nagra.

Arbeitsbericht NAB 13-04

SGT Etappe 2:

Biosphärenmodellierung für die provisorischen Sicherheitsanalysen

November 2014

Nagra

Nationale Genossenschaft
für die Lagerung
radioaktiver Abfälle

Hardstrasse 73
CH-5430 Wettingen
Telefon 056-437 11 11

www.nagra.ch

nagra.

Arbeitsbericht NAB 13-04

SGT Etappe 2:

Biosphärenmodellierung für die provisorischen Sicherheitsanalysen

November 2014

Nagra

KEYWORDS

SGT Etappe 2, provisorische Sicherheitsanalyse, Modellierung, Biosphäre

Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle

Hardstrasse 73
CH-5430 Wettingen
Telefon 056-437 11 11

www.nagra.ch

Nagra Arbeitsberichte stellen Ergebnisse aus laufenden Forschungsaktivitäten dar, welche nicht zwingend einem vollumfänglichen Review unterzogen wurden. Diese Berichtsreihe dient dem Zweck der zügigen Verteilung aktueller Fachinformationen.

"Copyright © 2014 by Nagra, Wettingen (Schweiz) / Alle Rechte vorbehalten.
Das Werk einschliesslich aller seiner Teile ist urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung ausserhalb der engen Grenzen des Urheberrechtsgesetzes ist ohne Zustimmung der Nagra unzulässig und strafbar. Das gilt insbesondere für Übersetzungen, Einspeicherung und Verarbeitung in elektronischen Systemen und Programmen, für Mikroverfilmungen, Vervielfältigungen usw."

Zusammenfassung

Im Rahmen der Etappe 2 des Sachplans geologische Tiefenlager (SGT) werden für das SMA- bzw. HAA-Lager in den in SGT Etappe 1 festgelegten geologischen Standortgebieten provisorische Sicherheitsanalysen sowie ein sicherheitstechnischer Vergleich durchgeführt. Ein wichtiger Bestandteil hierbei ist die Durchführung von Dosisberechnungen, d.h. die quantitative Abschätzung der Radionuklidfreisetzung aus dem System der technischen und geologischen Barrieren des SMA- bzw. HAA-Lagers sowie die Berechnung der resultierenden radiologischen Konsequenzen.

Die Berechnung der radiologischen Konsequenzen für eine gegebene Radionuklidfreisetzung erfolgt anhand eines Modells, welches (i) das Verhalten der freigesetzten Radionuklide im menschlichen Lebensraum vereinfacht abbildet und (ii) die potenzielle Strahlenexposition für ein repräsentatives Mitglied der am meisten betroffenen Bevölkerungsgruppe basierend auf den wichtigsten Expositionspfaden ermittelt. Dieses Modell wird als Biosphärenmodell bezeichnet. Die in SGT Etappe 2 verwendeten Ergebnisse des Biosphärenmodells sind sogenannte Biosphären-Transferkoeffizienten, mit welchen die Radionuklidfreisetzungsraten aus einem geologischen Tiefenlager durch Multiplikation in eine jährliche Strahlenexposition für eine Einzelperson überführt werden können.

Im vorliegenden Bericht sind die Grundlagen für die Biosphärenmodellierung in SGT Etappe 2 sowie die darauf basierende Bestimmung der Biosphären-Transferkoeffizienten zusammengestellt. In Bezug auf die wissenschaftlichen Grundlagen wurden die Kenntnisse zum Klima, zur Geomorphologie und zur lokalen und regionalen Hydrogeologie auch mit Hinblick auf die geologische Langzeitentwicklung z.T. weiter vertieft und in spezifischen Berichten dokumentiert.

Für die Dosisberechnungen zu den provisorischen Sicherheitsanalysen werden die Biosphären-Transferkoeffizienten aus einem generischen Referenz-Biosphärenmodell für das heutige Klima verwendet, mit Varianten für ein wärmeres und trockeneres Klima und für ein eiszeitliches Klima. Das Referenz-Biosphärenmodell (inkl. Varianten) entspricht im Wesentlichen dem im Bericht zur Beurteilung der geologischen Unterlagen für die provisorischen Sicherheitsanalysen in SGT Etappe 2 verwendeten Biosphärenmodell und die Ergebnisse sind, trotz punktueller Weiterentwicklungen der konzeptuellen Modelle und trotz aktualisierter Eingabedaten, sehr ähnlich zu den bisherigen Ergebnissen.

Darüber hinaus werden standortspezifische Biosphärenmodelle entwickelt, welche die gegenwärtigen Unterschiede in den möglichen Exfiltrationsgebieten abbilden und somit die sicherheitstechnische Bedeutung dieser Variabilität illustrieren. Die Ergebnisse zeigen, dass diese Variabilität im Allgemeinen vergleichbar ist mit der Variabilität wie sie durch alternative Klimata hervorgerufen wird.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung I

Inhaltsverzeichnis III

Tabellenverzeichnis IV

Figurenverzeichnis V

1 Einleitung 1

2 Vorgaben und Vorgehen 3
2.1 Übergeordnete Vorgaben 3
2.2 Spezifische Vorgaben zu den provisorischen Sicherheitsanalysen und Vorgehen 4
2.2.1 Relevante Exfiltrationspfade (PG-27) 5
2.2.2 Zeitliche Entwicklung der lokalen Topographie im Hinblick auf Biosphärenmodellierung (PG-29) 6
2.2.3 Klimaentwicklung im Hinblick auf Abschätzung der Wasserflüsse bei der Biosphärenmodellierung (PG-31) 6

3 Grundzüge der Biosphärenmodellierung 9
3.1 Grundannahmen 9
3.2 Konzeptuelle Modelle 16
3.3 Rechencodes 21
3.4 Generische Eingabedaten 21

4 Referenzbiosphäre 23
4.1 Spezifische Eingabedaten 23
4.2 Ergebnisse und Diskussion 24

5 Standortspezifische Biosphärenmodelle 27
5.1 Exfiltrationsgebiete 27
5.2 Spezifische Eingabedaten 29
5.3 Ergebnisse und Diskussion 33

6 Schlussfolgerungen 39

7 Referenzverzeichnis 41

Anhang A: Informationen zur Bewässerung A-1

Anhang B: Eingabedaten für die Referenzbiosphäre B-1

Anhang C: Ergebnisse C-1

Tabellenverzeichnis

Tab. 5.1-1: Exfiltrationsgebiete nach Haldimann & Schatzmann (2014), mit Zuordnung der geologischen Standortgebiete. ... 28

Tab. 5.1-2: Hydrogeologische und hydrologische Kennwerte für die Exfiltrationsgebiete nach Haldimann & Schatzmann (2014). ... 29

Tab. 5.2-1a: Spezifische Eingabedaten für die standortspezifischen Biosphärenmodelle. ... 31

Tab. 5.2-1b: Spezifische Eingabedaten für die standortspezifischen Biosphärenmodelle. ... 32

Tab. B-1: Parameter zu Kompartimenteigenschaften sowie zu Wasser- und Feststoffflüssen. ... 2

Tab. B-2: Zerfallsdaten sicherheitsrelevanter Radionuklide (gerundete Werte). ... 4

Tab. B-3: Verteilungskoeffizienten (Kd) der relevanten chemischen Elemente in Abhängigkeit von der Textur, *[m^3 kg^{-1}]*. ... 6

Tab. B-4: Transferfaktoren Boden-Pflanze (Kcrop), *[(Bq kg^{-1} Frischgewicht Pflanze) / (Bq kg^{-1} Trockengewicht Boden)]*. ... 7

Tab. B-5: Transferfaktoren Wasser-Fisch (Kff), *[(Bq kg^{-1} Frischgewicht) / (Bq m^{-3})]*. ... 8

Tab. B-6: Rate der witterungsbedingten Verluste der an der Pflanze anhaftenden Radionuklide (Wcrop), *[a^{-1}]*. ... 8

Tab. B-7: Translokationsanteile für die Aufnahme von anhaftenden Radionukliden in den verzehrbaren Pflanzenteil (TFcrop), *[-]*. ... 9

Tab. B-8: Verarbeitungsfaktoren, d.h. Anteil der Kontamination, der nach der Verarbeitung auf dem Nahrungsmittel verbleibt ($f$crop), *[-]*. ... 9

Tab. B-9: Weitere nutzpflanzenbezogene Daten. ... 10

Tab. B-10: Transferfaktoren für tierische Produkte (Fleisch, Milch und Eier) auf Frischgewichtsbasis. ... 11

Tab. B-11: Weitere nutztierbezogene Daten. ... 12

Tab. B-12: Daten zur Darstellung des menschlichen Verhaltens und Konsums. ... 13

Tab. B-13: Parameter zur Darstellung der Akkumulation von Radionukliden in der Atemluft. ... 13

Tab. B-14: Effektive Dosiskoeffizienten für erwachsene Personen. ... 14

Tab. C-1: Biosphären-Transferkoeffizienten (BTK) für die Referenzbiosphäre in [Sv/Bq]. ... 1

Tab. C-2a: Biosphären-Transferkoeffizienten (BTK) für die standortspezifischen Biosphärenmodelle BG-1 bis BG-8 in [Sv/Bq]. ... 3

Tab. C-2b: Biosphären-Transferkoeffizienten (BTK) für die standortspezifischen Biosphärenmodelle BG-9 bis BG-16 in [Sv/Bq]. ... 5

Figurenverzeichnis

Fig. 3.1-1: Schematische Darstellung der Infiltrations- und Exfiltrationsgebiete und der Grundwasserflüsse in einem Festgestein (idealisierte Situation)..... 12

Fig. 3.1-2: Schematische Darstellung der Infiltrations- und Exfiltrationsgebiete und der Grundwasserflüsse in einem Festgestein (einfache Situation mit Schichtung). 13

Fig. 3.1-3: Schematische Darstellung der Exfiltration von Tiefengrundwasser, a) in einen Lockergesteinsaquifer, b) für den Fall einer zweischichtigen Talfüllung, c) für den Fall einer Talfüllung mit Moränenmaterial und d) in einen Fluss. 14

Fig. 3.2-1: Schematische Darstellung der Kompartimente und Transportprozesse im Transportmodell der Biosphäre. 17

Fig. 3.2-2: Schematische Darstellung des Expositionsmodells der Biosphäre..... 19

Fig. 4.2-1: Biosphären-Transferkoeffizienten (BTK) für eine repräsentative Auswahl von Radionukliden im Referenzfall (RF), sowie in den alternativen Fällen mit einem wärmeren, trockeneren Klima (e1) und einem eiszeitlichen Klima (e2)..... 24

Fig. 4.2-2: Beiträge der verschiedenen Expositionspfade zum Gesamt-BTK für den Referenzfall (RF) für eine repräsentative Auswahl von Radionukliden..... 26

Fig. 4.2-3: Beiträge der verschiedenen Expositionspfade zum Gesamt-BTK für den Fall mit wärmerem und trockenerem Klima (e1) für eine repräsentative Auswahl von Radionukliden..... 26

Fig. 5.3-1: BTK der standortspezifischen Biosphärenmodelle für das Radionuklid ^{129}I vs. BTK der Referenzbiosphäre (Referenzfall RF sowie Klimavarianten e1 und e2). 35

Fig. 5.3-2: BTK der standortspezifischen Biosphärenmodelle für das Radionuklid ^{36}Cl vs. BTK der Referenzbiosphäre (Referenzfall RF sowie Klimavarianten e1 und e2). 35

Fig. 5.3-3: BTK der standortspezifischen Biosphärenmodelle für das Radionuklid ^{14}C vs. BTK der Referenzbiosphäre (Referenzfall RF sowie Klimavarianten e1 und e2). 36

Fig. 5.3-4: BTK der standortspezifischen Biosphärenmodelle für das Radionuklid ^{108m}Ag vs. BTK der Referenzbiosphäre (Referenzfall RF sowie Klimavarianten e1 und e2)..... 36

Fig. 5.3-5: BTK der standortspezifischen Biosphärenmodelle für das Radionuklid ^{226}Ra vs. BTK der Referenzbiosphäre (Referenzfall RF sowie Klimavarianten e1 und e2). 37

Fig. 5.3-6: BTK der standortspezifischen Biosphärenmodelle für das Radionuklid ^{239}Pu vs. BTK der Referenzbiosphäre (Referenzfall RF sowie Klimavarianten e1 und e2). 37

1 Einleitung

In Etappe 2 des Sachplans geologische Tiefenlager (Abkürzung SGT, BFE 2008) wird für die in SGT Etappe 1 festgelegten geologischen Standortgebiete ein sicherheitstechnischer Vergleich durchgeführt, mit dem Ziel mindestens je zwei Standortgebiete für das SMA-Lager und das HAA-Lager für vertiefte geologische Untersuchungen in SGT Etappe 3 vorzuschlagen. Als Teil des sicherheitstechnischen Vergleichs werden für beide Lagertypen in den jeweiligen geologischen Standortgebieten provisorische Sicherheitsanalysen gemäss den Vorgaben in ENSI (2010) durchgeführt; diese sind in Nagra (2014d) und Nagra (2014b) dokumentiert.

Die provisorischen Sicherheitsanalysen sollen u.a. aufzeigen, dass das Dosis-Schutzkriterium 1 der ENSI-Richtlinie G03 (ENSI 2009a) für das jeweils betrachtete Lagersystem eingehalten wird. Als weiteres Ziel sind anhand eines vorgegebenen standardisierten Parametervariationsverfahrens sogenannte charakteristische Dosisintervalle zu bestimmen, welche direkt in den sicherheitstechnischen Vergleich der geologischen Standortgebiete einfliessen. Beide Ziele erfordern die Durchführung von Dosisberechnungen, d.h. die quantitative Abschätzung der Radionuklidfreisetzung aus dem System der technischen und geologischen Barrieren eines Tiefenlagers sowie der resultierenden potenziellen Strahlenexposition für eine Einzelperson (Nagra 2014b).

Die Berechnung der potenziellen Strahlenexposition für eine gegebene Radionuklidfreisetzung erfolgt anhand eines Modells, welches (i) das Verhalten der freigesetzten Radionuklide im menschlichen Lebensraum abbildet und (ii) die potenzielle Strahlenexposition für ein repräsentatives Mitglied der am meisten betroffenen Bevölkerungsgruppe basierend auf den wichtigsten Expositionspfaden ermittelt. Dieses Modell wird als Biosphärenmodell, bzw. kurz als Biosphäre bezeichnet. Aus den mit diesem Modell berechneten stationären Konzentrationsverteilungen in der Umwelt können sogenannte Biosphären-Transferkoeffizienten (BTK) bestimmt werden, mit welchen die Radionuklidfreisetzungsraten aus einem geologischen Tiefenlager in eine jährliche Individualdosis durch Multiplikation mit diesen BTK und Summation über alle relevanten Radionuklide überführt werden können.

Ziel des vorliegenden Berichts ist die Zusammenstellung der Grundlagen für die Biosphärenmodellierung in SGT Etappe 2 sowie die Bestimmung der Biosphären-Transferkoeffizienten (BTK) zur Verwendung in den Dosisberechnungen.

Hierzu werden zunächst die behördlichen Vorgaben zur Biosphärenmodellierung diskutiert und das Vorgehen diesbezüglich festgelegt (Kap. 2). Anschliessend wird die Biosphärenmodellierung in ihren Grundzügen vorgestellt (Kap. 3). Danach folgt eine Beschreibung der in den Dosisberechnungen verwendeten Referenzbiosphäre, inkl. der in ENSI (2010) geforderten Klimavarianten, sowie eine Diskussion der Ergebnisse (Kap. 4).

Das darauffolgende Kap. 5 beschreibt standortspezifische Biosphärenmodelle ausgehend von der Referenzbiosphäre mit heutigem Klima. Diese bilden die gegenwärtigen landschaftlichen, hydrogeologischen und klimatischen Verhältnisse in den Gebieten, wo potenziell Tiefengrundwässer aus den geologischen Standortgebieten exfiltrieren (Exfiltrationsgebiete) ab und illustrieren somit die heutige Variabilität und deren sicherheitstechnische Bedeutung.

Kap. 6 enthält die Schlussfolgerungen zur Biosphärenmodellierung in SGT Etappe 2. Im Anhang A werden Informationen zur Bewässerung im Agrarsektor gegeben. Anhang B enthält alle Eingabedaten für die Referenzbiosphäre und Anhang C liefert den vollständigen Satz an berechneten Biosphärentransferkoeffizienten.

2 Vorgaben und Vorgehen

2.1 Übergeordnete Vorgaben

Das oberste Schutzziel bei der Entsorgung von radioaktiven Abfällen in einem geologischen Tiefenlager besteht im dauerhaften Schutz von Mensch und Umwelt vor der ionisierenden Strahlung dieser Abfälle (ENSI 2009a). Dabei wird davon ausgegangen, dass die Umwelt als ausreichend geschützt gilt, sofern die notwendigen Vorkehrungen zum Schutz des Menschen getroffen werden (ENSI 2009b).[1]

Um das genannte Schutzziel zu erreichen, sind in ENSI (2009a) qualitative Leitsätze zur Umsetzung des Schutzziels sowie quantitative Schutzkriterien formuliert. Wie einleitend erwähnt, ist für die Durchführung der provisorischen Sicherheitsanalysen gemäss ENSI (2010) besonders das nachfolgend aufgeführte Schutzkriterium 1 relevant:

> *Für jede als wahrscheinlich eingestufte Entwicklung darf die Freisetzung von Radionukliden zu keiner Individualdosis führen, die 0.1 mSv pro Jahr überschreitet.*

Die Formulierung der Schutzkriterien in ENSI (2009a) stützt sich ab auf diverse internationale Vorgaben und Vereinbarungen, insbesondere auf IAEA (2006a, b) sowie auf Empfehlungen der Internationalen Strahlenschutzkomission in ICRP (1998a, 2006, 2007). Zwischenzeitlich ist auch eine Aktualisierung von ICRP (1998a) mit Bezug auf die neuesten Empfehlungen in ICRP (2006, 2007) erschienen (ICRP 2013). Diese sind in den aktuellen behördlichen Vorgaben (ENSI 2009a) allerdings noch nicht berücksichtigt.

Bezüglich der Berechnung einer (effektiven) Individualdosis wird in ENSI (2009a) ergänzt, dass diese als *Strahlenexposition eines durchschnittlichen Individuums innerhalb ... der meist betroffenen Bevölkerungsgruppe* zu verstehen ist. Dies ist äquivalent zur Formulierung in ICRP (2006), wonach zum Zwecke der prospektiven Abschätzung einer geplanten Expositionssituation für die Bevölkerung[2] die Dosis für eine repräsentative Person der am meisten exponierten Individuen innerhalb der Bevölkerung zu ermitteln ist. Gemäss ICRP (2007) bildet die repräsentative Person typische Gewohnheiten einer kleinen Zahl von am höchsten exponierten Personen ab, wobei nicht die extremen Gewohnheiten einer einzelnen Person der Bevölkerung zum Zwecke der Dosisabschätzung herangezogen werden sollen.

ICRP (2006) enthält noch weitere Empfehlungen, wie die Berechnung der effektiven Dosis für die repräsentative Person durchgeführt werden soll. So muss die Dosisberechnung

- die räumliche Verteilung der freigesetzten Radionuklide berücksichtigen, um die am meisten betroffene Bevölkerungsgruppe zu erfassen,
- alle relevanten Expositionspfade berücksichtigen,
- auf Annahmen beruhen, welche vernünftig (d.h. konsistent mit alltäglichen Erfahrungen), nachhaltig (z.B. bezüglich Ernährung und Ressourcenverbrauch) und homogen (z.B. bezüglich der Gewohnheiten der am meisten betroffenen Bevölkerungsgruppe) sind, und

---

[1] Zur Bewertung der radiologischen Sicherheit von geologischen Tiefenlagern wird deshalb stets die Präsenz von Menschen vorausgesetzt.

[2] Die geologische Tiefenlagerung wird aufgrund der bewussten Erzeugung der radioaktiven Abfälle in ICRP (2006) als geplante Expositionssituation betrachtet.

- bei angenommener Ernährung mit lokalen Produkten die Produktionskapazität des betrachteten Gebiets berücksichtigen.

Die erste Empfehlung aus dieser Liste führt in der Praxis dazu, dass abgegrenzte Gebiete betrachtet werden, in denen die Radionuklidkonzentrationen in der Umwelt mutmasslich am höchsten sind. Dieses Vorgehen wird mit den neueren Empfehlungen in ICRP (2013) bekräftigt und auf Zeiträume mit den höchsten Konzentrationen ausgedehnt. Für die Biosphärenmodellierung bedeutet dies konkret: Die am meisten betroffene Bevölkerungsgruppe lebt am Ort und zum Zeitpunkt der mutmasslich höchsten Radionuklidkonzentrationen.

Gemäss ICRP (2007) sind Dosisabschätzungen für die Bevölkerung im Normalfall für verschiedene Alterskategorien durchzuführen. In Bezug auf geologische Tiefenlagerung wird jedoch ergänzt, dass aufgrund der zu erwartenden langsamen Änderungen der Radionuklidkonzentrationen in der Umwelt, die Bestimmung einer über die gesamte Lebensdauer gemittelten jährlichen Dosis ein vernünftiges Mass darstellt, und dass ein solcher Mittelwert durch die jährliche Dosis für eine erwachsene Person angemessen repräsentiert wird.

Schliesslich unterscheidet ICRP (2013) unterschiedliche Phasen der geologischen Tiefenlagerung mit unterschiedlichem Mass an Kontrolle / Überwachung der eingelagerten radioaktiven Materialien. Eine allfällige Strahlenexposition während der Nachverschlussphase eines geologischen Tiefenlagers wird in ICRP (2013) als potenzielle Strahlenexposition bezeichnet; dieser Begriff wird auch im vorliegenden Bericht verwendet.

2.2 Spezifische Vorgaben zu den provisorischen Sicherheitsanalysen und Vorgehen

Die behördlichen Anforderungen an die Biosphärenmodellierung in SGT Etappe 2 sind in den Anforderungen an die provisorischen Sicherheitsanalysen und den sicherheitstechnischen Vergleich in ENSI (2010) enthalten. Dabei wird betont, dass die im Rahmen des Entsorgungsnachweises verwendete Biosphärenmodellierung konzeptuell für die Durchführung der provisorischen Sicherheitsanalysen ausreicht.

Im Zuge der Beurteilung der geologischen Unterlagen für die provisorischen Sicherheitsanalysen in SGT Etappe 2 (Nagra 2010a) wurden die Anforderungen in ENSI (2010) bei der Durchführung von Testrechnungen für die provisorischen Sicherheitsanalysen bereits umgesetzt (Nagra 2010b). In seiner Stellungnahme zu diesen Testrechnungen (ENSI 2011) hat das ENSI die ursprünglichen Anforderungen an die Biosphärenmodellierung in ENSI (2010) z.T. noch konkretisiert bzw. ergänzt.

Die nachfolgenden Abschnitte geben die Anforderungen in ENSI (2010) und ENSI (2011) wieder und beschreiben, wie diese in der Biosphärenmodellierung in SGT Etappe 2 berücksichtigt werden. Die Diskussion erfolgt dabei anhand der für die provisorischen Sicherheitsanalysen relevanten Prozesse und Parameter mit Bezug zur Biosphärenmodellierung (mit PG bezeichnet, s. Nagra 2014b).

2.2.1 Relevante Exfiltrationspfade (PG-27)

Relevante Exfiltrationspfade sind mögliche Fliesswege der Tiefengrundwässer aus den Standortgebieten in oberflächennahe Bereiche. Diesbezüglich wird in ENSI (2010, S. 9) gefordert:

> *Die Entsorgungspflichtigen legen die regionale hydrogeologische Situation dar, zeigen das Spektrum typischer Exfiltrationssituationen auf und beschreiben die konzeptuellen Modelle der Radionuklidausbreitung in der Biosphäre (Morphologie, Klima), inklusive ihrer Parametrisierung.*

In ENSI (2011, S. 100) heisst es weiter:

> *Nach Ansicht des ENSI ist es stufengerecht anzunehmen, dass das Grundwasser aus Tiefenaquiferen an der tiefsten Stelle der Oberfläche exfiltriert, d.h. in der Regel in grossen Flusstälern.*
>
> *Forderung 36*
>
> *Zur Bestätigung dieser Annahme fordert das ENSI im Hinblick auf Etappe 2 SGT eine Untersuchung der regionalen Fliessverhältnisse in den geologischen Standortgebieten auf der Grundlage eines grossräumigen hydrogeologischen Modells.*

Zur Bearbeitung der ursprünglichen Forderung in ENSI (2010) und der detaillierteren Forderung in ENSI (2011) wurden ein regionales hydrogeologisches Modell für die Nordschweiz sowie lokale hydrogeologische Modelle für die geologischen Standortgebiete in der Nordschweiz erstellt. Diese sind in separaten Berichten dokumentiert (Gmünder et al. 2014; Luo et al. 2014a, b, c, d). Die Ergebnisse haben die bereits in Nagra (2010a) genannten möglichen Exfiltrationsgebiete für Tiefengrundwässer aus den Standortgebieten im Wesentlichen bestätigt.[3] Die heutige hydrogeologische Situation in diesen Exfiltrationsgebieten ist in Haldimann & Schatzmann (2014) erläutert und fliesst in die Parametrisierung von standortspezifischen Biosphärenmodellen ein (s. Kap. 5). Die Annahme, dass die Exfiltration der Tiefengrundwässer an der tiefsten Stelle der Geländeoberfläche im Exfiltrationsgebiet erfolgt, wird aufgrund der hydrogeologischen Modelle und der Untersuchungen in Haldimann & Schatzmann (2014) grundsätzlich bestätigt.

Die konzeptuellen Modelle zur Radionuklidausbreitung in der Biosphäre sind Gegenstand von Abschnitt 3.2. Allgemeine Eingabedaten sind in Abschnitt 3.4 mit Verweis auf Anhang B, spezifische Eingabedaten in den Abschnitten 4.1 und 5.2 dokumentiert.

---

[3] Es gibt Hinweise auf weitere mögliche Exfiltrationsgebiete, die sich jedoch bezüglich ihrer Merkmale nicht wesentlich von den hier betrachteten Exfiltrationsgebieten unterscheiden.

2.2.2 Zeitliche Entwicklung der lokalen Topographie im Hinblick auf Biosphärenmodellierung (PG-29)

Beim Thema "Zeitliche Entwicklung der lokalen Topographie im Hinblick auf Biosphärenmodellierung" lautet die Kernfrage, ob innerhalb des Betrachtungszeitraums (bis zu einer Million Jahre für das HAA-Lager) die Landschaftsform in allen potenziellen Exfiltrationsgebieten in den Grundzügen vergleichbar mit der heutigen sein wird. Das ENSI teilt die Einschätzung der Nagra, dass die geomorphologischen Verhältnisse innerhalb des Betrachtungszeitraums für Zeitabschnitte mit menschlicher Besiedelung und Möglichkeiten zur Selbstversorgung relativ ähnlich zu den heutigen Verhältnissen sein werden (ENSI 2011). Die Behörde stützt sich dabei unter anderem auf eine eigene Studie (ENSI 2009c). Sie betont allerdings, dass das geologische Standortgebiet Jura Ost ein Sonderfall sein könnte und fordert deshalb (ENSI 2011, S. 50 und 103):

> *Forderung 10*
>
> *Die Nagra hat für Etappe 2 SGT für alle drei HAA-Standortgebiete vergleichende Betrachtungen zur geomorphologischen Entwicklung im Betrachtungszeitraum durchzuführen und zu dokumentieren.*
>
> *Im Hinblick auf Etappe 2 SGT erwartet das ENSI von der Nagra, die Überlegungen zur geomorphologischen Entwicklung der geologischen Standortgebiete mit dem notwendigen Tiefgang darzulegen (siehe Forderung 10).*
>
> *Das ENSI [...] fordert [...] im Hinblick auf die Berichterstattung der Nagra für Etappe 2 SGT eine standortspezifische Darstellung der geomorphologischen Verhältnisse (siehe Forderung 10).*

Die Untersuchungen zur möglichen geomorphologischen Entwicklung der Nordschweiz sind in einem separaten Bericht dokumentiert (Schnellmann et al. 2014) und in Nagra (2014c) zusammengefasst. Es ergeben sich keine Hinweise auf einen "Sonderfall Jura Ost" in Bezug auf die Modellierung der Biosphäre in den zugehörigen Exfiltrationsgebieten.

2.2.3 Klimaentwicklung im Hinblick auf Abschätzung der Wasserflüsse bei der Biosphärenmodellierung (PG-31)

Die Wasserflüsse in der Biosphäre, insbesondere der Wasserfluss im oberflächennahen Grundwasserleiter, sind wichtige Einflussgrössen, weil sie das Verdünnungspotenzial für exfiltrierende Tiefengrundwässer und somit die Radionuklidkonzentrationen im menschlichen Lebensraum massgeblich bestimmen. Aus diesem Grund fordert die Behörde in ENSI (2010, S. 10-11):

> *Die Modellierung der Radionuklidausbreitung in der Biosphäre unter Berücksichtigung der Expositionspfade soll ... für jedes geologische Standortgebiet spezifisch durchgeführt werden unter Berücksichtigung möglicher typischer Morphologien und Klimasituationen (inkl. Verdünnungspotenziale).*

Aufgrund der inhärenten, d.h. nicht reduzierbaren Ungewissheiten über die geomorphologische und klimatische Entwicklung in den verschiedenen Standortgebieten bzw. in den zugehörigen potenziellen Exfiltrationsgebieten[4] werden für die provisorischen Sicherheitsanalysen und den sicherheitstechnischen Vergleich in SGT Etappe 2 grundsätzlich dieselben Annahmen bezüglich der geomorphologischen und hydrogeologischen Bedingungen sowie bezüglich der klimatischen Verhältnisse in potenziellen Exfiltrationsgebieten der einzelnen Standortgebiete getroffen. Dies ist gleichbedeutend mit der Definition einer generischen Referenzbiosphäre, welche für die Dosisberechnungen zur Ermittlung der charakteristischen Dosisintervalle verwendet wird (s. Kap. 4). Mit einem solchen Vorgehen wird auch sichergestellt, dass die mit den Dosisberechnungen aufgezeigten Unterschiede in den Rückhalteeigenschaften der untersuchten Barrierensysteme in den verschiedenen Standortgebieten nicht durch unterschiedliche Annahmen bzgl. Biosphäre überdeckt werden.

In seiner Stellungnahme zu Nagra (2010a) zeigt sich das ENSI mit der Verwendung des gleichen Biosphärenmodells für alle Standortgebiete im Rahmen der provisorischen Sicherheitsanalysen und des sicherheitstechnischen Vergleichs in SGT Etappe 2 grundsätzlich einverstanden.

In Nagra (2010b) wurden ausgehend vom Referenzfall des erwähnten generischen Biosphärenmodells zusätzliche Sensitivitätsbetrachtungen bezüglich Wasserfluss im lokalen Aquifer, Art der Bewässerung, Herkunft des Trinkwassers, Expositionspfade und Empfängerkompartiment für Radionuklide durchgeführt. Aus diesen Sensitivitätsbetrachtungen wurde gefolgert, dass der Referenzfall in Nagra (2010b) eine ausgewogene Wahl darstellt. Die Behörde stuft diese Sensitivitätsbetrachtungen wie folgt ein (ENSI 2011, S. 105):

> *Die Modellvarianten mit standortspezifischen Wasserflüssen im Biosphären-Aquifer werden als eine wertvolle (realistische) Ergänzung des Referenzfalls unter Voraussetzung eines einheitlichen Wasserflusses betrachtet.*

Als Grundlage für die Abschätzung von Wasserflüssen im oberflächennahen Grundwasserleiter wird für diese Modellvarianten jedoch zusätzlich gefordert (ENSI 2011, S. 105):

> *Forderung 37*
>
> *Das ENSI fordert im Hinblick auf Etappe 2 SGT eine Verarbeitung der vorhandenen Datenbasis in Bezug auf die Grundwasserverhältnisse in den quartären Ablagerungen typischer grosser und kleiner Täler im Gebiet der Nordschweiz.*

Das Spektrum an typischen grossen und kleinen Tälern im Gebiet der Nordschweiz wird mit den in Abschnitt 2.1.1 erwähnten potenziellen Exfiltrationsgebieten nach Nagra (2010a) ausreichend erfasst. Mit der Zusammenstellung der hydrogeologischen Grundlagen in den quartären Talfüllungen dieser Gebiete in Haldimann & Schatzmann (2014) und den daraus abgeleiteten standortspezifischen Biosphärenmodellen wird dieser Forderung somit entsprochen.

---

[4] So können sich etwa die Lage und Eigenschaften der potenziellen Exfiltrationsgebiete insbesondere durch glaziale Prozesse verändern (Bildung von Durchbruchsrinnen, Seen, übertieften Tälern, Aufschotterungsflächen etc.)

Ausgehend von den Daten in Haldimann & Schatzmann (2014) werden im vorliegenden Bericht sogenannte standortspezifische Biosphärenmodelle entwickelt und deren Ergebnisse jenen der Referenzbiosphäre gegenübergestellt (Kap. 5). Damit soll die Variabilität der heute und in der unmittelbaren Zukunft herrschenden geomorphologischen, hydrogeologischen und klimatischen Verhältnisse aufgezeigt und die sicherheitstechnische Bedeutung dieser Variabilität bewertet werden. Damit wird die Vorgehensweise in Nagra (2010b), wo bereits standortspezifische Biosphärenmodelle für die Standortgebiete Jura-Südfuss und Wellenberg entwickelt wurden, nun auf alle Standortgebiete, respektive deren Exfiltrationsgebiete ausgedehnt.[5]

Zu den Klimavarianten, die in der Biosphärenmodellierung untersucht werden müssen, äussert sich das ENSI wie folgt (ENSI 2010, S. 13):

> *Die in Betracht zu ziehenden Klimavarianten sind vom Betrachtungszeitraum abhängig. Die Entsorgungspflichtigen zeigen plausible Klimaentwicklungen auf. Neben dem heutigen Klima sind mindestens die radiologischen Auswirkungen bei Annahme eines eiszeitlichen Klimas und eines wärmeren und trockeneren Klimas (Bewässerung) in den provisorischen Sicherheitsanalysen zu untersuchen.*

Für die provisorischen Sicherheitsanalysen in SGT Etappe 2 werden wie in Nagra (2010a) die Klimavarianten "heutiges Klima" (Referenzfall: RF), "wärmeres und trockeneres Klima" (Kurzbezeichnung: e1) und "eiszeitliches Klima" (Kurzbezeichnung: e2) betrachtet. Diese decken das Spektrum der möglichen Klimaentwicklungen in der Schweiz in Zeiträumen mit menschlicher Besiedelung und Möglichkeiten zur Selbstversorgung ab. Die Beschränkung auf diese drei Klimavarianten ist gemäss der Stellungnahme der Behörde in ENSI (2011) in Übereinstimmung mit den Vorgaben für die provisorischen Sicherheitsanalysen.

Vor allem für die Variante mit einem wärmeren und trockeneren Klima ist eine allfällige Bewässerung von landwirtschaftlichen Kulturen von grosser Bedeutung. Aus diesem Grund enthält dieser Bericht eine tiefergehende Diskussion zu diesem Thema und eine Bewertung der in SGT Etappe 2 verwendeten Bewässerungsraten (Anhang A).

Die für die provisorischen Sicherheitsanalysen geforderten Klimavarianten werden nicht für die standortspezifischen Biosphärenmodelle durchgeführt, da diese die Bedeutung der heute vorherrschenden Variabilität veranschaulichen sollen. Dieses Vorgehen wird auch von der Behörde in ENSI (2011) gestützt mit der Aussage, *dass die Klimaentwicklung als ein grossräumiges und damit nicht standortspezifisches Phänomen zu betrachten ist*.

Die konzeptuellen Modelle für die einzelnen Klimavarianten sind im Abschnitt 3.2, die verwendeten klimabezogenen Eingabeparameter im Abschnitt 4.1 zusammengestellt.

---

[5] Das hier gewählte duale Vorgehen bezüglich Biosphärenmodellierung ist im Einklang mit den jüngsten Empfehlungen in ICRP (2013), wonach standortspezifische Biosphärenmodelle zwar die Bedeutung von hypothetischen Radionuklidfreisetzungen in der Gegenwart und der näheren Zukunft illustrieren können, für tatsächlich zu erwartende Radionuklidfreisetzungen in ferner Zukunft hingegen die Verwendung von stilisierten Modellen als die adäquatere Methode betrachtet wird.

3 Grundzüge der Biosphärenmodellierung

Das Modell der Biosphäre umfasst ein abgegrenztes Gebiet, in welchem sich eine von der Radionuklidfreisetzung aus einem geologischen Tiefenlager potenziell am meisten betroffene Bevölkerungsgruppe dauerhaft aufhält. Dieses Gebiet wird als Biosphärengebiet bezeichnet. Wie in Abschnitt 2.1 erwähnt, erfolgt die Identifikation eines Biosphärengebiets anhand der für dieses Gebiet zu erwartenden Radionuklidkonzentrationen in der Umwelt. Das Biosphärenmodell ist so aufgebaut, dass es die Abschätzung der gesamthaften potenziellen Strahlenexposition für ein repräsentatives Mitglied dieser Gruppe als Folge eines Radionuklideintrags in das Biosphärengebiet erlaubt.

Wie in Abschnitt 2.2 erwähnt, ist die im Rahmen des Entsorgungsnachweises verwendete Biosphärenmodellierung gemäss ENSI (2010) konzeptuell für die Durchführung der provisorischen Sicherheitsanalysen ausreichend. Die Biosphärenmodellierung in SGT Etappe 2 führt deshalb die bisherigen Arbeiten der Nagra im Rahmen des Projekts Entsorgungsnachweis (Kłos et al. 1996, Nagra 2002b, Nagra 2003), der Vororientierung zum Sachplan geologische Tiefenlager (Brennwald & van Dorp 2008), sowie der Testrechnungen für die provisorischen Sicherheitsanalysen (Nagra 2010b) fort. In diesem Kapitel werden die Grundzüge der Biosphärenmodellierung in SGT Etappe 2 vorgestellt. Für Einzelheiten sei auf die erwähnten früheren Berichte verwiesen. Eine Übersicht zu den in SGT Etappe 2 verwendeten Rechencodes und den zu Grunde liegenden konzeptuellen Modellen ist in Nagra (2014a) enthalten.

3.1 Grundannahmen

Gesellschaftliche Verhältnisse

Für die potenziell am meisten betroffen Bevölkerungsgruppe wird angenommen, dass sich diese mit nachhaltigen Methoden aus dem Biosphärengebiet selbst versorgt. Weiter werden Lebensgewohnheiten angenommen, welche aus heutiger Sicht realistisch sind, z.B. werden im Referenzfall heutige Ernährungsgewohnheiten und landwirtschaftliche Methoden zu Grunde gelegt. Dabei werden jedoch extreme Annahmen, wie z.B. stark einseitige Ernährungsgewohnheiten nicht betrachtet.

Um sicherzustellen, dass die potenzielle Strahlenexposition nicht unterschätzt wird, setzt die vorliegende Biosphärenmodellierung ausserdem voraus,

- dass sämtliche Nahrungsmittel im betrachteten Gebiet produziert werden, d.h. es erfolgt keine "Verdünnung" mit andernorts produzierten Lebensmitteln und auch kein "Export" von belasteten Nahrungsmitteln oder anderweitig belastetem Material; und
- dass die Mitglieder der betroffenen Gruppe, bzw. die repräsentative Person für diese Gruppe ihre gesamte Lebenszeit im betroffenen Gebiet verbringen bzw. verbringt.

Im Einklang mit den in Abschnitt 2.1 erwähnten internationalen Vorgaben werden für die Dosisberechnung die Dosiskoeffizienten für erwachsene Personen verwendet.

Die Annahme der Selbstversorgung mit nachhaltigen Methoden setzt eine gewisse Mindestgrösse des betrachteten Gebiets, bzw. eine maximale Besiedelungsdichte voraus. Im Rahmen des Projekts Entsorgungsnachweis (Nagra 2003) wurde eine Besiedelungsdichte von 100 Personen pro Quadratkilometer als oberer Eckwert eingestuft; davon wird auch im Rahmen der provisorischen Sicherheitsanalysen ausgegangen.

Klimatische Verhältnisse

Das Klima ist für die Berechnung einer potenziellen Strahlenexposition von grosser Bedeutung, denn es beeinflusst nicht nur massgeblich den Wasserhaushalt des betroffenen Gebiets, sondern auch die Art der Landwirtschaft und der Ernährung mit lokalen Produkten. Im Verlauf der Betrachtungszeiträume der geologischen Tiefenlager wird sich das Klima in den potenziell betroffenen Gebieten kontinuierlich verändern. Für die nächste Zukunft ist eine anthropogen verursachte Erwärmung sehr wahrscheinlich, im Massstab der Betrachtungszeiträume wird jedoch eine Abfolge von Eiszeiten und Zwischeneiszeiten erwartet.

Um die potenzielle Strahlenexposition eines menschlichen Individuums abzuschätzen, ist es aufgrund seiner vergleichsweise kurzen Lebensdauer nicht nötig, die Klimaentwicklung in all ihrer Komplexität im Modell der Biosphäre abzubilden. Stattdessen werden typische, zeitlich konstante Klimasituationen betrachtet, für welche eine menschliche Besiedelung mit Selbstversorgung aus heutiger Sicht realistisch erscheint.[6]

Das heute herrschende, warm-gemässigte Klima auf der Alpennordseite der Schweiz wird als Referenz für die Biosphärenmodellierung herangezogen. Daneben werden in den provisorischen Sicherheitsanalysen im Einklang mit ENSI (2010) auch ein wärmeres und trockeneres Klima (e1) sowie ein eiszeitliches Klima (e2) betrachtet. Diese decken das Spektrum der potenziellen Strahlenexpositionen mit Bezug auf die möglichen Klimaentwicklungen in der Schweiz bei gleichzeitiger menschlicher Besiedelung mit Selbstversorgung ab.[7]

Weitere Angaben zu den in den provisorischen Sicherheitsanalysen betrachteten Klimasituationen sind bezüglich konzeptueller Modelle in Abschnitt 3.2 und bezüglich Parameterwerte in Abschnitt 4.1 enthalten.

Geomorphologische Verhältnisse

Wie für das Klima wird auch für die geomorphologischen Verhältnisse, d.h. für die Landschaftsformen in den potenziell betroffenen Gebieten, eine kontinuierliche Veränderung im Verlauf des Betrachtungszeitraums erwartet. Diese ist jedoch so langsam, dass für die Abschätzung der potenziellen Strahlenexposition eines Individuums, bezüglich Geomorphologie von stationären, typischen Verhältnissen ausgegangen werden kann.

Die in Kapitel 2.2.2 erwähnten Untersuchungen zur geomorphologischen Entwicklung der Nordschweiz zeigen, dass die dortigen Flussnetze und Landschaftsbilder während des Betrachtungszeitraums der geologischen Tiefenlager in den Grundzügen unverändert bleiben werden (Nagra 2014c, Schnellmann et al. 2014). Die lokale Topographie kann sich zwar verändern, insbesondere in Zusammenhang mit zukünftigen Vergletscherungen[8], die generelle Charakteristik der Landschaft mit Haupttälern, Seitentälern und Hanglagen zu Zeiten, in denen eine menschliche Besiedelung mit Selbstversorgung möglich ist, bleibt aber erhalten. Für das

---

[6] Siehe auch BIOCLIM (2004) über die Berücksichtigung von klimabedingten Langzeitveränderungen in Sicherheitsanalysen.

[7] In der Schweiz könnten zukünftig auch andere Klimatypen auftreten, beispielsweise ein feucht-warmes Klima, wie es im Projekt Entsorgungsnachweis untersucht wurde (Nagra 2002a, Nagra 2002b). Bei diesem Klima führen jedoch die höheren Wasserflüsse zu niedrigeren Radionuklidkonzentrationen in der Umwelt und damit zu niedrigeren potenziellen Strahlenexpositionen als bei heutigem Klima (s. auch Brennwald & van Dorp 2008).

[8] Während der letzten Vergletscherungen kam es an verschiedenen Orten zum Verschluss von Tälern durch Moränenbildung und/oder Aufschotterung, worauf die Flüsse neue Täler anlegten und sich dabei auch in vergleichsweise harte Gesteine relativ rasch einschnitten (s. Schnellmann et al. 2014).

Standortgebiet Wellenberg wird ebenfalls keine markante Änderung der geomorphologischen Verhältnisse während dieser Zeiten erwartet.

In der Biosphärenmodellierung für SGT Etappe 2 wird darauf verzichtet, wie in früheren Sicherheitsanalysen separate Biosphärenmodelle für die Geomorphologie-Typen *Haupttal* und *Seitental* zu erstellen. Stattdessen werden sogenannte standortspezifische Biosphärenmodelle für mögliche Exfiltrationsgebiete von Tiefengrundwässern aus den Standortgebieten entwickelt. Wie aus den spezifischen Eingabedaten zu den standortspezifischen Biosphärenmodellen in Abschnitt 5.2 ersichtlich, sind die beiden früher explizit modellierten Geomorphologie-Typen damit implizit berücksichtigt, weil die betrachteten Exfiltrationsgebiete in (z.T. stark) unterschiedlich grossen Tälern liegen.

Hydrogeologische Verhältnisse

Im Rahmen der provisorischen Sicherheitsanalysen für SGT Etappe 2 wird angenommen, dass der Transport von Radionukliden nach ihrer Freisetzung aus dem einschlusswirksamen Gebirgsbereich eines geologischen Tiefenlagers in den menschlichen Lebensraum durch Tiefengrundwässer verursacht wird. Die Biosphärengebiete werden daher dort angesetzt, wo die Tiefengrundwässer aus den Standortgebieten in oberflächennahes Grundwasser oder Oberflächengewässer potenziell exfiltrieren (Exfiltrationsgebiete), weil an diesen Stellen auch die höchsten Radionuklidkonzentrationen in der Umwelt zu erwarten sind. Dabei sind übergeordnet folgende Aspekte von Bedeutung.

Der erste Aspekt betrifft die Geometrie der Exfiltrationszone. Sie kann punktförmig sein (im Fall von Quellen), linienförmig (im Fall von Störungszonen und schmalen Ausbisszonen) oder flächenförmig (im Fall von breiten Ausbisszonen). Die Adjektive punktförmig, linienförmig und flächenförmig sind vom Massstab der Betrachtung abhängig. Hier gelten sie in Relation zum betrachteten Exfiltrationsgebiet. Ein zweiter Aspekt bezieht sich auf den Ort der Exfiltration. Hier unterscheidet man aufgrund der geomorphologischen Verhältnisse die folgenden drei Möglichkeiten: Exfiltration in Haupttal, in Seitental und in Hanglage.

Als dritter Aspekt ist das Umwelt-Kompartiment zu berücksichtigen, in welches die Exfiltration erfolgt. Grundsätzlich kommen drei Möglichkeiten in Frage, nämlich Lockergesteinsaquifer, Unterboden und Oberflächengewässer (bzw. Quelle). Der vierte Aspekt beschreibt den Aufbau der Talfüllung, insbesondere die vertikale Verteilung der hydraulischen Durchlässigkeitswerte. Wenn durchgehende Lagen von Moränenmaterial oder Seesedimenten vorhanden sind, kann die Exfiltration in einen Lockergesteinsaquifer stark behindert sein. Möglich ist zudem, dass bei Exfiltration in einen Lockergesteinsaquifer, dieser einen ausgeprägten Stockwerkaufbau aufweist. Freigesetzte Radionuklide können dann (ausser durch Bewässerung) nicht schon am Ort der Exfiltrationszone nach oben in den Boden gelangen, sondern erst weiter stromabwärts im Exfiltrationsgebiet.

In den folgenden Abbildungen (Fig. 3.1-1 bis Fig. 3.1-3) sind typische hydrogeologische Situationen bei der Exfiltration von Tiefengrundwässern schematisch dargestellt.

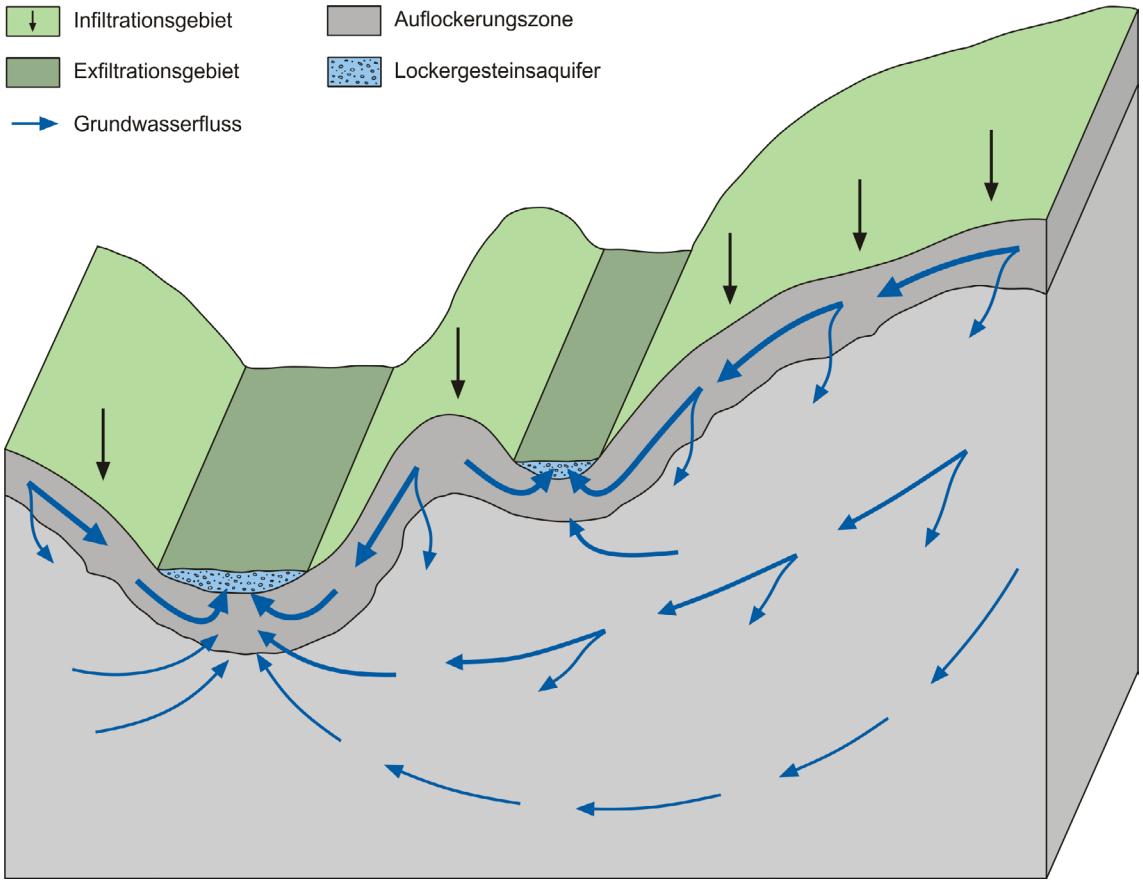

Fig. 3.1-1: Schematische Darstellung der Infiltrations- und Exfiltrationsgebiete und der Grundwasserflüsse in einem Festgestein (idealisierte Situation).

Man unterscheidet zwischen regionalen, intermediären und lokalen Fliesssystemen (von oben nach unten). Im Exfiltrationsgebiet auf der linken Seite überlagern sich die drei Fliesssysteme. In der Realität ist das Bild meistens komplizierter, u.a. weil der Untergrund in der Regel aus verschieden durchlässigen Formationen besteht und weil Störungen die Strömungsverhältnisse beeinflussen.

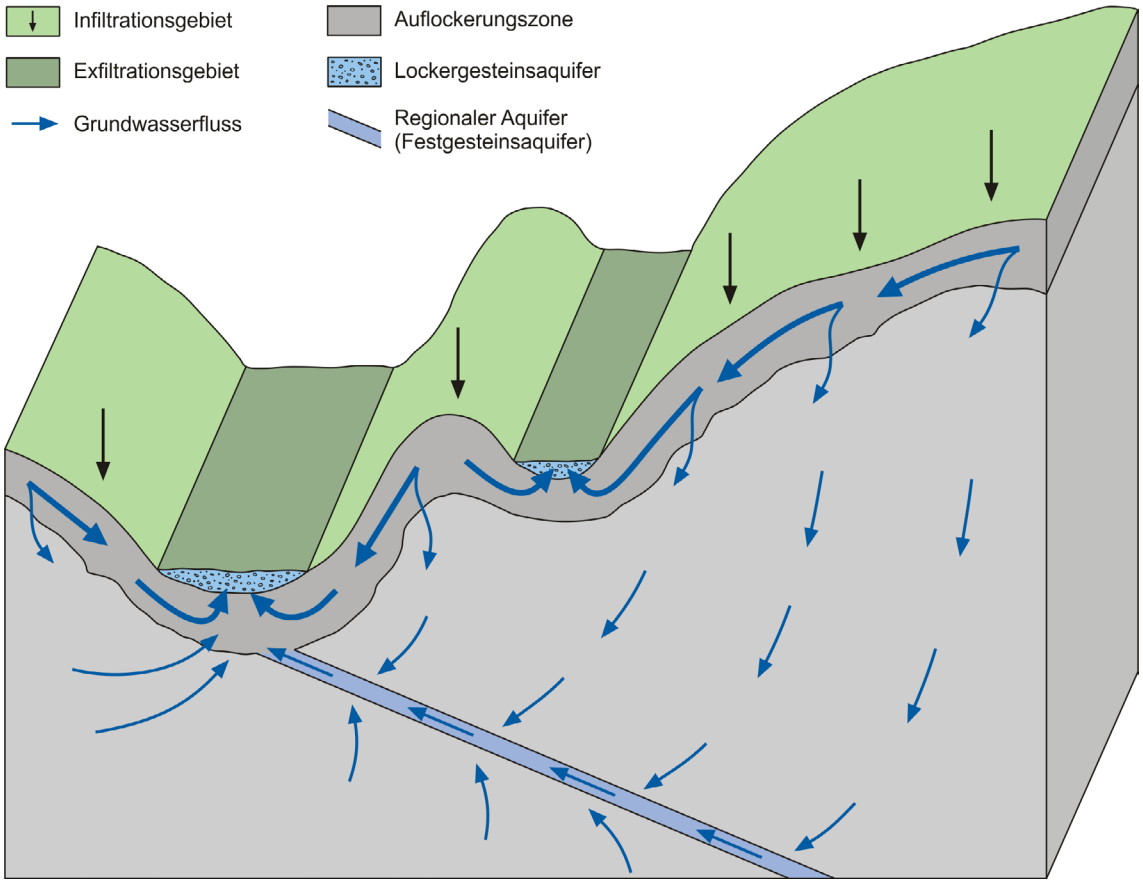

Fig. 3.1-2: Schematische Darstellung der Infiltrations- und Exfiltrationsgebiete und der Grundwasserflüsse in einem Festgestein (einfache Situation mit Schichtung).

In diesem Beispiel ist ein regionaler Tiefenaquifer von gering durchlässigen Formationen umgeben. Wie es zu verstehen ist, dass in der Darstellung der regionale Aquifer genau auf eine Talsohle zuläuft, wird aus den folgenden vier Abbildungen ersichtlich (Fig. 3.1-3a–d).

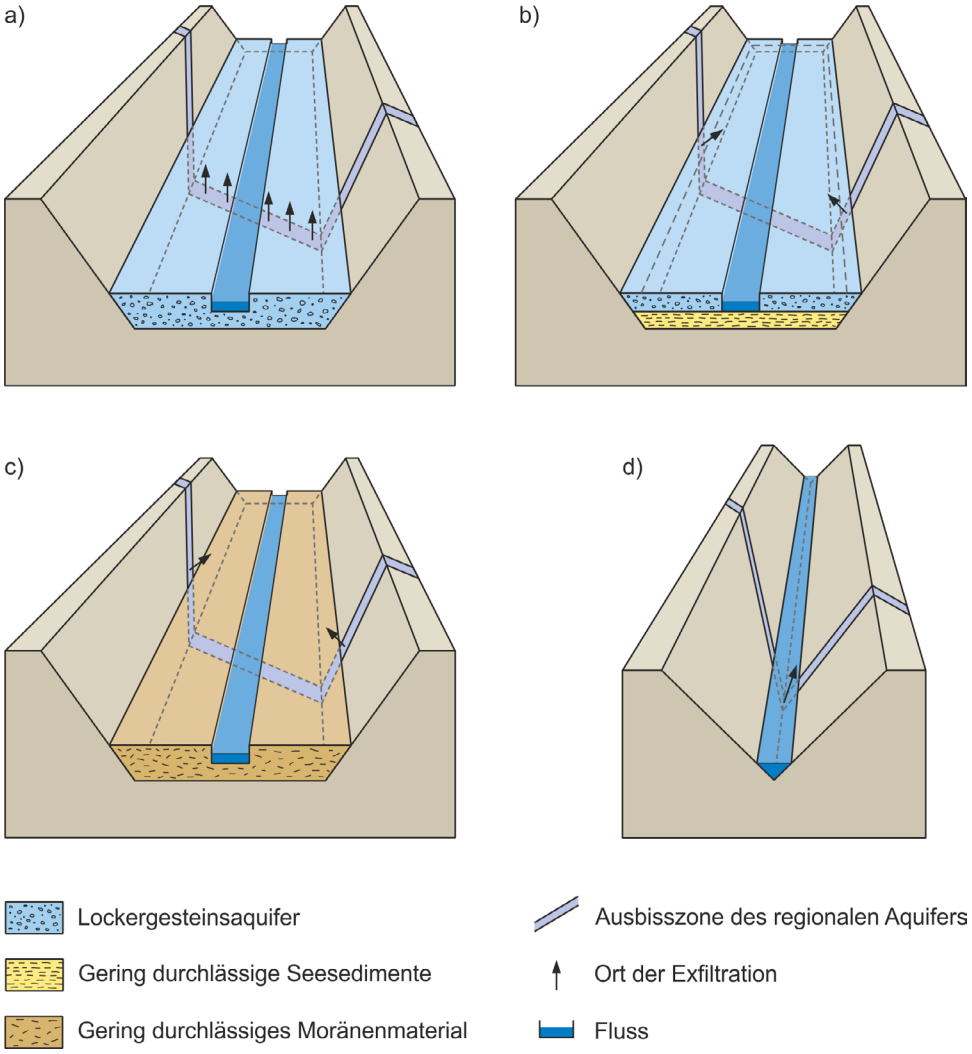

Fig. 3.1-3: Schematische Darstellung der Exfiltration von Tiefengrundwasser, a) in einen Lockergesteinsaquifer, b) für den Fall einer zweischichtigen Talfüllung, c) für den Fall einer Talfüllung mit Moränenmaterial und d) in einen Fluss.

Die quartäre Talfüllung ist ausschliesslich an der Vorderseite des Geländeblocks vollständig eingezeichnet. Im restlichen Teil ist sie nur durch die seitlichen Begrenzungen angedeutet, um nicht die Sicht auf die Ausbisszone zu verdecken.

a) Die Exfiltration erfolgt an der tiefsten Stelle der Ausbisszone des regionalen Aquifers, d.h. in der Talsohle.

b) Die gering durchlässigen Seesedimente führen in der Talsohle zu einer weitgehenden Abdichtung der Ausbisszone des regionalen Aquifers. Die Exfiltration erfolgt deshalb an der tiefsten Stelle des nicht abgedichteten Teils der Ausbisszone, d.h. am Rand des Talbodens in den Lockergesteinsaquifer.

c) Das gering durchlässige Moränenmaterial führt in der Talsohle zu einer weitgehenden Abdichtung der Ausbisszone des regionalen Aquifers. Die Exfiltration erfolgt deshalb an der tiefsten Stelle des nicht abgedichteten Teils der Ausbisszone, d.h. am Hangfuss.

d) In diesem Beispiel fliesst der Fluss auf Fels. Die Exfiltration erfolgt an der tiefsten Stelle der Ausbisszone des regionalen Aquifers, d.h. direkt in den Fluss.

Die heutigen hydrogeologischen Verhältnisse in den Exfiltrationsgebieten sind in Haldimann & Schatzmann (2014) erläutert. Die dortigen Ausführungen stützen die grundsätzliche Annahme im Biosphärenmodell, dass die Exfiltration von Tiefengrundwasser in der Regel in der Talsohle erfolgt, d.h. dort, wo die Ausbisszone des betreffenden Tiefenaquifers am tiefsten liegt. In fast allen identifizierten Exfiltrationsgebieten tritt das Tiefengrundwasser in ein oberflächennahes Grundwasservorkommen (Biosphären-Aquifer) über. Eine Ausnahme stellt das Exfiltrationsgebiet "Rheinfallrinne" dar; dort exfiltriert das Tiefengrundwasser direkt in den Rhein.

In Nagra (2010a) wurde verdeutlicht, dass der Wasserfluss im oberflächennahen Grundwasserleiter ein wichtiger Parameter für die Biosphärenmodellierung ist, weil er eine deutliche Verdünnung der potenziell belasteten Tiefengrundwässer bewirken kann. In Nagra (2010b) wurde aufgezeigt, dass dieser Wasserfluss in Talsohlen von typischen Haupt- und Seitentälern sowohl in der Nordschweiz, als auch im Tal der Engelberger Aa, in der Grössenordnung von 10^6 m^3/a liegt, wobei in vielen Situationen deutlich höhere Grundwasserströme bis zu 4×10^7 m^3/a und in einigen wenigen Fällen auch tiefere Werte bis zu 3×10^5 m^3/a vorliegen.

Für die Referenzbiosphäre wird deshalb sowohl für das heutige Klima, als auch für das wärmere, trockenere Klima ein Grundwasserfluss im Biosphären-Aquifer von ca. 10^6 m^3/a unterstellt (s. Abschnitt 4.1). Für die standortspezifischen Biosphärenmodelle werden aus den Angaben in Haldimann & Schatzmann (2014) spezifische Werte abgeleitet, welche – mit Ausnahme der Werte für das Exfiltrationsgebiet "Sissletal, Bözen" – in der in Nagra (2010b) untersuchten Bandbreite enthalten sind (s. Abschnitt 5.2).

3.2 Konzeptuelle Modelle

Die in SGT Etappe 2 verwendeten konzeptuellen Modelle entsprechen grösstenteils jenen, welche bereits im Rahmen des Projekts Entsorgungsnachweis (Kłos et al. 1996, Nagra 2002b, Nagra 2003) zur Anwendung kamen. Diese sind gemäss ENSI (2010) ausreichend für die Durchführung der provisorischen Sicherheitsanalysen. Gleichwohl wurden einige wenige Anpassungen vorgenommen, z.B. bezüglich der Dynamik von Kohlenstoff in der landwirtschaftlich genutzten Biosphäre, basierend auf jüngsten Entwicklungen in internationalen Projekten. Eine Übersicht zu den konzeptuellen Modellen, auf welchen die in SGT Etappe 2 verwendeten Rechencodes basieren, liefert Nagra (2014a). Im Folgenden werden die wichtigsten Aspekte präsentiert.

Heutiges Klima und wärmeres und trockeneres Klima

Die Biosphärenmodellierung für das heutige Klima und für das wärmere und trockenere Klima beruht konzeptuell auf zwei Teilen:

- Das Transportmodell beschreibt die verschiedenen Umwelt-Kompartimente des betrachteten Biosphärensystems sowie den Radionuklidaustausch zwischen diesen Kompartimenten. Das in SGT Etappe 2 verwendete Transportmodell besteht aus fünf Kompartimenten: (i) Lokaler oberflächennaher Grundwasserleiter ("Biosphärenaquifer"), (ii) Unterboden, (iii) Oberboden, (iv) Oberflächengewässer und (v) deren Sedimente. Die Radionuklidverteilung innerhalb dieser Kompartimente wird als homogen vorausgesetzt. Die Radionuklide werden zwischen den Kompartimenten ausgetauscht, indem sie als gelöste Spezies mit Wasser und/oder zusammen mit Feststoffen transportiert werden.
- Das Modell der Expositionspfade beschreibt, wie die Menschen im betrachteten Gebiet der Radioaktivität in der Biosphäre ausgesetzt sind. Die Expositionspfade sind bestimmt durch die Ergebnisse des Transportmodells, das Verhalten der Menschen und den Transfer der Radionuklide in der Nahrungskette. Es wird hier davon ausgegangen, dass die Bewohner der betrachteten Region ihren Nahrungsmittelbedarf aus lokalen Quellen decken. Es wird ausserdem eine für heute typische mittlere Ernährungsweise zugrunde gelegt, d.h. es werden Gemüse, Getreide, Früchte, Milch, Fleisch, Eier und Fisch aus lokaler Produktion mit aktuell praktizierten landwirtschaftlichen Methoden konsumiert. Trink, Tränk- und Brauchwasser (z.B. für Bewässerung) wird in der Regel dem lokalen Aquifer entnommen.

Figur 3.5-1 zeigt eine schematische Darstellung der Kompartimente und Transportprozesse im Transportmodell. Wie oben erwähnt wird für die Biosphärenmodellierung in SGT Etappe 2 in den meisten Fällen davon ausgegangen, dass der Eintrag von Radionukliden direkt in den lokalen Aquifer erfolgt. Von dort gelangen sie durch Wasser- und Feststofftransfer auch in die anderen Kompartimente.

Bezüglich Übertritt von belastetem Grundwasser in den landwirtschaftlich genutzten Oberboden gibt es prinzipiell folgende Möglichkeiten: 1) Bewässerung mit Grundwasser aus dem lokalen Aquifer, 2) kapillarer Aufstieg, 3) Schwankungen des Grundwasserspiegels und 4) Transport durch Phreatophyten[9]. Bei grossem Grundwasserflurabstand entfallen die Möglichkeiten 2 bis 4. Die grösste Transportkapazität für Radionuklide aus dem Grundwasser in den bewirtschafteten Boden wird durch den ersten Fall, die Bewässerung bereitgestellt. Diese wird deshalb in Anhang A näher behandelt.

---

[9] Phreatophyten sind Pflanzen, die fähig sind, ihre Wurzeln mehrere Meter tief hinunter in die gesättigte Zone zu treiben und bei Bedarf Grundwasser heraufzuziehen (u.a. Meinzer 1927, Robinson 1958). Ein Beispiel dafür ist die Luzerne (Alfalfa, *Medicago sativa L.*).

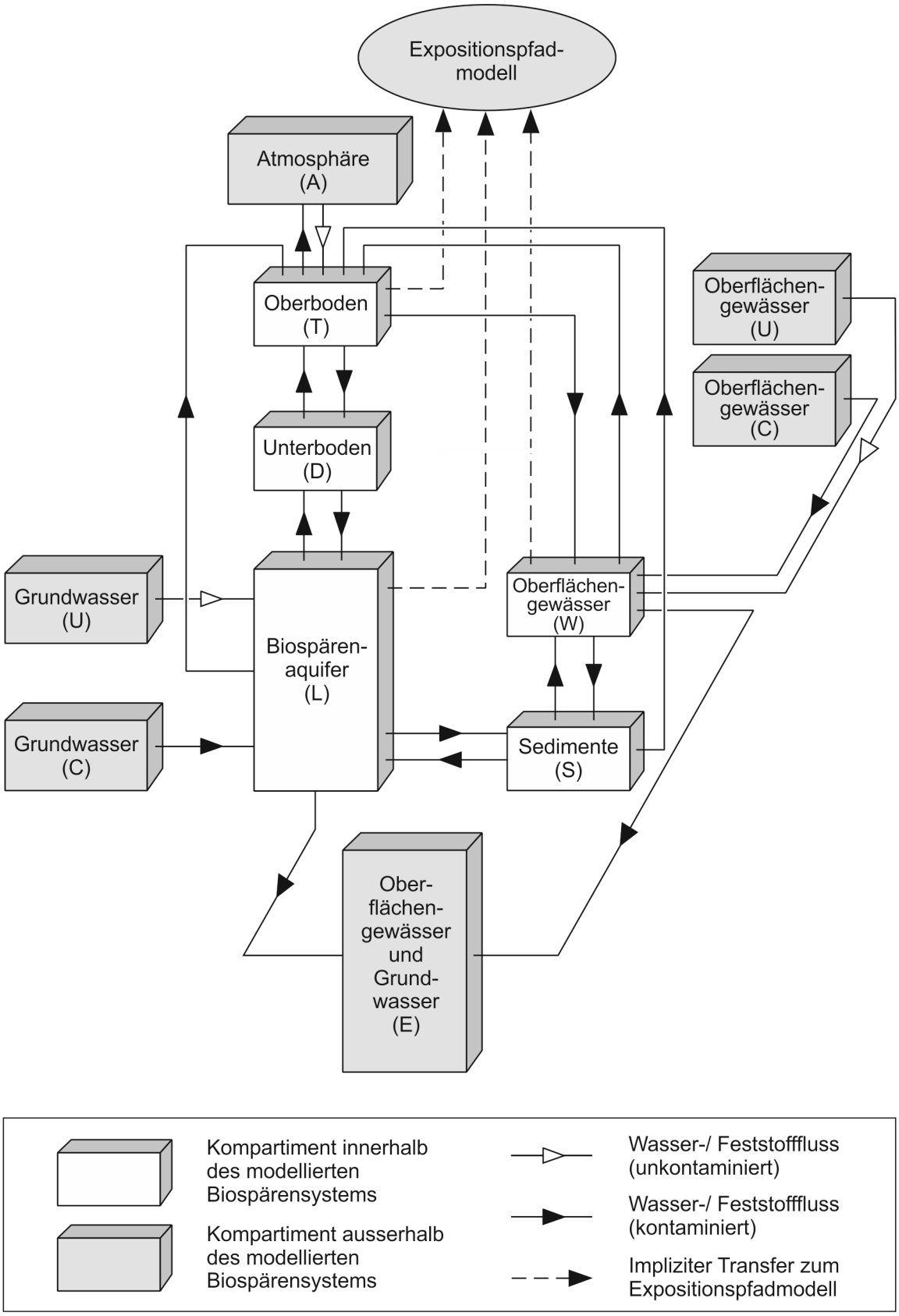

Fig. 3.2-1: Schematische Darstellung der Kompartimente und Transportprozesse im Transportmodell der Biosphäre.

Im Transportmodell sind die Radionuklide entweder in Wasser gelöst oder an Feststoffe gebunden, z.B. durch Sorption. Dieser Sachverhalt wird mit einem elementspezifischen Verteilungskoeffizienten (K_d-Wert) beschrieben. Es wird also von der Annahme ausgegangen, dass die an Feststoffen gebundene und die gelöste Menge eines Radionuklids innerhalb eines Kompartiments linear verknüpft sind und dass der Prozess reversibel ist.

Aus den vorgegebenen Wasser- und Feststofftransferraten zwischen den Kompartimenten, den Eigenschaften der Kompartimente (v.a. Verteilungskoeffizienten), den Radionuklideinträgen in die Biosphäre und dem Zerfall und Aufbau von Radionukliden, lassen sich die Radionuklidkonzentrationen in den einzelnen Kompartimenten als Funktion der Zeit berechnen. Massgebend für die Abschätzung der potenziellen Strahlenexposition sind die Konzentrationen der Radionuklide im Oberboden, im lokalen Aquifer und im Oberflächengewässer, d.h. die Konzentrationen in diesen drei Kompartimenten bilden die Schnittstelle zwischen dem Transportmodell und dem Expositionsmodell.

Die Dynamik von Kohlenstoff in der Biosphäre ist ausser durch abiotische Prozesse auch stark beeinflusst durch biologische Prozesse, bedingt durch die Rolle des Kohlenstoffs als Hauptbaustein und Energieträger in lebenden Organismen. Zur Modellierung des radioaktiven Isotops ^{14}C wird deshalb das oben beschriebene Transportmodell durch Hinzunahme von spezifischen Kompartimenten und Austauschprozessen erweitert. Die Erweiterung betrifft die explizite Modellierung der ober- und unterirdischen pflanzlichen Biomasse der genutzten Kulturpflanzen als separate Kompartimente, sowie die Berücksichtigung von Kohlenstoffaustausch über die Gasphase (Bodenluft und atmosphärische Grenzschicht). Für die Dynamik von ^{14}C in der Biosphäre wird vereinfachend angenommen, dass diese mit jener für stabilen Kohlenstoff übereinstimmt. Aus der berechneten Verteilung von ^{14}C im erweiterten Modell lassen sich anschliessend effektive Parameter für ^{14}C zur Verwendung im Standard-Transport- und Expositionsmodell ableiten.

Das Transportmodell berücksichtigt explizit die Zeitskalen der verschiedenen Phänomene, die den Radionuklidaustausch zwischen den Kompartimenten verursachen. Es zeigt sich, dass diese Zeitskalen für die meisten Radionuklide kurz sind im Vergleich zu den Zeitskalen der Freisetzung aus dem Barrierensystem eines geologischen Tiefenlagers. Damit besteht die Möglichkeit aus berechneten stationären Konzentrationsverteilungen in der Biosphäre sogenannte Biosphären-Transferkoeffizienten (BTK) zu bestimmen, mit welchen die berechneten Radionuklidfreisetzungsraten aus dem einschlusswirksamen Gebirgsbereich in eine Individualdosis durch Multiplikation mit diesen BTK und Summation über alle relevanten Radionuklide überführt werden können.[10] Dieser Ansatz wurde in ENSI (2011) als stufengerecht für die provisorischen Sicherheitsanalysen beurteilt.

Im Expositionsmodell werden die wichtigsten Expositionspfade behandelt, nämlich 1) Ingestion von Nahrungsmitteln und Trinkwasser, 2) Inhalation und 3) externe Strahlung (Fig. 3.5-2). Bei den Nahrungsmitteln wird unterschieden zwischen Getreide, grünem Gemüse, Wurzelgemüse, Früchten, Fleisch, Milch, Eiern und Fisch. Als Futtermittel berücksichtigt werden Gras für das Vieh und Getreide für das Geflügel. Die folgenden Absätze beschreiben stark vereinfacht, wie die Komponenten des Modells verknüpft sind.

[10] Für Radionuklide mit grösseren Zeitskalen zur Erlangung eines Gleichgewichtszustands in der Biosphäre ist die Verwendung von BTK pessimistisch (s. Brennwald & van Dorp 2008).

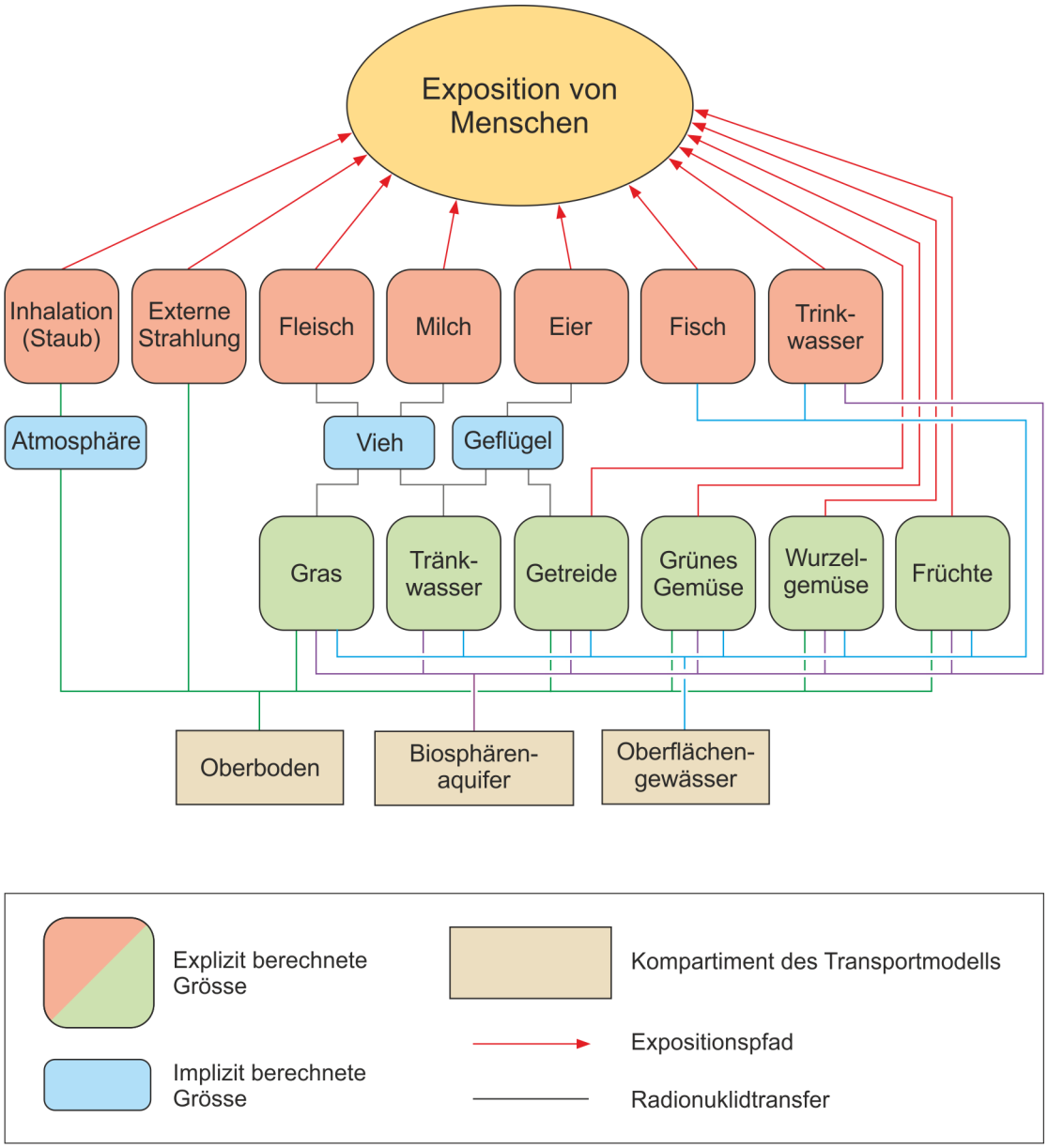

Fig. 3.2-2: Schematische Darstellung des Expositionsmodells der Biosphäre.

Der Radionuklidtransfer vom Oberboden in die pflanzlichen Produkte wird mit sogenannten Transferfaktoren beschrieben. Konkret handelt es sich dabei um Konzentrationsverhältnisse (z.B. Bq pro kg Getreide dividiert durch Bq pro kg Feststoffe des Oberbodens). Zudem wird die Oberflächenkontamination der pflanzlichen Produkte durch anhaftende Erde berücksichtigt. Dabei wird in die Abschätzungen einbezogen, dass ein Teil dieser Oberflächenkontamination durch die Witterung wieder entfernt wird und dass ein anderer Teil durch Translokation in verzehrbare Pflanzenteile gelangt.

Ein direkter Radionuklidtransfer vom lokalen Aquifer und/oder vom Oberflächengewässer zu den Kulturpflanzen entsteht dann, wenn bewässert wird. Bei Bewässerung durch Beregnung wird ein Teil des Bewässerungswassers an der Oberfläche der Pflanzen zurückgehalten (Interzeption) und Radionuklide können von dort in verzehrbare Pflanzenteile geraten.

Der Radionuklidtransfer von den Futterpflanzen (Gras und Getreide) in die tierischen Nahrungsmittel wird ebenfalls mit Transferfaktoren erfasst (z.B. Bq pro kg Milch dividiert durch Bq pro täglicher Futtermenge einer Kuh). Ein weiterer Radionuklidtransfer in die tierischen Nahrungsmittel ergibt sich durch das Tränkwasser der Nutztiere. Bei der Aufbereitung der pflanzlichen Nahrungsmittel werden die Radionuklide teilweise entfernt, im Modell wird angenommen, dass jeweils ein bestimmter Bruchteil der Radionuklide in den Nahrungsmitteln verbleibt.

Die durch Ingestion aufgenommene Aktivität hängt ab von den aufgenommenen Mengen an Nahrungsmitteln und Trinkwasser, sowie von den zugehörigen Aktivitätskonzentrationen. Die Dosis ergibt sich durch Multiplikation der aufgenommenen Aktivität mit dem radionuklidspezifischen Dosiskoeffizienten für Ingestion für eine erwachsene Person. Zur Ermittlung der Gesamtdosis wird über alle relevanten Radionuklide summiert.

Die Strahlenexposition, die von der Inhalation von Radionukliden und der externen Strahlung herrührt, wird ebenfalls mit Hilfe von radionuklidspezifischen Dosiskoeffizienten für eine erwachsene Person abgeschätzt, ausgehend von der durch Inhalation aufgenommenen Aktivität, bzw. ausgehend von der Aktivitätskonzentration im Oberboden.

Es besteht im Modell keine Rückkopplung zwischen dem Expositionsmodell und dem Transportmodell, d.h. die durch landwirtschaftliche und wasserwirtschaftliche Produktion der Umwelt entzogenen Radionuklide verbleiben im Transportmodell.

In den provisorischen Sicherheitsanalysen werden nur die sogenannten sicherheitsrelevanten Radionuklide berücksichtigt. Neben der Erfüllung von anderen Kriterien haben diese sicherheitsrelevanten Radionuklide – gestützt auf typische Transportzeiten durch die geologische Barriere – eine Halbwertszeit von mehr als 60 Tagen. In der Biosphäre können Radionuklide mit kürzerer Halbwertszeit jedoch einen bedeutenden Beitrag zur Dosis liefern. Deshalb sind in den Dosiskoeffizienten für die sicherheitsrelevanten Radionuklide die Dosiskoeffizienten von kurzlebigen Töchtern unter Berücksichtigung der Verzweigungsverhältnisse durch Addition dieser Dosiskoeffizienten abdeckend berücksichtigt.

Eiszeitliches Klima

Das konzeptuelle Modell für ein eiszeitliches Klima ist gleich wie im Projekt Entsorgungsnachweis (Nagra 2002a, Nagra 2002b) und somit auch wie in SGT Etappe 1 (Brennwald & van Dorp 2008, Nagra 2010b). Betrachtet wird ein Tundrenklima, das vergleichbar ist mit dem heutigen Klima in Lappland oder in den südlichen Teilen der kanadischen Arktis. In solchen Gebieten verhindern die tiefen Temperaturen und die geringen Niederschläge eine Landwirtschaft, wie sie in den anderen Klimasituationen angenommen wird. Die Ernährung stützt sich bei angenommener Selbstversorgung dann auf Produkte aus natürlichen oder beinahe natürlichen Ökosystemen, z.B. auf Beeren, Pilze, Fisch und Rentierfleisch. In diesen Produkten akkumuliert sich die Aktivität wesentlich stärker als in Produkten aus Landbau.

Für das Verhalten von Radionukliden in einem derartigen Ökosystem liegen noch vergleichsweise wenige Grundlagen vor. Deshalb wird für eine eiszeitliche Klimasituation ein sehr einfaches konzeptuelles Modell verwendet. Dabei wird berücksichtigt, dass einerseits der Transfer von Radionukliden in die Nahrungsmittel unter eiszeitlichen Bedingungen viel grösser sein kann als unter den heutigen Bedingungen in der Schweiz, dass aber andererseits die Produktivität der Ökosysteme in einem eiszeitlichen Klima wesentlich tiefer liegt. Gesamthaft resultiert bei gleicher Freisetzungsrate eine durchschnittliche Aktivitätskonzentration in den Nahrungsmitteln, die etwa 1% bis 80% der Konzentration bei heutigem Klima entspricht.

Für die Strahlenexposition ergeben sich die gleichen Prozentsätze, wenn man einen linearen Zusammenhang zwischen Aktivitätskonzentration in den Nahrungsmitteln und Strahlenexposition unterstellt. Die Berechnung der Strahlenexposition für ein eiszeitliches Klima erfolgt schliesslich dadurch, dass man die Strahlenexposition im Referenzfall (heutiges Klima) mit einem Skalierungsfaktor multipliziert. Wie bisher wird ein eher niedriger Skalierungsfaktor von 0.01 gewählt, um die ganze Bandbreite der BTK bezüglich der betrachteten Klimavarianten abzubilden.

3.3 Rechencodes

Die Modellrechnungen für die Biosphäre werden mit dem Programm SwiBAC[11] 1.2 durchgeführt. Dieses Programm ist im Wesentlichen eine Neu-Implementierung des Rechencodes TAME, welcher im Projekt Entsorgungsnachweis und in SGT Etappe 1 verwendet wurde (Kłos et al. 1996, Nagra 2002b). Die wichtigsten Neuerungen gegenüber TAME sind:

- Erhöhte Flexibilität bei der Definition von Szenarien und bei der Festlegung von Parametern.
- Bereitstellung einer direkten Schnittstelle mit den verwendeten Rechencodes für das Nahfeld und die Geosphäre.
- Möglichkeit zur Berücksichtigung von gasförmigen Radionuklidverlusten aus dem Oberboden in die Atmosphäre (anwendbar z.B. für ^{14}C).

Das erweiterte Modell zum Verhalten von ^{14}C in der Biosphäre ist im Nagra C-14-Modell (NC14M v3) implementiert. Aus den mit diesem Modell erhaltenen Ergebnissen können effektive Parameter für ^{14}C zur Weiterverwendung in SwiBAC 1.2 bestimmt werden.

Eine umfangreiche Übersicht über das Programm SwiBAC 1.2 und das C-14-Modell der Nagra für die Biosphäre (NC14M v3), inklusive der zu Grunde liegenden Modellannahmen, der benötigten Eingabeparameter, der numerischen Lösungsmethoden sowie der wichtigsten Verifizierungsschritte ist in Nagra (2014a) gegeben. Das Programm SwiBAC 1.2 ist in Walke & Keesmann (2013) detailliert beschrieben. Das C-14-Modell und die Berechnung von effektiven Parametern zur Verwendung in SwiBAC 1.2 sind in Nagra (2013) erläutert.

3.4 Generische Eingabedaten

Die verwendeten generischen, d.h. nicht standortspezifischen und nicht klimaspezifischen Eingabedaten basieren auf Nagra (2010b). Sie wurden jedoch in Walke et al. (2013) einem umfassenden Review unterzogen und zum Teil modifiziert. Weitere Änderungen ergeben sich aus der Verwendung von effektiven Parametern für ^{14}C, welche vorgängig mit dem C-14-Modell für die Biosphäre (Nagra 2013) bestimmt werden. Der komplette Eingabedatensatz für die Referenzbiosphäre ist in Anhang B zusammengestellt.

---

[11] SwiBAC ist eine Abkürzung für *Swiss Biosphere Assessment Code*.

4 Referenzbiosphäre

Für die Dosisberechnungen zur Ermittlung der charakteristischen Dosisintervalle in SGT Etappe 2 wird, wie in Abschnitt 2.2.3 ausgeführt, für alle geologischen Standortgebiete und Lagertypen das gleiche Biosphärenmodell verwendet. Dieses Kapitel enthält eine kurze Beschreibung dieser Referenzbiosphäre inkl. der spezifischen Eingabeparameter (Abschnitt 4.1). Weitere Eingabeparameter sind im Anhang B enthalten. Das Kapitel schliesst mit einer Analyse der wichtigsten Ergebnisse (Abschnitt 4.2). Der vollständige Satz der BTK für die Referenzbiosphäre ist Tab. C-1 dokumentiert.

4.1 Spezifische Eingabedaten

Referenzfall

Der Biosphären-Referenzfall (RF) basiert auf dem heutigen, warm-gemässigten Klima auf der Alpennordseite der Schweiz. Er ist wie in Nagra (2010b) charakterisiert durch eine mittlere Niederschlagsrate von 1.0 m/a und eine mittlere Evapotranspirationsrate von 0.6 m/a. Für die Bewässerung wird ein typischer Wert von 0.3 m/a für alle Kulturen angenommen.

Der unbelastete Zufluss zum lokalen Aquifer wird wie in Nagra (2010b) mit 1.48×10^6 m^3/a angesetzt, der unbelastete Zufluss zum Oberflächengewässer im Biosphärengebiet beträgt 1.17×10^{10} m^3/a. Die Schwebstoffkonzentration im Oberflächengewässer beträgt 0.1 kg/m^3, und für die Tiefe und Breite des Oberflächengewässers werden die Werte 3.25 m und 100 m verwendet.

Aus früheren Sensitivitätsbetrachtungen in Nagra (2010b) bezüglich Wasserfluss im lokalen Aquifer, Art der Bewässerung, Herkunft des Trinkwassers, Expositionspfade und Empfängerkompartiment für Radionuklide wurde gefolgert, dass ein Biosphärenmodell mit diesen Parameterwerten eine ausgewogene Wahl für den Referenzfall darstellt. Dies wird auch durch die Ergebnisse der standortspezifischen Biosphärenmodelle bestätigt (s. Kap. 5).

Wärmeres und trockeneres Klima

Die Variante mit wärmerem, trockenerem Klima (e1) ist charakterisiert durch eine mittlere Niederschlagsrate von 0.3 m/a und eine mittlere Evapotranspirationsrate von 0.6 m/a. Für die Bewässerung wird ein Wert von 0.6 m/a für alle Kulturen angenommen.

Der unbelastete Zufluss zum lokalen Aquifer wird wie in Nagra (2010b) mit 1.1×10^6 m^3/a angesetzt, der unbelastete Zufluss zum Oberflächengewässer im Biosphärengebiet beträgt 4.0×10^9 m^3/a. Die Schwebstoffkonzentration im Oberflächengewässer ist im Vergleich zum Referenzfall erhöht (0.3 kg/m^3) und für die Tiefe des Oberflächengewässers wird ein vergleichsweise niedriger Wert von 1.3 m verwendet. Die Breite des Oberflächengewässers ist mit 100 m gleich wie im Referenzfall.

Eiszeitliches Klima

Die BTK für das eiszeitliche Klima (e2) werden durch Skalierung der BTK für den Referenzfall mit dem Faktor 0.01 ermittelt (s. Abschnitt 3.2).

4.2 Ergebnisse und Diskussion

In Fig. 4.2-1 findet sich eine Zusammenstellung der resultierenden BTK für eine repräsentative Auswahl an Radionukliden. Diese Auswahl umfasst alle Radionuklide, welche erfahrungsgemäss die Dosis dominieren (insbesondere ^{129}I, ^{36}Cl, ^{14}C, ^{108m}Ag), sowie weitere typische Radionuklide, welche bzgl. der wichtigsten radionuklidspezifischen Merkmale (Halbwertszeit, Sorption, Toxizität) repräsentativ sind. Eine vollständige tabellarische Zusammenstellung der BTK für alle sicherheitsrelevanten Radionuklide ist in Tab. C-1 enthalten.

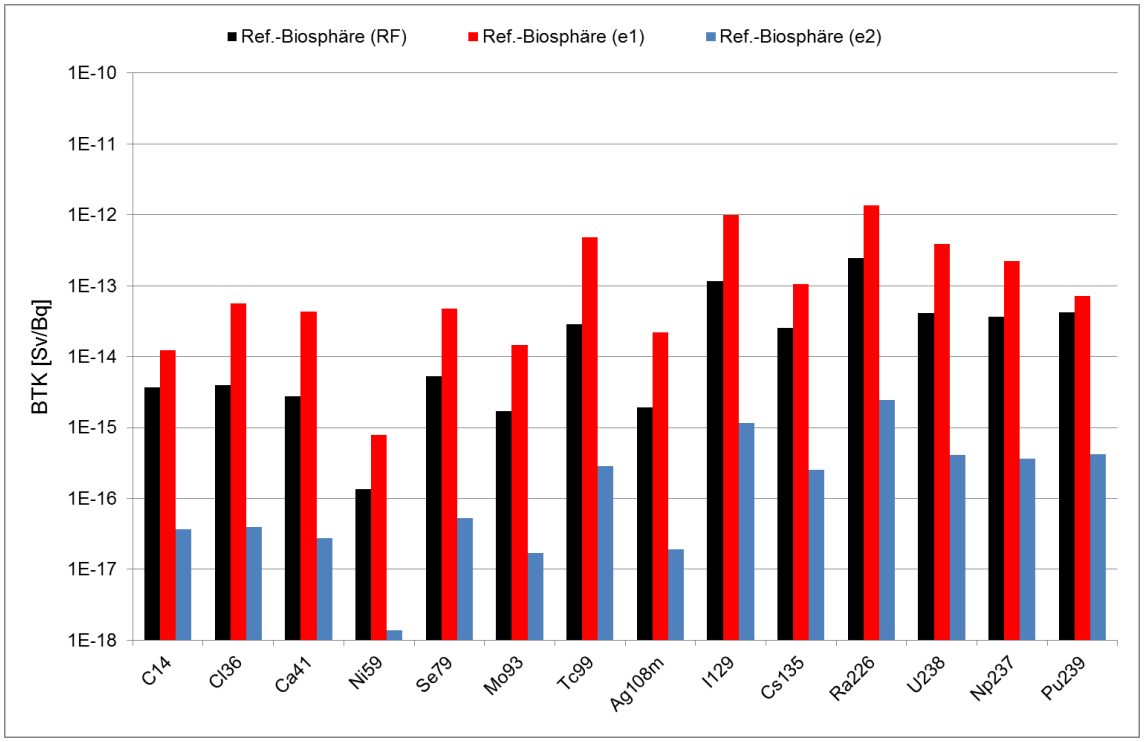

Fig. 4.2-1: Biosphären-Transferkoeffizienten (BTK) für eine repräsentative Auswahl von Radionukliden im Referenzfall (RF), sowie in den alternativen Fällen mit einem wärmeren, trockeneren Klima (e1) und einem eiszeitlichen Klima (e2).

Die berechneten BTK sind grundsätzlich sehr ähnlich zu den Werten in Nagra (2010b), Fig. 2-1. Folgende Unterschiede sind auffallend:

- Für ^{14}C sind die Werte im Referenzfall aufgrund des erweiterten C-14-Modells, welches die Aufnahme von ^{14}C über die Photosynthese-Aktivität der landwirtschaftlichen Kulturen explizit berücksichtigt, deutlich höher (ca. Faktor 5), im Fall für das wärmere, trockenere Klima jedoch praktisch gleich.
- Der BTK für ^{41}Ca ist um nahezu eine Grössenordnung höher als Folge der erhöhten Transferfaktoren von Futter zu Milch und Fleisch, sowie des erhöhten Transferfaktors vom Boden zur Pflanze.

- Die Werte für ^{79}Se sind um mehr als eine Grössenordnung reduziert. Gründe sind die, im Vergleich zu Nagra (2010b), niedrigeren Transferfaktoren von Futter zu Milch und Fleisch, sowie vom Boden zur Pflanze. Die aktualisierte Halbwertszeit von ^{79}Se hat keinen Einfluss (s. Tab. B-2).[12]

Eine ausführlichere Diskussion dieser und weiterer Unterschiede ist in Walke et al. (2013) enthalten.

In Fig. 4.2-2 sind die Beiträge der verschiedenen Expositionspfade zum Gesamt-BTK für den Referenzfall (RF) und in Fig. 4.2-3 für den Fall mit wärmerem, trockenerem Klima (e1) für dieselbe Teilmenge an Radionukliden wie in Fig. 4.2-1 dargestellt. Im Referenzfall werden für die meisten Radionuklide die BTK von den Expositionspfaden Milch und Fleisch dominiert. Für das Radionuklid ^{93}Mo, sowie für die Radionuklide der Aktiniden-Zerfallsketten trägt hingegen Trinkwasserkonsum am meisten zur Strahlenexposition bei. Bei ^{108m}Ag wird der grösste Beitrag durch externe Strahlung verursacht. Im Fall mit wärmerem und trockenerem Klima (e1) ist das Bild sehr ähnlich zum heutigen Klima. Allerdings ist der Beitrag des Trinkwasserkonsums generell etwas niedriger.

[12] Die Berechnung von BTK beruht auf stationären Bedingungen, der radioaktive Zerfall ist deshalb nicht von Bedeutung. Für eine instationäre Biosphärenmodellierung hätte die nun geringere Halbwertszeit von ^{79}Se ebenfalls keine markante Änderung zu Folge, weil das Se-79-System bereits nach kurzer Zeit im Gleichgewicht ist: Die Zeit zum Erreichen des 90% - Wertes des BTK beträgt 141 Jahre für das heutige Klima und 1'260 Jahre für das wärmere, trockenere Klima. Beide Zeiten sind um Grössenordnungen kleiner als die Halbwertszeit von ^{79}Se (3.27×10^5 Jahre).

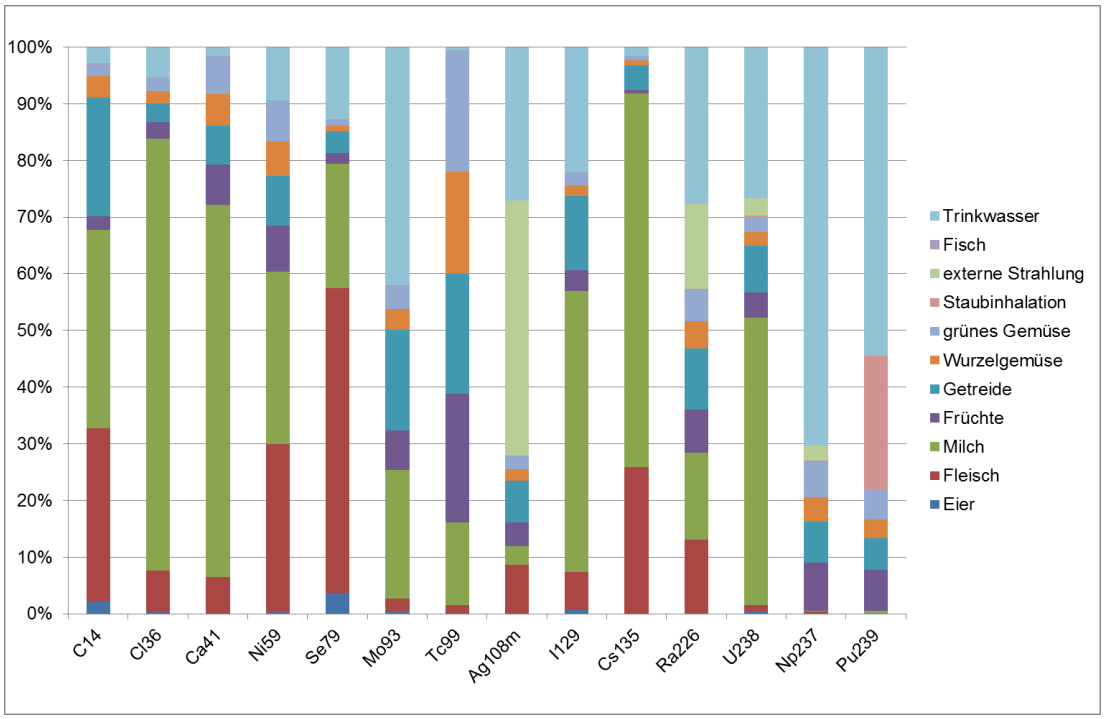

Fig. 4.2-2: Beiträge der verschiedenen Expositionspfade zum Gesamt-BTK für den Referenzfall (RF) für eine repräsentative Auswahl von Radionukliden.

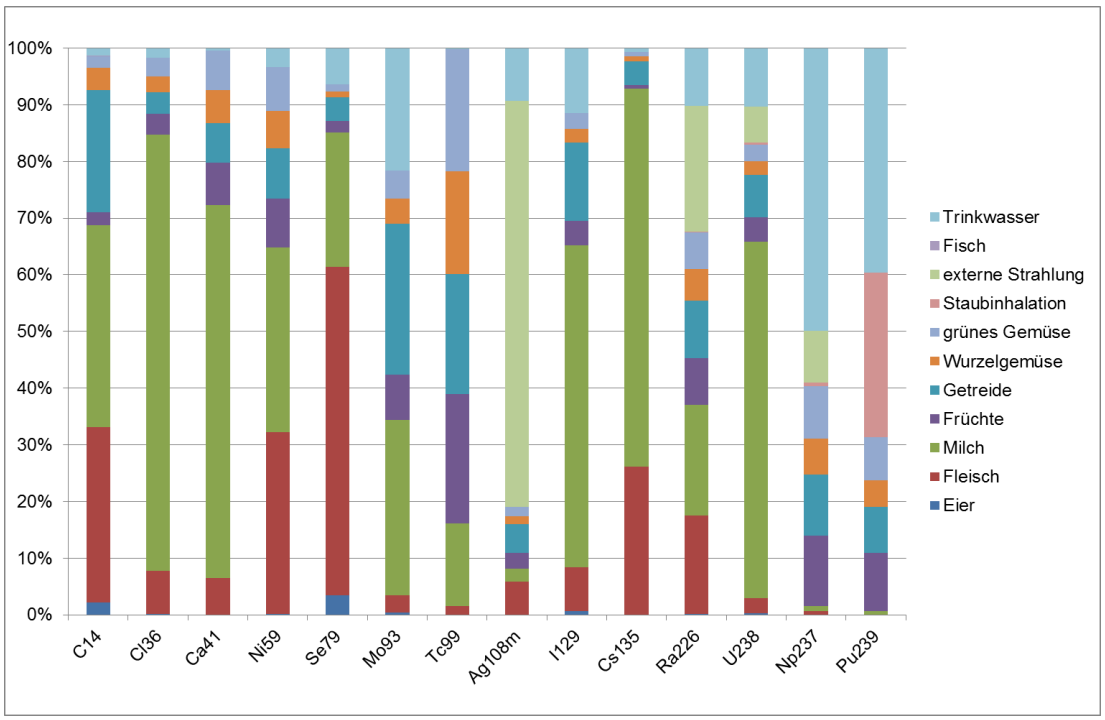

Fig. 4.2-3: Beiträge der verschiedenen Expositionspfade zum Gesamt-BTK für den Fall mit wärmerem und trockenerem Klima (e1) für eine repräsentative Auswahl von Radionukliden.

5 Standortspezifische Biosphärenmodelle

Mit den standortspezifischen Biosphärenmodellen wird die sicherheitstechnische Bedeutung der heute herrschenden Unterschiede bezüglich geomorphologischer, hydrogeologischer und klimatischer Verhältnisse in den potenziellen Exfiltrationsgebieten aufgezeigt. Damit wird die Vorgehensweise in Nagra (2010b), wo bereits standortspezifische Biosphärenmodelle für die Standortgebiete Jura-Südfuss und Wellenberg entwickelt wurden, nun auf alle Standortgebiete, respektive deren Exfiltrationsgebiete ausgedehnt.

Es wird darauf hingewiesen, dass aus den Ergebnissen der standortspezifischen Biosphärenmodelle, welche auf den heutigen Gegebenheiten basieren, keine Hinweise auf allfällige Unterschiede zwischen Exfiltrationsgebieten bzw. Standortgebieten für die gesamten Betrachtungszeiträume der Tiefenlager abgeleitet werden können, da sich die klimatischen und geomorphologischen Gegebenheiten lokal ändern können und diese Änderungen auch nicht prognostizierbar sind.

Gegenüber der Referenzbiosphäre unterscheiden sich die standortspezifischen Biosphärenmodelle in der Regel nur in ausgewählten und zum Teil nur grob abgeschätzten Parametern, namentlich in der Mächtigkeit des oberflächennahen Grundwasserleiters, im Wasserfluss durch diesen Grundwasserleiter, im Abfluss und in den Dimensionen des Oberflächengewässers, in der Grösse der Anbaufläche sowie in der Niederschlagsrate und der Evapotranspirationsrate.[13]

Dieses Kapitel beginnt mit einer Auflistung der betrachteten Exfiltrationsgebiete und einer Zusammenstellung der heutigen hydrogeologischen und hydrologischen Verhältnisse in Abschnitt 5.1. Die daraus abgeleiteten spezifischen Eingabedaten für die standortspezifischen Biosphärenmodelle folgen im Abschnitt 5.2. In Abschnitt 5.3 werden die berechneten standortspezifischen Biosphärentransferkoeffizienten (BTK) für ausgewählte Radionuklide präsentiert und jenen der Referenzbiosphäre gegenübergestellt. Der vollständige Satz der standortspezifischen BTK ist in Tab. C-2 dokumentiert.

5.1 Exfiltrationsgebiete

Mögliche Exfiltrationsorte für Tiefengrundwässer aus den geologischen Standortgebieten waren bereits in Nagra (2010a), Tab. 4.7-2 aufgeführt. In Haldimann & Schatzmann (2014) werden basierend auf diesen Angaben insgesamt 16 sogenannte Exfiltrationsgebiete ausgeschieden und näher untersucht. Diese sind in Tab. 5.1-1, zusammen mit den zugehörigen geologischen Standortgebieten, aufgeführt. Wie die Tabelle zeigt, sind einige Exfiltrationsgebiete gleichzeitig für zwei oder drei geologische Standortgebiete relevant. Dies gilt vor allem für die Exfiltrationsgebiete im Rheintal zwischen Schaffhausen und Rheinfelden.

Die seit Nagra (2010a) durchgeführten regionalen und lokalen hydrogeologischen Modellrechnungen (Gmünder et al. 2014; Luo et al. 2014a, b, c, d) zeigen, dass dieses Spektrum von Exfiltrationsgebieten ausreichend breit ist; d.h. es gibt zwar in den hydrogeologischen Modellrechnungen Hinweise auf weitere mögliche Exfiltrationsgebiete, diese sind aber hinsichtlich ihrer sicherheitsrelevanten hydrogeologischen Eigenschaften (spezifisch: Wasserflüsse in den Grundwasserträgern) durch die in Tab. 5.1-1 aufgeführten Gebiete abgedeckt.

---

[13] In Nagra (2013) wurde gezeigt, dass die mit dem C-14-Modell ermittelten effektiven Parameter für SwiBAC sehr insensitiv auf unterschiedliche Klimaverhältnisse und somit auch auf unterschiedliche Wasserflüsse in der Biosphäre reagieren. Dies wurde zusätzlich auch für ausgewählte standortspezifische Biosphärenmodelle bestätigt. Deshalb werden für alle standortspezifischen Biosphärenmodelle die gleichen effektiven Parameter für ^{14}C verwendet wie in der Referenzbiosphäre.

Tab. 5.1-1: Exfiltrationsgebiete nach Haldimann & Schatzmann (2014), mit Zuordnung der geologischen Standortgebiete.

Exfiltrationsgebiet	**Südranden**	**Zürich Nordost**	**Nördlich Lägern**	**Jura Ost**	**Jura-Südfuss**	**Wellen-berg**
Rheinfallrinne	x	x				
Klettgau, Guntmadingen	x					
Klettgau, Wangental	x					
Klettgau, Wilchingen	x	x				
Rheintal, Kaiserstuhl – Mellikon	x	x	x			
Rheintal, Rietheim	x	x	x			
Rheintal, Koblenz	x	x	x			
Sissletal, Bözen				x		
Aaretal, Beznau				x		
Aaretal, Döttingen				x		
Rheintal, Kaisten				x		
Niederamt[14]					x	
Klus Aarburg					x	
Klus Wildegg					x	
Aaretal, Schinznach					x	
Engelbergertal, Wolfenschiessen						x

Die hydrogeologischen und hydrologischen Verhältnisse in den betrachteten Exfiltrationsgebieten sind in Haldimann & Schatzmann (2014) dargelegt. Tabelle 5.1-2 liefert eine Zusammenstellung der für die Biosphärenmodellierung relevanten Kennwerte. Dabei handelt es sich um Mittelwerte bzw. um typische Werte basierend auf Haldimann & Schatzmann (2014).

[14] Das Exfiltrationsgebiet Niederamt ist kein mögliches Exfiltrationsgebiet für das in Nagra (2014d) als prioritär eingestufte Wirtgestein Opalinuston im geologischen Standortgebiet Jura-Südfuss. Gleichwohl trägt es zur Illustration der heute anzutreffenden Variabilität in der Biosphäre bei.

Tab. 5.1-2: Hydrogeologische und hydrologische Kennwerte für die Exfiltrationsgebiete nach Haldimann & Schatzmann (2014).

Im Exfiltrationsgebiet "Rheinfallrinne" erfolgt gemäss Haldimann und Schatzmann (2014) die Exfiltration direkt in den Rhein. Für die Exfiltrationsgebiete im Klettgau sind dort keine Abflüsse in Oberflächengewässern angegeben.

Exfiltrationsgebiet	**Oberflächennaher Grundwasserleiter**						**Oberflächen gewässer**
	Breite [m]	**Mächtigkeit [m]**	**Flur-abstand [m]**	**Durchläs sigkeit [m/s]**	**Gradient [m/km]**	**Wasserfluss [m^3/a]**	**Wasserfluss [m^3/a]**
Rheinfallrinne	-	-	-	-	-	-	1E+10
Klettgau, Guntmadingen	800	20	40 – 50	5E-3	1	3E+6	-
Klettgau, Wangental	175	27	10 – 15	3E-4	10	5E+5	-
Klettgau, Wilchingen	1'700	50	10 – 15	5E-3	1	1E+7	-
Rheintal, Kaiserstuhl - Mellikon	700	17.5	15	3E-3	2	2E+6	1E+10
Rheintal, Rietheim	1'400	20	3 – 5	3E-3	1	3E+6	1E+10
Rheintal, Koblenz	475	20	5 – 10	5E-3	1	2E+6	1E+10
Sissletal, Bözen	90	7	5	5E-4	12	1E+5	1E+7
Aaretal, Beznau	1'700	15	20 – 25	6E-3	2	1E+7	2E+10
Aaretal, Döttingen	2'350	17	2 – 4	8E-3	1.2	1E+7	2E+10
Rheintal, Kaisten	1'100	13	5 – 10	4E-3	2	4E+6	3E+10
Niederamt	1'200	26	5 – 10	6E-3	1.5	9E+6	8E+9
Klus Aarburg	450	23	15	2E-3	1	7E+5	8E+9
Klus Wildegg	450	17.5	2 – 4	7E-3	2	4E+6	9E+9
Aaretal, Schinznach	1'450	14	5 – 10	3E-3	1.3	3E+6	9E+9
Engelbergertal, Wolfenschiessen	450	6	5 – 10	2E-3	5	9E+5	3E+9
Minimum	90	6	-	3E-4	1	1E+5	1E+7
Maximum	2'350	50	-	8E-3	12	1E+7	3E+10

5.2 Spezifische Eingabedaten

Bezüglich Klima werden für die Exfiltrationsgebiete in der Nordschweiz die Parameterwerte der Referenzbiosphäre für das heutige Klima verwendet, d.h. eine mittlere Niederschlagsrate von 1.0 m/a und eine mittlere Evapotranspirationsrate von 0.6 m/a. Allfällige lokale und regionale klimatische Besonderheiten werden nicht berücksichtigt. Auch für die Bewässerung wird der Wert von 0.3 m/a für alle Kulturen aus dem Referenzfall übernommen.

Für das Exfiltrationsgebiet Engelbergertal, Wolfenschiessen werden die gleichen Werte wie in Nagra (1994, S. 159) verwendet, nämlich 1.5 m/a für den mittleren Niederschlag und 0.5 m/a für die mittlere Evapotranspiration. Trotz der vergleichsweise hohen Niederschlagsmenge kann eine Bewässerung gemäss den Ausführungen in Anhang A nicht ausgeschlossen werden. Vereinfachend wird deshalb der gleiche Wert von 0.3 m/a wie in der Referenzbiosphäre für alle Kulturen angenommen.

Die Werte zum Grundwasserfluss im oberflächennahen Aquifer gelten jeweils am Ort des in Haldimann & Schatzmann (2014) definierten Querprofils. Dieses liegt je nach Exfiltrationsgebiet im Oberstrom der Exfiltrationszone, im Unterstrom oder inmitten der Exfiltrationszone. Der Grundwasseraustrag aus dem relevanten Tiefenaquifer ist also ganz, teilweise oder gar nicht im Wert für den typischen Grundwasserfluss nach Haldimann & Schatzmann (2014) enthalten und wird dort auch nicht diskutiert. Für die standortspezifische Biosphärenmodellierung wird deshalb für die Parametrisierung der Wasserflüsse vereinfacht folgender pessimistischer Ansatz für alle Biosphärenmodelle verfolgt:

- Die Summe aus unbelastetem Grundwasserzufluss (F_{UL}) und belastetem Grundwasserzufluss (F_{CL}) ist gleich dem typischen Grundwasserfluss gemäss Haldimann & Schatzmann (2014). Dies entspricht einer minimalen Verdünnung durch den unbelasteten Grundwasserzufluss.
- Der Anteil von F_{CL} an dieser Summe ist für die Ergebnisse der Biosphärenmodellierung irrelevant, weil der Radionuklid-Quellterm (mit Ausnahme des Exfiltrationsgebietes "Rheinfallrinne") direkt in die Bilanzgleichung für den lokalen Aquifer (Kompartiment L) einfliesst. Deshalb wird ein fiktiver Anteil von 0.1 verwendet.

Wie die Tab. 5.1-2 zeigt, beträgt der Flurabstand in allen Exfiltrationsgebieten mehrere Meter. Unter diesen Umständen ist kapillarer Aufstieg von Grundwasser in den Boden ausgeschlossen und wird daher wie in der Referenzbiosphäre auch in den standortspezifischen Biosphärenmodellen nicht berücksichtigt.

Die Geometrie der Oberflächengewässer wird in Haldimann & Schatzmann (2014) nicht thematisiert. Um keine unrealistischen Daten in den standortspezifischen Biosphärenmodellen zu verwenden, werden die Angaben zur Geometrie der Oberflächengewässer wie folgt vereinfacht abgeschätzt:

Länge des Oberflächengewässers: $l_w = \frac{A_f}{\text{Aquiferbreite}}$.

Diese Abschätzung impliziert, dass das Oberflächengewässer geradlinig am (rechteckigen) Biosphärengebiet entlang strömt. Breite und Tiefe des Oberflächengewässers werden aus den Angaben für die Referenzbiosphäre wie folgt skaliert:

Tiefe: $d_w = d_w^{\text{Ref}} \cdot \sqrt{\frac{F_{UW}}{F_{UW}^{\text{Ref}}}}$; Breite: $w_w = w_w^{\text{Ref}} \cdot \sqrt{\frac{F_{UW}}{F_{UW}^{\text{Ref}}}}$;

Für jedes Exfiltrationsgebiet in Tab. 5.1-1 wird ein repräsentatives Biosphärengebiet (Abkürzung BG) innerhalb des betreffenden Exfiltrationsgebietes betrachtet (s. Tab. 5.2-1). Die Lage des Biosphärengebiets ist primär durch das Exfiltrationsgebiet, bzw. genauer durch den Ort der Exfiltration (Exfiltrationszone) vorgegeben, weil dort auch die höchsten Radionuklidkonzentrationen in der Umwelt zu erwarten sind. Es befindet sich deshalb, wenn möglich, in der Nähe der Exfiltrationszone oder etwas weiter stromabwärts. Um eine ausreichende Datenlage bezüglich der besonders relevanten hydrogeologischen Eingabeparameter für das Biosphärenmodell zu gewährleisten, wird das Biosphärengebiet ausserdem beim hydrogeologischen Querprofil gemäss Haldimann & Schatzmann (2014) oder möglichst nahe davon angeordnet. Die dort angegebene Aquiferbreite wird für die Breite des Biosphärengebiets übernommen.

Tab. 5.2-1a: Spezifische Eingabedaten für die standortspezifischen Biosphärenmodelle.

Zur Erläuterung der einzelnen Modellparameter, s. Anhang B und Walke & Keesmann (2013). Einzelne Abstraktionsschritte gegenüber den Ausgangsdaten in Tab. 5.1-2 sind im Text erläutert.

Exfiltrationsgebiet	**Biosphären-gebiet**	A_f	d_{ETP}	d_{PPT}	$Irri_L$	$Irri_W$	Rel_L	Rel_W	f_A	f_{well}
		[km^2]	[m/a]	[m/a]	[m/a]	[m/a]	[-]	[-]	[-]	[-]
Rheinfallrinne	BG-1	2.275	0.6	1.0	0	0.3	0	1	0	0
Klettgau, Guntmadingen	BG-2	2.8	0.6	1.0	0.3	0	1	0	1	1
Klettgau, Wangental	BG-3	0.3	0.6	1.0	0.3	0	1	0	1	1
Klettgau, Wilchingen	BG-4	2.0	0.6	1.0	0.3	0	1	0	1	1
Rheintal, Kaiserstuhl - Mellikon	BG-5	0.4	0.6	1.0	0.3	0	1	0	1	1
Rheintal, Rietheim	BG-6	1.5	0.6	1.0	0.3	0	1	0	1	1
Rheintal, Koblenz	BG-7	0.5	0.6	1.0	0.3	0	1	0	1	1
Sissletal, Bözen	BG-8	0.1	0.6	1.0	0.3	0	1	0	1	1
Aaretal, Beznau	BG-9	1.7	0.6	1.0	0.3	0	1	0	1	1
Aaretal, Döttingen	BG-10	3.0	0.6	1.0	0.3	0	1	0	1	1
Rheintal, Kaisten	BG-11	1.6	0.6	1.0	0.3	0	1	0	1	1
Niederamt	BG-12	3.0	0.6	1.0	0.3	0	1	0	1	1
Klus Aarburg	BG-13	0.4	0.6	1.0	0.3	0	1	0	1	1
Klus Wildegg	BG-14	0.5	0.6	1.0	0.3	0	1	0	1	1
Aaretal, Schinznach	BG-15	2.5	0.6	1.0	0.3	0	1	0	1	1
Engelbergertal, Wolfenschiessen	BG-16	1.2	0.5	1.5	0.3	0	1	0	1	1

Im Exfiltrationsgebiet "Rheinfallrinne" kann wegen der besonderen Exfiltrationssituation kein Biosphärengebiet mit der oben beschriebenen Methodik abgegrenzt werden (kein Radionuklideintrag in einen oberflächennahen Grundwasserleiter). Stattdessen wird als Biosphärengebiet mit der Bezeichnung BG-1 vereinfacht die Referenzbiosphäre verwendet, weil diese ursprünglich im Rahmen des Projekts Entsorgungsnachweis für ein Biosphärengebiet etwas stromabwärts des Rheinfalls entwickelt wurde. Im Gegensatz zur Referenzbiosphäre wird hier jedoch angenommen, dass der Wasserbedarf der betrachteten Gruppe (Trinkwasser, Tränkwasser, Bewässerung der Kulturen) vollumfänglich über den Rhein gedeckt wird (z.B. mittels Uferfiltration), in welchen potenziell kontaminierte Tiefengrundwässer weiter stromaufwärts exfiltrieren.

Im Modell der Referenzbiosphäre erfolgt der Austrag von Wasser und Feststoffen aus dem lokalen Aquifer vollumfänglich über das Kompartiment Oberflächengewässer. Mit dieser modelltechnischen Annahme werden die radiologischen Konsequenzen einer allfälligen (teilweisen) Exfiltration von belastetem Grundwasser in das Oberflächengewässer desselben Biosphärengebiets abdeckend erfasst. Diese Annahme wird vereinfachend für den Grossteil der standortspezifischen Biosphärenmodelle übernommen.

Tab. 5.2-1b: Spezifische Eingabedaten für die standortspezifischen Biosphärenmodelle.

Zur Erläuterung der einzelnen Modellparameter, s. Anhang B und Walke & Keesmann (2013). Einzelne Abstraktionsschritte gegenüber den Ausgangsdaten in Tab. 5.1-2 sind im Text erläutert.

Exfiltrations-gebiet	**Biosphären gebiet**	F_{CL}	F_{CW}	F_{UL}	F_{UW}	F_{LE}	l_W	d_W	w_W	l_L
		[m^3/a]	[m^3/a]	[m^3/a]	[m^3/a]	[m^3/a]	[m]	[m]	[m]	[m]
Rheinfallrinne	BG-1	0	1.3E+5	1.48E+6	1E+10	3.07E+6	3.5E+3	3.25	100	20
Klettgau, Guntmadingen	BG-2	2E+5	-	1.80E+6	-	3.12E+6	-	-	-	20
Klettgau, Wangental	BG-3	4E+4	-	3.6E+5	-	5.20E+5	-	-	-	27
Klettgau, Wilchingen	BG-4	2E+6	-	1.8E+7	-	2.08E+7	-	-	-	50
Rheintal, Kaiserstuhl - Mellikon	BG-5	2E+5	0	1.8E+6	1E+10	-	5.7E+2	3.00	92	17.5
Rheintal, Rietheim	BG-6	3E+5	0	2.7E+6	1E+10	-	1.1E+3	3.00	92	20
Rheintal, Koblenz	BG-7	1E+5	0	9.0E+5	1E+10	-	1.1E+3	3.00	92	20
Sissletal, Bözen	BG-8	1E+4	0	9.0E+4	1E+7	-	1.1E+3	0.10	1	7
Aaretal, Beznau	BG-9	1E+6	0	9.0E+6	2E+10	-	1.0E+3	4.25	131	15
Aaretal, Döttingen	BG-10	1E+6	0	9.0E+6	2E+10	-	1.3E+3	4.25	131	17
Rheintal, Kaisten	BG-11	4E+5	0	3.6E+6	3E+10	-	1.5E+3	5.20	160	13
Niederamt	BG-12	1E+6	0	9.0E+6	8E+9	-	2.5E+3	2.69	83	26
Klus Aarburg	BG-13	7E+4	0	6.3E+5	8E+9	-	8.9E+2	2.69	83	23
Klus Wildegg	BG-14	3E+5	0	2.7E+6	9E+9	-	1.1E+3	2.85	88	17.5
Aaretal, Schinznach	BG-15	2E+5	0	1.8E+6	9E+9	-	1.7E+3	2.85	88	14
Engelbergertal, Wolfenschiessen	BG-16	9E+4	0	8.1E+5	2E+9	-	2.7E+3	1.34	41	6

Im standortspezifischen Biosphärenmodell BG-1 befindet sich das Kompartiment Oberflächengewässer nicht in der Nähe des Biosphärengebiets. Aus diesem Grund erfolgt der natürliche Wasser- und Feststoffaustrag aus dem Biosphärenaquifer zweckmässigerweise durch explizite Vorgabe des Modellparameters F_{LE} unter Berücksichtigung der Bilanzgleichung

$$F_{LE} = F_{UL} + F_{CL} + A_f \cdot (d_{PPT} - d_{ETP} + Irri_W). \tag{5.1}$$

In den Exfiltrationsgebieten im Klettgau ist kein grösseres Oberflächengewässer vorhanden. Aus diesem Grund wird in den Modellen der entsprechenden Biosphärengebiete BG-2 bis BG-4 das Kompartiment für das Oberflächengewässer modelltechnisch deaktiviert.[15] Die oben erwähnte Standardannahme, dass der Austrag von Wasser und Feststoffen aus dem lokalen Aquifer vollumfänglich über das Kompartiment Oberflächengewässer erfolgt, ist hier nicht sinnvoll. Der Austrag aus dem Biosphärenaquifer erfolgt deshalb durch explizite Vorgabe des Modellparameters F_{LE} unter Berücksichtigung der Bilanzgleichung

$$F_{LE} = F_{UL} + F_{CL} + A_f \cdot (d_{PPT} - d_{ETP}). \tag{5.2}$$

In Nagra (2010b) wurde anhand einer vereinfachten Abschätzung argumentiert, dass in kleinen Tälern die Ergiebigkeit von Brunnen unter Umständen nicht ausreicht um alle Kulturen zu bewässern. Aus diesem Grund wurde in den dortigen Sensitivitätsbetrachtungen zum Referenzfall für das kleine Tal eine Bewässerung mit unkontaminiertem Oberflächenwasser unterstellt. Zwischenzeitlich wurde das Thema Bewässerung vertieft untersucht (s. Anhang A) mit dem Ergebnis, dass auch in kleinen Tälern eine Bewässerung mit Grundwasser nicht kategorisch ausgeschlossen werden kann. So besteht zum Beispiel die Möglichkeit, dass das oberflächennahe Grundwasser in enger Wechselwirkung mit dem Oberflächengewässer steht, so dass zu Spitzenzeiten entnommenes Grundwasser durch Infiltration relativ rasch ersetzt wird. Aus diesem Grund wird in den vorliegenden standortspezifischen Biosphärenmodellen eine Bewässerung mit Grundwasser auch in kleinen Tälern und für alle Kulturen unterstellt.

Eine enge Wechselwirkung zwischen Grund- und Oberflächengewässer ist gemäss Haldimann & Schatzmann (2014) im Exfiltrationsgebiet "Sissletal, Bözen" der Fall. Die radiologischen Konsequenzen einer allfälligen Exfiltration des lokalen Grundwassers in die Sissle werden im zugehörigen Modell für das Biosphärengebiet BG-8 über die Standard-Modellannahme, dass sämtliches Grundwasser das Modellgebiet über das Oberflächengewässer verlässt, abdeckend erfasst.

Alle standortspezifischen Modellparameter zu den betrachteten Biosphärengebieten sind in Tab. 5.2-1 zusammengestellt.

5.3 Ergebnisse und Diskussion

In den Figuren 5.3-1 bis 5.3-6 sind die BTK der standortspezifischen Biosphärenmodelle jenen der Referenzbiosphäre (Referenzfall und Klimavarianten) für ausgewählte Radionuklide gegenübergestellt. Die Auswahl betrifft zum einen Radionuklide, welche erfahrungsgemäss die Dosis dominieren (^{129}I, ^{36}Cl, ^{14}C, ^{108m}Ag), sowie weitere typische Radionuklide, welche bzgl. der wichtigsten radionuklidspezifischen Merkmale (Halbwertszeit, Sorption, Toxizität) repräsentativ sind. Eine vollständige tabellarische Zusammenstellung der standortspezifischen BTK für alle sicherheitsrelevanten Radionuklide ist in Tab. C-2 enthalten.

[15] Der Zufluss zum Oberflächengewässer (F_{UW} und F_{CW}) wird Null gesetzt, für die Dimension des Kompartiments W werden fiktive Werte verwendet. Um einen ungewollten Austrag von Radionukliden über das Kompartiment W zu unterbinden werden zusätzlich die Parameter m_e (Erosion) und κ_S (Sedimentumsatz) Null gesetzt.

Der Quervergleich der standortspezifischen BTK mit jenen im Referenzfall zeigt, dass der Referenzfall auch bezüglich der heute herrschenden Variabilität in den einzelnen Exfiltrationsgebieten eine ausgewogene Wahl darstellt. Mit Ausnahme des Biosphärengebiets BG-1, wo eine Exfiltration direkt in ein grosses Oberflächengewässer angenommen wird, ist der Referenzfall auch ausreichend repräsentativ für alle Exfiltrationsgebiete, bzw. für die zugehörigen Standortgebiete.

Lässt man das günstige Biosphärengebiet BG-1 ausser Betracht, so beträgt die Variabilität des BTK für die meisten Radionuklide ca. zwei Grössenordnungen, für einzelne Radionuklide bis zu drei Grössenordnungen. Dies ist grob vergleichbar mit der Variabilität der Referenzbiosphäre bezüglich Klima. So ist die Variante mit eiszeitlichem Klima (e2) – wiederum mit Ausnahme vom Biosphärengebiet BG-1 – stets etwas niedriger als die standortspezifischen BTK; dafür sind jeweils eins bis zwei standortspezifische BTK etwas höher als die Variante mit wärmeren und trockenerem Klima (e1).

Die höchsten BTK werden für das Biosphärengebiet BG-8 berechnet, welches sich in einem vergleichsweise kleinen Tal mit einem geringen Wasserfluss im oberflächennahen Grundwasserleiter befindet. Die Werte liegen meist etwas mehr als eine Grössenordnung über jenen des Referenzfalls. Für das Biosphärengebiet BG-1, wo eine Exfiltration direkt in ein grosses Oberflächengewässer angenommen wird, werden im Quervergleich sehr niedrige BTK berechnet.

Abschliessend sei nochmal darauf hingewiesen, dass aus den gezeigten Ergebnissen der standortspezifischen Biosphärenmodelle, welche auf den heutigen Gegebenheiten basieren, keine Hinweise auf allfällige Unterschiede zwischen Exfiltrationsgebieten bzw. Standortgebieten für die gesamten Betrachtungszeiträume der Tiefenlager abgeleitet werden können, da sich die klimatischen und geomorphologischen Gegebenheiten lokal ändern können und diese Änderungen auch nicht prognostizierbar sind.

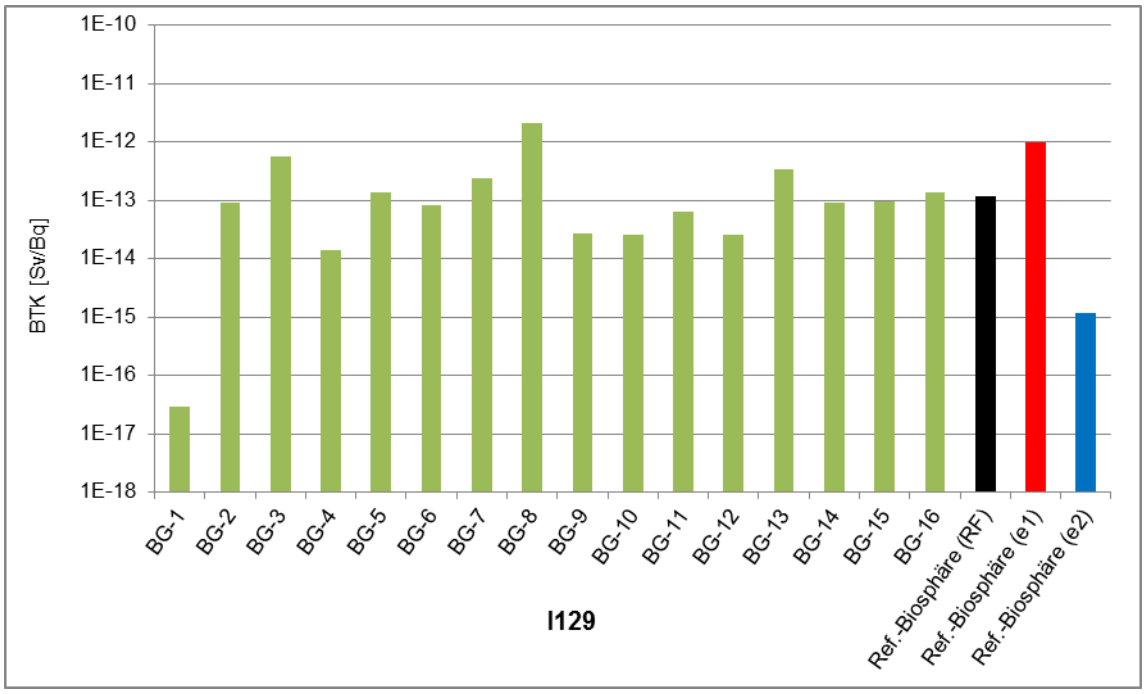

Fig. 5.3-1: BTK der standortspezifischen Biosphärenmodelle für das Radionuklid ^{129}I vs. BTK der Referenzbiosphäre (Referenzfall RF sowie Klimavarianten e1 und e2).

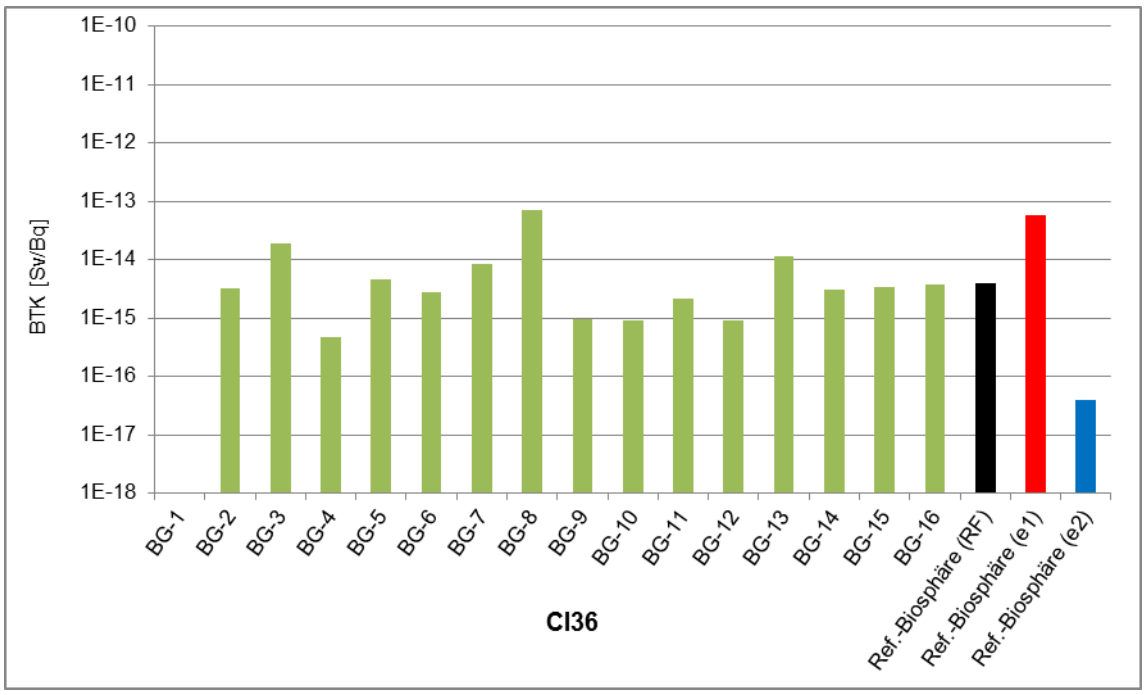

Fig. 5.3-2: BTK der standortspezifischen Biosphärenmodelle für das Radionuklid ^{36}Cl vs. BTK der Referenzbiosphäre (Referenzfall RF sowie Klimavarianten e1 und e2).

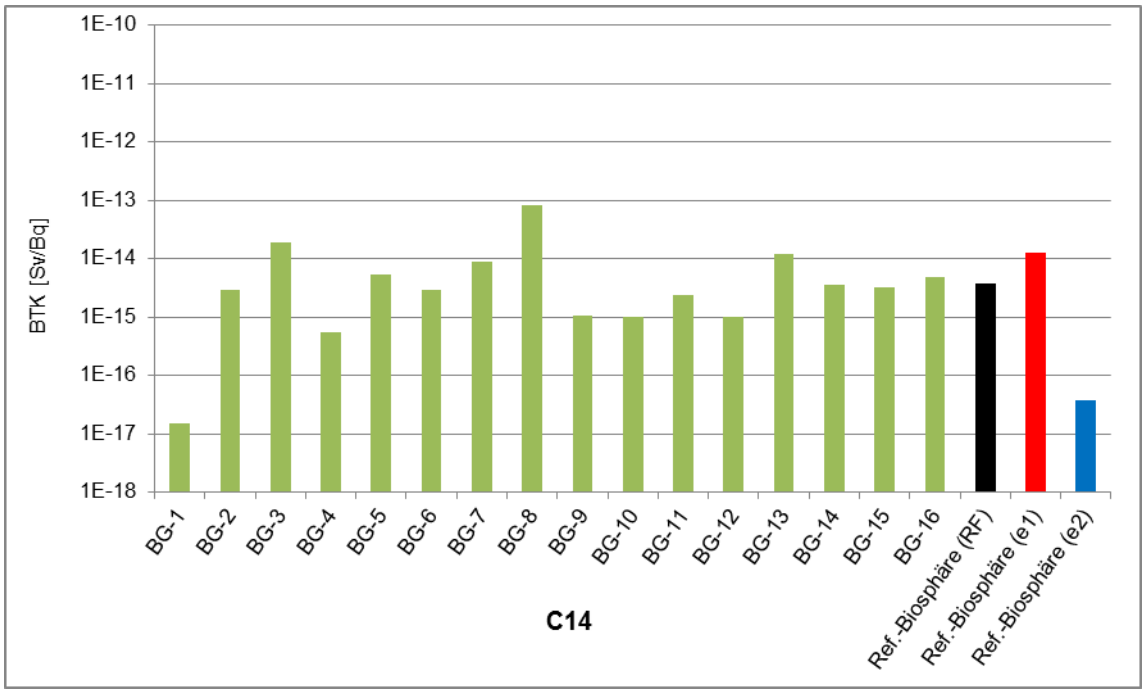

Fig. 5.3-3: BTK der standortspezifischen Biosphärenmodelle für das Radionuklid ^{14}C vs. BTK der Referenzbiosphäre (Referenzfall RF sowie Klimavarianten e1 und e2).

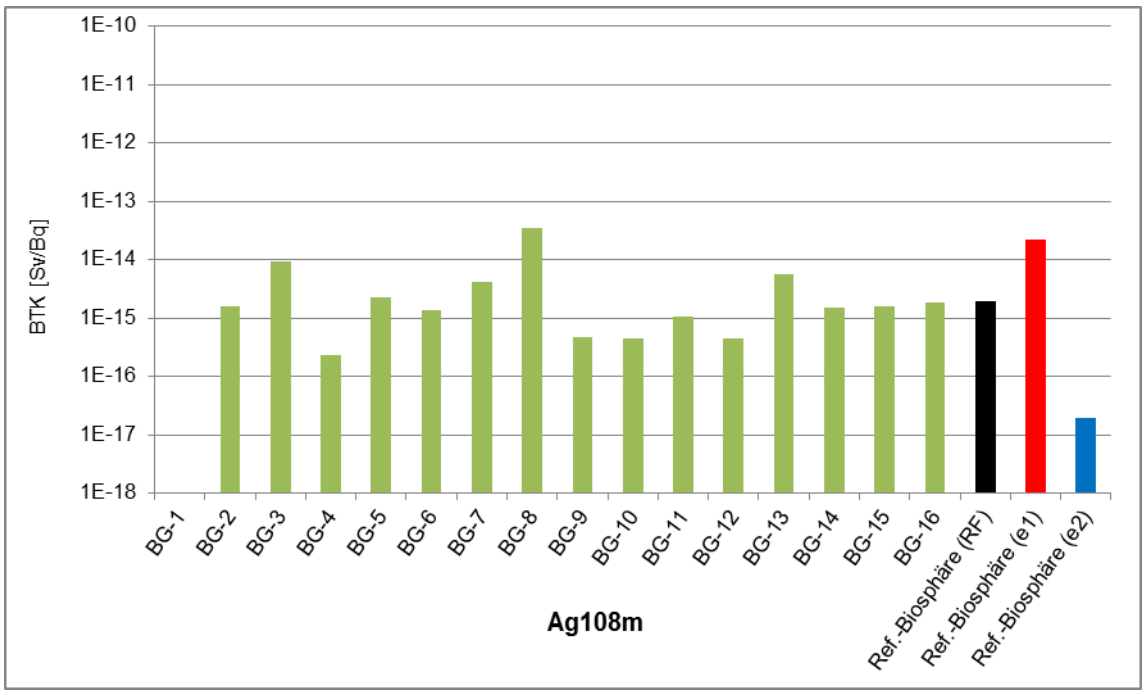

Fig. 5.3-4: BTK der standortspezifischen Biosphärenmodelle für das Radionuklid ^{108m}Ag vs. BTK der Referenzbiosphäre (Referenzfall RF sowie Klimavarianten e1 und e2).

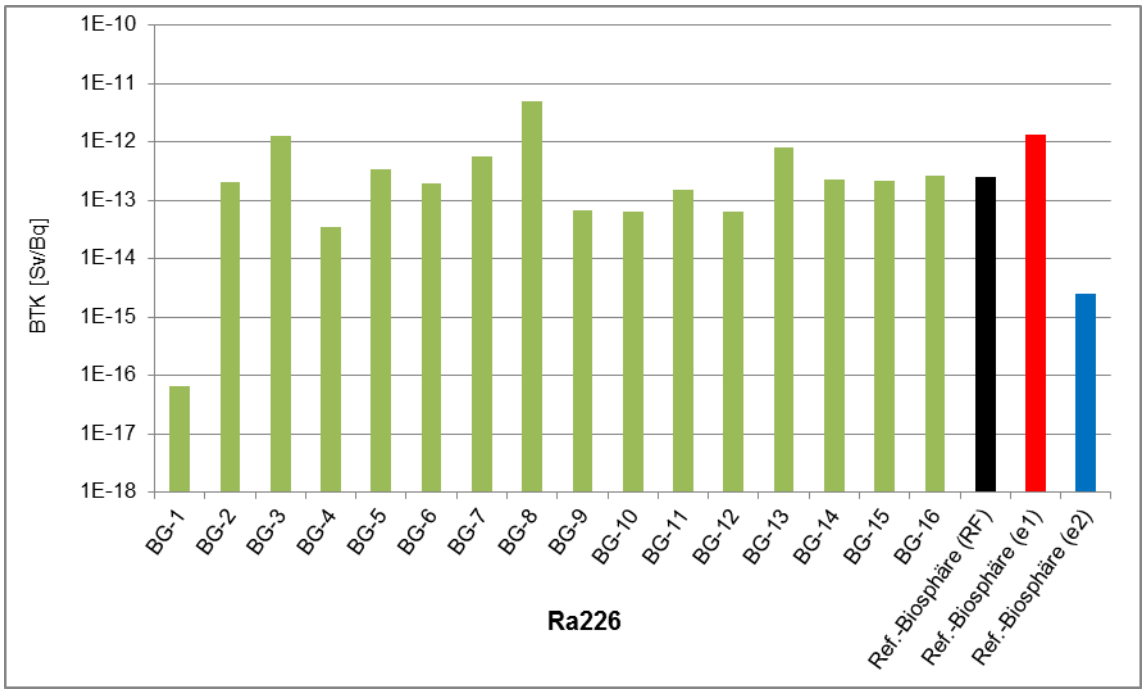

Fig. 5.3-5: BTK der standortspezifischen Biosphärenmodelle für das Radionuklid ^{226}Ra vs. BTK der Referenzbiosphäre (Referenzfall RF sowie Klimavarianten e1 und e2).

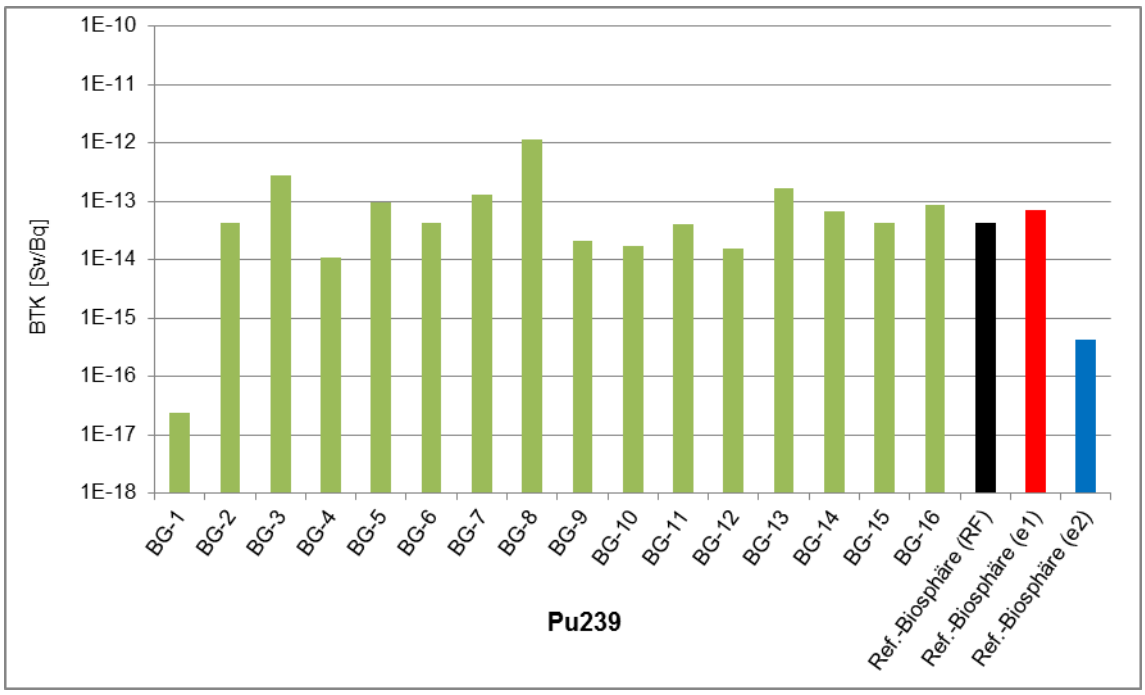

Fig. 5.3-6: BTK der standortspezifischen Biosphärenmodelle für das Radionuklid ^{239}Pu vs. BTK der Referenzbiosphäre (Referenzfall RF sowie Klimavarianten e1 und e2).

6 Schlussfolgerungen

Im vorliegenden Bericht sind die Grundlagen für die Biosphärenmodellierung in SGT Etappe 2 sowie die Berechnung der Biosphären-Transferkoeffizienten (BTK) zur Verwendung in den provisorischen Sicherheitsanalysen dokumentiert.

Die Biosphärenmodellierung in SGT Etappe 2 setzt die bisherigen Arbeiten im Rahmen des Projekts Entsorgungsnachweis und der SGT Etappe 1 fort. Obschon die konzeptuellen Modelle für die Biosphärenmodellierung grösstenteils dieselben geblieben sind, wurden in einzelnen Bereichen weitere Fortschritte erzielt. Dies betrifft die modellhafte Beschreibung des Verhaltens von ^{14}C in der landwirtschaftlich genutzten Umwelt inkl. einem neu entwickelten und qualitätsgesicherten Rechencode. Auch das allgemeine Biosphärenmodell TAME wurde qualitätsgesichert im Code SwiBAC neu implementiert, was die Handhabung deutlich erleichtert. Beide Codes sind ausführlich in separaten Berichten zur Biosphärenmodellierung in SGT Etappe 2 dokumentiert.

In Bezug auf die wissenschaftlichen Grundlagen wurden die Kenntnisse zum Klima, zur Geomorphologie und zur lokalen und regionalen Hydrogeologie auch mit Hinblick auf die geologische Langzeitentwicklung weiter vertieft und in spezifischen Berichten dokumentiert. Dieser Bericht enthält zusätzlich Informationen über die heutige Bewässerungssituation im Alpenraum und stellt Überlegungen zur Bewässerung für den Fall eines wärmeren, trockeneren Klimas an. Schliesslich wurden auch allgemeine, weitgehend standortunabhängige Eingabeparameter einem umfassenden internationalen Review unterzogen und das Modell SwiBAC in einzelnen Punkten an internationale Konventionen angepasst. Diese Arbeiten sind in einem weiteren Bericht zur Biosphärenmodellierung in SGT Etappe 2 dokumentiert.

Für die Verwendung in den provisorischen Sicherheitsanalysen wurden Biosphärentransferkoeffizienten für eine generische Referenzbiosphäre sowohl für das heutige Klima (Referenzfall), als auch für die von der Behörde geforderten Klimavarianten eines eiszeitlichen Klimas und eines wärmeren, trockeneren Klimas berechnet. Die Ergebnisse zeigen – mit Ausnahme des nun etwas höheren BTK für ^{14}C im Referenzfall – keine auffälligen Neuerungen gegenüber den Ergebnissen in SGT Etappe 1.

Zur Illustration der sicherheitstechnischen Bedeutung der heute herrschenden Unterschiede bezüglich geomorphologischer, hydrogeologischer und klimatischer Verhältnisse wurden standortspezifische Biosphärenmodelle für alle Standortgebiete, bzw. für mögliche Exfiltrationsgebiete entwickelt. Die resultierende Variabilität in den BTK ist, mit einer Ausnahme, vergleichbar mit der Variabilität wie sie durch alternative Klimata hervorgerufen wird. Die Ausnahme betrifft ein standortspezifisches Biosphärenmodell, in welchem die Exfiltration des Tiefengrundwassers direkt in ein grosses Oberflächengewässer angenommen wird. Hier werden im Quervergleich sehr niedrige BTK berechnet. Die höchsten standortspezifischen BTK werden für ein kleines Tal mit geringem Wasserfluss im oberflächennahen Grundwasserleiter berechnet und liegen meist etwas mehr als eine Grössenordnung über jenen des Referenzfalls. Es sei bemerkt, dass aus den Ergebnissen der standortspezifischen Biosphärenmodelle, welche auf den heutigen Gegebenheiten basieren, keine Hinweise auf allfällige Unterschiede zwischen Exfiltrationsgebieten bzw. Standortgebieten für die gesamten Betrachtungszeiträume der Tiefenlager abgeleitet werden können, da sich die klimatischen und geomorphologischen Gegebenheiten lokal ändern können und diese Änderungen auch nicht prognostizierbar sind.

7 Referenzverzeichnis

BFE (2008): Sachplan geologische Tiefenlager. Konzeptteil. Bundesamt für Energie BFE, Bern.

Bertrand, J. (1764): De l'eau relativement à l'économie rustique, ou Traité de l'irrigation des prés. Avignion & Lyon.

Binggeli, V. (1999): Die Wässermatten des Oberaargaus. Jahrbuch des Oberaargau Sonderband 4, Langenthal.

BIOCLIM (2004): Deliverable D10-12: Development and application of a methodology for taking climate-driven environmental change into account in performance assessments. Work package 4: Biosphere System Description. Modelling Sequential Biosphere Systems under Climate Change for Radioactive Waste Disposal (BIOCLIM). Andra, Châtenay-Malabry, France.

BFS (2014): Produktion und Verbrauch von Fisch. Originalquelle: Schweizer Bauernverband, Agristat, Nahrungsmittelbilanz. Stand 29.09.2014. Statistisches Lexikon der Schweiz. Bundesamt für Statistik, Schweiz.

Brennwald M. & van Dorp F. (2008): Biosphärenmodellierung in den sicherheitstechnischen Betrachtungen für die Vororientierung zum Sachplan geologische Tiefenlager. Nagra Arbeitsbericht NAB 08-01. Nagra, Wettingen, Schweiz.

Bravin, E., Monney, P. & Mencarelli Hofmann, D. (2008): Bewässerung im Apfelanbau: drei Standorte im Vergleich. Schweizerische Zeitschrift für Obst- und Weinbau, Jg. 144, Nr. 24, 8 – 11.

Bundi, M. (2000): Zur Geschichte der Flurbewässerung im rätischen Alpengebiet. Verlag Bündner Monatsblatt, Chur.

Bundi, M., Clavadetscher, J. & Rodewald, R. (2009): Flurbewässerung im Münstertal. Verlag Bündner Monatsblatt, Chur.

Buwal, BWG & MeteoSchweiz (2004): Auswirkungen des Hitzesommers 2003 auf die Gewässer. Schriftenreihe Umwelt, Nr. 369, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Buwal), Bern.

Calame, F., Jeangros, B. & Troxler, J. (1992): Détermination des quantités d'eau d'arrosage optimales pour des prairies naturelles de la vallée de Conches. Revue suisse d'agriculture, Vol. 24, No. 2, 121 – 127.

ENSI (2009a): Spezifische Auslegungsgrundsätze für geologische Tiefenlager und Anforderungen an den Sicherheitsnachweis. Richtlinie für die schweizerischen Kernanlagen, ENSI-G03. Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat ENSI, Villigen, Schweiz.

ENSI (2009b): Spezifische Auslegungsgrundsätze für geologische Tiefenlager und Anforderungen an den Sicherheitsnachweis. Erläuterungsbericht zur Richtlinie G03. Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat ENSI, Villigen, Schweiz.

ENSI (2009c): Sachplan geologische Tiefenlager, Etappe 1: Ein Modell zur Landschaftsentwicklung der Nordschweiz und zur Oberflächenhebung der letzten 10 Million Jahre. ENSI 33/50. Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat ENSI, Villigen, Schweiz.

ENSI (2010): Anforderungen an die provisorischen Sicherheitsanalysen und den sicherheitstechnischen Vergleich. Sachplan geologische Tiefenlager Etappe 2. ENSI 33/075. Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat ENSI, Brugg, Schweiz.

ENSI (2011): Stellungnahme zu NTB 10-01 «Beurteilung der geologischen Unterlagen für die provisorischen Sicherheitsanalysen in SGT Etappe 2». ENSI 33/115. Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat ENSI, Brugg, Schweiz.

EPA (2002): Cancer risk coefficients for environmental exposure to radionuclides. Technical Report Federal Guidance Report 13. EPA-402-C-99-01 Rev. 1, CD supplement. US EPA, Oak Ridge NL, Oak Ridge, TN. US EPA, Washington DC.

Früh, J. (1932): Geographie der Schweiz, Bd. 2. Zollikofer, St. Gallen.

Fuhrer, J. & Jasper, K. (2009): Bewässerungsbedürftigkeit von Acker- und Grasland im heutigen Klima. Agrarforschung, 16 (10), 396–401.

Giovanola, A. & Karlen, A. (ed.) (2000): Les Bisses du Valais. Sierre.

Gmünder, C., Malaguerra, F., Nusch S. & Traber D. (2014): Regional Hydrogeological Model of Northern Switzerland. Nagra Arbeitsbericht NAB 13-23.

Haldimann, P. & Schatzmann, P. (2014): Charakterisierung der Lockergesteinsaquifere für die Modellierung der Biosphäre. Nagra Arbeitsbericht NAB 13-75.

IAEA (2006a): Geological Disposal of Radioactive Waste. Safety Requirements. IAEA Safety Standards Series No. WS-R-4, International Atomic Energy Agency.

IAEA (2006b): Fundamental Safety Principles, Safety Fundamentals No. SF-1, International Atomic Energy Agency.

ICRP (1998a): Radiation protection recommendations as applied to the disposal of long-lived solid radioactive waste. ICRP publication 81. Annals of the ICRP. International Commission on Radiological Protection ICRP.

ICRP (1998b): The ICRP database of dose coefficients – workers and members of the public. CD-ROM.

ICRP (2006): Assessing dose of the representative person for the purpose of radiation protection of the public and the optimisation of radiological protection: Broadening the process. ICRP Publication 101. Annals of the ICRP, vol. 36 no. 3. International Commission on Radiological Protection ICRP.

ICRP (2007): The 2007 recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. Annals of the ICRP, vol. 37 no. 2-4. International Commission on Radiological Protection ICRP.

ICRP (2013): Radiological protection in geological disposal of long-lived solid radioactive waste. ICRP Publication 122. Annals of the ICRP, vol. 42 no. 3. International Commission on Radiological Protection ICRP.

Ineichen, A. (1996): Innovative Bauern. Einhegungen, Bewässerung und Waldteilungen im Kanton Luzern im 16. und 17. Jahrhundert. Luzerner Historische Veröffentlichungen, Bd. 30.

Kłos R.A., Müller-Lemans H., van Dorp F. & Gribi P. (1996): TAME - The Terrestrial-Aquatic Model of the Environment: Model Definition. Also published as PSI 96-18. Nagra Technischer Bericht. NTB 93-04. Nagra, Wettingen.

Landratsamt Bodenseekreis & Landratsamt Ravensburg (2008): Bewässerung landwirtschaftlicher Flächen. Friedrichshafen und Ravensburg.

Landwirtschaftlicher Informationsdienst (2010): Freiburg und Waadt verbieten Wasserentnahme aus Gewässern, AgroNews 12.07.2010. Schweizerischer Bauernverband (SBV), Brugg.

Landwirtschaftlicher Informationsdienst (2011): Entnahmeverbot für Bach- und Flusswasser im Thurgau, AgroNews 07.07.2011. Schweizerischer Bauernverband (SBV), Brugg.

Luo, J., Monninkhoff, B. & Becker, J.K. (2014a): Hydrogeological Model Zürich Nordost and Südranden. Nagra Arbeitsbericht NAB 13-24.

Luo, J., Monninkhoff, B. & Becker, J.K. (2014b): Hydrogeological Model Nördlich Lägern. Nagra Arbeitsbericht NAB 13-25.

Luo, J., Monninkhoff, B. & Becker, J.K. (2014c): Hydrogeological Model Jura Ost. Nagra Arbeitsbericht NAB 13-26.

Luo, J., Seifert, S., Monninkhoff, B. & Becker, J.K. (2014d): Hydrogeological Model Jura-Südfuss. Nagra Arbeitsbericht NAB 13-27.

Meinzer, O.E. (1927): Plants as indicators of ground water. U.S. Geological Survey, Water-Supply Paper 577, Washington.

Nagra (1994): Bericht zur Langzeitsicherheit des Endlagers SMA am Standort Wellenberg (Gemeinde Wolfenschiessen, NW). Nagra Technischer Bericht NTB 94-06.

Nagra (2002a): Project Opalinus Clay: Safety Report. Demonstration of disposal feasibility for spent fuel, vitrified high-level waste and long-lived intermediate-level waste (Entsorgungsnachweis). Nagra Technical Report NTB 02-05.

Nagra (2002b): Project Opalinus Clay: Models, codes and data for safety assessment. Demonstration of disposal feasibility for spent fuel, vitrified high-level waste and long-lived intermediate-level waste (Entsorgungsnachweis). Nagra Technical Report NTB 02-06.

Nagra (2003): Biosphere modelling for the Opalinus Clay safety assessment – concepts and data. Nagra Unpubl. Interner Bericht.

Nagra (2010a): Beurteilung der geologischen Unterlagen für die provisorischen Sicherheitsanalysen in SGT Etappe 2. Klärung der Notwendigkeit ergänzender geologischer Untersuchungen. Nagra Technischer Bericht NTB 10-01.

Nagra (2010b): Beurteilung der geologischen Unterlagen für die provisorischen Sicherheitsanalysen in SGT Etappe 2. Biosphärenmodellierung: Grundlagen für die Testrechnungen. Nagra Arbeitsbericht NAB 10-15.

Nagra (2013): Biosphere Modelling for C-14: Description of the Nagra Model. Nagra Arbeitsbericht NAB 12-26.

Nagra (2014a): Provisional Safety Analyses for SGT Stage 2: Models, Codes and General Modelling Approach. Nagra Technischer Bericht NTB 14-09.

Nagra (2014b): Provisorische Sicherheitsanalysen für SGT Etappe 2: Charakteristische Dosisintervalle und Unterlagen zur quantitativen Bewertung der Barrierensysteme. Nagra Technischer Bericht NTB 14-03.

Nagra (2014c): Sicherheitstechnischer Bericht zu SGT Etappe 2: Geologische Grundlagen. Dossier III: Geologische Langzeitentwicklung. Nagra Technischer Bericht NTB 14-02.

Nagra (2014d): Sicherheitstechnischer Bericht zu SGT Etappe 2: Sicherheitstechnischer Vergleich und Vorschlag der in Etappe 3 weiter zu untersuchenden geologischen Standortgebiete. Nagra Technischer Bericht NTB 14-01.

Ökonomische Gesellschaft Bern (1762): Anmerkungen von der Wässerung; aus drey verschiedenen Abhandlungen gezogen. Abhandlungen und Beobachtungen durch die ökonomische Gesellschaft zu Bern gesammelt, Jg. 3, Stück 2, 165–195.

Rauchenstein, F. (1908): Die Bewässerungskanäle im Kanton Wallis. Zeitschrift für schweizerische Statistik, Jg. 44, Nr. 2, 52–61.

Robinson, T.W. (1958): Phreatophytes. U.S. Geological Survey, Water-Supply Paper 1423, Washington.

Savva, A.P. & Frenken, K. (2002): Irrigation Manual. Planning, development, monitoring and evaluation of irrigated agriculture with farmer participation, Vol. 1, Modules 1-6, SAFR/AGLW/DOC/006. FAO, Sub-Regional Office for East and Southern Africa (SAFR), Harare, Zimbabwe.

Schnellmann, M., Fischer, U., Heuberger, S. & Kober, F. (2014): Erosion und Landschaftsentwicklung Nordschweiz: Zusammenfassung der Grundlagen im Hinblick auf die Beurteilung der Langzeitstabilität eines geologischen Tiefenlagers (SGT Etappe 2). Nagra Arbeitsbericht NAB 14-25.

StSV (1994): Strahlenschutzverordnung vom 22. Juni 1994 (StSV), SR 814.501, Stand 1. August 2008.

Walke, R. & Keesmann, S. (2013): Nagra's Biosphere Assessment Code SwiBAC 1.2: Model Definition. Nagra Arbeitsbericht NAB 12-27.

Walke, R., Thorne, M. & Limer, L. (2013): Nagra Biosphere Modelling: Review of Generic Data. Nagra Arbeitsbericht NAB 13-49. Nagra, Wettingen, Schweiz.

Wassernutzungsplan Bozen (2010): Wassernutzungsplan für die Autonome Provinz Bozen. Teil 1: Aktuelle Situation. Vorentwurf des Planes, genehmigt mit Beschluss der Landesregierung Nr. 704 vom 26.04.2010. Autonome Provinz Bozen - Südtirol.

Weber, M. & Schild, A. (2007): Stand der Bewässerung in der Schweiz. Bericht zur Umfrage 2006. Bundesamt für Landwirtschaft (BLW), Bern.

Zucaro, R. & Cesaro, L. (ed.) (2009): Programma Interregionale. Monitoraggio dei sistemi irrigui delle regioni centro settentrionali. Rapporto sullo stato dell'irrigazione in Trentino-Alto Adige. Istituto Nazionale di Economia Agraria (INEA).

Zurwerra, R. (2010): Die Wiesenbewässerung im Wallis – zwischen Tradition und Moderne. Geomatik Schweiz, Jg. 108, Nr. 10, 454–457.

Anhang A: Informationen zur Bewässerung

In den Szenarien, welche die Nagra in den letzten Jahren in der Biosphärenmodellierung untersuchte, ist die Bewässerung der einzige Prozess, mit dem die Radionuklide vom lokalen Aquifer in den Boden gelangen. Es ist deshalb wichtig, die Bewässerung näher zu diskutieren. Im Fokus des Interesses stehen dabei in erster Linie die Umstände, unter denen es realistisch ist, mit Bewässerung zu rechnen.

Die Bewässerung hat in der Schweiz eine lange Tradition. Dies gilt nicht nur für die inneralpinen Trockentäler in den Kantonen Wallis (Rauchenstein 1908, Giovanola & Karlen 2000) und Graubünden (Bundi 2000, Bundi et al. 2009), sondern erstaunlicherweise auch für niederschlagsreichere Gebiete, beispielsweise in den Kantonen Luzern (Ineichen 1996) und Bern (Binggeli 1999). Der hohe Stellenwert, den man früher im Kanton Bern der Bewässerung beimass, zeigt sich u.a. in der Veröffentlichung der Ökonomischen Gesellschaft Bern (1762) und im Standardwerk von Bertrand (1764).

Weitere Angaben zu den Gebieten, in denen Bewässerung bezeugt ist, finden sich bei Früh (1932, S. 76 – 82). Er erwähnt Gebiete in den Kantonen Aargau, Basel-Landschaft, Basel-Stadt, Bern, Graubünden, Jura, Luzern, Schaffhausen, Solothurn, St. Gallen, Tessin, Waadt, Wallis und Zürich. In seinem Überblick figurieren auch zwei geographische Namen, die in der Liste der Exfiltrationsgebiete enthalten sind. Es sind dies Klettgau und Sissle (bzw. Sisseln).

Offensichtlich ist die Bewässerung in der Schweiz seit ihrer Blütezeit stark zurückgegangen. Aufschluss über den heutigen Stand liefern Weber & Schild (2007). Neuerdings steigt die Nachfrage nach Bewässerung wieder und dürfte im Zuge des Klimawandels weiter zunehmen (Fuhrer & Jasper 2009).

Für die Untersuchungen der Nagra sind in erster Linie die Verhältnisse in der Nordschweiz von Interesse. Dort war es vor allem Wiesland, das man bewässerte. Es ist nicht auszuschliessen, dass die Bewässerung von Wiesland in Zukunft wieder an Bedeutung gewinnen wird. Deshalb wäre es nicht sachgerecht, in der Biosphärenmodellierung anzunehmen, dass die Grasflächen nicht bewässert werden. Dies gilt besonders für ein wärmeres und trockeneres Klima.

Die erwähnten Veränderungen bei der Bewässerung lassen sich zu einem grossen Teil auf wirtschaftliche Gründe zurückführen. Die früher üblichen Anlagen bestanden aus einem weitläufigen System von Bewässerungskanälen und erforderten einen beträchtlichen Aufwand für Bau, Betrieb und Unterhalt. Es ist offensichtlich, dass sich dieser Aufwand heute in den meisten Fällen nicht mehr lohnt. Technische Entwicklungen oder andere Faktoren können jedoch dazu führen, dass sich das Verhältnis zwischen Aufwand und Ertrag verschiebt und somit die Bewässerung wieder attraktiv wird. Als Beispiel sei das Wallis genannt. Dort wurde vielerorts von der herkömmlichen Rieselbewässerung auf Beregnung umgestellt, denn diese ist um rund Faktor 7 günstiger und verbraucht zudem rund 60% weniger Wasser (Zurwerra 2010).

Früher stammte das Wasser zur Bewässerung in der Regel aus Fliessgewässern. Somit könnte die Vorstellung auftauchen, dass es zur Bewässerung kein Grundwasser braucht, weil man das Wasser bei Bedarf einfach aus einem nahen Bach pumpen könne. Diese Vorstellung übersieht die Tatsache, dass in Trockenperioden die kleineren Fliessgewässer im Jura und im Mittelland wenig Wasser führen und dass deshalb von den Behörden Entnahmeverbote erlassen werden, um die Einhaltung der Restwasserbestimmungen zu gewährleisten und auf diese Weise die Wasserfauna zu schützen. Das ist nicht nur in aussergewöhnlichen Trockenperioden wie im Sommer 2003 der Fall (Buwal et al. 2004), sondern auch in weniger extremen Fällen wie bei-

spielsweise 2010 (Landwirtschaftlicher Informationsdienst 2010) und 2011 (Landwirtschaftlicher Informationsdienst 2011). Seen und grössere Flüsse sind vom Verbot meistens ausgenommen. Im Jahre 2011 erstreckte sich das Verbot auch auf die Thur, aber nicht auf das Thur-Grundwasser. Man könnte einwenden, dass die Entnahmeverbote jeweils nur kurze Zeit gelten. Doch sie gelten ausgerechnet dann, wenn die Bewässerung am nötigsten ist und wenn sich entscheiden kann, ob es zu einer Missernte kommt oder nicht.

In einigen Gebieten Süddeutschlands werden die geschilderten Zusammenhänge dadurch berücksichtigt, dass man Wasserentnahmen aus kleinen Fliessgewässern überhaupt nicht bewilligt (z.B. Landratsamt Bodenseekreis & Landratsamt Ravensburg 2008). Eine Alternative wäre, die Entnahme bei grosser Wasserführung zu gestatten und zwar mit der Idee, dass man das Wasser in ein Speicherbecken leitet und dann in Trockenperioden zur Bewässerung nutzt.

Anders ist die Situation bei grossen Oberflächengewässern. Diese führen in der Schweiz praktisch immer genügend Wasser, um Bewässerung zu ermöglichen. Allerdings ist der Aufwand nicht zu unterschätzen, den man betreiben muss, um das Wasser zu entnehmen und bis zu den landwirtschaftlichen Flächen zu leiten. Das gilt vor allem dann, wenn die zu bewässernden Flächen nicht in unmittelbarer Nähe des Gewässers liegen. Deshalb ist in grossen Tälern mit einem ergiebigen Lockergesteinsaquifer die Entnahme von Grundwasser in vielen Fällen die einfachere und günstigere Methode, um Wasser für die Bewässerung zu beschaffen.

Bei der Frage nach der Herkunft des Wassers zur Bewässerung ist es von Interesse, die Verhältnisse in Südtirol zu betrachten, weil dort umfangreiche Erfahrungen vorhanden sind. Vereinfacht kann man zwei Teilgebiete unterscheiden, nämlich die breite Ebene des Etschtals südlich von Meran und die übrigen, mehrheitlich höher liegenden Gebiete. Im zweiten Teilgebiet stammt das Wasser zur Bewässerung meistens aus Oberflächengewässern. Im ersten Teilgebiet nutzt man in der Regel Grundwasser. Die einzelnen Tiefbrunnen dienen dabei zur Beregnung von landwirtschaftlichen Flächen bis 3 ha (Wassernutzungsplan Bozen 2010, S. 69 – 70). Es sind rund 6'200 solcher Tiefbrunnen in Betrieb.

Zwei Faktoren tragen dazu bei, dass in Südtirol auch die Bewässerung mit Bachwasser praktikabel ist. Erstens erstrecken sich die Einzugsgebiete der betreffenden Bäche in den meisten Fällen bis in grosse Höhen. Weil dort mehr Niederschlag fällt als im Tal und das Abflussregime stark durch die Schneeschmelze geprägt ist, ist die Wasserführung im Sommer meistens grösser als in tiefliegenden Einzugsgebieten. Der zweite Faktor ist der Einsatz von zahlreichen Speicherbecken für die Bewässerung. Das grösste dieser Becken hat ein Speichervolumen von 0.45 Mio. m^3 und eine Fläche von 17.5 ha (Wassernutzungsplan Bozen 2010, S. 87).

In Südtirol ist die Bewässerung vor allem im Obst-, Wein- und Gemüsebau weit verbreitet. In den trockeneren Landesteilen werden auch Grünlandflächen bewässert, falls genügend Wasser verfügbar ist. Die mittlere Bewässerungsrate beträgt nach Zucaro & Cesaro (2009, S. 145) 512 mm/a und nach dem Wassernutzungsplan Bozen (2010, S. 70) 300 mm/a. Diese Angaben beruhen weitgehend auf Schätzungen. Im Apfelanbau kann die Bewässerungsrate in Ausnahmefällen 700 mm/a erreichen.

Nach den Ausführungen über die Bewässerung in Südtirol folgt nun noch eine Diskussion über die Möglichkeiten zur Grundwassernutzung in einem wärmeren und trockeneren Klima. Ein Lockergesteinsaquifer, der mit einem Fluss in Verbindung steht, führt im Prinzip auch in einem wärmeren und trockeneren Klima genügend Grundwasser, um Bewässerung zu ermöglichen. Die Grundwasserneubildung erfolgt dann vorwiegend durch Infiltration aus dem Fluss. Anders ist die Situation in einem Seitental. Dort ist kein Fluss vorhanden, der Wasser aus den niederschlagsreicheren Bergen herantransportiert, sondern ein Bach, der in Trockenperioden kaum

Wasser führt und deshalb nicht in der Lage ist, eine ausreichende Grundwasserneubildung durch Infiltration zu gewährleisten. Weil auch die Grundwasserneubildung durch Versickerung von Niederschlag praktisch vernachlässigbar ist, steht offensichtlich nur wenig oder gar kein Grundwasser zur Verfügung. Für die eingangs erwähnten Szenarien der Biosphärenmodellierung ergeben sich damit folgende Konsequenzen: In einem wärmeren und trockeneren Klima, wie es nach ENSI in den provisorischen Sicherheitsanalysen untersucht werden muss, ist Bewässerung mit Grundwasser in den Haupttälern realistisch, in den Seitentälern hingegen nicht realistisch.

In der Literatur finden sich nur wenige Angaben über die Bewässerungsraten (ausgedrückt in mm/a) für die verschiedenen Kulturarten in der Schweiz. Die meisten der vorhandenen Angaben beruhen auf Berechnungen. Von Interesse sind besonders die Arbeiten von Calame et al. (1992) und Bravin et al. (2008). Calame et al. (1992) befassten sich mit der Bestimmung der Wassermenge für eine optimale Beregnung von Naturwiesen im Goms (Oberwallis). Bei ihren Versuchen in Lax und Ernen verwendeten sie Bewässerungsraten von 260 bis 720 mm/a. Bravin et al. (2008) untersuchten die Bewässerung im Apfelanbau am Beispiel von Sion, Changins und Güttingen. Mit einem Wasserbilanzmodell berechneten sie aus den beobachteten meteorologischen Daten die minimale Bewässerungsmenge in den Jahren 1981 bis 2007. Für Sion fanden sie Werte von 80 bis 400 mm/a. Um die tatsächlichen Mengen zu erhalten, müssten noch die Verluste addiert werden.

Vom Wasser, das im Feld zur Bewässerung eingesetzt wird, kommt nicht alles den Pflanzen zugute, sondern es entstehen Verluste. Bei Bewässerung mit Beregnungsanlagen zum Beispiel geht ein Teil des Wassers durch Verdunstung verloren, entweder noch bevor es die Pflanzen erreicht oder nach Interzeption. Ein anderer Teil geht durch Tiefensickerung verloren. Je nach Bewässerungsintensität, Bodeneigenschaften und Geländeneigung kann zudem ein Teil oberflächlich abfliessen. Für Beregnungsanlagen werden in der Literatur Feldeinsatzwirkungsgrade (field application efficiencies) von 0.6 bis 0.85 angegeben (z.B. Savva & Frenken 2002, Module 1, S. 26). Mit Mikrobewässerung (z.B. Tropfbewässerung oder Mikrosprinkler) lassen sich höhere Wirkungsgrade erzielen.

Um Angaben über Bewässerungsraten richtig einordnen zu können, muss man wissen, auf welche Bewässerungsmethode sie sich beziehen bzw. wie hoch die Verluste anzusetzen sind. Die Bewässerungsrate von 600 mm/a, welche die Nagra für das Szenarium mit einem wärmeren und trockeneren Klima verwendet (s. Abschnitt 4.1 und Anhang B), basiert auf der Annahme, dass praktisch keine Verluste auftreten.

Anhang B: Eingabedaten für die Referenzbiosphäre

Der vorliegende Anhang enthält eine tabellarische Zusammenstellung sämtlicher SwiBAC-Eingabedaten für die Referenzbiosphäre mit den Klimavarianten "heutiges Klima" (Referenzfall) und "wärmeres, trockeneres Klima". Abweichende Parameterwerte für die standortspezifischen Biosphärenmodelle sind in Abschnitt 5.2 angegeben.

Neben der Benennung der Parameter gemäss der aktuellen Modellbeschreibung von SwiBAC 1.2 (Walke & Keesmann 2013) wird in den folgenden Tabellen die der älteren Implementierung TAME ebenfalls aufgeführt, um die Rückverfolgbarkeit von Parameterwerten zu früheren Biosphärenmodellierungen zu gewährleisten.

Tab. B-1: Parameter zu Kompartimenteigenschaften sowie zu Wasser- und Feststoffflüssen.

Die Ausgasungsrate aus dem Oberboden für Kohlenstoff (C) ist ein effektiver Parameter, welcher mit dem C-14-Modell in Nagra (2013) ermittelt wird (in der Tabelle mit einem * gekennzeichnet).

Parameter		**Einheit**	**Beschreibung**		**Referenz-fall**	**Wärmeres u. trocke-neres Klima**
SwiBAC	TAME					
A_f	AF	km^2	Fläche des Biosphärengebiets (ohne Fläche des Oberflächengewässers)		2.275	
D_0	D0	$m^2\ a^{-1}$	Diffusion in reinem Wasser		0.038	
d_{ETP}	ETP	$m\ a^{-1}$	Evapotranspiration (Verdunstung)		0.6	0.6
d_{PPT}	RAINFALL	$m\ a^{-1}$	Niederschlag		1.0	0.3
d_{capil}	CAPIL_R	$m\ a^{-1}$	Wasserfluss vom lokalen Aquifer in den Unterboden (durch Kapillaraufstieg oder Schwankungen des Grundwasserspiegels)		0.0	
$Irri_L$	IRRI_L	$m\ a^{-1}$	Bewässerung mit Grundwasser		0.3	0.6
$Irri_W$	IRRI_W	$m\ a^{-1}$	Bewässerung mit Oberflächenwasser (einschliesslich Überflutung)		0.0	
F_{CL}	F_CL	$m^3\ a^{-1}$	Zufluss von kontaminiertem Tiefengrundwasser in den lokalen Aquifer		1.3×10^5	
F_{CW}	F_CW	$m^3\ a^{-1}$	Zufluss von kontaminiertem Tiefengrundwasser in das Oberflächengewässer		0.0	
F_{UL}	F_UL	$m^3\ a^{-1}$	Zufluss von unkontaminiertem Grundwasser zum lokalen Aquifer		1.48×10^6	1.1×10^6
F_{UW}	F_UW	$m^3\ a^{-1}$	Zufluss von unkontaminiertem Wasser in das Oberflächengewässer		1.17×10^{10}	4.0×10^9
Rel_L	REL_L	-	Anteil der aus der Geosphäre in den lokalen Aquifer freigesetzten Radionuklide		1.0	
Rel_W	REL_W	-	Anteil der aus der Geosphäre in das Ober-flächengewässer freigesetzten Radionuklide		0.0	
m_e	ME	$kg\ m^{-2}\ a^{-1}$	Erosion		0.27	
m_{SL}	SL	$kg\ m^{-2}\ a^{-1}$	Ausbringung von Feststoffen aus dem Kompartiment S (Sediment) auf den Oberboden.		0.0	
m_{Dep}	M_DEP	$kg\ m^{-2}\ a^{-1}$	Sedimentation auf den Oberboden (ohne Deposition durch im Modell berücksichtigte Wasserflüsse)		0.0	
κ_S	KAPPA_SW	a^{-1}	Austausch von Feststoffen zwischen den Kompartimenten des Oberflächengewässers (W) und des Sediments (S)		1.0	
w_D	W_D	a^{-1}	Auf die Körpermasse der Bodenfauna bezogene Transferrate vom Unterboden zum Oberboden durch Bioturbation		20	
m_D	M_D	$kg\ m^{-2}$	Biomasse der Bodenfauna (vor allem Regenwürmer), die einen Feststofftransfer zwischen Ober- und Unterboden verursacht		0.1	
l_A	L_A	m	Mächtigkeit der für die Ausgasung und Inhalation gasförmiger Radionuklide relevanten Luftschicht		2.0	
α_i	ALPHA_T	$kg\ m^{-3}$	Konzentration der suspendierten	Oberboden (T)	0.001	
	ALPHA_D			Unterboden (D)	0.001	

Parameter		Einheit	Beschreibung		Referenz-fall	Wärmeres u. trockeneres Klima
SwiBAC	TAME					
	ALPHA_L		Feststoffe im Wasser bzw. Porenwasser (Schwebstoff-konzentration)	Aquifer (L)	0.001	
	ALPHA_W			Oberflächengewässer (W)	0.1	0.3
	ALPHA_S			Sedimente (S)	0.001	
ε_i	EPS_T	-	Porosität	Oberboden (T)	0.4	
	EPS_D			Unterboden (D)	0.4	
	EPS_L			Aquifer (L)	0.2	
	-			Oberflächengewässer (W)	$\varepsilon_W = \theta_W$	
	EPS_S			Sedimente (S)	0.5	
l_i	L_T	m	Mächtigkeit des Kompartiments (T, D, L, S)	Oberboden (T)	0.25	
	L_D			Unterboden (D)	2	
	L_L			Aquifer (L)	20	
	L_W		Kompartimentlänge (W)	Oberflächengewässer (W)	3'500	
	D_S			Sedimente (S)	0.1	
ρ_i	RHO_T	$kg\ m^{-3}$	Feststoffdichte (Kompartimente T, D, L und S)	Oberboden (T)	2'650	
	RHO_D			Unterboden (D)	2'650	
	RHO_L			Aquifer (L)	2'650	
	RHO_W		Dichte des Wassers (W)	Oberflächengewässer (W)	1'000	
	RHO_S			Sedimente (S)	2'650	
θ_i	THETA_T	-	Volumetrischer Wassergehalt	Oberboden (T)	0.3	
	THETA_D			Unterboden (D)	0.3	
	THETA_L			Aquifer (L)	0.2	
	-			Oberflächengewässer (W)	-	
	THETA_S			Sedimente (S)	0.5	
T_i	T_T	-	Tortuosität	Oberboden (T)	3.9	
	T_D			Unterboden (D)	3.9	
	T_L			Aquifer (L)	8.6	
	-			Oberflächengewässer (W)	-	
	T_S			Sedimente (S)	2.9	
Textur	SOL_T	-	Korngrössenklassifi-zierung der Feststoffe (suspendiert im Kompartiment W)	Oberboden (T)	fein	
	SOL_D			Unterboden (D)	fein	
	SOL_L			Aquifer (L)	grob	
	SOL_W			Oberflächengewässer (W)	fein	
	SOL_S			Sedimente (S)	grob	
d_W	D_W	m	Tiefe des Oberflächengewässers		3.25	1.3
w_W	W_W	m	Breite des Oberflächengewässers		100	
$\lambda_{TE,k}$	-	a^{-1}	Ausgasungsrate aus dem Oberboden		0 (0.145*)	

Tab. B-2: Zerfallsdaten sicherheitsrelevanter Radionuklide (gerundete Werte).

Bei Radionukliden mit einem * sind die Dosisbeiträge von kurzlebigen Töchtern implizit berücksichtigt.

Für SGT Etappe 2 wird die Halbwertszeit von ^{79}Se an den aktuellen Stand der Wissenschaft angepasst.

Radionuklid	**Halbwertszeit** *[a]*	**Zerfallsrate λ_N** *[a^{-1}]*	**Tochternuklide (Verzweigungsanteil)**
Be-10	1.60E+06	4.33E-07	stabil
C-14	5.73E+03	1.21E-04	stabil
Cl-36	3.00E+05	2.31E-06	stabil
K-40	1.28E+09	5.42E-10	stabil
Ca-41	1.03E+05	6.73E-06	stabil
Co-60	5.27E+00	1.31E-01	stabil
Ni-59	7.50E+04	9.24E-06	stabil
Ni-63	1.01E+02	6.86E-03	stabil
Se-79	3.27E+05	2.12E-06	stabil
Sr-90*	2.86E+01	2.42E-02	stabil
Zr-93	1.50E+06	4.62E-07	Nb-93m (0.9500) stabil (0.0500)
Nb-93m	1.61E+01	4.30E-02	stabil
Nb-94	2.00E+04	3.47E-05	stabil
Mo-93	4.00E+03	1.73E-04	Nb-93m
Tc-99	2.10E+05	3.30E-06	stabil
Pd-107	6.50E+06	1.07E-07	stabil
Ag-108m*	4.18E+02	1.66E-03	stabil
Sn-121m*	5.50E+01	1.26E-02	stabil
Sn-126*	2.35E+05	2.96E-06	stabil
I-129	1.57E+07	4.41E-08	stabil
Cs-135	2.30E+06	3.01E-07	stabil
Cs-137*	3.02E+01	2.30E-02	stabil
Sm-151	9.30E+01	7.45E-03	stabil
Eu-154	8.80E+00	7.88E-02	stabil
Ho-166m	1.20E+03	5.78E-04	stabil
Pb-210*	2.23E+01	3.11E-02	Po-210
Po-210	3.79E-01	1.83E+00	stabil
Ra-226*	1.60E+03	4.33E-04	Pb-210
Ra-228*	5.75E+00	1.21E-01	Th-228
Ac-227*	2.18E+01	3.18E-02	stabil
Th-228*	1.91E+00	3.62E-01	stabil
Th-229*	7.88E+03	8.80E-05	stabil
Th-230	7.54E+04	9.19E-06	Ra-226

Radionuklid	**Halbwertszeit** *[a]*	**Zerfallsrate λ_N** *[a^{-1}]*	**Tochternuklide (Verzweigungsanteil)**
Th-232	1.41E+10	4.93E-11	Ra-228
Pa-231	3.28E+04	2.12E-05	Ac-227
U-232	6.89E+01	1.01E-02	Th-228
U-233	1.59E+05	4.35E-06	Th-229
U-234	2.46E+05	2.82E-06	Th-230
U-235*	7.04E+08	9.85E-10	Pa-231
U-236	2.34E+07	2.96E-08	Th-232
U-238*	4.47E+09	1.55E-10	U-234
Np-237*	2.14E+06	3.23E-07	U-233
Pu-238	8.77E+01	7.90E-03	U-234
Pu-239	2.41E+04	2.87E-05	U-235
Pu-240	6.56E+03	1.06E-04	U-236
Pu-241*	1.44E+01	4.83E-02	Am-241
Pu-242	3.75E+05	1.85E-06	U-238
Am-241	4.32E+02	1.60E-03	Np-237
Am-242m*	1.42E+02	4.88E-03	Pu-238 (0.8270) Pu-242 (0.1730)
Am-243*	7.37E+03	9.40E-05	Pu-239
Cm-243	2.91E+01	2.38E-02	Pu-239
Cm-244	1.81E+01	3.83E-02	Pu-240
Cm-245	8.50E+03	8.15E-05	Pu-241
Cm-246	4.73E+03	1.47E-04	Pu-242

Tab. B-3: Verteilungskoeffizienten (K_d) der relevanten chemischen Elemente in Abhängigkeit von der Textur, $[m^3\ kg^{-1}]$.

Die Verteilungskoeffizienten für Kohlenstoff (C) sind effektive Parameter, welche mit dem C-14-Modell in Nagra (2013) ermittelt werden. Der Wert für das Kompartiment Oberboden ist mit einem * gekennzeichnet.

Chemisches Element	Feine Textur	Grobe Textur
Be	0.1	0.01
C	0.015 (0.133*)	0.015
Cl	0.0001	0.0001
K	0.002	0.0002
Ca	0.1	0.01
Co	1	0.1
Ni	1	0.1
Se	0.01	0.001
Sr	0.1	0.01
Zr	10	1
Nb	0.5	0.05
Mo	0.005	0.0005
Tc	0.1	0.01
Pd	1	0.1
Ag	0.002	0.0002
Sn	1	0.1
I	0.012	0.008
Cs	3	0.3
Sm	10	1
Eu	10	1
Ho	10	1
Pb	1	0.1
Po	10	1
Ra	0.1	0.01
Ac	10	1
Th	10	1
Pa	10	1
U	0.18	0.042
Np	0.021	0.0025
Pu	10	1
Am	10	1
Cm	10	1

Tab. B-4: Transferfaktoren Boden-Pflanze (K_{crop}), *[(Bq kg^{-1} Frischgewicht Pflanze) / (Bq kg^{-1} Trockengewicht Boden)]*.

* Die Transferfaktoren für Kohlenstoff (C) sind effektive Parameter, welche mit dem C-14-Modell in Nagra (2013) ermittelt werden.

Chemisches Element	**Gras (Futter)**	**Getreide**	**Grünes Gemüse**	**Wurzelgemüse**	**Früchte**
	K_P	K_G	K_GV	K_RV	K_FRUIT
Be	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003
C *	3.5	17	1.6	3.6	1.7
Cl	30	30	30	30	30
K	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Ca	1	1	1	1	1
Co	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
Ni	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02
Se	0.007	0.06	0.004	0.005	0.003
Sr	0.3	0.1	0.1	0.1	0.1
Zr	0.002	0.0009	0.0006	0.0006	0.0006
Nb	0.04	0.01	0.003	0.003	0.003
Mo	0.7	0.7	0.06	0.06	0.06
Tc	10	10	10	10	10
Pd	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04
Ag	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001
Sn	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
I	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03
Cs	0.05	0.03	0.006	0.008	0.003
Sm	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02
Eu	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02
Ho	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02
Pb	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
Po	0.02	0.001	0.001	0.001	0.001
Ra	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
Ac	0.0003	0.00003	0.00003	0.00003	0.00003
Th	0.02	0.002	0.0001	0.0001	0.0001
Pa	0.02	0.002	0.0001	0.0001	0.0001
U	0.009	0.005	0.002	0.002	0.002
Np	0.01	0.003	0.003	0.003	0.003
Pu	0.0001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001
Am	0.0003	0.00003	0.00003	0.00003	0.00003
Cm	0.0003	0.00003	0.00003	0.00003	0.00003

Tab. B-5: Transferfaktoren Wasser-Fisch (K_{ff}), *[(Bq kg^{-1} Frischgewicht) / (Bq m^{-3})]*.

Chemisches Element	K_FF	**Chemisches Element**	K_FF
Be	0.01	I	0.03
C	400	Cs	3
Cl	0.05	Sm	0.1
K	3	Eu	0.1
Ca	0.01	Ho	0.1
Co	0.08	Pb	0.03
Ni	0.02	Po	0.04
Se	6	Ra	0.004
Sr	0.003	Ac	0.2
Zr	0.02	Th	0.006
Nb	0.02	Pa	0.2
Mo	0.002	U	0.001
Tc	0.03	Np	0.01
Pd	0.1	Pu	0.03
Ag	0.1	Am	0.2
Sn	3	Cm	0.2

Tab. B-6: Rate der witterungsbedingten Verluste der an der Pflanze anhaftenden Radionuklide (W_{crop}), *[a^{-1}]*.

Nutzpflanze	**TAME-Parameter**	**Chemisches Element**	
		C	sonstige
Gras (Futter)	W_P	500	17
Grünes Gemüse	W_GV	500	17
Wurzelgemüse	W_RV	500	17
Getreide	W_G	500	17
Früchte	W_FRUIT	500	17

Tab. B-7: Translokationsanteile für die Aufnahme von anhaftenden Radionukliden in den verzehrbaren Pflanzenteil (TF_{crop}), *[-]*.

Chemisches Element	Wurzelgemüse, Früchte und Getreide	Chemisches Element	Wurzelgemüse, Früchte und Getreide
Be	0.01	I	0.01
C	0	Cs	0.01
Cl	0.01	Sm	0.001
K	0.01	Eu	0.001
Ca	0.01	Ho	0.001
Co	0.01	Pb	0.01
Ni	0.01	Po	0.01
Se	0.01	Ra	0.01
Sr	0.01	Ac	0.001
Zr	0.01	Th	0.001
Nb	0.01	Pa	0.001
Mo	0.01	U	0.01
Tc	0.01	Np	0.001
Pd	0.01	Pu	0.001
Ag	0.01	Am	0.001
Sn	0.01	Cm	0.001

Tab. B-8: Verarbeitungsfaktoren, d.h. Anteil der Kontamination, der nach der Verarbeitung auf dem Nahrungsmittel verbleibt (f_{crop}), *[-]*.

Nutzpflanze	TAME-Parameter	Chemisches Element				
		C	K	Tc, I, Cs	Np, Pu, Am	sonstige
Grünes Gemüse	F_GV	1	0.5	0.5	0.5	0.5
Wurzelgemüse	F_RV	1	0.5	0.5	0.5	0.5
Getreide	F_G	1	0.15	0.5	0.1	0.15
Früchte	F_FRUIT	1	1	0.5	0.5	0.5

Tab. B-9: Weitere nutzpflanzenbezogene Daten.

Parameter		**Einheit**	**Beschreibung**	**Grünes Gemüse**	**Wurzel gemüse**	**Getreide**	**Früchte**	**Futter**
SwiBAC	TAME			GV	RV	G	FRUIT	P
H_{crop}	H_*X*	a^{-1}	Erntefrequenz	2	1	1	1	-
S_{crop}	S_*X*	$kg\ kg^{-1}$	Oberflächenkontamina-tionsfaktor	2.0E-4	-	9.0E-5	2.5E-4	1.0E-1
Y_{crop}	Y_*X*	$kg\ m^{-2}$	Ernteertrag	2.9562	3.9956	0.6068	2.5	1.2
Z	Z	-	Verhältnis von Gras (Futter) Frischgewicht zu Trockengewicht (Heu)	-	-	-	-	5
μ_{crop}	MU_*X*	$m^2\ kg^{-1}$	Interzeptionsfaktor bei Beregnung	0.13547	0.10023	0.65998	0.16019	0.33373
η_f	ETA_*X*	$kJ\ kg^{-1}$	Energiegehalt (verzehrte Teile)	1'130	3'000	13'800	2'200	-

Tab. B-10: Transferfaktoren für tierische Produkte (Fleisch, Milch und Eier) auf Frischgewichtsbasis.

Chemisches Element	K_{meat}	K_{milk}	K_{eggs}
	K_MEAT	K_MILK	K_EGG
	[(Bq kg^{-1}) / (Bq d^{-1})]	*[(Bq kg^{-1}) / (Bq d^{-1})]*	*[(Bq kg^{-1}) / (Bq d^{-1})]*
Be	1E-02	1E-04	5E-01
C	8E-02	9E-03	8E+00
Cl	2E-02	2E-02	2E+00
K	2E-02	7E-03	1E+00
Ca	1E-02	1E-02	4E-01
Co	4E-04	1E-04	3E-02
Ni	1E-02	1E-03	1E+00
Se	1E-01	4E-03	2E+01
Sr	1E-03	1E-03	4E-01
Zr	2E-04	4E-06	2E-04
Nb	2E-04	4E-07	1E-03
Mo	1E-03	1E-03	6E-01
Tc	8E-04	8E-04	1E-01
Pd	1E-03	1E-03	1E-02
Ag	8E-03	3E-04	8E-02
Sn	2E-03	1E-03	1E-01
I	7E-03	5E-03	2E+00
Cs	2E-02	5E-03	4E-01
Sm	1E-04	2E-05	3E-03
Eu	1E-04	2E-05	3E-03
Ho	1E-04	2E-05	3E-03
Pb	7E-04	2E-04	1E+00
Po	3E-03	2E-04	4E-01
Ra	2E-03	4E-04	4E-02
Ac	5E-05	2E-06	5E-03
Th	2E-04	1E-04	3E-03
Pa	1E-03	1E-06	1E-01
U	4E-04	2E-03	1E+00
Np	1E-04	5E-06	1E-02
Pu	1E-06	1E-06	1E-03
Am	5E-05	4E-07	3E-03
Cm	5E-05	4E-07	3E-03

Tab. B-11: Weitere nutztierbezogene Daten.

Parameter		Einheit	Beschreibung		Wert
f_A	A_DRINK P_DRINK	-	Anteil des durch den lokalen Aquifer gedeckten Tränkwasserbedarfs		1
I_{pc}	I_PC	$kg\ d^{-1}$	täglicher Futterkonsum	Vieh (Heu)	20
	I_GH			Geflügel (Getreide)	0.07
I_{wc}	I_WC	$m^3\ d^{-1}$	täglicher Tränkwasserbedarf	Vieh	0.03
	I_WH			Geflügel	0.0002
N_c	N_CATTLE	m^{-2}	Dichte des Viehbestandes		3.28E-5
w_{egg}	-	$g\ egg^{-1}$	Generisches Eigewicht		60
w_{milk}	-	$kg\ m^{-3}$	Dichte von Milch		1'000
η_{egg}	ETA_EGG	$kJ\ egg^{-1}$	Energiegehalt von Eiern (verzehrte Teile, Frischgewicht)		314
η_{fish}	ETA_FF	$kJ\ kg^{-1}$	Energiegehalt von Fisch (verzehrte Teile, Frischgewicht)		5'710
η_{meat}	ETA_MEAT	$kJ\ kg^{-1}$	Energiegehalt von Fleisch (Frischgewicht)		8'730
η_{milk}	ETA_MILK	$kJ\ kg^{-1}$	Energiegehalt von Milch		2'820

Tab. B-12: Daten zur Darstellung des menschlichen Verhaltens und Konsums.

Parameter		Einheit	Beschreibung		Wert
E_0	ENERGY	$kJ\ a^{-1}$	Jährliche Energieaufnahme durch verzehrte Nahrungsmittel		2.92E+6
f_{well}	H_DRINK	-	Anteil des durch den lokalen Aquifer gedeckten Trinkwasserbedarfs		1
f_f	F_EGG	-	Anteil der durch tierische Produkte (ohne Fleisch) und Früchte gedeckten Energieaufnahme.	Eier	0.017859
	F_FF			Fisch	0.0012 [16]
	F_MILK			Milch	0.46172
	P_FRUIT			Früchte	0.04546
f_{filter}	FILTER	-	Anteil von abfiltriertem Material im Trinkwasser		0
I_{air}	I_AIR	$m^3\ a^{-1}$	Jährliches Atemvolumen		8'020
I_{fluid}	I_FLUID	$m^3\ a^{-1}$	Jährlicher Flüssigkeitskonsum (alle Quellen)		1.062
O_f	O_F	-	Anteil des Jahres, der bei erhöhter Staubkonzentration verbracht wird		0
p_{veg}	P_VEG		Anteil der durch Gemüse und Getreide gedeckten Energieaufnahme (nach vorherigem Abzug der Energiebeiträge von Milch, Eiern, Fisch und Früchten)		0.7045
p_i	P_GV	-	Anteil der Nutzpflanzengruppe am Konsum von Gemüse und Getreide (bezogen auf die Energieaufnahme)	Grünes Gemüse	0.066117
	P_RV			Wurzelgemüse	0.14747
	P_G			Getreide	0.78641

Tab. B-13: Parameter zur Darstellung der Akkumulation von Radionukliden in der Atemluft.

Parameter		Einheit	Beschreibung	Wert
a_r	A_R	$kg\ m^{-3}$	Staubkonzentration der Luft (natürlicher Hintergrund)	5.0E-8
a_f	A_F	$kg\ m^{-3}$	erhöhte Staubkonzentration der Luft (durch bestimmte Arbeitsprozesse und meteorologische Situationen)	1.0E-5
v_A	V_A	$m\ a^{-1}$	Windgeschwindigkeit (Jährliches Mittel)	4.1E+7
λ_{dg}	L_DG	a^{-1}	Ausgasungsrate volatiler Radionuklide	0

[16] Der in den bisherigen Biosphärenmodellierungen verwendete 10-fach höhere Wert entspricht einem jährlichen Fischverzehr von ca. 6 kg pro Person (s. Nagra 2003). In Anbetracht der Tatsache, dass heute nur ca. 2% des Inlandverbrauchs auch im Inland produziert werden (BFS 2014) ist für eine betrachtete Personengruppe, die sich mit lokal produzierten Nahrungsmitteln selbst versorgt, ein solch hoher Wert nicht plausibel. Die hier angenommene jährlich verzehrte Menge von 0.6 kg pro Person ist ca. 3 Mal höher als die pro-Kopf-Inlandproduktion von Süsswasserfisch im Jahr 2013 von ca. 0.2 kg pro Person (1.579 t pro 8.1 Mio. Bewohner, BFS 2014) und wird als ausreichend pessimistischer Wert angesehen.

Tab. B-14: Effektive Dosiskoeffizienten für erwachsene Personen.

Quellen: StSV (1994), ICRP (1998b), EPA (2002).

Bei Radionukliden mit einem * sind die Dosisbeiträge von kurzlebigen Töchtern implizit in den Dosiskoeffizienten berücksichtigt.

Radionuklid	**Ingestion**		**Inhalation**		**Bodenstrahlung**	
	H_{ing}	D_ING	H_{inh}	D_INH	G	G
	[Sv Bq^{-1}]		*[Sv Bq^{-1}]*		*[(Sv a^{-1}) / (Bq m^{-3})]*	
Be-10	1.1E-09		3.5E-08		1.7E-13	
C-14	5.8E-10		5.8E-09		1.9E-15	
Cl-36	9.3E-10		7.3E-09		4.2E-13	
K-40	6.2E-09		2.1E-09		1.7E-10	
Ca-41	1.9E-10		1.8E-10		0.0E+00	
Co-60	3.4E-09		3.1E-08		2.6E-09	
Ni-59	6.3E-11		4.4E-10		0.0E+00	
Ni-63	1.5E-10		1.3E-09		0.0E+00	
Se-79	2.9E-09		6.8E-09		2.6E-15	
Sr-90*	3.1E-08		1.6E-07		6.9E-12	
Zr-93	1.1E-09		2.5E-08		0.0E+00	
Nb-93m	1.2E-10		1.8E-09		1.2E-14	
Nb-94	1.7E-09		4.9E-08		1.5E-09	
Mo-93	3.1E-09		2.3E-09		7.0E-14	
Tc-99	6.4E-10		1.3E-08		1.8E-14	
Pd-107	3.7E-11		5.9E-10		0.0E+00	
Ag-108m*	2.3E-09		3.7E-08		1.5E-09	
Sn-121m*	5.6E-10		4.7E-09		2.7E-13	
Sn-126*	5.1E-09		2.8E-08		1.9E-09	
I-129	1.1E-07		3.6E-08		1.6E-12	
Cs-135	2.0E-09		8.6E-09		5.4E-15	
Cs-137*	1.3E-08		3.9E-08		5.4E-10	
Sm-151	9.8E-11		4.0E-09		1.1E-16	
Eu-154	2.0E-09		5.3E-08		1.2E-09	
Ho-166m	2.0E-09		1.2E-07		1.6E-09	
Pb-210*	6.9E-07		5.7E-06		1.3E-12	
Po-210	1.2E-06		4.3E-06		8.3E-15	
Ra-226*	2.8E-07		9.5E-06		1.8E-09	
Ra-228*	6.9E-07		1.6E-05		9.6E-10	
Ac-227*	1.2E-06		5.7E-04		3.2E-10	
Th-228*	1.4E-07		4.4E-05		1.6E-09	
Th-229*	6.1E-07		2.6E-04		2.5E-10	
Th-230	2.1E-07		1.0E-04		1.8E-13	
Th-232	2.3E-07		1.1E-04		7.7E-14	

Radionuklid	**Ingestion**		**Inhalation**		**Bodenstrahlung**	
	H_{ing}	D_ING	H_{inh}	D_INH	G	G
	[Sv Bq^{-1}]		*[Sv Bq^{-1}]*		*[(Sv a^{-1}) / (Bq m^{-3})]*	
Pa-231	7.1E-07		1.4E-04		3.0E-11	
U-232	3.3E-07		3.7E-05		1.3E-13	
U-233	5.1E-08		9.6E-06		2.1E-13	
U-234	4.9E-08		9.4E-06		5.8E-14	
U-235*	4.7E-08		8.5E-06		1.2E-10	
U-236	4.7E-08		8.7E-06		3.0E-14	
U-238*	4.8E-08		8.0E-06		2.6E-11	
Np-237*	1.1E-07		5.0E-05		1.7E-10	
Pu-238	2.3E-07		1.1E-04		2.0E-14	
Pu-239	2.5E-07		1.2E-04		4.4E-14	
Pu-240	2.5E-07		1.2E-04		1.9E-14	
Pu-241*	4.8E-09		2.3E-06		2.9E-15	
Pu-242	2.4E-07		1.1E-04		1.7E-14	
Am-241	2.0E-07		9.6E-05		6.3E-12	
Am-242m*	2.0E-07		9.7E-05		1.0E-11	
Am-243*	2.0E-07		9.6E-05		1.4E-10	
Cm-243	1.5E-07		6.9E-05		9.0E-11	
Cm-244	1.2E-07		5.7E-05		1.5E-14	
Cm-245	2.1E-07		9.9E-05		5.2E-11	
Cm-246	2.1E-07		9.8E-05		1.4E-14	

Anhang C: Ergebnisse

Tab. C-1: Biosphären-Transferkoeffizienten (BTK) für die Referenzbiosphäre in [Sv/Bq].

Radionuklid	Heutiges Klima (RF)	Wärmeres und trockeneres Klima (e1)	Eiszeitliches Klima (e2)
^{10}Be	6.1×10^{-16}	4.5×10^{-15}	6.1×10^{-18}
^{14}C	3.7×10^{-15}	1.2×10^{-14}	3.7×10^{-17}
^{36}Cl	4.0×10^{-15}	5.7×10^{-14}	4.0×10^{-17}
^{40}K	7.9×10^{-15}	6.9×10^{-14}	7.9×10^{-17}
^{41}Ca	2.8×10^{-15}	4.3×10^{-14}	2.8×10^{-17}
^{60}Co	2.0×10^{-17}	3.9×10^{-17}	2.0×10^{-19}
^{59}Ni	1.4×10^{-16}	7.8×10^{-16}	1.4×10^{-18}
^{63}Ni	4.7×10^{-18}	8.4×10^{-18}	4.7×10^{-20}
^{79}Se	5.3×10^{-15}	4.7×10^{-14}	5.3×10^{-17}
^{90}Sr	2.2×10^{-15}	4.2×10^{-15}	2.2×10^{-17}
^{93}Zr	1.1×10^{-15}	2.3×10^{-15}	1.1×10^{-17}
^{93m}Nb	5.4×10^{-19}	7.6×10^{-19}	5.4×10^{-21}
^{94}Nb	1.6×10^{-13}	1.2×10^{-12}	1.6×10^{-15}
^{93}Mo	1.7×10^{-15}	1.5×10^{-14}	1.7×10^{-17}
^{99}Tc	2.8×10^{-14}	4.8×10^{-13}	2.8×10^{-16}
^{107}Pd	8.8×10^{-17}	5.6×10^{-16}	8.8×10^{-19}
^{108m}Ag	1.9×10^{-15}	2.2×10^{-14}	1.9×10^{-17}
^{121m}Sn	6.8×10^{-18}	1.1×10^{-17}	6.8×10^{-20}
^{126}Sn	3.9×10^{-13}	2.6×10^{-12}	3.9×10^{-15}
^{129}I	1.1×10^{-13}	9.9×10^{-13}	1.1×10^{-15}
^{135}Cs	2.5×10^{-14}	1.0×10^{-13}	2.5×10^{-16}
^{137}Cs	1.1×10^{-16}	2.1×10^{-16}	1.1×10^{-18}
^{151}Sm	1.5×10^{-19}	2.2×10^{-19}	1.5×10^{-21}
^{154}Eu	2.5×10^{-18}	4.8×10^{-18}	2.5×10^{-20}
^{166m}Ho	1.3×10^{-14}	2.3×10^{-14}	1.3×10^{-16}
^{210}Pb	3.0×10^{-15}	4.5×10^{-15}	3.0×10^{-17}
^{210}Po	7.1×10^{-18}	1.0×10^{-17}	7.1×10^{-20}
^{226}Ra	2.5×10^{-13}	1.4×10^{-12}	2.5×10^{-15}
^{228}Ra	6.4×10^{-15}	9.6×10^{-15}	6.4×10^{-17}
^{227}Ac	3.3×10^{-16}	4.2×10^{-16}	3.3×10^{-18}
^{228}Th	3.6×10^{-18}	4.8×10^{-18}	3.6×10^{-20}
^{229}Th	1.1×10^{-13}	1.9×10^{-13}	1.1×10^{-15}
^{230}Th	2.9×10^{-12}	2.1×10^{-11}	2.9×10^{-14}
^{232}Th	2.4×10^{-11}	5.7×10^{-11}	2.4×10^{-13}
^{231}Pa	6.1×10^{-13}	1.2×10^{-12}	6.1×10^{-15}

Radionuklid	Heutiges Klima (RF)	Wärmeres und trockeneres Klima (e1)	Eiszeitliches Klima (e2)
^{232}U	1.5×10^{-14}	2.8×10^{-14}	1.5×10^{-16}
^{233}U	7.0×10^{-14}	6.2×10^{-13}	7.0×10^{-16}
^{234}U	8.7×10^{-14}	1.6×10^{-12}	8.7×10^{-16}
^{235}U	7.2×10^{-14}	6.6×10^{-13}	7.2×10^{-16}
^{236}U	3.9×10^{-14}	3.3×10^{-13}	3.9×10^{-16}
^{238}U	4.1×10^{-14}	3.9×10^{-13}	4.1×10^{-16}
^{237}Np	3.6×10^{-14}	2.2×10^{-13}	3.6×10^{-16}
^{238}Pu	2.7×10^{-16}	8.8×10^{-16}	2.7×10^{-18}
^{239}Pu	4.2×10^{-14}	7.1×10^{-14}	4.2×10^{-16}
^{240}Pu	1.8×10^{-14}	2.6×10^{-14}	1.8×10^{-16}
^{241}Pu	3.6×10^{-17}	4.9×10^{-17}	3.6×10^{-19}
^{242}Pu	7.2×10^{-14}	1.5×10^{-13}	7.2×10^{-16}
^{241}Am	1.1×10^{-15}	1.4×10^{-15}	1.1×10^{-17}
^{242m}Am	7.2×10^{-16}	1.6×10^{-15}	7.2×10^{-18}
^{243}Am	4.1×10^{-14}	7.1×10^{-14}	4.1×10^{-16}
^{243}Cm	1.1×10^{-16}	1.6×10^{-16}	1.1×10^{-18}
^{244}Cm	7.5×10^{-17}	1.1×10^{-16}	7.5×10^{-19}
^{245}Cm	4.4×10^{-14}	7.1×10^{-14}	4.4×10^{-16}
^{246}Cm	1.2×10^{-14}	1.8×10^{-14}	1.2×10^{-16}

Tab. C-2a: Biosphären-Transferkoeffizienten (BTK) für die standortspezifischen Biosphärenmodelle BG-1 bis BG-8 in [Sv/Bq].

Radio-nuklid	BG-1	BG-2	BG-3	BG-4	BG-5	BG-6	BG-7	BG-8
^{10}Be	1.6×10^{-19}	5.0×10^{-16}	3.0×10^{-15}	7.4×10^{-17}	7.1×10^{-16}	4.3×10^{-16}	1.3×10^{-15}	1.1×10^{-14}
^{14}C	1.5×10^{-17}	3.0×10^{-15}	1.9×10^{-14}	5.6×10^{-16}	5.3×10^{-15}	2.9×10^{-15}	8.8×10^{-15}	8.3×10^{-14}
^{36}Cl	1.0×10^{-18}	3.2×10^{-15}	1.9×10^{-14}	4.8×10^{-16}	4.7×10^{-15}	2.8×10^{-15}	8.4×10^{-15}	7.1×10^{-14}
^{40}K	3.1×10^{-18}	6.4×10^{-15}	3.8×10^{-14}	9.6×10^{-16}	9.3×10^{-15}	5.5×10^{-15}	1.7×10^{-14}	1.4×10^{-13}
^{41}Ca	7.0×10^{-19}	2.3×10^{-15}	1.4×10^{-14}	3.4×10^{-16}	3.2×10^{-15}	1.9×10^{-15}	5.8×10^{-15}	5.0×10^{-14}
^{60}Co	2.6×10^{-18}	1.7×10^{-17}	1.1×10^{-16}	9.2×10^{-18}	1.3×10^{-16}	3.1×10^{-17}	9.2×10^{-17}	1.3×10^{-15}
^{59}Ni	3.7×10^{-20}	1.4×10^{-16}	8.3×10^{-16}	2.1×10^{-17}	1.8×10^{-16}	1.0×10^{-16}	3.1×10^{-16}	2.6×10^{-15}
^{63}Ni	3.3×10^{-20}	3.9×10^{-18}	2.7×10^{-17}	2.0×10^{-18}	2.6×10^{-17}	6.8×10^{-18}	2.0×10^{-17}	2.7×10^{-16}
^{79}Se	2.4×10^{-18}	4.3×10^{-15}	2.6×10^{-14}	6.4×10^{-16}	6.2×10^{-15}	3.7×10^{-15}	1.1×10^{-14}	9.5×10^{-14}
^{90}Sr	5.8×10^{-18}	1.8×10^{-15}	1.2×10^{-14}	7.9×10^{-16}	9.8×10^{-15}	3.0×10^{-15}	8.9×10^{-15}	1.1×10^{-13}
^{93}Zr	1.4×10^{-19}	1.6×10^{-15}	9.3×10^{-15}	2.3×10^{-16}	1.6×10^{-15}	8.9×10^{-16}	2.7×10^{-15}	2.0×10^{-14}
^{93m}Nb	1.2×10^{-20}	4.4×10^{-19}	3.0×10^{-18}	2.4×10^{-19}	3.3×10^{-18}	8.1×10^{-19}	2.4×10^{-18}	3.4×10^{-17}
^{94}Nb	4.3×10^{-17}	1.4×10^{-13}	8.7×10^{-13}	2.3×10^{-14}	2.0×10^{-13}	1.2×10^{-13}	3.5×10^{-13}	3.0×10^{-12}
^{93}Mo	4.3×10^{-19}	1.4×10^{-15}	8.2×10^{-15}	2.1×10^{-16}	2.0×10^{-15}	1.2×10^{-15}	3.6×10^{-15}	3.1×10^{-14}
^{99}Tc	7.2×10^{-18}	2.3×10^{-14}	1.4×10^{-13}	3.5×10^{-15}	3.4×10^{-14}	2.0×10^{-14}	6.0×10^{-14}	5.1×10^{-13}
^{107}Pd	2.3×10^{-20}	9.1×10^{-17}	5.5×10^{-16}	1.4×10^{-17}	1.1×10^{-16}	6.4×10^{-17}	1.9×10^{-16}	1.6×10^{-15}
^{108m}Ag	5.1×10^{-19}	1.6×10^{-15}	9.3×10^{-15}	2.4×10^{-16}	2.3×10^{-15}	1.4×10^{-15}	4.1×10^{-15}	3.5×10^{-14}
^{121m}Sn	1.9×10^{-19}	5.6×10^{-18}	3.8×10^{-17}	3.0×10^{-18}	4.1×10^{-17}	1.0×10^{-17}	3.0×10^{-17}	4.2×10^{-16}
^{126}Sn	1.0×10^{-16}	4.1×10^{-13}	2.5×10^{-12}	6.2×10^{-14}	4.9×10^{-13}	2.9×10^{-13}	8.6×10^{-13}	7.1×10^{-12}
^{129}I	2.9×10^{-17}	9.3×10^{-14}	5.6×10^{-13}	1.4×10^{-14}	1.3×10^{-13}	8.0×10^{-14}	2.4×10^{-13}	2.1×10^{-12}
^{135}Cs	6.5×10^{-18}	3.9×10^{-14}	2.3×10^{-13}	5.9×10^{-15}	3.4×10^{-14}	2.0×10^{-14}	5.9×10^{-14}	4.7×10^{-13}
^{137}Cs	9.7×10^{-18}	9.0×10^{-17}	6.2×10^{-16}	5.0×10^{-17}	7.0×10^{-16}	1.7×10^{-16}	5.0×10^{-16}	7.1×10^{-15}
^{151}Sm	1.1×10^{-20}	1.2×10^{-19}	8.5×10^{-19}	6.8×10^{-20}	9.7×10^{-19}	2.3×10^{-19}	6.9×10^{-19}	9.7×10^{-18}
^{154}Eu	1.9×10^{-18}	2.0×10^{-18}	1.4×10^{-17}	1.1×10^{-18}	1.6×10^{-17}	3.8×10^{-18}	1.1×10^{-17}	1.6×10^{-16}
^{166m}Ho	5.2×10^{-17}	8.6×10^{-15}	5.9×10^{-14}	4.3×10^{-15}	7.2×10^{-14}	1.9×10^{-14}	5.8×10^{-14}	7.5×10^{-13}
^{210}Pb	8.1×10^{-17}	2.5×10^{-15}	1.7×10^{-14}	1.4×10^{-15}	1.9×10^{-14}	4.6×10^{-15}	1.4×10^{-14}	1.9×10^{-13}
^{210}Po	1.3×10^{-16}	5.8×10^{-18}	4.0×10^{-17}	3.2×10^{-18}	4.6×10^{-17}	1.1×10^{-17}	3.2×10^{-17}	4.6×10^{-16}
^{226}Ra	6.7×10^{-17}	2.0×10^{-13}	1.3×10^{-12}	3.5×10^{-14}	3.4×10^{-13}	1.9×10^{-13}	5.7×10^{-13}	4.9×10^{-12}
^{228}Ra	7.8×10^{-17}	5.2×10^{-15}	3.6×10^{-14}	2.8×10^{-15}	3.8×10^{-14}	9.5×10^{-15}	2.9×10^{-14}	3.9×10^{-13}
^{227}Ac	1.1×10^{-16}	2.7×10^{-16}	1.8×10^{-15}	1.5×10^{-16}	2.1×10^{-15}	4.9×10^{-16}	1.5×10^{-15}	2.1×10^{-14}
^{228}Th	1.2×10^{-17}	2.9×10^{-18}	2.0×10^{-17}	1.6×10^{-18}	2.3×10^{-17}	5.4×10^{-18}	1.6×10^{-17}	2.3×10^{-16}
^{229}Th	9.9×10^{-17}	9.4×10^{-14}	6.3×10^{-13}	3.3×10^{-14}	3.7×10^{-13}	1.4×10^{-13}	4.1×10^{-13}	4.3×10^{-12}
^{230}Th	8.5×10^{-17}	3.4×10^{-12}	1.9×10^{-11}	2.7×10^{-13}	1.6×10^{-12}	1.5×10^{-12}	4.5×10^{-12}	2.8×10^{-11}
^{232}Th	6.2×10^{-16}	3.3×10^{-11}	2.0×10^{-10}	4.8×10^{-12}	3.4×10^{-11}	2.0×10^{-11}	5.9×10^{-11}	4.4×10^{-10}
^{231}Pa	1.6×10^{-16}	7.3×10^{-13}	4.7×10^{-12}	1.7×10^{-13}	1.3×10^{-12}	6.1×10^{-13}	1.8×10^{-12}	1.6×10^{-11}
^{232}U	6.4×10^{-17}	1.2×10^{-14}	8.2×10^{-14}	5.8×10^{-15}	7.5×10^{-14}	2.1×10^{-14}	6.2×10^{-14}	8.1×10^{-13}
^{233}U	1.4×10^{-17}	6.6×10^{-14}	4.0×10^{-13}	9.2×10^{-15}	7.5×10^{-14}	4.8×10^{-14}	1.4×10^{-13}	1.2×10^{-12}
^{234}U	1.1×10^{-17}	1.0×10^{-13}	5.2×10^{-13}	7.2×10^{-15}	5.5×10^{-14}	4.1×10^{-14}	1.2×10^{-13}	9.2×10^{-13}
^{235}U	1.3×10^{-17}	8.0×10^{-14}	4.7×10^{-13}	9.6×10^{-15}	6.9×10^{-14}	4.6×10^{-14}	1.4×10^{-13}	1.1×10^{-12}
^{236}U	9.9×10^{-18}	3.2×10^{-14}	1.9×10^{-13}	4.8×10^{-15}	4.6×10^{-14}	2.7×10^{-14}	8.3×10^{-14}	7.0×10^{-13}
^{238}U	1.0×10^{-17}	3.4×10^{-14}	2.1×10^{-13}	5.1×10^{-15}	4.9×10^{-14}	2.9×10^{-14}	8.7×10^{-14}	7.4×10^{-13}

Radio-nuklid	BG-1	BG-2	BG-3	BG-4	BG-5	BG-6	BG-7	BG-8
^{237}Np	9.2×10^{-18}	2.9×10^{-14}	1.8×10^{-13}	4.4×10^{-15}	4.2×10^{-14}	2.5×10^{-14}	7.6×10^{-14}	6.5×10^{-13}
^{238}Pu	1.9×10^{-17}	2.3×10^{-16}	1.6×10^{-15}	1.1×10^{-16}	1.6×10^{-15}	3.8×10^{-16}	1.1×10^{-15}	1.6×10^{-14}
^{239}Pu	2.4×10^{-17}	4.2×10^{-14}	2.8×10^{-13}	1.1×10^{-14}	9.6×10^{-14}	4.4×10^{-14}	1.3×10^{-13}	1.2×10^{-12}
^{240}Pu	2.3×10^{-17}	1.5×10^{-14}	9.9×10^{-14}	5.5×10^{-15}	6.2×10^{-14}	2.2×10^{-14}	6.6×10^{-14}	7.0×10^{-13}
^{241}Pu	4.1×10^{-19}	2.9×10^{-17}	2.0×10^{-16}	1.6×10^{-17}	2.2×10^{-16}	5.4×10^{-17}	1.6×10^{-16}	2.2×10^{-15}
^{242}Pu	2.4×10^{-17}	1.1×10^{-13}	6.8×10^{-13}	1.8×10^{-14}	1.1×10^{-13}	6.1×10^{-14}	1.8×10^{-13}	1.4×10^{-12}
^{241}Am	1.9×10^{-17}	8.7×10^{-16}	6.0×10^{-15}	4.6×10^{-16}	6.4×10^{-15}	1.6×10^{-15}	4.8×10^{-15}	6.6×10^{-14}
^{242m}Am	1.9×10^{-17}	6.0×10^{-16}	4.0×10^{-15}	3.0×10^{-16}	4.3×10^{-15}	1.0×10^{-15}	3.1×10^{-15}	4.3×10^{-14}
^{243}Am	3.2×10^{-17}	3.7×10^{-14}	2.5×10^{-13}	1.1×10^{-14}	1.2×10^{-13}	4.7×10^{-14}	1.4×10^{-13}	1.4×10^{-12}
^{243}Cm	1.5×10^{-17}	9.6×10^{-17}	6.4×10^{-16}	3.8×10^{-17}	4.8×10^{-16}	1.4×10^{-16}	4.1×10^{-16}	5.0×10^{-15}
^{244}Cm	1.1×10^{-17}	6.2×10^{-17}	4.2×10^{-16}	2.7×10^{-17}	3.4×10^{-16}	1.0×10^{-16}	3.0×10^{-16}	3.7×10^{-15}
^{245}Cm	2.9×10^{-17}	3.8×10^{-14}	2.6×10^{-13}	1.3×10^{-14}	1.4×10^{-13}	5.3×10^{-14}	1.6×10^{-13}	1.6×10^{-12}
^{246}Cm	2.2×10^{-17}	1.1×10^{-14}	7.2×10^{-14}	4.0×10^{-15}	4.6×10^{-14}	1.6×10^{-14}	4.7×10^{-14}	5.1×10^{-13}

Tab. C-2b: Biosphären-Transferkoeffizienten (BTK) für die standortspezifischen Biosphärenmodelle BG-9 bis BG-16 in [Sv/Bq].

Radio-nuklid	BG-9	BG-10	BG-11	BG-12	BG-13	BG-14	BG-15	BG-16
^{10}Be	1.4×10^{-16}	1.4×10^{-16}	3.3×10^{-16}	1.4×10^{-16}	1.8×10^{-15}	4.8×10^{-16}	5.1×10^{-16}	6.8×10^{-16}
^{14}C	1.1×10^{-15}	1.0×10^{-15}	2.4×10^{-15}	1.0×10^{-15}	1.2×10^{-14}	3.6×10^{-15}	3.2×10^{-15}	4.7×10^{-15}
^{36}Cl	9.4×10^{-16}	9.0×10^{-16}	2.2×10^{-15}	9.0×10^{-16}	1.2×10^{-14}	3.1×10^{-15}	3.3×10^{-15}	3.8×10^{-15}
^{40}K	1.9×10^{-15}	1.8×10^{-15}	4.3×10^{-15}	1.8×10^{-15}	2.3×10^{-14}	6.3×10^{-15}	6.6×10^{-15}	9.3×10^{-15}
^{41}Ca	6.6×10^{-16}	6.2×10^{-16}	1.5×10^{-15}	6.2×10^{-16}	8.1×10^{-15}	2.2×10^{-15}	2.3×10^{-15}	1.9×10^{-15}
^{60}Co	3.6×10^{-17}	1.8×10^{-17}	4.4×10^{-17}	1.2×10^{-17}	1.0×10^{-16}	1.0×10^{-16}	2.6×10^{-17}	1.3×10^{-16}
^{59}Ni	3.6×10^{-17}	3.3×10^{-17}	8.0×10^{-17}	3.3×10^{-17}	4.2×10^{-16}	1.2×10^{-16}	1.2×10^{-16}	1.2×10^{-16}
^{63}Ni	6.7×10^{-18}	3.8×10^{-18}	9.2×10^{-18}	2.6×10^{-18}	2.3×10^{-17}	2.0×10^{-17}	5.9×10^{-18}	2.4×10^{-17}
^{79}Se	1.2×10^{-15}	1.2×10^{-15}	2.9×10^{-15}	1.2×10^{-15}	1.5×10^{-14}	4.2×10^{-15}	4.4×10^{-15}	6.2×10^{-15}
^{90}Sr	2.4×10^{-15}	1.5×10^{-15}	3.6×10^{-15}	1.1×10^{-15}	1.0×10^{-14}	7.3×10^{-15}	2.6×10^{-15}	8.6×10^{-15}
^{93}Zr	3.2×10^{-16}	3.0×10^{-16}	7.0×10^{-16}	3.0×10^{-16}	3.7×10^{-15}	1.1×10^{-15}	9.2×10^{-16}	1.4×10^{-15}
^{93m}Nb	8.9×10^{-19}	4.7×10^{-19}	1.1×10^{-18}	3.1×10^{-19}	2.7×10^{-18}	2.6×10^{-18}	7.0×10^{-19}	3.2×10^{-18}
^{94}Nb	4.1×10^{-14}	3.9×10^{-14}	9.3×10^{-14}	3.8×10^{-14}	4.9×10^{-13}	1.4×10^{-13}	1.4×10^{-13}	1.2×10^{-13}
^{93}Mo	4.0×10^{-16}	3.8×10^{-16}	9.3×10^{-16}	3.8×10^{-16}	5.0×10^{-15}	1.3×10^{-15}	1.4×10^{-15}	1.9×10^{-15}
^{99}Tc	6.8×10^{-15}	6.4×10^{-15}	1.6×10^{-14}	6.4×10^{-15}	8.4×10^{-14}	2.3×10^{-14}	2.4×10^{-14}	1.9×10^{-14}
^{107}Pd	2.2×10^{-17}	2.1×10^{-17}	5.0×10^{-17}	2.1×10^{-17}	2.7×10^{-16}	7.4×10^{-17}	7.4×10^{-17}	7.6×10^{-17}
^{108m}Ag	4.6×10^{-16}	4.4×10^{-16}	1.1×10^{-15}	4.4×10^{-16}	5.7×10^{-15}	1.5×10^{-15}	1.6×10^{-15}	1.9×10^{-15}
^{121m}Sn	1.1×10^{-17}	5.7×10^{-18}	1.4×10^{-17}	3.9×10^{-18}	3.3×10^{-17}	3.2×10^{-17}	8.7×10^{-18}	3.9×10^{-17}
^{126}Sn	9.9×10^{-14}	9.3×10^{-14}	2.2×10^{-13}	9.3×10^{-14}	1.2×10^{-12}	3.3×10^{-13}	3.3×10^{-13}	3.0×10^{-13}
^{129}I	2.7×10^{-14}	2.6×10^{-14}	6.2×10^{-14}	2.6×10^{-14}	3.4×10^{-13}	9.1×10^{-14}	9.6×10^{-14}	1.3×10^{-13}
^{135}Cs	7.0×10^{-15}	6.5×10^{-15}	1.5×10^{-14}	6.5×10^{-15}	8.1×10^{-14}	2.3×10^{-14}	2.2×10^{-14}	2.5×10^{-14}
^{137}Cs	1.9×10^{-16}	9.7×10^{-17}	2.4×10^{-16}	6.4×10^{-17}	5.4×10^{-16}	5.6×10^{-16}	1.4×10^{-16}	6.8×10^{-16}
^{151}Sm	2.6×10^{-19}	1.3×10^{-19}	3.3×10^{-19}	8.8×10^{-20}	7.5×10^{-19}	7.7×10^{-19}	2.0×10^{-19}	9.4×10^{-19}
^{154}Eu	4.4×10^{-18}	2.2×10^{-18}	5.4×10^{-18}	1.5×10^{-18}	1.2×10^{-17}	1.3×10^{-17}	3.2×10^{-18}	1.6×10^{-17}
^{166m}Ho	1.8×10^{-14}	1.1×10^{-14}	2.6×10^{-14}	7.3×10^{-15}	6.4×10^{-14}	5.6×10^{-14}	1.7×10^{-14}	6.6×10^{-14}
^{210}Pb	5.1×10^{-15}	2.6×10^{-15}	6.5×10^{-15}	1.7×10^{-15}	1.5×10^{-14}	1.5×10^{-14}	3.9×10^{-15}	1.8×10^{-14}
^{210}Po	1.3×10^{-17}	6.4×10^{-18}	1.6×10^{-17}	4.2×10^{-18}	3.5×10^{-17}	3.7×10^{-17}	9.3×10^{-18}	4.5×10^{-17}
^{226}Ra	6.9×10^{-14}	6.4×10^{-14}	1.5×10^{-13}	6.3×10^{-14}	7.8×10^{-13}	2.3×10^{-13}	2.2×10^{-13}	2.7×10^{-13}
^{228}Ra	1.0×10^{-14}	5.4×10^{-15}	1.3×10^{-14}	3.6×10^{-15}	3.1×10^{-14}	3.0×10^{-14}	8.3×10^{-15}	3.7×10^{-14}
^{227}Ac	5.8×10^{-16}	2.9×10^{-16}	7.1×10^{-16}	1.9×10^{-16}	1.6×10^{-15}	1.7×10^{-15}	4.2×10^{-16}	2.1×10^{-15}
^{228}Th	6.3×10^{-18}	3.2×10^{-18}	7.8×10^{-18}	2.1×10^{-18}	1.8×10^{-17}	1.8×10^{-17}	4.6×10^{-18}	2.2×10^{-17}
^{229}Th	8.4×10^{-14}	6.2×10^{-14}	1.5×10^{-13}	5.0×10^{-14}	4.9×10^{-13}	2.7×10^{-13}	1.3×10^{-13}	3.2×10^{-13}
^{230}Th	2.8×10^{-13}	3.6×10^{-13}	8.4×10^{-13}	4.5×10^{-13}	7.1×10^{-12}	9.9×10^{-13}	2.0×10^{-12}	1.2×10^{-12}
^{232}Th	6.8×10^{-12}	6.5×10^{-12}	1.5×10^{-11}	6.7×10^{-12}	8.2×10^{-11}	2.3×10^{-11}	2.1×10^{-11}	3.0×10^{-11}
^{231}Pa	2.7×10^{-13}	2.3×10^{-13}	5.4×10^{-13}	2.1×10^{-13}	2.3×10^{-12}	9.0×10^{-13}	6.0×10^{-13}	1.1×10^{-12}

Radio-nuklid	BG-9	BG-10	BG-11	BG-12	BG-13	BG-14	BG-15	BG-16
^{232}U	1.9×10^{-14}	1.1×10^{-14}	2.7×10^{-14}	7.9×10^{-15}	7.0×10^{-14}	5.8×10^{-14}	1.8×10^{-14}	6.8×10^{-14}
^{233}U	1.5×10^{-14}	1.5×10^{-14}	3.6×10^{-14}	1.5×10^{-14}	2.0×10^{-13}	5.0×10^{-14}	5.8×10^{-14}	6.0×10^{-14}
^{234}U	1.1×10^{-14}	1.1×10^{-14}	2.7×10^{-14}	1.2×10^{-14}	1.9×10^{-13}	3.7×10^{-14}	5.6×10^{-14}	4.7×10^{-14}
^{235}U	1.4×10^{-14}	1.4×10^{-14}	3.3×10^{-14}	1.5×10^{-14}	2.0×10^{-13}	4.6×10^{-14}	5.7×10^{-14}	5.5×10^{-14}
^{236}U	9.3×10^{-15}	8.9×10^{-15}	2.1×10^{-14}	8.9×10^{-15}	1.2×10^{-13}	3.1×10^{-14}	3.3×10^{-14}	4.0×10^{-14}
^{238}U	9.8×10^{-15}	9.3×10^{-15}	2.3×10^{-14}	9.4×10^{-15}	1.2×10^{-13}	3.3×10^{-14}	3.5×10^{-14}	4.2×10^{-14}
^{237}Np	8.5×10^{-15}	8.1×10^{-15}	2.0×10^{-14}	8.1×10^{-15}	1.1×10^{-13}	2.9×10^{-14}	3.0×10^{-14}	4.3×10^{-14}
^{238}Pu	4.3×10^{-16}	2.2×10^{-16}	5.4×10^{-16}	1.5×10^{-16}	1.3×10^{-15}	1.3×10^{-15}	3.4×10^{-16}	1.5×10^{-15}
^{239}Pu	2.1×10^{-14}	1.7×10^{-14}	4.0×10^{-14}	1.5×10^{-14}	1.7×10^{-13}	6.7×10^{-14}	4.2×10^{-14}	8.5×10^{-14}
^{240}Pu	1.4×10^{-14}	1.0×10^{-14}	2.4×10^{-14}	8.1×10^{-15}	7.8×10^{-14}	4.5×10^{-14}	2.0×10^{-14}	5.6×10^{-14}
^{241}Pu	5.8×10^{-17}	3.1×10^{-17}	7.5×10^{-17}	2.1×10^{-17}	1.8×10^{-16}	1.7×10^{-16}	4.7×10^{-17}	2.1×10^{-16}
^{242}Pu	2.3×10^{-14}	2.1×10^{-14}	5.0×10^{-14}	2.1×10^{-14}	2.5×10^{-13}	7.8×10^{-14}	6.3×10^{-14}	9.9×10^{-14}
^{241}Am	1.7×10^{-15}	9.1×10^{-16}	2.2×10^{-15}	6.1×10^{-16}	5.2×10^{-15}	5.1×10^{-15}	1.4×10^{-15}	6.2×10^{-15}
^{242m}Am	1.1×10^{-15}	5.9×10^{-16}	1.4×10^{-15}	3.9×10^{-16}	3.4×10^{-15}	3.4×10^{-15}	9.0×10^{-16}	4.1×10^{-15}
^{243}Am	2.6×10^{-14}	2.0×10^{-14}	4.8×10^{-14}	1.7×10^{-14}	1.7×10^{-13}	8.6×10^{-14}	4.4×10^{-14}	1.0×10^{-13}
^{243}Cm	1.2×10^{-16}	7.0×10^{-17}	1.7×10^{-16}	5.1×10^{-17}	4.7×10^{-16}	3.7×10^{-16}	1.2×10^{-16}	4.5×10^{-16}
^{244}Cm	8.6×10^{-17}	5.2×10^{-17}	1.2×10^{-16}	3.8×10^{-17}	3.5×10^{-16}	2.6×10^{-16}	9.0×10^{-17}	3.2×10^{-16}
^{245}Cm	3.1×10^{-14}	2.3×10^{-14}	5.6×10^{-14}	1.9×10^{-14}	1.9×10^{-13}	1.0×10^{-13}	4.9×10^{-14}	1.2×10^{-13}
^{246}Cm	1.1×10^{-14}	7.4×10^{-15}	1.8×10^{-14}	5.8×10^{-15}	5.5×10^{-14}	3.4×10^{-14}	1.4×10^{-14}	4.2×10^{-14}