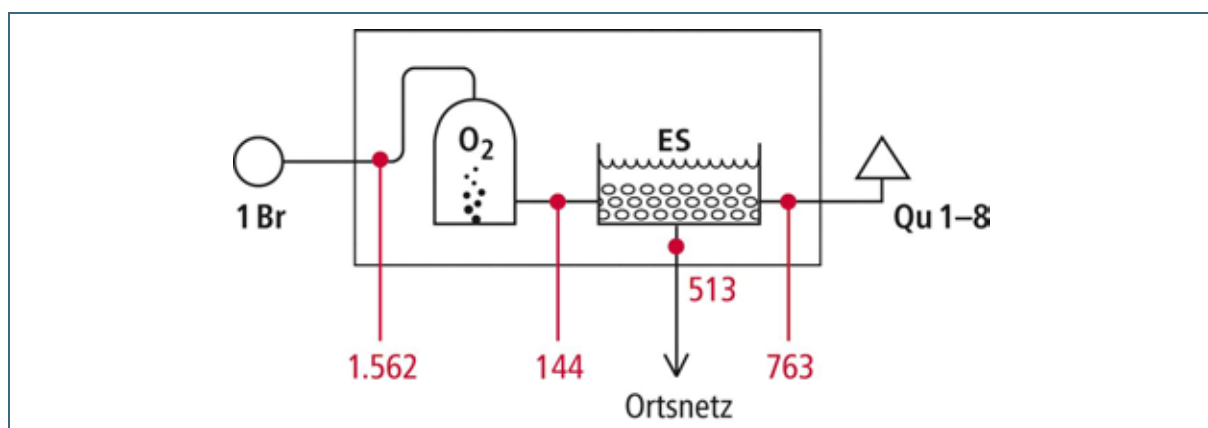


Abb. 35: Veränderung der Radonkonzentration im WWU 5306

WVU 5308

Das WVU betreibt 3 Quellen mit einem Radongehalt im Rohmischwasser von 552 Bq/l (Abb. 36). Nach einer offenen chemischen Entsäuerung über Kalkfilter werden noch 436 Bq/l gemessen (Entfernungsrate 21 %). Nach einer physikalischen Entsäuerung über Flachbettbelüftung mit feinblasigem Lufteintrag werden im Reinwasser noch 191 Bq/l gemessen (Entfernungsrate 56 %). Das Verhältnis von Luft zu Wasser in dieser Anlage beträgt 13. Durch ein höheres Luft-Wasser-Verhältnis könnte der Radongehalt im Reinwasser noch weiter herabgesetzt werden (s. Kap. 7.3).

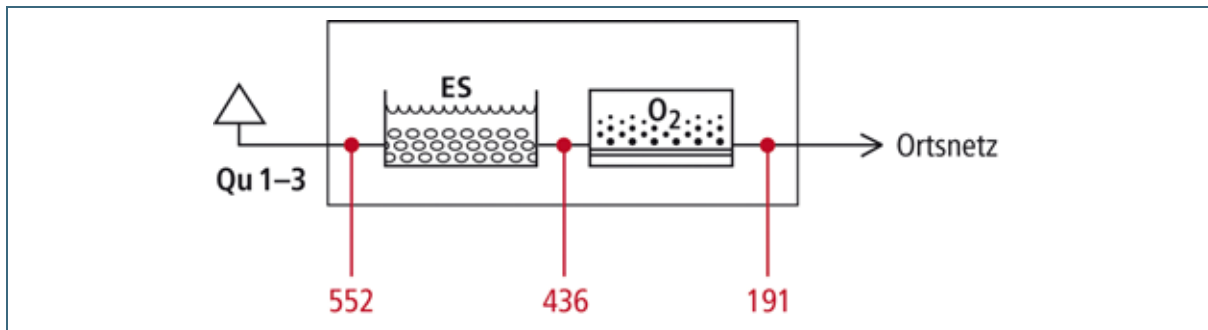


Abb. 36: Veränderung der Radonkonzentration im WVU 5308

WVA 5408 – BIB

Die WVA fördert Rohwasser aus einem Brunnen, dessen Radongehalt 1.500 bis 1.621 Bq/l beträgt (Abb. 37). Nach der geschlossenen Enteisenungsanlage liegt der Radongehalt bei 959 Bq/l (Entfernungsrate 41 %). Es folgt eine Verdüsung zur physikalischen Entsäuerung in einer offenen Belüftungskammer. Dadurch wird der Radongehalt auf 128 Bq/l herabgesetzt, die Entfernungsrate dieses Aufbereitungsschrittes liegt bei 87 %. Durch die anschließende geschlossene chemische Entsäuerung über Kalkfilter wird der Radongehalt kaum verändert (127 Bq/l). Durch die Zugabe von Reinwasser eines Zweckverbandes mit 172 Bq/l wird der Radongehalt im Anschluss auf 183 Bq/l erhöht.

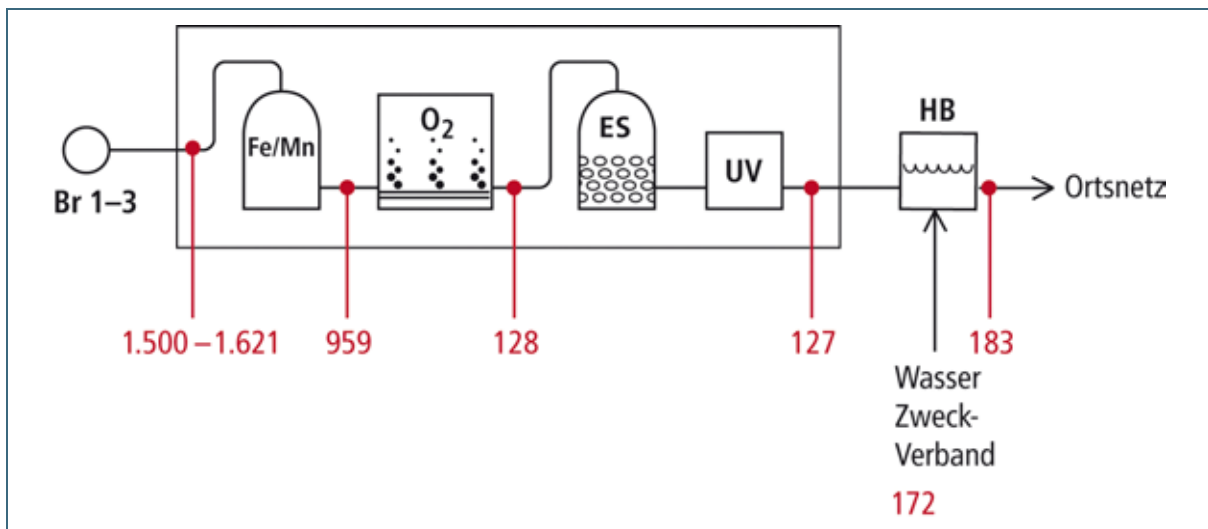


Abb. 37: Veränderung der Radonkonzentration in der WVA 5408 – BIB

WVU 5410 – neue Aufbereitungsanlage

Für die neue Wasserversorgung des WVU 5410 wurden zwei Brunnen abgeteuft, die extrem hohe Radonkonzentrationen von 10.000 bzw. 16.000 Bq/l aufweisen. Zusätzlich wird Wasser einer Quelle mit 500 Bq/l genutzt. Das Rohmischwasser am Zulauf zur Aufbereitungsanlage hat einen Radongehalt von 12.000 Bq/l. Das CO₂-reiche Wasser wird zunächst über eine geschlossene physikalische Entsäuerung mit Verdüsung und Gegenstrombelüftung aufbereitet (Abb. 38). Die Belüftung wurde auch im Hinblick auf den hohen Radongehalt installiert. Anschließend wird das Wasser über eine geschlossene chemische Entsäuerung über Kalkfilter und eine Ultrafiltrationsanlage geleitet. Danach werden im Reinwasser im Probebetrieb der Anlage 1.000 bis 1.200 Bq/l gemessen. Eine Beprobung von Zwischenschritten war nicht möglich. Die Entfernungsrates durch die gesamte Aufbereitungsanlage beträgt 90 %. Der Hauptanteil der Radonentfernung ist dabei sicherlich auf die Belüftung zurückzuführen. Für eine künftige Optimierung hinsichtlich des Radongehalts ist eine Radonentfernung mit Hilfe eines Flachbettbelüfters geplant, der am Ende der bestehenden Aufbereitungskette vor dem Zulauf zum Hochbehälter eingebaut werden soll (s. auch Kap. 7.3).

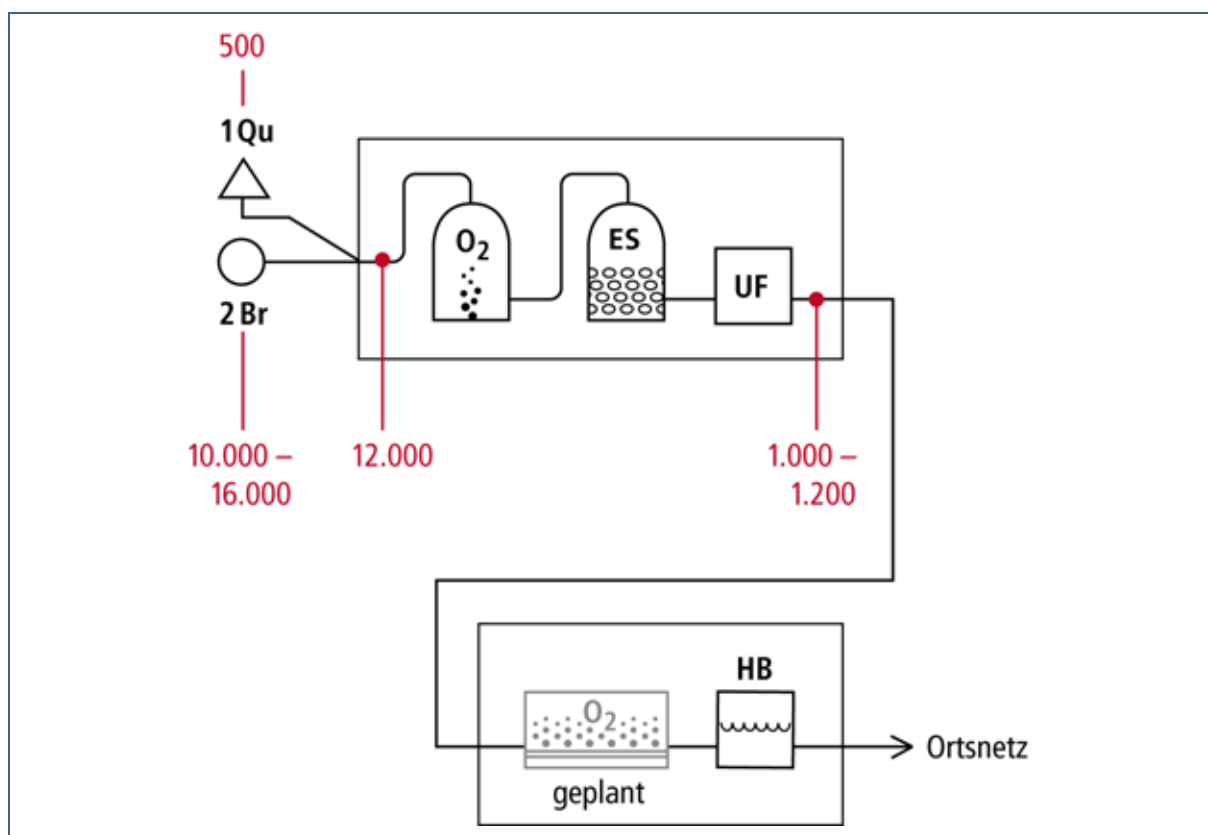


Abb. 38: Veränderung der Radonkonzentration im WVU 5410 – neue Aufbereitungsanlage

Versuch zur Erhöhung der Entfernungsrates durch Umbaumaßnahmen

WVA 5338 – FLE

In dieser WVA wurden Versuche zur Verringerung der Radonkonzentration durch einen Umbau des Rohwasserzulaufs zur offenen chemischen Entsäuerungsanlage durchgeführt. Statt des Zulaufs über ein Rohr oberhalb der Wasseroberfläche wurde eine gelochte Rinne angebracht, durch die das Wasser über das Entsäuerungsbecken verteilt wird, so dass eine größere „Kontaktfläche“ zwischen Luft und Wasser entsteht und mehr Radon aus dem Wasser entgasen kann. Da der Radongehalt des Rohmischwassers jedoch stark schwankt (Kap. 6.1), war auch die Entfernungsrates von Radon aus dem Wasser unterschiedlich. Vor dem Umbau wurden ca. 40 % des Radongehalts entfernt, nach dem

Umbau lag die Entfernungsraten in der gleichen Größenordnung (Tab. 14). Die Umbaumaßnahme zeigte keine positive Auswirkung auf die Radonkonzentration. Die Schaffung einer größeren Fallhöhe durch die neue Rinne im Vergleich zur alten Zulaufhöhe des Rohrs war aus hydraulischen Gründen leider nicht möglich.

Tab. 14: Entfernungsraten vor und nach Umbaumaßnahmen in der WVA 5338 - FLE

WVA 5338 – FLE	vor dem Umbau		nach dem Umbau	
	16.02.2009	25.05.2009	02.06.2009	18.08.2009
Datum	16.02.2009	25.05.2009	02.06.2009	18.08.2009
Rohwasser [Bq/l Radon]	680	937	1.012	664
Reinwasser [Bq/l Radon]	392	572	574	455
Entfernung Radon [Bq/l]	288	365	438	209
Entfernungs- rate [%]	42,4	39,0	43,3	31,5

Die Beispiele zeigen, dass vor allem physikalische Belüftungssysteme, wie sie für die Entfernung von CO₂ aus dem Wasser zur pH-Wert-Anhebung verwendet werden, Radon sehr effektiv aus dem Wasser entfernen.

7.2 Methoden zur gezielten Radonentfernung aus dem Wasser

Belüftungsverfahren

Die Belüftungsverfahren, die für die Radonentfernung aus dem Wasser angewendet werden, entsprechen denen der physikalischen Entsäuerung [24]. Der Austrag des Radon kann annähernd dem von CO₂ gleich gesetzt werden, da die beiden Gase ähnliche Henry-Konstanten und Diffusions-Koeffizienten haben und deshalb die Kinetik des Gasaustauschs ähnlich verläuft [21]. Bei der Belüftung wird entweder das Wasser in der Luft verteilt (z.B. bei der Verdüsung) oder Luft in das Wasser eingetragen (z.B. bei der Flachbettbelüftung). Häufig wird auch eine Kombination von beiden Möglichkeiten angewendet (z.B. Verdüsung in einen Reaktionstank mit Gegenstrombelüftung). Gemeinsam ist beiden Methoden, dass die Phasengrenzfläche zwischen Wasser und Luft erhöht und der Gasaustausch damit effektiver und schneller vollzogen wird. Das Verfahren ist dabei umso wirkungsvoller, je höher das Verhältnis von Luft zu Wasser ist. Welche Technik eingesetzt wird, hängt ab von der Wassermenge, den räumlichen Gegebenheiten und der Zielkonzentration an Radon. Eingesetzt werden im Wesentlichen folgende Verfahren:

- Gegenstrombelüftung (z.B. offene Kaskaden, Füllkörperkolonnen)
- Kreuzstrombelüftung (z.B. Flachbettbelüfter)

Charakterisierungsdaten und Wirkungsgrad von verschiedenen Belüftungsanlagen nach [25] und [26] sind in [21] zusammengefasst und in Tab. 15 wieder gegeben. Zum Vergleich werden die Ergebnisse zweier weiterer Studien angeführt ([27], [28]). Die verschiedenen Untersuchungen zeigen ähnliche Wirkungsgrade der Verfahren, Abweichungen treten jedoch bei den Verdüsnungsverfahren und der

feinblasigen Flachbettbelüftung auf. Die größten Wirkungsgrade werden für Gegenstromverfahren und feinblasigen Luftereintrag angegeben (über 90 %). Im Rahmen des Projektes konnten mit einer Versuchsanlage zur Flachbettbelüftung mit feinblasigem Luftereintrag Wirkungsgrade der Radonentfernung von über 99 % erzielt werden (s. Kap. 7.3). Weitere Informationen zur Entfernung von Radon mit Belüftungsverfahren, insbesondere in kleinen Wasserwerken, gibt [29].

Tab. 15: Charakterisierungsdaten und Wirkungsgrad von Belüftungsanlagen

Verfahren	Flächenbelastung [m ³ /(m ² ·h)]	Druckhöhenbedarf [m] (Wassersäule)	Energiebedarf [Wh/m ³] für Luft	Energiebedarf [Wh/m ³] gesamt	Wirkungsgrad CO ₂ /Radonaustrag [%]	Wirkungsgrad Radonaustrag nach [25] [%]	Wirkungsgrad Radonaustrag nach [26] [%]
Druckverdüsung	10	15	0	75	70		13 - 58
Einfache offene Kaskade	50	6	0	30	66		
Gegenstrom-Füllkörperkolonne	45	10	5	55	95		72 - 94
Füllkörperkolonne	60	4	5	25	70	70 - 80	
Inka-Anlage	15	0,4	90	92	90		
Wellbahn-Gleichstrombelüftung	800	2	0	10	45		
Wellbahn-Gegenstrombelüftung	100 400	5 5	1 15	26 40	95 95		
Strahlapparat	-	8	0	40	50	60 - 80	
Feinblasige Flachbettbelüftung	40	1,5	9	9	70		> 98

In [28] wird darauf hingewiesen, dass der Wirkungsgrad der Radonentfernung bei Belüftungsverfahren nicht immer konstant ist. Er variiert mit der Durchflussmenge und den Druckverhältnissen, welche insbesondere bei Brunnenförderung variabel sind. Zu berücksichtigen ist außerdem die Schwankung des Radongehalts im Zulauf (s. Kap. 6.1). Eine fachgerechte und individuelle Einstellung der Anlagen sowie eine großzügige Bemessung sind deshalb notwendig.

Bei Füllkörperkolonnen ist eine Raumhöhe von ca. 4 – 6 m bei einer Schütthöhe der Füllkörper von 2 – 4 m erforderlich [21]. Moderne Gitterkörper aus Kunststoff sind wirkungsvoller als herkömmliche Keramikringe, da sie eine größere Grenzfläche zwischen Luft und Wasser schaffen. Bei Füllkörperkolonnen mit kombinierter Verdüsung und Gegenstrombelüftung können hohe Effektivitäten erzielt werden (bis ca. 95 %).

Bei allen Belüftungsverfahren ist durch den Eintrag von Sauerstoff und den Austrag von gelöstem Kohlendioxid eine Ausfällung von Eisen und Mangan sowie Kalk aus dem Wasser möglich. Aus bakteriologischen Gesichtspunkten muss die zugeführte Luft über Mikrofilter gereinigt werden. Um die Radonkonzentration der Raumluft bei der Belüftung nicht zu erhöhen, muss die Prozessabluft unbedingt ins Freie geleitet und die Anlage gut abgedichtet werden. Auch nach der Entfernung von Radon sind dessen kurzlebige radioaktive Folgeprodukte Bismut-214 und Blei-214 noch im Wasser vorhanden. Nach einer Wartezeit von ca. 4 bis 5 Stunden, beispielsweise in einem Speicherbehälter, sind sie jedoch abgeklungen.

7.3 Versuche zur gezielten Entfernung von Radon mit einer Belüftungsanlage

Im Rahmen des Projektes konnten Versuche zur gezielten Entfernung von Radon aus dem Trinkwasser in zwei WVU mit hohen Radonkonzentrationen im Roh- und Reinwasser durchgeführt werden. Für die Versuche im halbertechnischen Maßstab wurde eine Versuchsanlage zur Belüftung von der Fa. Aquadosil angemietet. Die Flachbettbelüftung mit feinblasigem Lufteintrag, die dabei zum Einsatz kommt, ist ein technisch etabliertes Verfahren zur physikalischen Entsäuerung (Austrag von CO_2). Durch die Belüftung sollte der Zielwert für die Radonentfernung von 100 Bq/l im Ablauf deutlich unterschritten werden. Eine eventuelle Veränderung der chemisch-technischen Wasserbeschaffenheit, insbesondere des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichts, durch den Betrieb der Anlage wurde begleitend überprüft.

Die Versuchsanlage (Abb. 39 und Abb. 40) verfügt über einen Zulaufanschluss für „Rohwasser“ (Zulaufwasser), einen Ablauf für „Reinwasser“ (Ablaufwasser) sowie über je einen Probenahmehahn im Zulaufteil und Ablaufteil. Im Reaktionsteil befinden sich Keramikelemente (Abb. 41), über die Außenluft in feinen Blasen von unten in das Wasser eingetragen wird (Abb. 42).



Abb. 39:
Versuchsanlage zur
Entfernung von Radon
aus dem Wasser

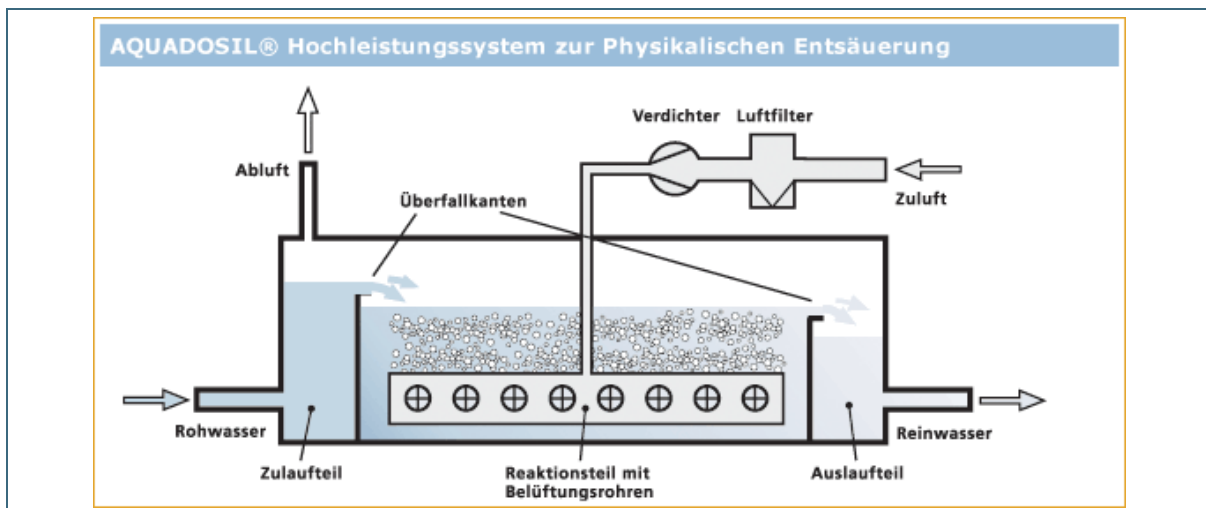


Abb. 40: Schema der Versuchsanlage (Fa. Aquadosil)



Abb. 41: Keramikelemente im Reaktionsteil



Abb. 42: Feinblasiger Lufteintrag

Für die Luftzufuhr verfügt die Anlage über einen Seitenkanalverdichter mit Frequenzregelung sowie ein Manometer zur Bestimmung des Luftdrucks. Für die Zuluft wurde Außenluft über einen PVC-Spiralschlauch zugeleitet. So wurde sichergestellt, dass Frischluft zugeführt wurde, die nur geringe Radongehalte aufweist. Ein Filter wurde an den Zuluftschlauch aufgesetzt, um eine Verunreinigung der Anlage durch Staub und Pollen zu vermeiden. Die Abluft der Versuchsanlage wurde mit einem PVC-Spiralschlauch ins Freie geleitet. Die beiden Schläuche wurden in einer angemessenen Entfernung voneinander angebracht, um das Radon aus der Abluft nicht mit der Zuluft zurück in die Anlage zu führen.

Die Versuchsanlage wurde in zwei Fällen nach der bestehenden Aufbereitungsanlage installiert und mit Reinwasser betrieben. Nur in einem Fall wurde Rohwasser verwendet. Zur Durchführung der Versuche wurden unterschiedliche Einstellungen von Wasser- und Luftdurchsatz vorgenommen, so dass unterschiedliche Mischungsverhältnisse von Luft und Wasser entstanden. Der maximal mögliche Wasserdurchsatz der Anlage beträgt $16 \text{ m}^3/\text{h}$, die maximal mögliche Luftzufuhr ca. $150 \text{ m}^3/\text{h}$. Da bei der Durchführung der ersten Versuchsreihe festgestellt wurde, dass der Radongehalt im Zulauf auch bei gleichmäßiger Förderrate der Brunnen nicht konstant war (s. Kap. 6.2), wurde bei allen weiteren Versuchsreihen bei jeder Einstellung der Radongehalt von Zulauf und Ablauf beprobt. Der Radongehalt der Proben wurde gammaspektrometrisch über die Folgeprodukte Blei-214 und Wismut-214 bestimmt (s. Kap. 4.3). Der Ablauf aus der Versuchsreihe wurde in die Kanalisation geleitet und gelangte somit nicht in das Versorgungsnetz.

Die Radongehalte von Zu- und Abluft wurden versuchsbegleitend mit dem Gerät „Alphaguard“ der Fa. Genitron zeitaufgelöst gemessen (Ionisationskammer, Zeitauflösung der Messwerte 1 Minute).

Um die Auswirkungen der Belüftung auf das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht zu prüfen, wurden Temperatur, pH-Wert (elektrometrisch) und Säurekapazität ($K_{S\ 4,3}$ -Wert, volumetrisch) vor Ort bestimmt. Bei einigen Einstellungen wurde zusätzlich eine Probe für eine chemisch-technische Analyse entnommen.

Versuche in der WVA 5332 – WEI:

Im WVU 5332 wurden drei Versuchsreihen mit Reinwasser durchgeführt. Durch den Betrieb verschiedener Brunnen wurden unterschiedliche Radonkonzentrationen im Reinwasser eingestellt. Es wurden zwei Versuchsreihen mit hohen (780 bis 980 Bq/l bzw. 900 bis 1.000 Bq/l) und eine mit niedrigeren Radonkonzentrationen (440 bis 500 Bq/l) durchgeführt. Die Versuchsreihen wurden mit Luftmengen von 12 bis $117 \text{ m}^3/\text{h}$ und einem Wasserdurchsatz zwischen $1,3$ und $16 \text{ m}^3/\text{h}$ betrieben.

Bei niedrigeren Radonkonzentrationen im Zulauf von ca. 500 Bq/l (Betriebszustand A) konnte mit einem Luft-Wasser-Verhältnis (Q_L/Q_W) von 9 bis 15 mit dieser Anlage eine Radonkonzentration unter 55 Bq/l im Ablauf erzielt werden. Die Entfernrungsrate lag bei 90 bis 96 % (Abb. 43). Bei den verschiedenen Messreihen lag die mittlere Radonkonzentration der Abluft zwischen 7.000 und 206.000 Bq/m³ bei einem Mittelwert der Zuluft von 50 Bq/m³.

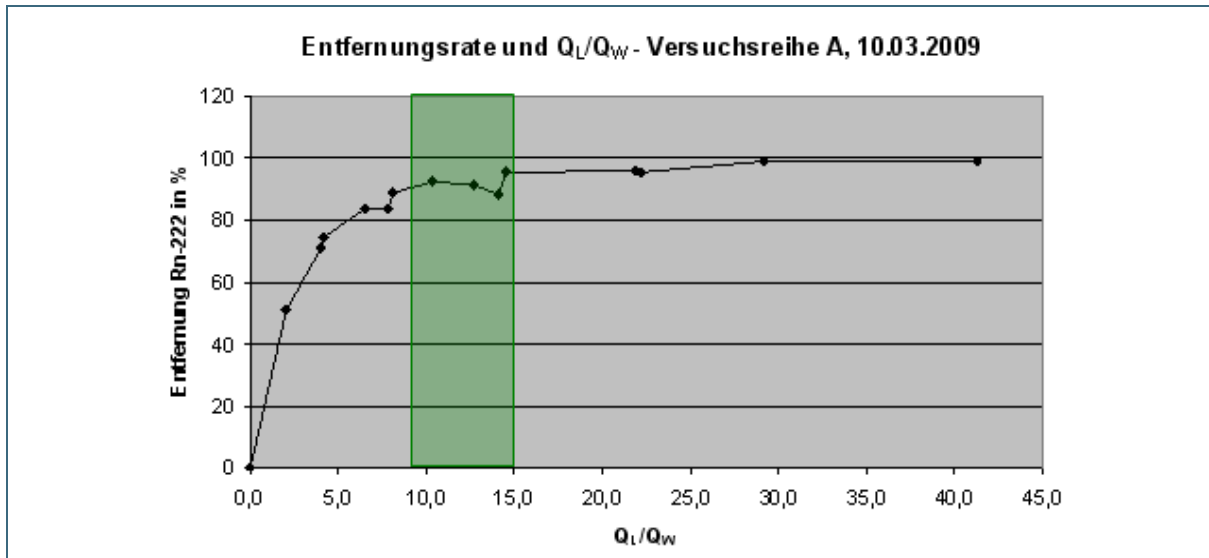


Abb. 43: Entfernrungsrate und Luft-Wasser-Verhältnis, Versuchsreihe A (WVA 5332 – WEI)

Bei hohen Radonkonzentrationen im Zulauf von 800 – 1.000 Bq/l (Betriebszustand B) war ein höheres Luft-Wasser-Verhältnis (12 bis 16) für die Erreichung einer Radonkonzentration deutlich unter 100 Bq/l notwendig. Mit dieser Einstellung wurde eine Entfernrungsrate zwischen 94 und 97 % erreicht (Abb. 44). Die Radonkonzentration im Ablauf betrug 32 – 52 Bq/l. Die Radonkonzentration in der Abluft schwankte zwischen 8.000 und 307.000 Bq/m³. Die Radonkonzentration der Zuluft betrug 30 – 80 Bq/m³.

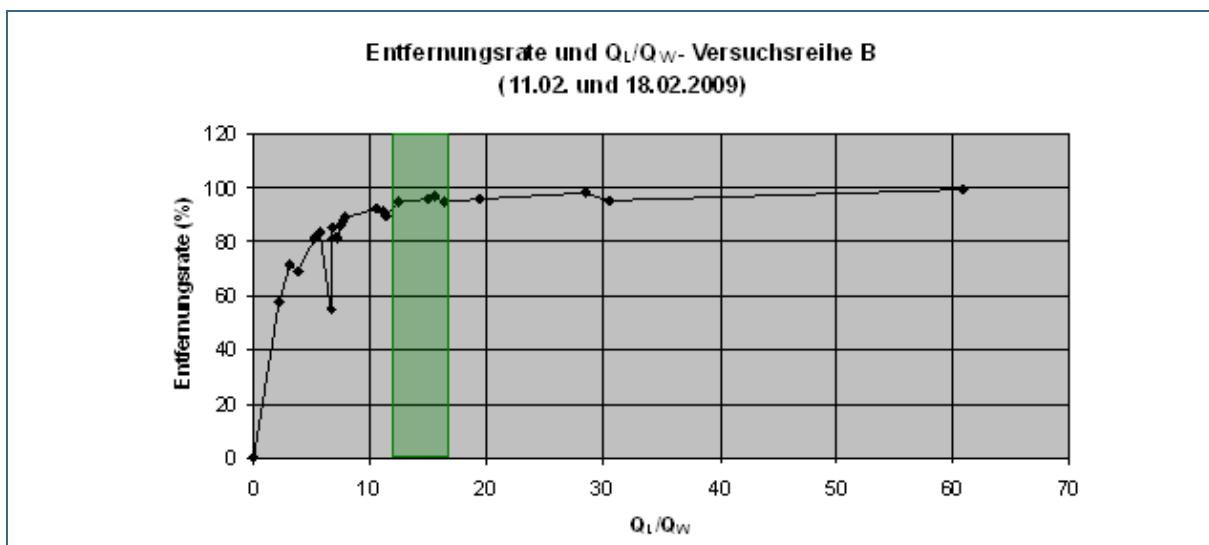


Abb. 44: Entfernrungsrate und Luft-Wasser-Verhältnis, Versuchsreihe B (WVA 5332 – WEI)

Bei beiden Versuchsreihen ist bei hohen Luft-Wasser-Verhältnissen eine Sättigung erkennbar, d.h. dass die Einstellung von sehr hohen Luft-Wasser-Verhältnissen keine deutlich höhere Entfernung des Radongehalts mehr bewirkt.

Versuche im WVU 5410 – neue Aufbereitungsanlage:

Im WVU 5410 wurde je eine Versuchsreihe mit Roh- und Reinwasser an einem neu gebauten Wasserwerk durchgeführt, das sich zu dieser Zeit im Probebetrieb befand (s. Kap. 7.1, Beispiele). Die Versuchsreihe mit Rohwasser wurde mit Wasser des Brunnens II und der Quelle 1 betrieben. Durch die Mischung von Brunnen- und Quellwasser hat das Rohmischwasser am Zulauf zur Aufbereitungsanlage einen Radongehalt von ca. 11.000 Bq/l. Durch den Betrieb der physikalischen Vorentsäuerung über Gegenstrombelüftung wurden die Konzentrationen im Reinwasser während der Versuchsdurchführung auf Werte zwischen 1.100 und 1.250 Bq/l abgesenkt. Für die Versuche wurden Einstellungen von 12 bis 154 m³/h Zuluft und Wassermengen von 2 bis 8 m³/h vorgenommen, wobei die Wassermenge durch die maximale Förderrate des Brunnens begrenzt war.

Bei der Versuchsreihe mit Reinwasser (Versuchsreihe A) war eine Entfernungsrate von über 95 % notwendig, um den Zielwert von 100 Bq/l deutlich zu unterschreiten. Für einen Radongehalt unter 55 Bq/l war ein Verhältnis von Luft zu Wasser von mindestens 25 notwendig. Deutlich niedrigere Radonkonzentrationen (um 20 Bq/l) werden erst ab einem Verhältnis Q_L/Q_W von mindestens 30 erreicht. Mit einem Verhältnis Q_L/Q_W über 35 werden keine wesentlich geringeren Radonkonzentrationen mehr erzielt (Abb. 45).

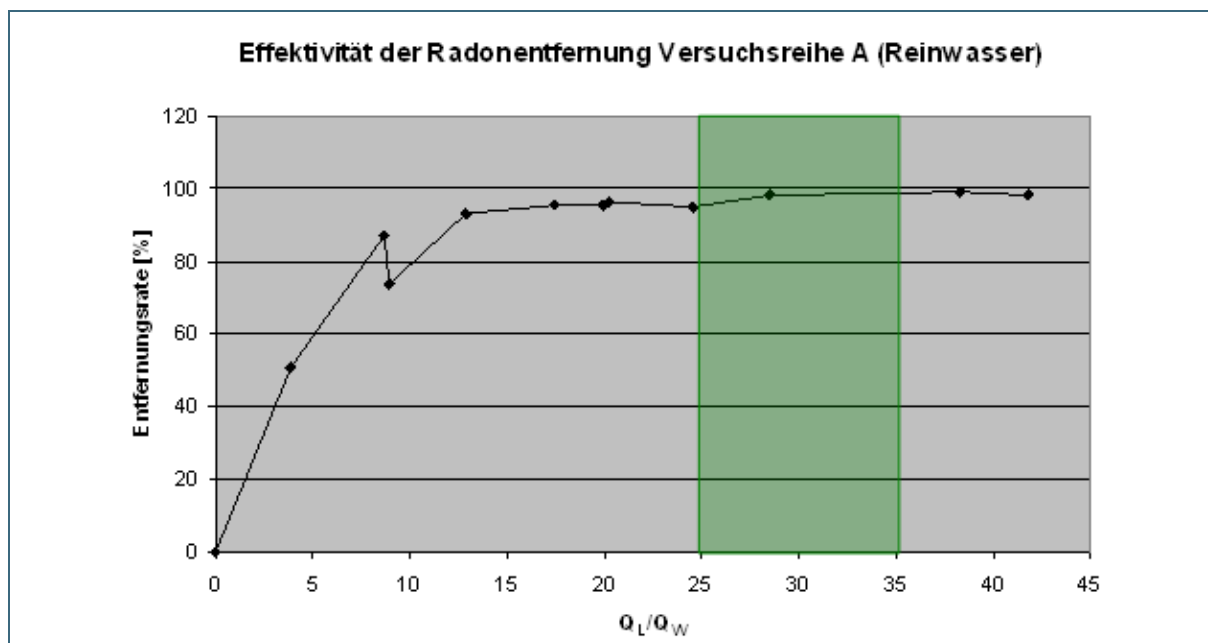


Abb. 45: Entfernungsrate und Luft-Wasser-Verhältnis, Versuchsreihe A (WVU 5410)

Die Versuchsreihe mit Rohwasser wurde aus rein fachlicher Sicht durchgeführt, um Erkenntnisse über die Entfernung extrem hoher Radonkonzentrationen zu gewinnen. In der Praxis würde eine Belüftungsanlage zur Radonentfernung nach der Entsäuerung angeschlossen werden, um deren Wirkungsweise nicht zu beeinflussen.

Bei der Versuchsreihe mit Rohwasser (Versuchsreihe B) konnte der Zielwert von 100 Bq/l erst ab einem Verhältnis von Luft zu Wasser von ca. 52 unterschritten werden. Radongehalte unterhalb 50 Bq/l treten erst ab $Q_L/Q_W > 60$ auf. Wegen der begrenzten Dimensionierung der Versuchsanlage konnten

nur zwei Einstellungen mit solch hohen Luft-Wasser-Verhältnissen durchgeführt werden. Bei diesen Einstellungen konnte eine Entfernungsrate von 99,4 bzw. 99,8 % erreicht werden (Abb. 46). Die höchste Einstellung von $Q_L/Q_W = 74$ ergab einen Radongehalt im Ablauf von 25 Bq/l.

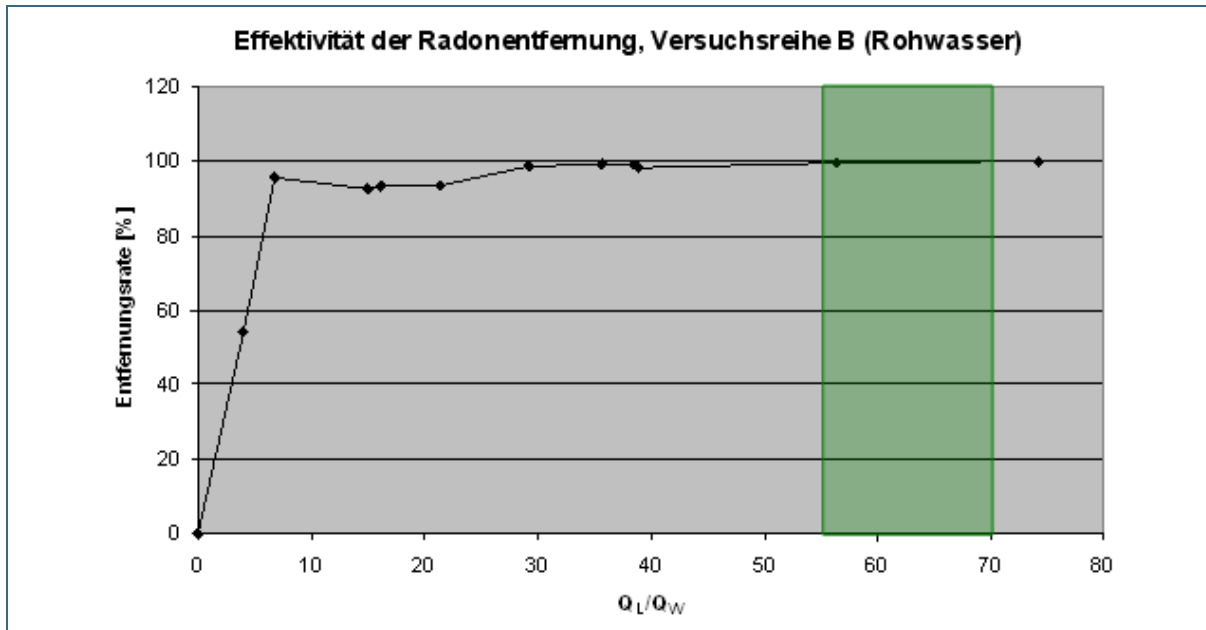


Abb. 46: Entfernungsrate und Luft-Wasser-Verhältnis, Versuchsreihe B (WVU 5410)

Die Einstellungen und Ergebnisse der Versuche sind in Tab. 16 zusammen gefasst.

Tab. 16: Zusammenfassung der Versuchsreihen

Versuchsreihe	Wassermenge [m³/h]	Luftmenge [m³/h]	Radonkonzentration Zulauf [Bq/l]	Minimum Radonkonzentration Ablauf [Bq/l]	maximale Differenz Zulauf/Ablauf [Bq/l]	maximale Entfernungsrate [%]
WVU 5332, Versuchsreihe A	2,1 - 15,0	28 - 117	443 - 498	4	468	99,2
WVU 5332, Versuchsreihe B/1	1,3 - 15,6	12 - 117	782 - 980	8	879	99,1
Rex 5332, Versuchsreihe B/2	3,8 - 15,0	29 - 116	901 - 997	32	930	96,7
WVU 5410, Versuchsreihe A	1,8 - 7,7	16 - 154	1.079 - 1.256	7	1.184	99,4
WVU 5410, Versuchsreihe B	2,1 - 4,3	14 - 154	7.688 - 11.018	25	10.148	99,8

Die Versuche im halbertechnischen Maßstab haben gezeigt, dass mit dem Verfahren der Zielwert von 100 Bq/l im Ablauf auch bei sehr hohen Radonkonzentrationen im Zulauf deutlich unterschritten werden kann. Ein höherer Luftdurchsatz im Verhältnis zur Wasserzufuhr (hohes Verhältnis Q_L/Q_W) führt dabei zu einer größeren Reduzierung der Radonkonzentration im Ablauf. Die Radonkonzentration kann dabei bis unterhalb der Nachweisgrenze (< 4 Bq/l) abgesenkt werden. Für einen wirtschaftlichen Betrieb der Anlage (höhere Effizienz) sollte jedoch ein optimales Luft-Wasser-Verhältnis gewählt werden, um einerseits die Energiekosten und die Kosten für die Dimensionierung der Anlage möglichst gering zu halten und andererseits dem Gebot der „Minimierung“ (§ 6 Abs. 3 der Trinkwasserverordnung (TrinkwV) [3]) trotzdem Rechnung zu tragen. Dabei sollte jedoch die Verhältnismäßigkeit zwischen Aufwand und Nutzen berücksichtigt werden: Eine Verdoppelung des Luft-Wasser-Verhältnisses hat in etwa die Verdoppelung von Energiebedarf und Preis für die Anlage zur Folge.

In der Abluft der Anlage bewirkt eine Erhöhung der Luftzufuhr eine Absenkung des Radongehalts durch Verdünnung. Die Radonfrachten (bezogen auf den Volumenstrom) in der Abluft verglichen mit der Radonfracht durch den Austrag von Radon aus dem Wasser (Radonbilanz) ergeben vergleichbare Ergebnisse in den jeweiligen Volumenströmen, der Austrag erfolgt in etwa parallel (Abb. 47). Es treten somit keine nennenswerten Verluste von Radon bei der Versuchsanordnung auf. Der tatsächliche Einfluss des Anlagenbetriebs auf die Radonkonzentration in der Raumluft wurde während der Versuche nicht bestimmt, da sich ein offener Ablauf des radonhaltigen Wassers im Raum befand und Fenster oder Türen während der Versuche offen gehalten werden mussten, um die Zuluft- und Abluftschläuche ins Freie zu führen. Die Messungen wären somit nicht aussagekräftig gewesen. Generell ist beim Einbau einer Belüftungsanlage zur Entfernung von Radon aus dem Wasser wegen der hohen Radonkonzentrationen in der Abluft darauf zu achten, dass die Abluft ins Freie geleitet und die Anlage mit ihren Anschlüssen gut abgedichtet wird. Nach der Installation einer Belüftungsanlage ist die Ermittlung der Radonkonzentration in der Raumluft des Aufbereitungsgebäudes unbedingt erforderlich, um sicherzustellen, dass die Vorgaben der Strahlenschutzverordnung [30] eingehalten werden.

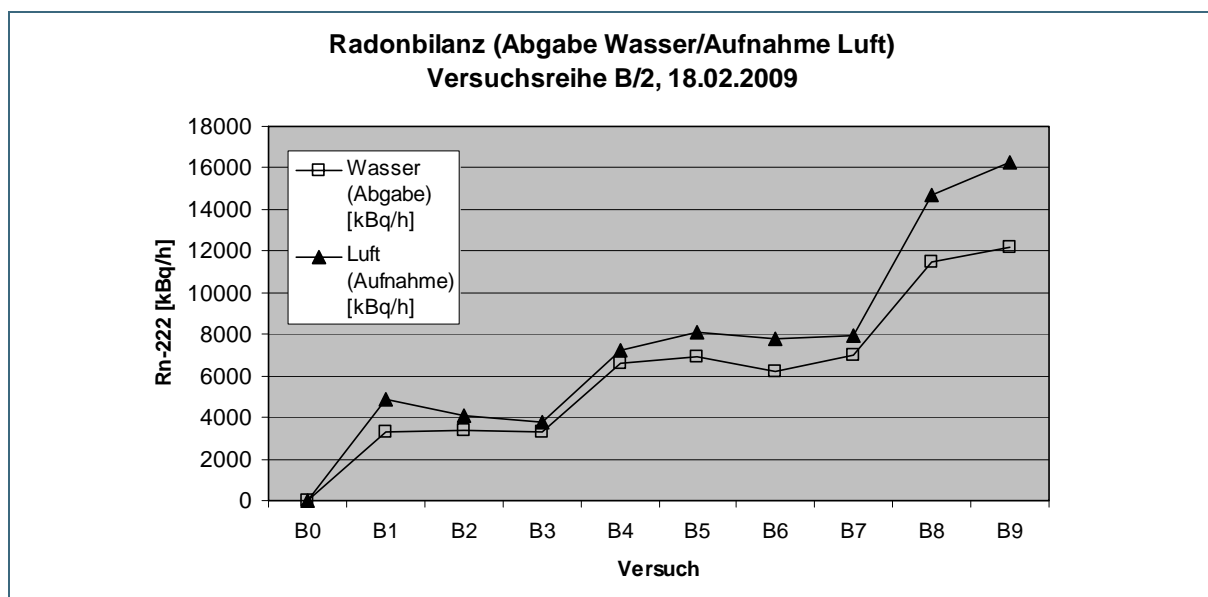


Abb. 47: Radonbilanz Versuchsreihe B/2 (18.02.2009), WVU 5332 – WEI

Das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht des Wassers wurde im Versuchsaufbau mit Reinwasser durch den Anschluss des Flachbettbelüfters als letzten Aufbereitungsschritt kaum beeinflusst. Nach der chemischen Entsäuerung über halbgebrannten Dolomit lag praktisch kein gelöstes CO_2 mehr im Wasser vor. Durch die Belüftung wurde Sauerstoffsättigung erreicht. Durch den Eintrag von CO_2 mit der Außenluft konnte eine leichte Absenkung des pH-Wertes von ca. 0,1 bis 0,2 pH-Einheiten beobachtet werden. Bei der Versuchsreihe mit Rohwasser wurde der pH-Wert durch die Belüftung erwartungsgemäß angehoben, da die freie Kohlensäure durch die Belüftung entfernt wurde. Die übrigen wasserchemischen Parameter wurden durch den Betrieb der Anlage kaum verändert.

Insgesamt ist das technisch relativ einfache Verfahren sehr gut geeignet, um Radon aus dem Trinkwasser effektiv zu entfernen und kann bei entsprechender Dimensionierung auch bei hohen Radonkonzentrationen erfolgreich eingesetzt werden. Das erforderliche Verhältnis zwischen Luft und Wasser, das im Rahmen der Versuche ermittelt wurde, ist auf die Dimensionierung der Versuchsanlage abgestimmt und kann nicht ohne weiteres auf andere Anlagen übertragen werden. Für die Installation einer Belüftungsanlage sind entsprechende Berechnungen oder Vorversuche notwendig.

Im WVU 5410 wurde Mitte 2010 ein Flachbettbelüfter als letzter Aufbereitungsschritt in der neuen Aufbereitungsanlage in Betrieb genommen, um den vorhandenen Restgehalt im Reinwasser zu reduzieren (siehe Abb. 38). Nach dem Flachbettbelüfter und damit vor Einspeisung in das Versorgungsnetz liegt die Radonkonzentration im Trinkwasser jetzt unter der Nachweisgrenze von 3 Bq/l. Die Kosten für die Anlage betragen, einschließlich der Ingenieurleistungen, ca. 83.000 € bei einem Jahresdurchfluss von ca. 65.000 – 70.000 m³.

Im WVU 5332 wird Wasser mit geringeren Radonkonzentrationen aus anderen Gewinnungsgebieten vor der Abgabe in das zentrale Ortsnetz zugespeist, so dass der Radongehalt des Trinkwassers dort weit unter 1.000 Bq/l liegt (s. Kap. 6.3).

8 Radon und Radonfolgeprodukte im Trinkwasser der Verbraucher

8.1 Radonkonzentration im Versorgungsnetz

Durch radioaktiven Zerfall und Ausgasen kann sich die Radonkonzentration von der Abgabe des Reinwassers an der Wasseraufbereitungsanlage bis zum Wasserhahn des Verbrauchers reduzieren. Um die Veränderung der Radonkonzentration im Versorgungsnetz näher zu untersuchen, wurden in vier WVU Beprobungen an Speicherbehältern und beim Verbraucher durchgeführt.

WVA 5055 – LAC

In der in Kap. 6.1 bereits beschriebenen WVA LAC wurden monatlich Proben von Roh- und Reinwasser sowohl an den beiden Hochbehältern als auch an einer Messstelle im Ortsnetz entnommen. Ein Schema der WVA LAC sowie die Mittelwerte der Radonkonzentrationen sind in Abb. 48 dargestellt. Die Radonkonzentration vom Ablauf des Speicherbehälters neben der Aufbereitungsanlage reduziert sich bis zum ca. 2 km entfernten Hochbehälter 1 etwa um die Hälfte. Bis zum Hochbehälter 2 gehen nochmals ca. 50 % des Radons verloren. Vom Hochbehälter 2 zum Ortsnetz verringert sich der Radongehalt nochmals um ca. 100 Bq/l, so dass dort nur noch etwa 15 % der Radonkonzentration des Reinwassers ankommen. Da das Wasser in beiden Hochbehältern unterhalb der Wasseroberfläche zuläuft, ist die Ursache der Reduktion der Radonkonzentration neben dem radioaktiven Zerfall im Ausgasen über die offene Wasserfläche der Behälterkammern zu sehen.

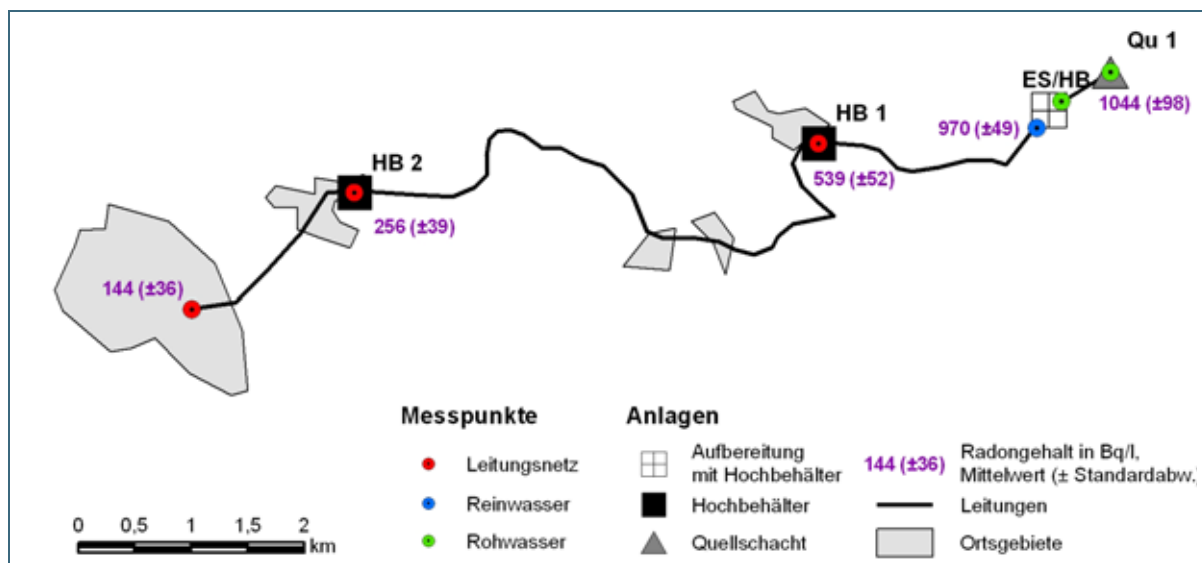


Abb. 48: Radonkonzentration Versorgungsnetz WVA 5055 – LAC (entspricht Abb. 14)

In Abb. 49 sind alle Radonkonzentrationen an den verschiedenen Messpunkten der WVA LAC aus Kap. 6.1 in einem Box-and-Whisker-Plot zusammengefasst. Die deutliche Abnahme der Radonkonzentration von der Quelle bis zum Verbraucher ist gut zu erkennen. Es ist aber auch ersichtlich, dass die Radonkonzentration im Jahresverlauf an den verschiedenen Messpunkten unterschiedlich stark schwankt. Sehr ausgeprägt ist die Schwankung direkt an der Quelle (s. Kap. 6.1). Danach, also auch beim Verbraucher, ist sie deutlich geringer.

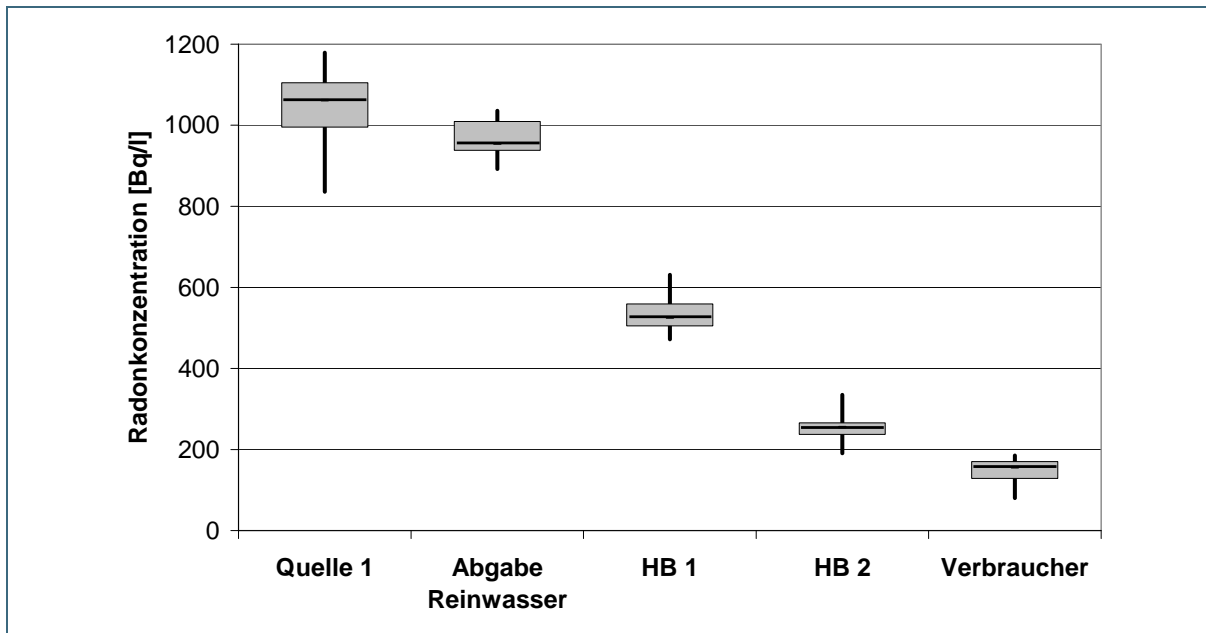


Abb. 49: Box-and-Whisker-Plot¹ der Radonkonzentration WVA 5055 – LAC

WVA 5196 – SEN

Die Wasserversorgung wird mit zwei Quellen im Gneis betrieben, die einen Radongehalt von 150 Bq/l (Qu 1) und 478 Bq/l (Qu 2) aufweisen (Abb. 50). Der für Gneisgebiete ungewöhnlich hohe Radongehalt der Quelle 2 ist vermutlich auf eine westlich der Quelle gelegene Störungszone zurück zu führen. Das Rohmischwasser wird über eine offene Entsäuerung über Kalkfilter aufbereitet. Nach der Aufbereitung wird das Wasser in einem Hochbehälter, der sich unmittelbar neben der Aufbereitungsanlage befindet, gespeichert und von dort in das Ortsnetz eingespeist. Die Radonkonzentration des Reinwassers liegt bei 137 Bq/l.

Die Messwerte in der schematischen Karte (Abb. 50) zeigen, dass die Radonkonzentration im Versorgungsnetz große Unterschiede aufweist. An der Hauptleitung ist die Radonkonzentration nur wenig geringer als am Ausgang des Hochbehälters. Deutlich niedrigere Werte treten im vorliegenden Fall an zwei Endpunkten von kurzen Stichleitungen, die nur wenige Anwesen versorgen, auf. Hier ist die Stagnation des Wassers durch den geringeren Wasserverbrauch höher. Durch die längere Verweilzeit zerfällt daher mehr Radon, was zu einer deutlich niedrigeren Radonkonzentration führt.

¹ In einem „Box-and-Whisker-Plot“ werden die Extremwerte (Maximum und Minimum) einer Verteilung von (Mess-)Werten durch die Enden der Whisker dargestellt. Die obere Grenze der Box gibt das 75%-Perzentil, die untere das 25%-Perzentil an. Die Box umfasst damit die mittleren 50 % der Werte der Verteilung. Zusätzlich ist der Median (50%-Perzentil) eingetragen.

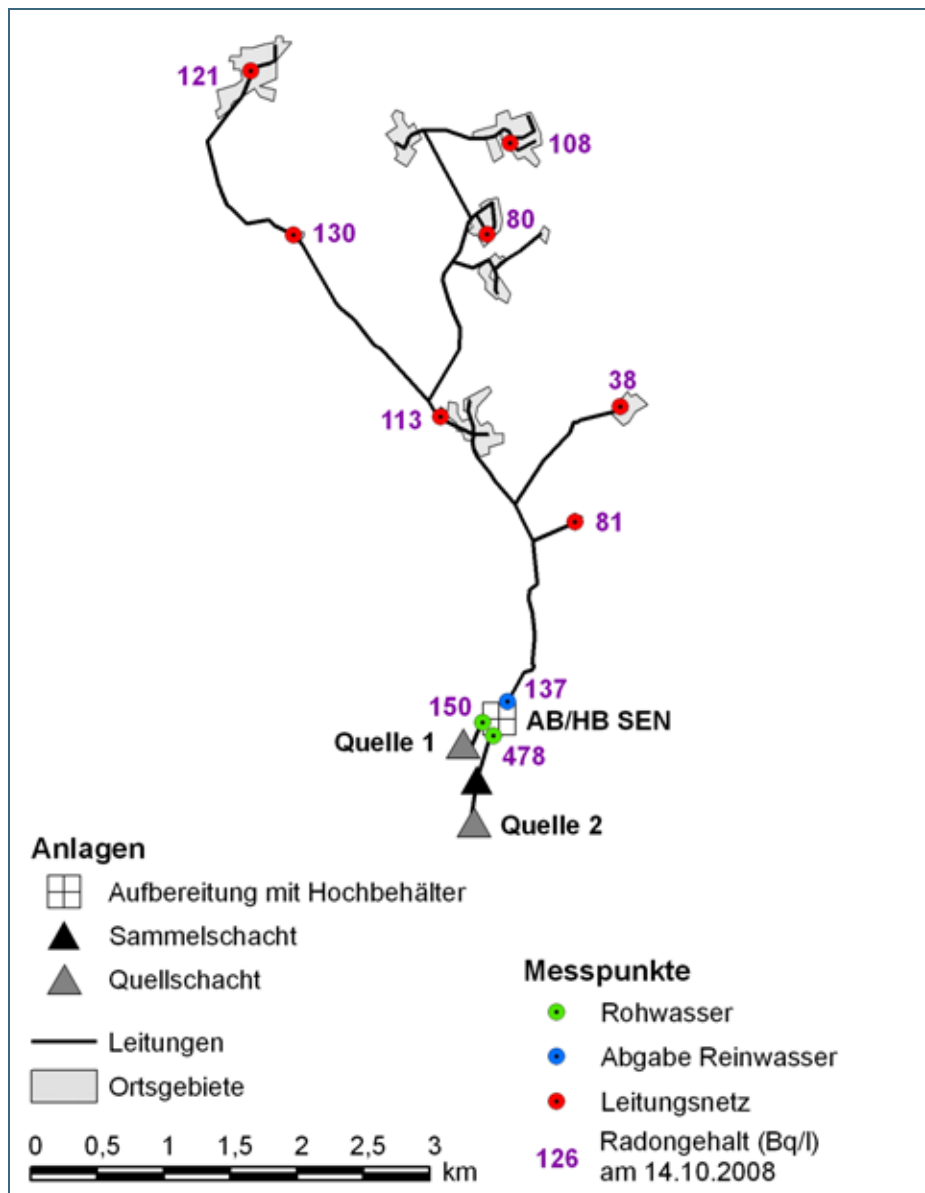


Abb. 50:
Radonkonzentration
Versorgungsnetz WVA
5196 – SEN

WVA 5177 – WIE und ZIN

Das WVU betreibt zwei Wasserversorgungsanlagen in WIE und ZIN, die voneinander getrennte Versorgungsgebiete mit Trinkwasser beliefern. Für Notfälle ist eine Übergabe in das jeweils andere Versorgungsnetz möglich (Abb. 51).

In der WVA ZIN wird Wasser aus vier Quellen im Diatexit (hochmetamorphes Gestein granitischer Zusammensetzung) genutzt, deren Rohmischwasser eine Radonkonzentration von 238 Bq/l aufweist. Nach Durchlaufen der offenen chemischen Entsäuerung über Kalkfilter hat das Reinwasser einen Radongehalt von 192 Bq/l. Durch das Pumpwerk an der Aufbereitungsanlage wird das Wasser in den Hochbehälter ZIN befördert und von dort an die höher gelegenen Ortsteile abgegeben. Tiefer liegende Gebiete zwischen Pumpwerk und Hochbehälter können ihr Wasser bei Betrieb des Pumpwerks auch aus der Hauptleitung beziehen, bevor es in den Hochbehälter läuft. So kann der Radongehalt des Trinkwassers im Ortszentrum (219 Bq/l) auch höher sein als der am Hochbehälter ZIN (126 Bq/l). Am Hochbehälter ZIN wird somit durch Ausgasen der Radongehalt reduziert. Sehr niedrige Werte sind auch in dieser WVA an den Endpunkten der Leitungen in Versorgungsgebieten mit wenigen Verbrauchern zu finden.

Für die Wasserversorgung WIE werden derzeit vier Quellen im Diatexit genutzt, die in einer geschlossenen chemischen Entsäuerungsanlage über Kalkfilter aufbereitet werden. Die Radonkonzentration von Roh- und Reinwasser unterscheidet sich kaum (86 und 80 Bq/l). Die Konzentrationen bei den Verbrauchern liegen jedoch alle deutlich niedriger (10 bis 37 Bq/l).

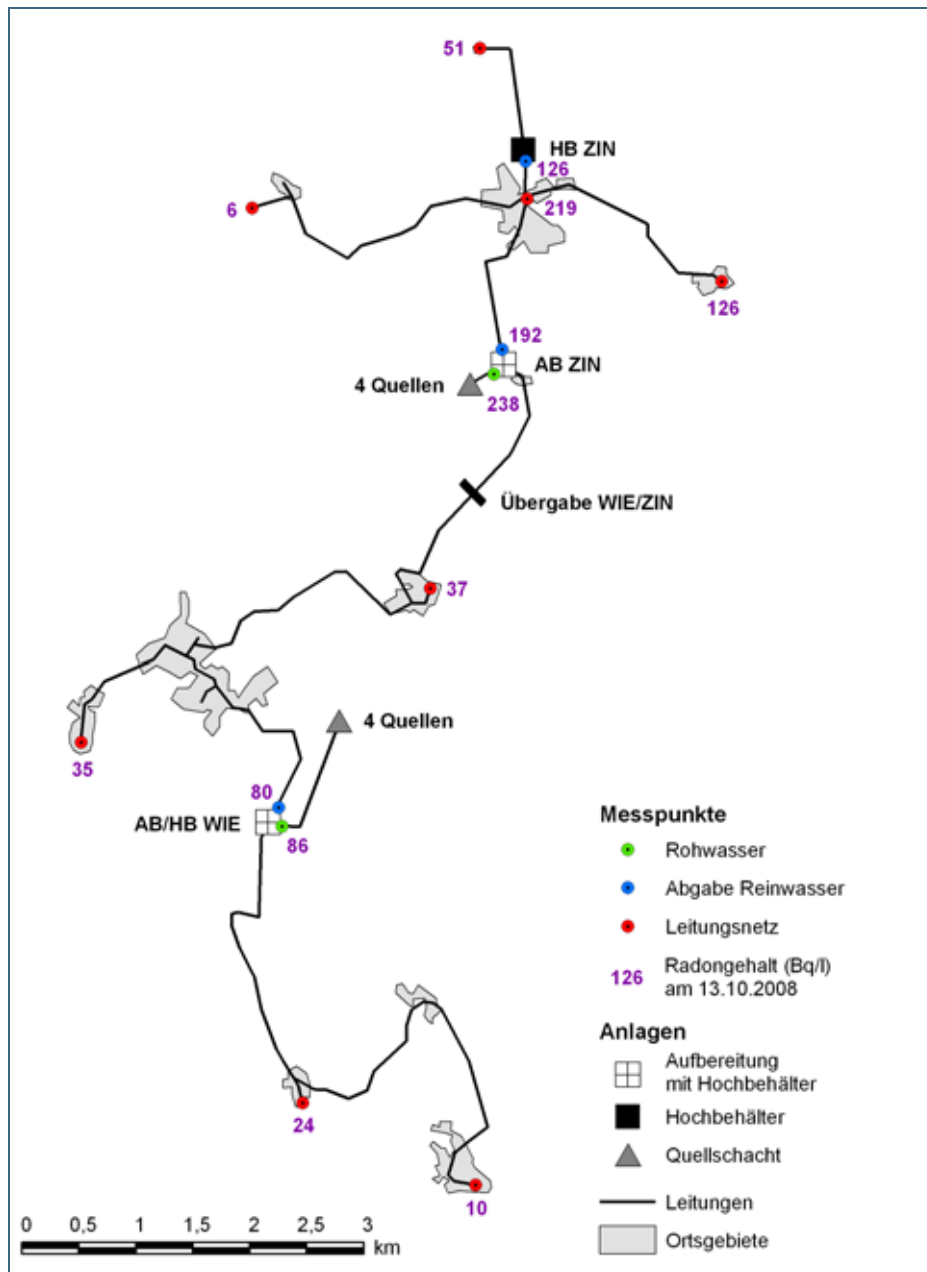


Abb. 51:
Radonkonzentration
Versorgungsnetz WVA
5177 – WIE und
5177 – ZIN

WVA 5334 – SCH/OCH

Die Wasserversorgung wird mit zwei Gewinnungsgebieten betrieben (SCH und OCH), die durch mehrere Quellen im Granit erschlossen sind (Abb. 52). Das Wasser aus beiden Gewinnungsgebieten wird in das zentrale Ortsnetz eingespeist, so dass an den Messpunkten im Ortszentrum Mischwasser beprobt wurde. Die Ost – West verlaufende Versorgungsleitung nördlich des Ortszentrums erhält nur Wasser aus dem Quellgebiet SCH, die südlich liegenden Ortsgebiete wurden zur Zeit der Probenahme mit Wasser aus dem Quellgebiet OCH versorgt, das im Winter jedoch nicht genutzt wird. Eine erste Probenahmekampagne wurde am 28.10.2008 durchgeführt, mit einer zweiten Probenahme am 06.05.2009 wurden die Werte in der Versorgungsleitung aus dem Quellgebiet SCH nochmals überprüft.

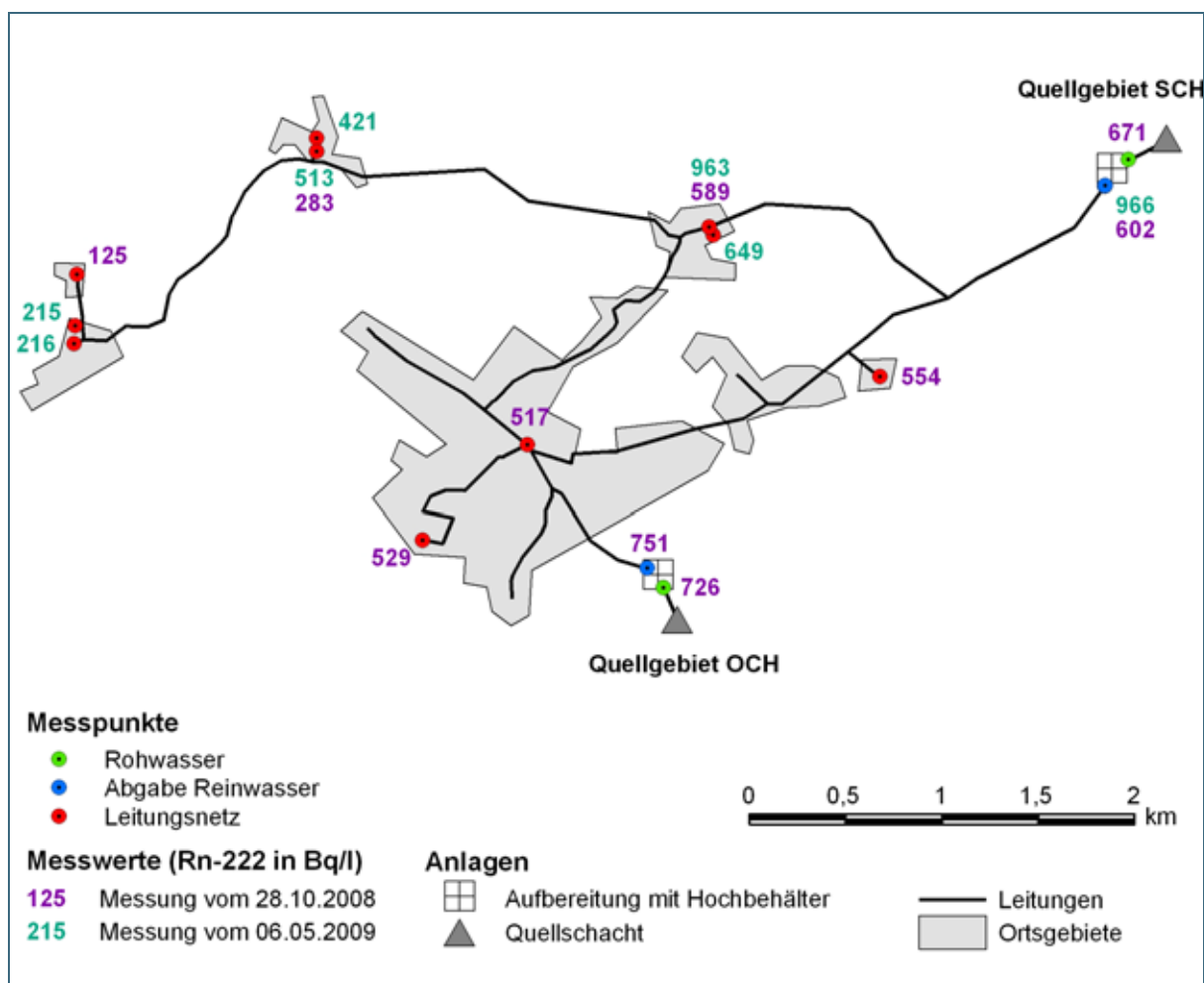


Abb. 52: Radonkonzentration Versorgungsnetz WVA 5334 – SCH/OCH

Im Quellgebiet OCH entspricht die Radonkonzentration des Reinwassers im Rahmen der Messungengenauigkeit der des Rohwassers. Durch die offene chemische Entsäuerung wird der Radongehalt nicht beeinflusst. Die Radonkonzentrationen bei den Verbrauchern im Ortszentrum liegen im Bereich der Radonkonzentration, die einer Zerfallszeit von etwa 2 Tagen entsprechen (ca. 520 Bq/l).

Der Radongehalt des Wassers aus dem Quellgebiet SCH wird in der offenen chemischen Entsäuerung und im anschließenden Hochbehälter von 671 auf 602 Bq/l reduziert (Messung vom 28.10.2008). Die Radonkonzentration des ersten Messpunktes in der ausschließlich von SCH versorgten Leitung entspricht nahezu der am Ausgang des HB SCH. Die Aufenthaltszeit des Wassers in der Leitung ist also gering. Im weiteren Verlauf der Ost – West verlaufenden Leitung nimmt der Radongehalt jedoch

stark ab. Findet die Reduktion der Radonkonzentration nur durch radioaktiven Zerfall statt, entspricht die Abnahme zwischen den folgenden Ortsteilen einer Verweilzeit des Wassers von jeweils ca. 4 Tagen. Solch lange Aufenthaltszeiten erscheinen jedoch ungewöhnlich, da das Wasser an dieser jeweils ca. 2 km langen Leitung von mehreren Verbrauchern genutzt wird.

Um diesem Sachverhalt der stark abnehmenden Radonkonzentrationen nachzugehen, der auch in anderen Versorgungsnetzen festgestellt wurde, wurden die Messwerte mit einer zweiten Probenahme am 06.05.2009 überprüft. Dabei wurden dieselben Messpunkte oder benachbarte Probenahmestellen an derselben Leitung angefahren. Bei der Zweitbeprobung wurden vor der Probenahme die physikalisch-chemischen Parameters des Trinkwassers kontinuierlich gemessen und erst nach deren Stabilisierung die Probe entnommen, so dass nur „frisches“ Trinkwasser beprobt wurde. Der Reinwassergehalt aus dem Hochbehälter SCH betrug an diesem Tag 966 Bq/l. Beim ersten nach dem Hochbehälter beprobten Messpunkt lag die Radonkonzentration mit 963 Bq/l wiederum nur geringfügig unter diesem Wert, bei einem benachbarten Verbraucher, der aus derselben Leitung versorgt wird, wurden jedoch nur 649 Bq/l gemessen. Auch im nächsten Ortsgebiet entlang der Leitung wurde eine Differenz des Radongehalts benachbarter Abnehmer von 100 Bq/l festgestellt. Die prozentualen Differenzen der Radongehalte und die daraus errechneten Verweilzeiten entsprechen denen der ersten Messung vom 28.10.2008.

Nach Angaben des Wasserversorgers ist ein Entgasen des Radons aus der Leitung bei normalem Betriebszustand nicht möglich, da die Leitung dann wassergefüllt ist. Eine Entlüftung der Leitung ist nur einmalig nach Betriebsstörungen, etwa durch einen Rohrbruch, notwendig. Dieser Fall ist jedoch unmittelbar vor der Probenahme nicht aufgetreten. Eine Adsorption des Edelgases Radon in der Leitung ist ebenso unwahrscheinlich. Es existieren im Verlauf der Leitung jedoch je ein Entlüftungsschacht zwischen Hochbehälter und erstem Ortsteil sowie zwischen diesem und dem zweiten Ortsteil. Die Messwerte lassen jedoch keinen eindeutigen Rückschluss auf die Entlüftungsschächte als Ursache der nur zwischen Ortsteil 1 und 2 auftretenden Reduktion der Radonkonzentration zu. Es kann also nur vermutet werden, dass das Radon durch uns bisher nicht bekannte Wege aus dem Wasser entgast. Möglich ist, dass die technische Ausführung der Anschlüsse eine Rolle spielt oder tatsächlich lange Aufenthaltszeiten des Wassers im Leitungssystem von mehreren Tagen auftreten.

Zusammenfassung: Radonkonzentration im Versorgungsnetz

Die Untersuchungen zeigen (Abb. 53), dass in fünf von den sieben untersuchten Fällen, unabhängig von der Höhe der Radonkonzentration, kaum eine Reduktion der Radonkonzentration zwischen der Abgabe des Reinwassers (Ablauf Aufbereitungsanlage oder erster Speicherbehälter) und dem dem Abgabepunkt am nächsten gelegenen beprobten Verbraucher an der Hauptleitung stattfindet. Eine z.T. erhebliche Reduktion der Radonkonzentration kann jedoch noch innerhalb des Versorgungsnetzes vorkommen. Dabei wurden die niedrigsten Radonkonzentrationen häufig an Stichleitungen mit wenigen Verbrauchern ermittelt. Wenn zusätzlich noch Speicherbehälter im Ortsnetz vorhanden sind, wie z.B. im WVU 5055, kann die Radonkonzentration zu nachfolgenden Verbrauchern ebenfalls deutlich abnehmen.

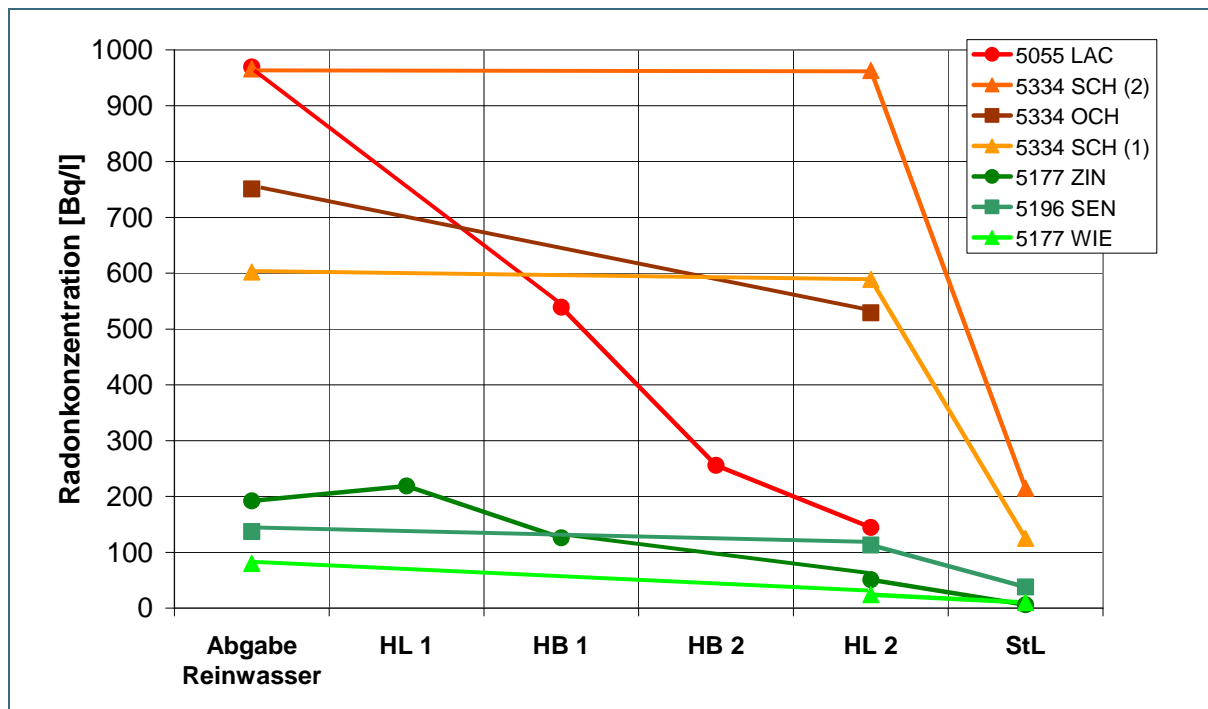


Abb. 53: Zusammenstellung der Veränderung der Radonkonzentration im Versorgungsnetz bei den beprobten WVU; HL 1: Messwert beim Verbraucher an der Hauptleitung vor dem Hochbehälter, HB: Hochbehälter, HL 2: Messwert bei dem Verbraucher, der dem Abgabeort oder dem letzten Hochbehälter am nächsten gelegen ist, StL: niedrigster gemessener Wert bei einem Verbraucher an einer Stichleitung oder am Ende der Hauptleitung

8.2 Radonfolgeprodukte im Versorgungsnetz

Im Versorgungsnetz können die Radonfolgeprodukte durch radioaktiven Zerfall nachgebildet werden. Im Rahmen des Projektes wurde in zwei WVU untersucht, ob Gehalte des langlebigen Radonfolgeproduktes Blei-210 vom Ausgang des Wasserwerks (Abgabe Reinwasser) bis zum Verbraucher entstehen können, die aus Sicht des Strahlenschutzes relevant sind. Von der EU-Kommission wird für Blei-210 die Unterschreitung eines Referenzwertes von 0,2 Bq/l empfohlen [1]. Bei einer Radonkonzentration von 1.000 Bq/l im Reinwasser würde dieser Referenzwert durch radioaktiven Zerfall des Radons nach vier Tagen erreicht werden. Bei längeren Aufenthaltszeiten des Reinwassers in Speicherbehältern und im Leitungsnetz ist eine Verweildauer in dieser Größenordnung durchaus möglich.

Im WVU 5055 – LAC wurde am 18.03.2009 im Reinwasser eine Radonkonzentration von 984 Bq/l festgestellt (Tab. 17). Der Gehalt an Blei-210 lag unter der Nachweisgrenze. Der Radongehalt im Hochbehälter 1 (Abb. 54) betrug zum Zeitpunkt der Messung 579 Bq/l, der Gehalt an Blei-210 war auf 0,09 Bq/l angestiegen. Dies würde einer Neubildung in einem Zeitraum von 1,5 Tagen entsprechen. Die Verringerung der Radonkonzentration im selben Zeitraum hätte einen Radongehalt von 750 Bq/l zur Folge. Ein Teil des Radons, ca. 170 Bq/l, entweicht somit über die offene Wasserfläche der Speicherbehälter.

WVA 5055 – LAC	Radon [Bq/l]	Blei-210 [Bq/l]
Reinwasser LAC	984	< 0,009
Hochbehälter 1	579	0,093
Ortsnetz	227	0,030

Tab. 17:
Konzentrationen von Radon und Blei-210 im Versorgungsnetz WVA 5055 – LAC am 18.03.2009

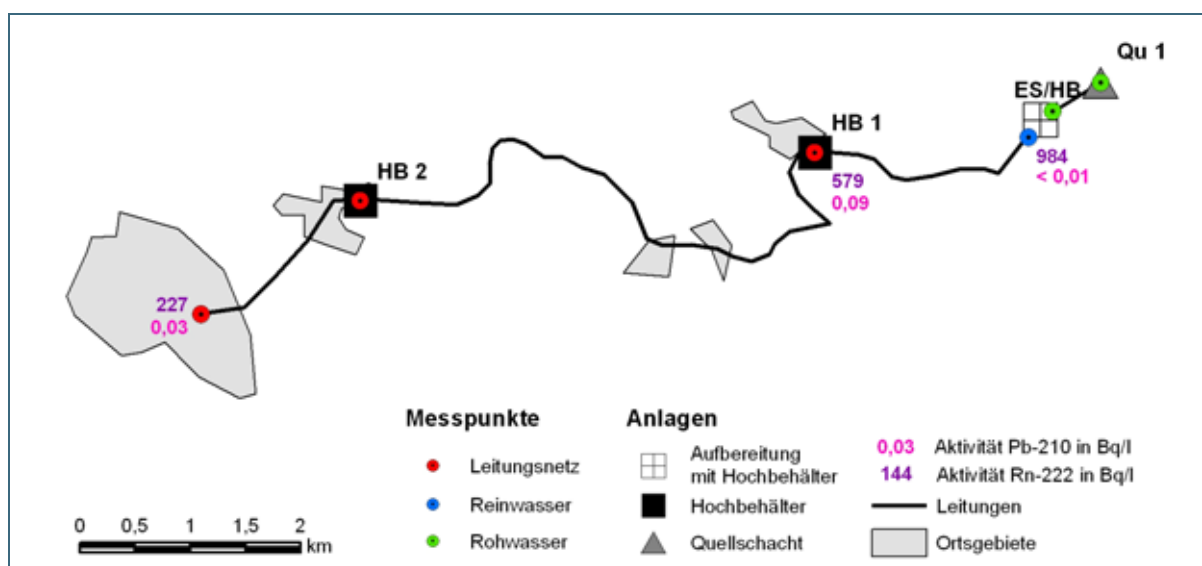


Abb. 54: Konzentrationen von Radon und Blei-210 in der WVA 5055 – LAC am 18.03.2009

Im Ortsnetz wurden noch 227 Bq/l Radon und 0,03 Bq/l Blei-210 festgestellt. Da Blei in Wasser bei pH-Werten über 5,0 wenig mobil ist und mit anderen Verbindungen, insbesondere organischen Material, komplexiert und an diese adsorbiert wird, ist die Verringerung der Konzentration von Blei-210 vermutlich auf Adsorptionsvorgänge im Leitungssystem zurückzuführen. Die tatsächliche Aufenthaltszeit des Wassers zwischen den Messpunkten zur Zeit der Probenahme ist nicht bekannt. Das gesamte Volumen der drei Speicherbehälter (HB/ES, HB 1, HB 2) beträgt ca. 900 m³, der durchschnittliche Tagesverbrauch dieses WVU liegt bei 470 m³. Eine Aufenthaltszeit von 2 Tagen zwischen Abgabe des Reinwassers nach der Aufbereitungsanlage und dem Verbraucher im Ortsnetz ist also durchaus wahrscheinlich.

Messungen in einer anderen Wasserversorgung (WVU 5410, alte Aufbereitungsanlage) haben ebenfalls eine Abnahme der Blei-210-Konzentration bis zum Verbraucher ergeben. Sie nahm hier von 0,07 Bq/l am Hochbehälter auf 0,02 Bq/l im Versorgungsnetz ab.

Da zur Veränderung der Gehalte an Blei-210 im Versorgungsnetz nur wenige Daten vorliegen, können hierzu keine allgemein gültigen Aussagen getroffen werden. Die Untersuchungen deuten jedoch darauf hin, dass die Konzentration von Blei-210 im Leitungssystem durch Adsorptionsvorgänge verringert wird. In zwischengeschalteten Speicherbehältern kann sie jedoch – insbesondere bei geringem Wasserverbrauch – im Vergleich zum Wasserwerk erhöht sein. Über eine Remobilisierung des Blei-210 in der Leitung (beispielsweise durch Säureschübe bei mangelhafter Entsäuerung) oder eine eventuelle Akkumulation von Blei-210 in den Rohrleitungen ist bisher nichts bekannt.

8.3 Radon in der Raumluft durch Nutzung von radonhaltigem Trinkwasser

Die Radonkonzentration in Innenräumen hängt im Wesentlichen von der Beschaffenheit des Untergrundes und der baulichen Ausführung des Gebäudes ab. Durch die Nutzung von Trinkwasser mit hohen Radonkonzentrationen, beispielsweise beim Duschen, kann sie jedoch erhöht werden. Im Rahmen des Projektes wurden einige Versuche durchgeführt, um die Auswirkungen näher zu untersuchen.

Um den Verlauf der Radonkonzentration in der Raumluft bei Nutzung von radonhaltigem Trinkwasser zu untersuchen, wurde in zwei Versuchsreihen eine zeitaufgelöste Messung während eines Duschvorgangs mit Hilfe des Gerätes „Alphaguard“ der Firma Genitron durchgeführt.

In der ersten Versuchsreihe betrug der Radongehalt des Duschwassers 550 Bq/l, die Dauer des Duschvorgangs lag bei 20 Minuten. Für eine konservative Abschätzung wurde nur kaltes Wasser genutzt und die Tür während der Messung geschlossen gehalten. Die Zeitauflösung der Messwerte betrug 10 Minuten. Der Hintergrundwert der Radonkonzentration der Raumluft im Badezimmer lag zwischen 50 und 100 Bq/m³. Während des Duschvorgangs stieg der Radongehalt auf maximal 5.200 Bq/m³ an, der Mittelwert während des Duschvorgangs betrug 4.400 Bq/m³ (Abb. 55). Nach Ausschalten der Dusche fiel die Radonkonzentration der Raumluft innerhalb von einer halben Stunde auf den Hintergrundwert von ca. 100 Bq/m³ ab. Der Mittelwert während dieses Zeitraums (Duschvorgang bis Erreichen des Hintergrundwertes, insgesamt 50 Minuten) lag bei 2.800 Bq/m³.

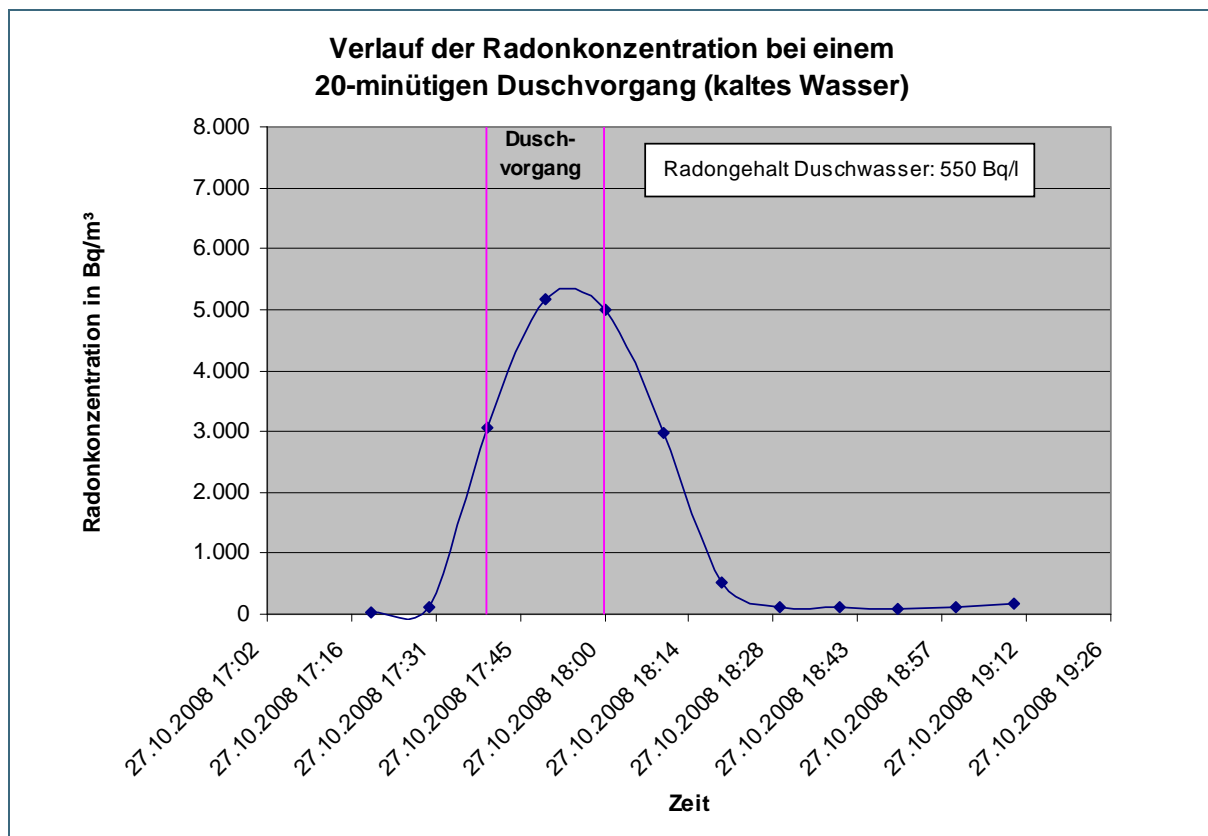


Abb. 55: Radonkonzentration der Raumluft bei 20-minütigem Duschvorgang

In der zweiten Versuchsreihe wurde Duschwasser mit 940 Bq/l genutzt. Um einen realistischeren Duschvorgang zu simulieren, wurde warmes Wasser verwendet. Der Duschvorgang wurde über 30 Minuten bei geschlossenem Fenster durchgeführt, was in etwa dem Duschen von 2 bis 3 Personen

hintereinander entspricht. Nach Abschalten des Wassers wurde das Fenster für 25 Minuten geöffnet. Für eine größere Genauigkeit wurde in dieser Versuchsreihe mit einer Zeitauflösung von einer Minute gemessen. Der Mittelwert der Radonkonzentration in der Raumluft (Hintergrundwert) lag bei 25 Bq/m^3 . Nach Einschalten der Dusche stieg die Radonkonzentration in der Raumluft auf maximal 6.000 Bq/m^3 an (Abb. 56). Dieser Wert wurde nach 30 Minuten, kurz vor Abschalten der Dusche, erreicht. Der Mittelwert während des Duschvorgangs lag bei 1.600 Bq/m^3 . Nach Abschalten des Wassers und Öffnen des Fensters fiel die Radonkonzentration innerhalb von 20 Minuten auf Werte unterhalb von 1.000 Bq/m^3 ab.

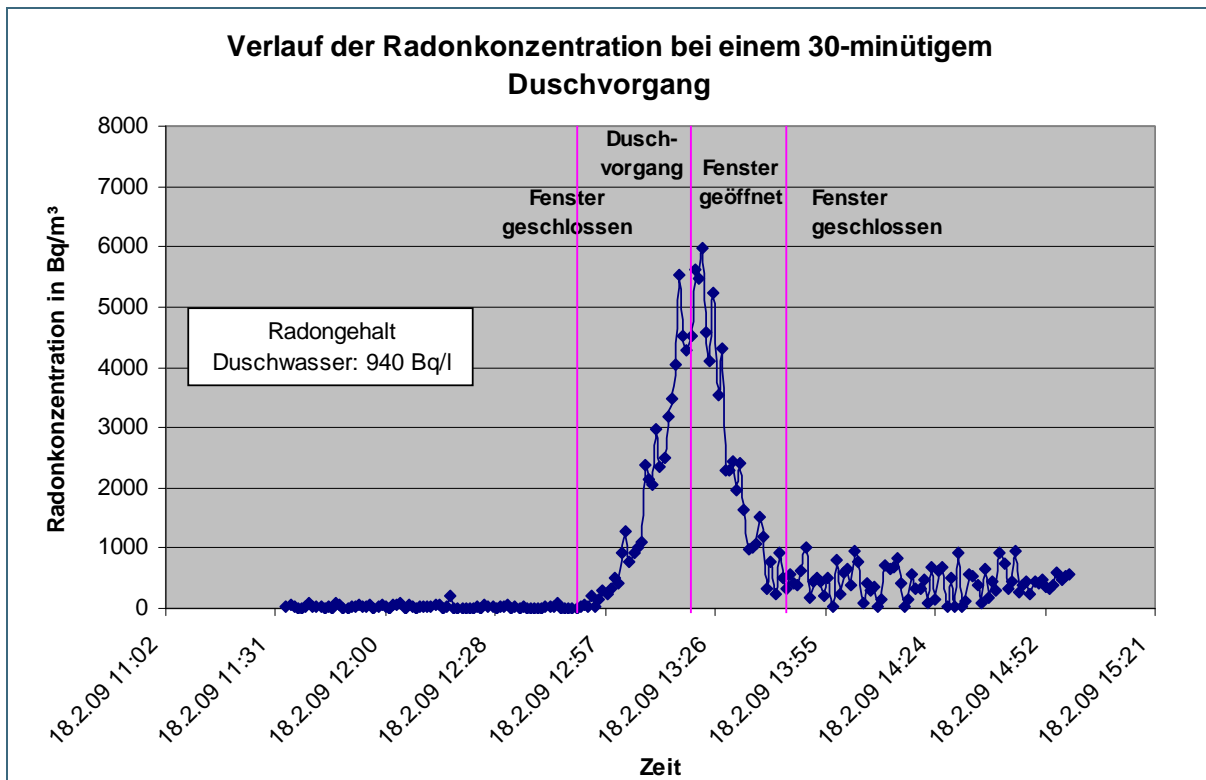


Abb. 56: Radonkonzentration in der Raumluft bei 30-minütigem Duschvorgang

Die Versuche zeigen, dass es durch die Nutzung von Wasser mit sehr hohen Radonkonzentrationen zum Duschen zu einer deutlichen Erhöhung der Radonkonzentration durch Ausgasen während des Duschvorgangs kommen kann. Durch geeignete Lüftungsmaßnahmen kann jedoch innerhalb kurzer Zeit die Radonkonzentration wieder auf die Ursprungskonzentration gesenkt werden.

Ähnliche Versuche zur Freisetzung von Radon beim Duschen wurden durch [31] durchgeführt. Von denselben Autoren wurden beim einstündigen Betrieb einer Waschmaschine, die mit Trinkwasser mit einer Radonkonzentration von 281 Bq/l betrieben wurde, ein Anstieg der Radonkonzentration der Raumluft um bis zu 750 Bq/m^3 festgestellt (Hintergrundwert 150 Bq/m^3 , Maximalwert 900 Bq/m^3).

9 Bewertung der Strahlenexposition durch Radon und Radonfolgeprodukte

9.1 Dosisabschätzung für die Bevölkerung

Radon kann auf den menschlichen Körper sowohl heilend als auch schädigend wirken. In der Balneologie wird radonhaltiges Wasser, das zur Anerkennung als Radon-Heilquelle einen Radongehalt von mindestens 666 Bq/l aufweisen muss, u.a. bei rheumatischen Erkrankungen und Hautkrankheiten eingesetzt. Der heilenden Wirkung von Radon steht seine kanzerogene Wirkung auf das Lungengewebe gegenüber. Die Zellschädigung wird dabei insbesondere durch die Inhalation der Radonfolgeprodukte hervorgerufen, die an Aerosolen haften und mit diesen im Lungengewebe abgelagert werden.

Durch die Aufnahme von radonhaltigem Trinkwasser kann für die Bevölkerung eine Strahlenexposition durch Ingestion von Radon und Radonfolgeprodukten entstehen. Durch die Nutzung des radonhaltigen Wassers in den Wohnräumen, z.B. beim Kochen, Waschen und Duschen (s. Kap. 8.3), tritt Radon aus dem Wasser in die Raumluft über, wodurch eine Strahlenexposition durch Inhalation entsteht. Nach [32] bewirkt eine Nutzung von Trinkwasser mit einem Radongehalt von 100 Bq/l im Mittel einen Anstieg der Radonkonzentration in der Raumluft um 10 Bq/m³.

Berechnet man die Dosis durch Ingestion und Inhalation für eine Radonkonzentration im Trinkwasser von 100 Bq/l nach den Vorgaben aus [2], so ergibt sich eine jährliche effektive Dosis von 0,4 mSv für alle Altersklassen (Tab. 18). Die effektive Dosis setzt sich zusammen aus 0,06 mSv/a durch Ingestion und 0,35 mSv/a durch Inhalation. Bei einer Radonkonzentration von 250 Bq/l im Trinkwasser ergibt sich eine effektive Jahresdosis von etwa 1 mSv. Bei 1.000 Bq/l berechnet sich die effektive Dosis zu 4,1 mSv/a. Zum Vergleich: die mittlere effektive Dosis aus natürlichen Strahlenquellen beträgt in Deutschland etwa 2,1 mSv/a [33].

Tab. 18: Radonkonzentration im Trinkwasser und daraus resultierende effektive Dosis

Radonkonzentration	Dosis Ingestion [mSv/a]	Dosis Inhalation [mSv/a]	Effektive Dosis (Summe) [mSv/a]
100 Bq/l	0,06	0,35	0,41
250 Bq/l	0,15	0,87	1,02
1.000 Bq/l	0,60	3,50	4,10

9.2 Gesetzliche Regelungen und Richtwerte

In Deutschland bestehen derzeit keine gesetzlichen Regelungen und Untersuchungspflichten der Wasserversorger für Radon im Trinkwasser. Ein erster Entwurf zur Novellierung der Trinkwasserverordnung für die Bundesrepublik Deutschland vom 14. Juli 2009 [4] enthielt Anforderungen an das Trinkwasser in Bezug auf Radon und Radonfolgeprodukte. In der novellierten TrinkwV vom Mai 2011 [5] sind diese Regelungen jedoch nicht mehr enthalten.

In der Empfehlung der EU-Kommission [1] zu Radon werden Referenzwerte vorgeschlagen, bei deren Überschreitung geprüft werden sollte, ob Gegenmaßnahmen zum Schutz der menschlichen Gesundheit erforderlich sind. Für Radon wird die Festlegung eines nationalen Referenzwertes im Bereich von 100 Bq/l bis 1.000 Bq/l empfohlen. Die EU-Kommission sieht bei Radonkonzentrationen über 1.000 Bq/l Gegenmaßnahmen aus Strahlenschutzgründen als gerechtfertigt an. Die deutsche Strahlenschutzkommission (SSK) empfiehlt zur Radonkonzentration im Trinkwasser der öffentlichen und gewerblichen Wasserversorgung einen Referenzwert von 100 Bq/l, bei dessen Überschreitung die Durchführung von Gegenmaßnahmen zu prüfen ist [2].

Die Festlegung der SSK auf den niedrigsten von der EU angegebenen Referenzwert von 100 Bq/l stützt sich auf die effektive Dosis für die Bevölkerung, die aus der geogen bedingten Radonkonzentration der bodennahen Atmosphäre resultiert. Diese liegt bei einer Radonkonzentration von 20 Bq/m³ im Freien etwa bei 0,4 mSv/a. Nach [2] ist daher die Festlegung eines Referenzwertes oberhalb 100 Bq/l nicht gerechtfertigt, da bei einer Überschreitung dieses Referenzwertes nötige Gegenmaßnahmen generell dem Gebot der Verhältnismäßigkeit entsprechen. Ausführungen oder Empfehlungen für die Kriterien der „Verhältnismäßigkeit“ werden nicht gegeben.

Nach der Empfehlung der EU-Kommission [1] kann der Wert von 100 Bq/l als Referenzwert verstanden werden, bei dessen Überschreitung zu prüfen ist, ob Gegenmaßnahmen zum Schutz der menschlichen Gesundheit erforderlich sind. Der Wert von 1.000 Bq/l Radon im Trinkwasser kann hingegen als „Maßnahmewert“ interpretiert werden, ab dem Gegenmaßnahmen als aus Strahlenschutzgründen gerechtfertigt angesehen werden. Dieses Vorgehen wird z.B. in Österreich angewendet: Ab einer 10-fachen Überschreitung des Richtwertes von 100 Bq/l, also bei einer Radonkonzentration von über 1.000 Bq/l, sind Maßnahmen zur Reduzierung einzuleiten. Zwischen 100 und 1.000 Bq/l sind Maßnahmen zu prüfen [34].

10 Empfehlungen zu Radon im Trinkwasser

10.1 Ort der Probenahme und Häufigkeit der Messungen

Die Bestimmung der Radonkonzentration im Trinkwasser sollte vor der Abgabe des Trinkwassers in das Versorgungsnetz erfolgen. Als Ort der Probenahme sollte daher der Ausgang der letzten Anlage vor dem ersten Verbraucher (je nach örtlichen Gegebenheiten Hochbehälter, Trinkwasseraufbereitungsanlage, Brunnenkopf oder Quellsammelschacht) gewählt werden. Damit wird sichergestellt, dass die Radonkonzentration nicht unterschätzt wird. (s. Abb. 53). Wenn Trinkwasser aus verschiedenen Gewinnungsgebieten getrennt ins Versorgungsnetz eingespeist wird, sollte jedes Trinkwasser einzeln beprobt werden.

Die Ergebnisse der Untersuchungen zeigen, dass die Radonkonzentration im Trinkwasser deutlichen Schwankungen unterliegen kann. Einfachmessungen zur Beurteilung der Radonkonzentration im Trinkwasser sind i.d.R. nicht ausreichend, es werden daher vier Messungen in unterschiedlichen Quartalen empfohlen. Werden verschiedene Rohwässer unterschiedlicher Beschaffenheit genutzt, sind zudem Schwankungen zu beachten, die sich aus der Art der Förderung bzw. Mischung der Wässer ergeben.

Liefert die Erstmessung eine Radonkonzentration deutlich unter dem von der Strahlenschutzkommission vorgeschlagenen Richtwert von 100 Bq/l, so kann auf weitere Messungen verzichtet werden, sofern Erkenntnisse vorliegen (z.B. andere Messprogramme, Geologie), die eine Überschreitung des Richtwertes von 100 Bq/l nicht erwarten lassen.

Es wird empfohlen, im Rahmen der vorbeugenden Risikominimierung eine Radonkonzentration von unter 100 Bq/l anzustreben.

Tab. 19: Vorschlag zur Häufigkeit der Messung und zum weiteren Vorgehen (Stufenplan)

Radonkonzentration *	Weitere Messungen	Empfehlung für das weitere Vorgehen
< 100 Bq/l	Erneute Messungen nur zu empfehlen, wenn sich die Zusammensetzung des Trinkwassers aufgrund anderer Förderraten, Mischungsverhältnisse und/oder neuer Brunnen/Quellen ändert	Keine Maßnahmen
100 - 250 Bq/l	Weitere Messungen einzelner Brunnen/Quellen empfehlenswert; Erkenntnisse über deren Radongehalt	Einfache Maßnahmen prüfen
250 – 1.000 Bq/l	Weitere Messungen sinnvoll für die Auswahl der Reduktionsmaßnahmen	Prüfung und Umsetzung von Maßnahmen im Rahmen der Verhältnismäßigkeit
> 1.000 Bq/l	Weitere Messungen sinnvoll für die Auswahl der Reduktionsmaßnahmen	Effektive Maßnahmen zur Senkung der Radonkonzentration sind durchzuführen

* Mittelwert aus vier Messungen in unterschiedlichen Quartalen

Nach der Durchführung der Maßnahmen wird empfohlen, über die Erfolgskontrolle hinaus die Nachhaltigkeit der eingeleiteten Maßnahmen durch erneute Messungen der Radonkonzentration zu prüfen.

10.2 Maßnahmen zur Reduzierung der Radonkonzentration im Trinkwasser

Ein Vorschlag für Maßnahmen zur Reduzierung der Radonkonzentration im Trinkwasser ist nachfolgend zusammengestellt. Nähere Ausführungen zu den einzelnen Möglichkeiten der Radonentfernung und ihrer Effektivität gibt Kap. 7. Bei jeder Maßnahme ist die Auswirkung auf andere wasserchemische, physikalische und bakteriologische Parameter zu prüfen, um die Vorgaben der Trinkwasserverordnung einzuhalten.

Maßnahmenkatalog

- Falls möglich Wasser aus Gewinnungsgebieten mit geringerem Radonpotential bevorzugt nutzen.
- Möglichkeit der Zumischung von Wasser mit geringeren Radonkonzentrationen prüfen, z.B. Neuerschließung außerhalb von Gebieten mit hohem Radonpotential, Bezug von Wasser mit geringen Radonkonzentrationen.
- Als effiziente Aufbereitungsmaßnahme zur Radonentfernung haben sich Belüftungsverfahren gezeigt, wie sie auch zur mechanischen Entsäuerung von Wässern eingesetzt werden. Hierzu gehören z.B. die Verfahren der Kreuzstrombelüftung mittels Flachbettbelüfter oder der Gegenstrombelüftung mittels Kaskade oder Füllkörperriesler. Bei geringfügig erhöhten Radongehalten kann geprüft werden, ob eine kontrollierte Verdüsung ausreicht. Auf das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht der Wässer ist bei diesen Verfahren besonders zu achten.
- Auf Maßnahmen wie gezieltes Plätschern oder Verdüsen, die ein Ausgasen von Kohlenstoffdioxid zur Folge hätten, sollte im Zulauf zu chemischen Entsäuerungsanlagen (meist Jurakalk) aus wasserchemischen Gründen verzichtet werden. In der Regel wird das gesamte im Rohwasser gelöste Kohlenstoffdioxid als Reaktionspartner zur Aufhärtung benötigt, um die Anforderungen der TrinkwV und der einschlägigen DIN-Normen (z.B. 50930-6) zu erfüllen. Falls eine chemische Entsäuerung erfolgt, sollte die gezielte Radonentfernung reinwasserseitig erfolgen. Bei den sehr weichen Wässern, wie sie in den Regionen mit radonhaltigen Wässern (Granit, Gneis) üblicherweise vorkommen, sind im Reinwasser nach chemischer Entsäuerung nur noch sehr geringe Konzentrationen an Kohlenstoffdioxid vorhanden, sodass auch bei intensiver Belüftung das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht kaum beeinflusst wird und deshalb daraus keine korrosionschemischen Beeinträchtigungen resultieren.

Bei Maßnahmen zur Entfernung von Radon aus dem Trinkwasser immer zu beachten:

- Radonkonzentration in der Raumluft möglichst niedrig halten:
 - Abluft der Belüftungsanlage/der Speicherbehälter ins Freie leiten!
 - Auf eine gute Abdichtung von Rohren, Anlagenteilen und Türen achten!
 - Abtrennen von Gebäudeteilen mit Anlagen zur Radonentfernung von anderen Gebäudeteilen!
- Bei baulichen oder technischen Veränderungen im Wasserwerk ist die Radonkonzentration von Wasser und Raumluft sowie die Radonexposition der Wasserwarte zu messen!

11 Zusammenfassung

Von Mai 2008 bis September 2009 wurde am Bayerischen Landesamt für Umwelt ein vom Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit finanziell gefördertes Forschungsprojekt durchgeführt, um die Konzentration von Radon und Radonfolgeprodukten im Trinkwasser in Bayern zu erfassen und die verschiedenen Einflüsse auf die Veränderung der Radonkonzentration zu untersuchen. Für das Projekt standen ca. 2.300 Radonwerte im Rohwasser und ca. 360 Radonwerte im Trinkwasser für die Auswertung zur Verfügung. Im Rahmen des Projektes wurden außerdem 40 Proben am Versorgungsnetz beim Verbraucher und 12 Proben an verschiedenen Stellen von Aufbereitungsanlagen entnommen. Für die Auswertung der Konzentrationen der langlebigen Radonfolgeprodukte standen 115 Messwerte zu Blei-210 und 88 Messwerte zu Polonium-210 aus eigenen Messungen und aus einer Studie des Bundesamts für Strahlenschutz [8] zur Verfügung.

Die Untersuchungen in Bayern zeigen, dass erhöhte Radonkonzentrationen (über 100 Bq/l) im Grund- und Trinkwasser bisher nur im Nordostbayerischen Grundgebirge nachgewiesen wurden. Innerhalb dieser Region variiert der Radongehalt mit den verschiedenen Gesteinseinheiten. Hohe bis sehr hohe Radongehalte (500 bis über 1.000 Bq/l) sind dabei vorwiegend in Granitgebieten zu finden. Insbesondere die Grundwässer aus den Graniten des Fichtelgebirges treten mit Radongehalten über 1.000 Bq/l hervor. Hier wurde auch der Maximalwert von 17.000 Bq/l im Rohwasser eines Brunnens im Zinngranit gemessen, in dem auch Uranerzvorkommen bekannt sind. Aber auch in Graniten des Oberpfälzer und Bayerischen Waldes können sehr hohe Radongehalte im Grundwasser auftreten. In den anderen Gesteinseinheiten sind die Radongehalte hingegen niedriger. Erhöhte Radongehalte treten häufig an der Kontaktzone zweier Gesteinseinheiten und an Störungszonen auf. Etwa 17 % der Wasserversorgungsunternehmen in Bayern beziehen ihr Trinkwasser aus dem Nordostbayerischen Grundgebirge. In dieser Region weisen etwa zwei Drittel der untersuchten Trinkwässer Radongehalte unter 100 Bq/l auf. Bei drei Wasserversorgungsunternehmen zeigte die Erstmessung Radongehalte über 1.000 Bq/l. Die Konzentrationen der Radonfolgeprodukte Blei-210 und Polonium-210 liegen in den untersuchten Reinwässern alle unterhalb der EU-Referenzwerte [1] von 0,2 (Blei-210) bzw. 0,1 Bq/l (Polonium-210).

Die Radongehalte in Grund- und Trinkwasser unterliegen starken Schwankungen. Die Schwankungen im Rohwasser durch jahreszeitliche Einflüsse können etwa 20 bis 30 % vom Mittelwert betragen. Bei hohen Radonkonzentrationen entspricht dies einigen 100 Bq/l. Die Schwankungen im Trinkwasser sind durch die Mischung in Speicherbehältern meist ausgeglichener. Eine Korrelation von jahreszeitlichen Schwankungen mit der Quellschüttung konnte nicht nachgewiesen werden. Auch zwischen anderen wasserchemischen Parametern, etwa dem pH-Wert, und der Radonkonzentration besteht kein Zusammenhang. In großen Wasserversorgungsunternehmen können erhebliche Schwankungen durch die Mischung von Wässern mit unterschiedlichen Radonkonzentrationen aus verschiedenen Gewinnungsgebieten entstehen. Auch die Zuflüsse zu einzelnen Anlagenteilen (oberhalb oder unterhalb der Wasseroberfläche) spielen für die Radonkonzentration eine Rolle. Generell sind die Einflüsse auf die Radonkonzentration in großen Wasserversorgungssystemen komplex und müssen von Fall zu Fall beurteilt werden.

Generell nimmt die Radonkonzentration vom Rohwasser zum Trinkwasser durch Ausgasen und radioaktiven Zerfall ab. Einzelne scheinbare Anreicherungen sind auf unterschiedliche Mischungsverhältnisse von Rohwasserzulauf und Reinwasserablauf am Wasserwerk zurück zu führen. Die Entfernungsraten der einzelnen Arten der Wasseraufbereitung, die in den Wässern des Nordostbayerischen Grundgebirges installiert sind, sind sehr unterschiedlich. Am effektivsten sind Belüftungssysteme zur physikalischen Entsäuerung, bei denen eine Entfernungsrate von 65 bis 96 % erreicht wird. Auch offene chemische Entsäuerungsanlagen über Kalkfilter können hohe Entfernungsraten von bis zu 95 % erzielen. Die Effektivität hängt jedoch stark vom Zulauf des Wassers zur Aufbereitungsanlage ab. In geschlossenen chemischen Entsäuerungsanlagen werden Entfernungsraten bis zu 74 % beobachtet, in Enteisungs-/Entmanganungsanlagen nur bis zu 40 %. Auch wenn keine Aufbereitungsanlage

vorhanden ist und Rohwasser als Trinkwasser an den Verbraucher abgegeben wird, kann die Entfernungsrate durch turbulenten Zulauf zum Speicherbehälter und Ausgasen von der offenen Wasseroberfläche bis zu 17 % betragen. Im Rahmen des Projektes wurden einzelne Wasserversorgungsanlagen detailliert untersucht, um einen Einblick in die Vielfalt der Anlagensysteme und den Zusammenhang mit der Radonentfernung zu erhalten.

Mit Hilfe einer Versuchsanlage im halbertechnischen Maßstab konnten Versuche zur gezielten Radonentfernung durch Belüftung in zwei Wasserversorgungsanlagen mit hohen Radongehalten durchgeführt werden. Die Anlage, ein Flachbettbelüfter mit feinblasigem Lufteintrag, stellt ein etabliertes Verfahren zur physikalischen Entsäuerung dar. Der Austrag von Radon aus dem Wasser erfolgt analog zum Austrag von CO₂. Mit dem Gerät konnten selbst bei extrem hohen Radonkonzentrationen Entfernungsraten von über 99 % und Radongehalte im Ablauf von deutlich unter 100 Bq/l erreicht werden. Inzwischen wurde in einer Wasserversorgungsanlage ein solcher Flachbettbelüfter in Betrieb genommen, die Radonkonzentration liegt nach der Belüftung unter der Nachweisgrenze von 3 Bq/l.

In einigen Wasserversorgungsunternehmen wurde die Veränderung der Radonkonzentration von der Abgabe des Reinwassers bis zum Verbraucher eingehend untersucht. Dabei wurde festgestellt, dass die Schwankungen im Versorgungsnetz sehr groß sein können. Besonders an Stichleitungen mit wenigen Verbrauchern wurden geringere Radonkonzentrationen festgestellt. Eine Möglichkeit zum Entgasen von Radon ist in der Regel am Leitungssystem nicht vorhanden. Findet die Reduktion der Radonkonzentration nur durch radioaktiven Zerfall statt, entspricht die Abnahme jeweils einer Verweilzeit des Wassers von mehreren Tagen. Möglich ist, dass die technische Ausführung der Anschlüsse eine Rolle spielt oder tatsächlich lange Aufenthaltszeiten des Wassers im Leitungssystem von mehreren Tagen auftreten. Für eine konservative Betrachtung sollte der Radongehalt des Trinkwassers am Ausgang der Wasserversorgungsanlage, vor dem ersten Verbraucher, beurteilt werden. Von dort bis zum Verbraucher kann sich der Radongehalt nur reduzieren.

Die Radonfolgeprodukte können hingegen vom Verlassen des Wasserwerks bis zum Verbraucher durch den radioaktiven Zerfall von Radon nachgebildet werden. Bei einer Radonkonzentration von 1.000 Bq/l im Trinkwasser könnte bei einer Aufenthaltszeit des Wassers von vier Tagen in Speicherbehältern und im Leitungssystem der EU-Referenzwert für Blei-210 von 0,2 Bq/l [1] überschritten werden. Die Untersuchungen haben jedoch gezeigt, dass der Gehalt von Blei-210 nach einer anfänglichen Zunahme in Speicherbehältern auf dem anschließenden Weg bis ins weiter entfernte Versorgungsnetz wieder abnimmt. Dies ist vermutlich auf die Adsorption von Blei-210 im Leitungssystem zurück zu führen.

Bei der Nutzung radonhaltigen Trinkwassers ist zu unterscheiden in eine Strahlenexposition durch die Aufnahme des Trinkwassers (Ingestion) und durch Inhalation von Radon, das z.B. beim Duschen ausgast. Bei einem Richtwert von 100 Bq/l beträgt die jährliche effektive Dosis durch Ingestion 0,06 mSv, durch Inhalation 0,35 mSv. Im Vergleich dazu liegt die mittlere effektive Dosis aus allen natürlichen Strahlenquellen in Deutschland bei etwa 2,1 mSv pro Jahr.

In Deutschland bestehen derzeit keine gesetzlichen Regelungen und Untersuchungspflichten der Wasserversorger für Radon im Trinkwasser. In einer Empfehlung der EU-Kommission zu Radon [1] wird die Festlegung eines nationalen Referenzwertes im Bereich von 100 Bq/l bis 1.000 Bq/l empfohlen. Die EU-Kommission sieht bei Radonkonzentrationen über 1.000 Bq/l Gegenmaßnahmen aus Strahlenschutzgründen als gerechtfertigt an. Die deutsche Strahlenschutzkommission empfiehlt einen Referenzwert von 100 Bq/l Radon im Trinkwasser der öffentlichen und gewerblichen Wasserversorgung, bei dessen Überschreitung die Durchführung von Gegenmaßnahmen zu prüfen ist [2].

Die Entscheidung über die Einleitung von Gegenmaßnahmen bei hohen Radongehalten obliegt der Gesundheitsverwaltung, die für den Vollzug der Trinkwasserverordnung zuständig ist. Eine Ge-

sondheitsgefährdung ist bei den bislang gemessenen Radonkonzentrationen im Trinkwasser nicht zu besorgen. Es wird jedoch empfohlen, im Rahmen der vorbeugenden Risikominimierung eine Radonkonzentration von unter 100 Bq/l anzustreben. Empfehlungen und ein Maßnahmenkatalog wurden im Rahmen dieses Projektes erarbeitet und können für Gesundheitsämter und Wasserversorger eine Entscheidungshilfe bei Einleitung und Durchführung von Maßnahmen sein. Diese Empfehlungen sind als Merkblatt unter www.lfu.bayern.de/strahlung/ sowie www.lgl.bayern.de/gesundheit/hygiene.htm veröffentlicht.

Im Rahmen des Projektes wurden Wasserversorger mit sehr hohen Radonkonzentrationen bereits auf ihre Situation aufmerksam gemacht und Gegenmaßnahmen eingeleitet. Eine umfassende Information der Gesundheitsämter und Wasserversorgungsunternehmen in Nordostbayern über dieses Thema ist inzwischen erfolgt. In diesem Zusammenhang sind auch weitere Messungen in dieser Region geplant.

12 Literatur

- [1] EU (2001): Empfehlung über den Schutz der Öffentlichkeit vor der Exposition gegenüber Radon im Trinkwasser, EU-Empfehlung 2001/928/EURATOM, 20. Dezember 2001.
- [2] SSK (2004): Strahlenexposition durch Radon-222, Blei-210 und Polonium 210 im Trinkwasser. Strahlenschutzkommission (SSK) des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Berichte der SSK Heft 43, Bonn.
- [3] TRINKWV (2001): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung – TrinkwV) vom 21.05.2001 (BGBl. 1 S. 959), geändert am 31. Oktober 2006 (BGBl. 1 S. 2407).
- [4] TRINKWV (2009): Entwurf zur Änderung der Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung – TrinkwV) vom 14. Juli 2009.
- [5] TRINKWV (2011): Erste Verordnung zur Änderung der Trinkwasserverordnung vom 03.05.2011 (BGBl. 1 S. 748)
- [6] GANS, I., FUSBAN, H. U., WOLLENHAUPT, H., KIEFER, J., GLÖBEL, B., BERLICH, J. & POSTENDÖRFER, J. (1987): Ra-226 und andere natürliche Radionuklide im Trinkwasser und in Getränken in der Bundesrepublik Deutschland. WaBoLu-Hefte 4/1987, Institut für Wasser, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, Berlin.
- [7] RÜHLE, H., BÜNGER, TH. & VIERTEL, H. (1999): Flächendeckende Untersuchungen über den Radongehalt des Trinkwassers in der Bundesrepublik Deutschland. In: BfS-Jahresbericht 1998, Salzgitter.
- [8] BFS (2009): Strahlenexposition durch natürliche Radionuklide im Trinkwasser in der Bundesrepublik Deutschland. Bundesamt für Strahlenschutz.
- [9] SANSONI, B. & MATTHES, W. (1985): Gebiete mit erhöhter natürlicher Radioaktivität. – Strahlungs-, Uran- und Radonanomalien im Fichtelgebirge. Kernforschungsanlage Jülich GmbH, Zentralabteilung für chemische Analysen. Jül-Spez-334, Oktober 1985.
- [10] RÜHLE, H. (1998): Flächendeckende Untersuchungen über den Radongehalt des Trinkwassers in der Bundesrepublik Deutschland. In: Fachverband für Strahlenschutz (Hrsg.): Radioaktivität in Mensch und Umwelt. 30. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz gemeinsam mit dem Österreichischen Verband für Strahlenschutz. Lindau, 28. September – 2. Oktober 1998, Band 1, S. 509–514.
- [11] TRAUTMANNSEIMER, M. (2002): Radonexponierte Arbeitsplätze in Wasserwerken in Bayern. Abschlussbericht vom 01.05.2002. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Augsburg.
- [12] MALLICK, R. (2006): Ermittlung von Arbeitsfeldern mit erhöhten Expositionen durch natürliche Radioisotope und überwachungsbedürftigen Rückständen. – Rückstände aus der Trinkwasseraufbereitung (Teil I). Abschlussbericht zum 31.12.2006. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg.
- [13] VORNEHM, CH. (2008): Natürliche Radioaktivität in Rückständen aus der Trinkwasseraufbereitung – Teil II. Abschlussbericht zum 31.03.2008. UmweltSpezial, Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg.
- [14] GRUBER, V. & MARINGER, F. J. (2006): Trinkwasserradiometrie Oberösterreich 2004–2006. Projektbericht im Auftrag der Landesregierung von Oberösterreich, Linz.
- [15] BMU (2008): Verfahren zur gammaspektrometrischen Bestimmung von Radionukliden in Trinkwasser und Grundwasser H-γ-SPEKT-TWASS-01. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.

- [16] STETTNER, G. (1958): Erläuterung zur Geologischen Karte von Bayern 1:25.000, Blatt Nr. 5937 Fichtelberg. Bayerisches Geologisches Landesamt (Hrsg.), München.
- [17] GÜNTHER, H. (1914): Radioaktive Erscheinungen im Fichtelgebirge. Über die Radioaktivität der Stebener Mineralquellen. Dissertation K. Technische Hochschule zu München. Kulmbach 1914.
- [18] DILL, H. (1985): Die Vererzung am Westrand der Böhmisches Masse. Geologisches Jahrbuch Reihe D, Heft 73, Hannover.
- [19] VORNEHM, CH. (2005): Hydro-geochemische Untersuchungen zum System Niederschlag – Boden – Grundwasser im Grundgebirge des Bayerischen Waldes. Dissertation, Ludwig-Maximilians-Universität München, Fakultät für Geowissenschaften. Digitale Hochschulschriften LMU München, <http://edoc.ub.uni-muenchen.de/4041/>.
- [20] GRUBER, V. (2009): Radiation Exposure by Natural Radionuclides in Drinking Water in Upper Austria – A Radioanalytical and Hydrogeological Research and Evaluation in an International Context. Dissertation Universität für Bodenkultur, Wien.
- [21] RAFF, O., HABERER, K., WILKEN, R.-D., FUNK, H., STÜBER, J., WANITSCHKE, J., AKKERMANN-KUBILLUS, A., STAUDER, S. (2000): Radon-Reduzierung in Wasserwerken. Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, BMU-2000-554, Berlin.
- [22] KINNER, N. E., LESSARD, C. E., SCHELL, G. S., FOX, K. R. (1987): Low-cost/low-technology aeration techniques for removing radon from drinking water. Environmental research brief. EPA/600/M-87/031 Cincinnati, Ohio.
- [23] WISSER, S. (2003): Balancing Natural Radionuclides in Drinking Water Supply – an investigation in Germany and Canada with respect to geology, radiometry & legislation. Dissertation am Fachbereich Geowissenschaften der Johannes-Gutenberg-Universität in Mainz.
- [24] DVGW (2007): Entsäuerung von Wasser – Teil 3: Planung und Betrieb von Anlagen zur Ausgasung von Kohlenstoffdioxid. DVGW Technische Regel Arbeitsblatt W 214-3.
- [25] SOINÉ, K. J. (1991): Möglichkeiten zur Einstellung der Calcit-Sättigung (Entsäuerung). DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 69, Entsäuerung von Wasser. Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches, Eschborn.
- [26] BRÖDER, T. (1991): Untersuchungen zum Radongehalt des Trinkwassers in Berliner Wasserwerken. In: Aurand, K. & Rühle, H. (Hrsg.): Radon und Trinkwasser. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, 101, S. 29–38. Eigenverlag Verein WaBoLu, Berlin.
- [27] RAFF, O., HABERER, K., WILKEN, R.-D., STAUDER, S. (1998): Radon-Entfernung in Wasserwerken mit hoher Radonbelastung. In: Fachverband für Strahlenschutz (Hrsg.): Radioaktivität in Mensch und Umwelt. 30. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz gemeinsam mit dem Österreichischen Verband für Strahlenschutz. Lindau, 28. September – 2. Oktober 1998, Band 1, S. 526–531.
- [28] ANNANMÄKI ET AL. (2000): Treatment Techniques for Removing Natural Radionuclides from Drinking Water (TENEWA). STUK-A169. Helsinki.
- [29] SALONEN, L., TURUNEN, H., MEHTONEN, J., MJÖNES, L., HAGBERG, N., WILKEN, R.-D., RAFF, O. (2002): Removal of radon by aeration: testing of various aeration techniques for small water works. STUK-A193, Helsinki.
- [30] STRLSCHV (2001): Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung – StrlSchV) vom 20. Juli 2001, zuletzt geändert am 1. September 2005.

- [31] REICHELT, A., RAUH, H.-J., RIEPL, S. & LEHMANN, K.-H. (1995): Anthropogene Stoffe und Produkte mit natürlichen Radionukliden, Teil 3: Untersuchungen zur Strahlenexposition der Bevölkerung. Studie des TÜV Bayern Sachsen im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen (Hrsg.).
- [32] RÜHLE, H. (1995): Radongehalt des Trinkwassers in der Bundesrepublik Deutschland und Abschätzung der Strahlenexposition. Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, BMU-1995-415.
- [33] BFS (2008): Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung im Jahr 2008. Parlamentsbericht, <http://www.bfs.de/de/bfs/druck/uus/Parlamentsbericht2008.pdf>, Kap. 12
- [34] ÖLMB (2009): Österreichisches Lebensmittelbuch, IV. Auflage 2009, Bundesministerium für Gesundheit, Wien

13 Anhang

Anhang I: Hinweise zur Probenahme (Kap. 4.1)

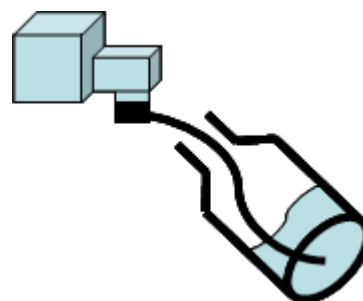
Anhang II: Anzahl WVU und untersuchter WVU sowie Verteilung der Radonkonzentration im Trinkwasser (Kap. 5.2)

Anhang III: Monatliche Messungen der Radonkonzentration im WVU 5055 (Kap. 6.1)

Anhang I: Hinweise zur Probenahme (Kap. 4.1)

Hinweise zu Probenahme und Versand von Radonproben

- Die Proben bitte **Anfang der Woche entnehmen**, da am LfU einige Tage für die Messung im Labor eingeplant werden müssen.
 - Einen Tag vor der Probenahme bitte die Kühlakkus in die Gefriertruhe legen.
 - Bitte nur die vom LfU zur Verfügung gestellten PET-Flaschen für die Probenahme verwenden (diese sind radondicht) und in der Styropor-Verpackung zurück senden.
 - Beim Abfüllen über einen Wasserhahn oder Probenahmehahn das Wasser bitte längere Zeit laufen lassen, so dass die Zulaufrohre gründlich gespült werden und nur frisches Wasser in die Flasche gelangt.
 - Zum Befüllen möglichst einen Schlauch verwenden und diesen bis zum Flaschenboden einführen (s. Abbildung). Auf luftdichten Anschluss des Schlauchs achten.
 - Die Flasche soll langsam unter Vermeidung von Sprudeln **vollständig** (bis zum oberen Flaschenrand) befüllt werden.
 - Auch bei einer Probenahme am Quell-Auslauf ist auf ein **möglichst sprudelfreies** Einströmen des Wassers zu achten. Eventuell kann eine Schöpfprobe entnommen werden, die ebenfalls sprudelfrei in die Flasche eingefüllt werden soll. Das Wasser der Schöpfprobe sollte dabei möglichst aus der Tiefe des Beckens (mind. 1 m unterhalb der Wasseroberfläche) entnommen werden.
 - Die Flasche sofort fest verschließen.
 - **Bitte unbedingt Datum und Uhrzeit auf dem Etikett der Flasche notieren!**
 - Die abgefüllten Probenflaschen bitte keiner direkten Sonneneinstrahlung aussetzen.
 - Die gefrorenen Kühlakkus zusammen mit den Probenflaschen verpacken.
 - Die Proben möglichst noch **am selben Tag** an das LfU zurück senden.
- Adresse:



**Bayerisches Landesamt für Umwelt
Ref. 41 – Radioökologie
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160**

86179 Augsburg

VIELEN DANK! 😊

Anhang II: Anzahl WVU und untersuchter WVU sowie Verteilung der Radonkonzentration im Trinkwasser (Kap. 5.2)

Tabelle 1: Radonkonzentration bis 100 Bq/l

Georegion	Anzahl WVU	Anzahl untersuchter WVU		Anzahl pro Bereich Radonkonzentration [Bq/l]			
		absolut	%	< 10	10 – 49	50 – 99	≥ 100
1	107	8	7	5	3	-	-
2	158	7	4	3	4	-	-
2a	81	2	2	1	1	-	-
3	178	20	11	6	12	2	-
4	131	12	9	8	3	-	1*
5	438	113	26	18	39	15	41, s. Tab. 2
6	263	11	4	6	5	-	-
7	547	27	5	14	10	3	-
8	476	8	2	8	-	-	-
9	174	3	2	-	3	-	-
gesamt	2.553	211	8	69	80	20	42

* zugehöriges Rohwasser stammt zum großen Teil aus Georegion 5

Tabelle 2: Radonkonzentration über 100 Bq/l

Georegion	Anzahl WVU	Anzahl untersuchter WVU		Anzahl pro Bereich Radonkonzentration [Bq/l]			
		absolut	%	100 – 249	250 – 499	500 – 999	> 1.000
5	438	113	26	25	6	7	3

Anhang III: Monatliche Messungen der Radonkonzentration im WVU 5055 (Kap. 6.1)

Radonkonzentration	29.07.2008	02.09.2008	29.09.2008	27.10.2008	24.11.2008
LAC Rohwasser	1.122	1.100	987	1.106	836
LAC Reinwasser	1.036	946	945	931	892
LAC Hochbehälter 1	631	522	526	499	472
LAC Hochbehälter 2	191	258	253	257	241
Ortsnetz	159	139	162	89	172
DUS Rohwasser 1	254	236	267	190	225
DUS Rohwasser 2	40	166	149	160	109
DUS Reinwasser	72	65	67	83	97

Radonkonzentration	26.01.2009	02.03.2009	30.03.2009	28.04.2009	07.07.2009
LAC Rohwasser	1.048	966	1.179	1.017	1.076
LAC Reinwasser	963	999	1.036	936	1.012
LAC Hochbehälter 1	569	530	621	525	495
LAC Hochbehälter 2	269	292	335	227	235
Ortsnetz	185	154	124	80	180
DUS Rohwasser 1	226	232	240	186	213
DUS Rohwasser 2	121	136	119	180	213
DUS Reinwasser	90	107	95	81	119

Die Radonkonzentration ist in Bq/l angegeben.

