

## **BEILAGE 2**

### ***I. Malátová***

## **Methodik zur Bewertung der nuklearen Anlagen zur Energiegewinnung unter dem Aspekt Gesundheit und Umwelt**

### ***Einleitung***

Diese Beilage informiert über die Methoden, die zur Bewertung der Auswirkungen auf Gesundheit der Bevölkerung und der Umwelt verwendet werden, und ist gleichzeitig der Bewertung dieser Auswirkungen gewidmet.

### **Geschichte des Projekts**

Die Auswirkungen jedes Bauobjekts auf dem KKW – Areal, das zur Verarbeitung von radioaktiven Abfällen dient, sind auf die Gesundheit der Bevölkerung und die Umwelt gleich Null, weil diese Anlage das Gesamtinventar an Radionukliden am KKW – Areal nicht erhöht und bei Normalbetrieb keine zusätzliche Strahlung hervorruft. Die Abfälle, die in der Bituminierungsanlage verarbeitet werden, entstehen im Normalbetrieb des KKW. Bereits im ursprünglichen russischen Projekt wurde eine Möglichkeit vorgeschlagen, wie mit diesen Abfällen verfahren werden soll. Von Anfang an wurde allerdings auch dieser Teil, wie auch viele andere (z.B. Umweltmonitoring, Monitoring der inneren Kontamination der Mitarbeiter u.ä.) auch von den tschechischen Generalprojektanten gelöst. Dabei wurde offensichtlich, daß die russische Technologie veraltet ist und es wurde eine tschechische Bituminierungsanlage für die Verfestigung der radioaktiven Abfälle als Vorbereitung für die Lagerung vorgeschlagen. Die ursprüngliche Bituminierungstechnologie wurde durch eine aus Frankreich importierte Anlage ersetzt, die über ausreichende und zufriedenstellende Referenzen verfügt.

Eine sehr wesentliche Verbesserung gegenüber dem ursprünglichen Zustand ist die Verringerung der Fässer mit Bitumen von den ursprünglich etwa 5500 jährlich auf 1250, was die Einhaltung von § 23 der SUJB – Verordnung Nr. 184/1997 des Gb. bedeutet, in der es heißt, daß die radioaktiven Abfälle verarbeitet werden - Abtrennung der abtrennbaren und verwendbaren Stoffe in einem höchst möglichen Ausmaß – und dann so wiederverwendet werden, daß die Menge an Restabfall und radioaktiven Abfällen so gering wie möglich ist.

### **Methodik der Beurteilung der Auswirkungen des Baus auf die Gesundheit der Bewohner und die Umwelt**

Aus dem genannten geht hervor, daß bei den Strahlenauswirkungen auf die Bevölkerung und die Umwelt nur die außerordentlichen Situationen beachtet werden müssen, wenn aus verschiedenen Ursachen Radionuklide aus dem KKW - Areal freigesetzt werden.

Bei dieser Bewertung muß von der Quelle zur Umwelt vorgegangen werden und konservativ erwogen werden, welcher Teil der Radionuklide von der Quelle in außerordentlichen Situationen freigesetzt werden könnte.

Zunächst muß das Inventar der Quelle bekannt sein, das heißt die Zusammensetzung der Radionuklide und die maximale Aktivität der einzelnen Radionuklide. Die Aktivität der einzelnen Radionuklide wird in Bq (Bequerel) angegeben.

Der zweite Schritt ist die Erwägung der Pfade, über die die Radionuklide in die Umwelt und zum Menschen gelangen können und welche Dosis die Einzelperson in der Bevölkerung empfangen könnte, eventuell auch die Art und Weise, mit der diese Dosis die Umwelt beeinflussen könnte.

Der erste Pfad ist die direkte Bestrahlung durch durchdringende Gamastrahlen direkt bei der Quelle. Dabei muß man einkalkulieren, daß sich die Dichte des Gamastrahlenstroms mit der Entfernung verringert – bei einer Punktquelle verringert sie sich im Quadrat zur Entfernung, bei einer Volumenquelle beträgt die Verringerung in Abhängigkeit von der Größe der Quelle  $r^{-1}$  bis  $r^{-2}$ , wobei  $r$  die Entfernung der Quelle von einer beobachteten Stelle ist. Die Gamastrahlung wird dabei gestreut und in Stoffen absorbiert, die sich zwischen Quelle und dem beobachteten Punkt in der Umgebung der Quelle befinden, d.h. Abschirmung der eigentlichen Quelle, durch Gebäudewände, Luft usw.

Der zweite Pfad ist die Freisetzung von Radionukliden aus Quellen, deren Verbreitung durch die Atmosphäre und Hydrosphäre der Umwelt und schließlich die Verbreitung durch die Biosphäre verläuft. Am Ende wird wieder die Exposition durch ionisierende Strahlen des beobachteten Subjekt berechnet. Bei der Berechnung der Bestrahlung des Menschen durch Radionuklide, die in die Umwelt freigesetzt werden, werden alle möglichen Pfade der Bestrahlung einbezogen, d.h. äußere Bestrahlung durch Radionuklide in der Luft und aus der Ablagerung an der Erdoberfläche und durch innere Bestrahlung über Inhalation und Aufnahme. Das Maß der gesundheitlichen Auswirkungen der ionisierenden Strahlung auf den Menschen ist dann die Effektivdosis bei der Wirkung äußerer Strahlung und Effektivdosisleistung bei innerer Bestrahlung. Diese Größen werden in der Einheit Sv (Sievert) ausgedrückt und sind in der SUJB – Verordnung über die Anforderungen an den Strahlenschutz Nr. 184/1997 des Gb. in § 3 definiert.

Zur Bewertung der äußeren Bestrahlung wird in der Verordnung das Dosisäquivalent  $H$  verwendet. Das ist das Produkt der absorbierten Dosis an einem gedachten Punkt des Gewebes und des Qualitätsfaktors  $Q$ , angeführt in Tabelle Nr. 3 der Beilage Nr. 5, die die unterschiedliche biologische Wirksamkeit der einzelnen Strahlenarten ausdrückt. In Hinblick darauf, daß die dominierende Auswirkung bei der äußeren Ganzkörperbestrahlung die Gamastrahlung hat (für diese ist  $Q = 1$ ), entspricht der Wert der Effektivdosisleistung bei Sv/h dem Wert der Leistung des Fotondosisäquivalents in Gy (unter der Annahme einer homogenen Bestrahlung des ganzen Körpers).

### **Anwendung der Abläufe entsprechend der ICRP - Empfehlung 26 und der ICRP – Empfehlung 60**

Bei einigen der Unterlagen, die in den Ausgangsunterlagen für diese Dokumentation verwendet wurden, werden allerdings alte Einheiten verwendet, was in Hinblick auf die Zeit der Erstellung dieser Unterlagen offensichtlich ist. Die SUJB – Verordnung über die Anforderungen an den Strahlenschutz trat am 14. Juli 1997 in Kraft, einige Modellberechnungen stammen aus den Jahren 1995 und 1996. Die Ergebnisse können akzeptiert werden; die Erläuterungen sind in den folgenden Absätzen.

Die Grundlage für die Berechnung der Dosis freigesetzter Radionuklide ist das Verbreitungsmodell in der Atmosphäre und Hydrosphäre und das daran anschließende Modell der Verbreitung durch die Nahrungskette. Das Output ist die Volumenaktivität der einzelnen Radionuklide in der Luft, im Wasser und in den Nahrungsmitteln. Auf dieser Grundlage wird die Aufnahme der Radionuklide durch Einzelpersonen aus einer kritischen Gruppe errechnet und von der Aufnahme wird die Effektivdosis, bzw. Effektivdosisleistung abgeleitet. Früher (entsprechend ICRP - Empfehlung 26) wurden die Größen Effektivdosisäquivalent und Effektivdosisäquivalentleistung verwendet.

Zur Berechnung der Effektivdosis werden Gewebegewichtsfaktoren verwendet, die in Tabelle P2 –1 angeführt sind (SUJB – Verordnung Nr. 184/1996 des Gb., Beilage 5, Tab. 5).

**Tabelle P2 – 1:**

Gewebegewichtsfaktoren (SUJB – Verordnung Nr. 184/1997 des Gb., Beilage 5, Tab.5)

<u>Gewebe, Organ</u>	<u>Gewebegewichtsfaktor <math>w_T</math></u>
Gonaden	0,20
Rotes Knochenmark	0,12
Dickdarm	0,12
Lunge	0,12
Magen	0,12
Harnblase	0,05
Milchdrüse	0,05
Leber	0,05
Speiseröhre	0,05
Schilddrüse	0,05
Haut	0,01
Knochenoberfläche	0,01
übrige Organe und Gewebe	0,05

Diese Gewebegewichtsfaktoren wurden in der ICRP – Empfehlung Nr. 60 aus dem Jahre 1991 empfohlen und ersetzen die älteren aus der ICRP – Empfehlung Nr. 26 aus dem Jahre 1978. Die Gewebegewichtsfaktoren der ICRP Nr. 60 wurden auch von IBSS übernommen (International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources), die gemeinsam von verschiedenen internationalen Organisationen (FAO, IAEA, ILO, OECD, NEA, PAHO, WHO) als Grundlage für die nationale Legislative herausgegeben wurden. Das Atomgesetz der CR Nr.18/1997 Gb. und die SUJB – Verordnung über den Strahlenschutz Nr. 184/1997 des Gb. basieren vollständig auf IBSS.

Zur Information werden hier auch die älteren Gewichtsfaktoren aus der ICRP - Empfehlung 26 angegeben.

**Tabelle P2 – 2:**Gewichtsfaktoren  $w_T$  (Empfehlung ICRP Nr. 26)

<u>Gewebe, Organ</u>	<u>Gewebegewichtsfaktor <math>w_T</math></u>
Gonaden	0,25
Rotes Knochenmark	0,12
Lunge	0,12
Milchdrüse	0,15
Schilddrüse	0,03
Haut	0,01
Knochen	0,03
übrige Organe und Gewebe	0,30

Zur Berechnung der früheren und der aktuellen Größen wird die Umrechnung auf die Strahlenart und die biologische Wirkung verwendet. Die SUJB – Verordnung Nr. 184/1997 des Gb. führt in Beilage Nr. 5 Tabelle 1 die Strahlengewichtsfaktoren  $w_R$  an, die ebenfalls durch die Empfehlung ICRP Nr. 60

eingeführt und von Basic Safety Standards übernommen wurden. Für Photone und Elektronen ist der Strahlengewichtsfaktor 1, für alfa 20 (die übrigen Gewichtsfaktoren führe ich nicht an, da diese für diese Studie nicht Gegenstand des Interesses sind. Nichtsdestoweniger sind alle in der SUJB – Verordnung Nr. 184/1997 des Gb. explizit angeführt).

Die Effektivdosis  $E$  (T) ist dann durch die Summe der Produkte der Gewebegewichtsfaktoren  $w_T$  und die Äquivalentdosis  $H_{TV}$  in den bestrahlten Organen oder Geweben T definiert und wird in Sv (Sievert) ausgedrückt.

Die Definition der Äquivalentdosis im Gewebe T ist durch den Ausdruck

$$H_T = \sum_R w_R \cdot D_{TR}$$

definiert, wo der Strahlengewichtsfaktor und  $D_{T,R}$  die durchschnittlich über das Gewebe oder das Organ T absorbierte Dosis ist.

Die Definition der Effektivdosis E ist durch den Ausdruck

$$E = \sum_T w_T \cdot H_T$$

gegeben, wo  $H_T$  die Äquivalentdosis im Organ oder dem Gewebe T ist und  $w_T$  der Gewebegewichtsfaktor für das Gewebe oder Organ T ist.

Die Effektivdosisleistung  $E$  ( $\tau$ ), ev. die Äquivalentdosis  $H_T$  ( $\tau$ ), ist das Zeitintegral der Leistung der Effektivdosis ist, ev. die Äquivalentdosis für die Zeit  $\tau$  ab Aufnahme der Radionuklide; wenn nicht anders angeführt, beträgt diese Zeit 50 Jahre ab Aufnahme der Radionuklide bei Erwachsenen und die Dauer bis 70 Jahren für die Aufnahme von Radionukliden bei Kindern; ähnlich definiert ist auch die kollektive Effektivdosisleistung, ev. die Effektivdosis.

Die genannten Größen – Effektivdosis und Effektivdosisleistung kann dann summiert werden und das so, daß die Jahresdosis aus äußerer Bestrahlung und die Effektivdosisleistung aus der jährlichen Aufnahme zusammengezählt werden. Der Bezug zum Risiko der Schädigung ist dann über den Risikoeffizienten gegeben, der durch die ICRP – Empfehlung Nr. 60 definiert ist und für die Bevölkerung  $7,3 \times 10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$  und für Mitarbeiter  $5,6 \times 10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$  beträgt. Das bedeutet, daß bei einer Bestrahlung von 10 Millionen Menschen mit einer Dosis von 1mSv (Jahresgrenzwert für die Bevölkerung) 730 Menschen (es wird mit 50 Jahren gerechnet) Schäden davortragen (fataler und nicht fataler Krebs, ernste genetische Folgen), was bei einem jährlichen Auftreten von ca. 26 000 Krebsfällen nicht von einer Abweichung vom Normalauftreten zu unterscheiden ist.

### Kinetik der Radionuklide im menschlichen Körper

Zur Berechnung der Größe der inneren Bestrahlung sind die Dosiskoeffizienten  $h_{inh}$  und  $h_{ing}$  aufgezählt, die die Dosis ausdrücken, die in Folgen des Einatmens, bzw. Schluckens von 1Bq eines bestimmten Radionuklids entstehen. Diese Dosiskoeffizienten wurden Großteils mit Hilfe neuer Modelle zur Kinetik von Radionukliden im menschlichen Körper errechnet. Die Modelle der Kinetik der Radionuklide im menschlichen Organismus entwickelten sich im vorigen Jahrzehnt sehr stark, einerseits aufgrund neuer Erkenntnisse über die physiologischen Vorgänge im Körper, andererseits auch aufgrund des großen Fortschritts im Bereich der Computer, so daß die Berechnung von komplexen Systemen mit Differentialgleichungen kein technisches Problem mehr darstellt. Zur Zeit befinden wir uns in einer Art Übergangsperiode, in der viele entwickelte Länder noch nicht auf das neue System umgestellt haben (z. B. Großbritannien wird erst ab 2000 auf die IBSS wechseln), in der sich die Anwendung alter und neuer Methoden überdeckt. Es gibt einige Literaturquellen, in denen für einen großen Teil der Radionuklide die Dosiskoeffizienten verglichen wurden (Silk et al., 1996). Aus diesen Vergleichen wird ersichtlich, daß die Effektivdosisleistung auf einen großen Teil der künstlichen Radionuklide, die in Kernkraftwerken durch die

Spaltung von nuklearem Material oder die Aktivierung von Konstruktionsmaterial entstehen, sich die Einführung der neuen Methode nicht sehr stark auswirkt und sich die Dosiskoeffizienten eher verringerten. Die Veränderungen betreffen vor allem die Transurane und das bei einigen durch die Dosiserhöhung pro Einheit der Aufnahme, bei anderen durch die Verringerung. Zu einer bedeutenden Veränderung (Erhöhung) kommt es bei einigen natürlichen Radionukliden, was für diese Studie nicht von Interesse ist.

Für Radionuklide, die Gegenstand der Bewertung sind, kam es zu keinen bedeutenden Veränderungen. Der Anteil von Radionukliden in flüssigem Abfall, der in der Bituminierungsanlage verarbeitet wird, wurde für die einzelnen Medien konservativ geschätzt, und das so, daß die zulässige maximale Undichtigkeit der Brennelementhüllen von 1 % und die damit verbundene Freisetzung von Spaltprodukten herangezogen wurde. Die Bedingung von 1 % gasförmiger Undichtigkeit gilt für alle WWER, die in der CR und den Nachbarländern betrieben werden. Langjährigen Erfahrungen mit dem KKW V1 und V2 in Jaslovské Bohunice und mit dem KKW Dukovany zeigen, daß die tatsächliche Undichtigkeit um einige Ordnungen niedriger liegt. Daher kann man berechtigterweise davon ausgehen, daß die Brennstoffqualität des KKW Temelin höher oder gleich der im KKW Dukovany sein wird; daher wird auch der Radionuklidanteil in den flüssigen Abfällen wahrscheinlich wesentlich niedriger sein, als im Vorbetriebssicherheitsbericht angeführt ist. Die Transurane waren im ursprünglichen Szenario aus dem Jahre 1995 nicht inkludiert. Bei der Schätzung der Auswirkungen einer eventuellen Freisetzung von Radionukliden aus der Bituminierungsanlage in die Umwelt bei einem Brand, ging man von dem berechneten Radionuklidinventar aus und die Aktivität der übrigen Radionuklide, die eventuell von Bedeutung sein könnten, wurde durch Analogiebildung berechnet. Die Dosisfaktoren sind aus IBSS übernommen worden, was der aktuellen SUJB – Verordnung Nr. 184/1997 des Gb. entspricht.

### **Bewertung der Bestrahlung anderer biologischer Objekte**

Bei der Bewertung der Strahlenauswirkung auf die Umwelt muß man berücksichtigen, daß die Gewebegewichtsfaktoren und die Strahlengewichtsfaktoren sich ausschließlich auf die Bestrahlung des Menschen beziehen und daher auch die Bezeichnung der Exposition in Sv nur auf Menschen bezogen wird.

Bei anderen Subjekten wird die Bestrahlung durch die absorbierte Dosis in Gy (Gray) ausgedrückt und selbstverständlich werden ebenfalls alle Bestrahlungspfade bedacht. Der Eintritt von Radionukliden in den lebenden Organismus hängt von der chemischen und physikalischen Form der Radionuklide ab, in lebenden Organismen verhalten sich Radionuklide genauso wie ihre nicht – aktiven Isotope, wenn es sich um Radionuklide handelt, die keine nicht – aktiven Isotope haben oder wenn diese nicht – aktiven Isotope in der Natur nur in geringsten Mengen auftreten, verhalten sie sich wie ihre chemischen Homologe. Auf Basis dieser Kenntnisse kann dann das Modellverhalten der Radionuklide auch in lebenden Organismen abgeleitet werden, sofern deren Stoffwechsel bekannt ist.

### **Abschätzung der Auswirkungen während eines Brandes in der Bituminierungsanlage freigesetzter Radionuklide auf die Gesundheit der Bevölkerung und die Umwelt**

Dies geschieht auf Basis des Vorbetriebssicherheitsberichts, wo als maximales negatives Ereignis unter Strahlenschutzaspekten auf die Umgebung der Brand in der Bituminierungsanlage und die Beschädigung der Integrität des Beckens für radioaktive Abfälle bezeichnet wurde.

Die maximal vorhandenen radioaktiven Stoffe in Kontakt mit brennbaren Medien sind insgesamt 16 Fässer mit schrittweise abkühlendem Bitumenprodukt auf dem Karussellförderer. Trotz der sehr niedrigen Wahrscheinlichkeit eines Brandes in der Bituminierungsanlage, was durch das sehr geringe Eintreten dieses Ereignisses in analogen Anlagen im Ausland nachgewiesen ist, wird präventiven Maßnahmen und Folgemaßnahmen die entsprechende Aufmerksamkeit geschenkt. Diese bestehen vor allem in der konsequenten Differentialthermischen Analyse des Bitumen – Abfallgemisches vor der Verarbeitung jeder Charge (Verhinderung von exothermischen Reaktionen) und weiters aus der Beobachtung des Raumes, wo die Fässer mit der Bitumenmischung gefüllt werden (die wahrscheinlichste Stelle für die Entstehung eines Brandes) mit einer Videokamera und der Anwendung eines elektrischen Brandmelders.

Bei der Entstehung eines Brands schaltet sich einerseits das System der Wasserkühlung der Fässer und andererseits das Brandschutzsystem der Ventilationstechnik ein, wo bei schrittweiser Verbrennung der Bitumenprodukte die Verbrennungsprodukte über einen Wasserfilter (Kühler) und weiter über einen mechanischen Filter über den Abluftkamin des Hilfsanlagegebäudes organisiert abgeführt werden.

Das Havarieszenario, für das EGP die radiologischen Folgen berechnete, ging von sehr konservativen Voraussetzungen aus, die waren

- während der Havarie verbrennen alle 16 Fässer mit Bitumenprodukt auf dem Karussellförderer
- das Bitumenprodukt wird verfestigte Sorbente enthalten – in den Verbrennungsprodukten wird jegliche in den Fässern enthaltene Aktivität in Form von Aerosolen freigesetzt
- die Freisetzung der Aktivität wird über 2 Stunden gleichmäßig verlaufen

Die Barrieren, die von den Verbrennungsprodukten vor der Ableitung durch den Abluftkamin des BAPP, passiert werden, sind zwei:

- „Waschmaschine“, für Verbrennungsprodukte mit einer projektierten Dekontaminationswirkung von 1 Ordnung
- die Dekontaminationswirksamkeit der Systeme der Aerosolfilter wird mit 4 Ordnungen angesetzt (mit der Ausnahme von C14, das nicht mit Aerosolfiltern herausgefiltert werden kann).

Diese Voraussetzungen sind angebracht, wenn unter den Radionukliden, mit denen gerechnet wird, daß sie im bituminierten Abfall enthalten sind, weder radioaktive Edelgase oder Radioisotope Jod sind. (Ein einziges langlebiges Radioisotop Jod <sup>129</sup> hat eine Halbwertszeit von  $1,57 \times 10^7$  Jahren. Dessen Aktivität im Brennstoff nach einer dreijährigen Kampagne ist um etwa 6 Ordnungen geringer als die Aktivität von <sup>137</sup>Cs. Somit ist offensichtlich, daß die Aktivität von <sup>129</sup>I vernachlässigbar ist). Die Cäsium – Radioisotope verdampfen schon bei einer Temperatur von ca. 350°, aber nach dem Eintritt in die „Waschmaschine“, für Verbrennungsprodukte wird mit deren Abkühlung gerechnet und nach Austritt werden diese bereits in der festen Phase (Aerosolphase) sein.

Das Inventar der Quellenelemente für die Freisetzung von Radionukliden aus der Bituminierungsanlage wird auf Basis der EGP – Berechnung in der nachfolgenden Tabelle P2 - 3 angeführt:

**Tabelle P2 – 3:**

*Abschätzung der Freisetzung von Radionukliden beim Brand von 16 Fässern bei einer Zusammensetzung der Radionuklide im Abfall laut EGP – Berechnung*

Radionuklid	Volumenaktivität der bitum. Sorbente (Bq/l)	aus dem Bitumen beim Brand freigesetzte Aktivität (Bq)	nach der Filterung aus dem Bitumen freigesetzte Aktivität (Bq)
<sup>14</sup> C	$1,1 \times 10^5$	$3,52 \times 10^8$	$3,52 \times 10^7$
<sup>51</sup> Cr	$2,0 \times 10^6$	$6,40 \times 10^9$	$6,40 \times 10^5$
<sup>54</sup> Mn	$3,0 \times 10^6$	$9,60 \times 10^9$	$9,60 \times 10^5$
<sup>55</sup> Fe	$4,4 \times 10^7$	$1,41 \times 10^{10}$	$1,41 \times 10^6$
<sup>58</sup> Co	$1,7 \times 10^6$	$5,44 \times 10^9$	$5,44 \times 10^5$
<sup>59</sup> Fe	$1,4 \times 10^5$	$4,48 \times 10^8$	$4,48 \times 10^4$
<sup>60</sup> Co	$3,0 \times 10^6$	$9,60 \times 10^9$	$9,60 \times 10^5$
<sup>63</sup> Ni	$4,3 \times 10^6$	$1,38 \times 10^9$	$1,38 \times 10^6$
<sup>90</sup> Sr	$7,7 \times 10^2$	$2,46 \times 10^6$	$2,46 \times 10^2$
<sup>95</sup> Zr	$4,8 \times 10^5$	$1,54 \times 10^8$	$1,54 \times 10^5$
<sup>95</sup> Nb	$1,8 \times 10^5$	$5,76 \times 10^8$	$5,76 \times 10^4$
<sup>134</sup> Cs	$2,4 \times 10^8$	$7,68 \times 10^{11}$	$7,68 \times 10^7$
<sup>137</sup> Cs	$7,5 \times 10^8$	$2,40 \times 10^{12}$	$2,40 \times 10^8$

Da die Zusammensetzung der Radionuklide aus Modellberechnungen stammt, wurde diese Zusammensetzung auch noch auf andere Art eingeschätzt.

## Einschätzung der Zusammensetzung der Quellenelemente auf Basis von Analogien mit den Ableitungen aus dem KKW Dukovany

Man geht davon aus, daß die Zusammensetzung des Abfalls bei der Radionuklidzusammensetzung bei Ableitungen in die Luft wie in die Fließgewässer gleich sollte. Die Radionuklidzusammensetzung der Ableitungen ist zwar für die jeweiligen KKW charakteristisch (Brennstoffdichtigkeit, Filterung der Ableitungen) hängt allerdings vor allem vom Kraftwerkstyp ab (Brennstoffart, Kühlmittel und Moderator). Sie verändert sich mit der Zeit in Abhängigkeit von der Tätigkeit des KKW, hat eine andere Zusammensetzung während Abschaltung und Wartung und Reparatur im Primärkreis und eine andere im Normalbetrieb. Die Angaben über die durchschnittliche Zusammensetzung der Ableitungen aus den verschiedenen KKW führt UNSCEAR (UNSCEAR, 1993) an. In Hinblick darauf, daß das KKW Temelin ebenso wie Dukovany einen Leichtwasserreaktor hat, wo als Moderator und Kühlmittel gewöhnliches (leichtes) Wasser verwendet wird, das unter hohem Druck strömt (PWR), kann man davon ausgehen, daß die Zusammensetzung der Ableitung grob gesehen ähnlich sein sollte.

Für die nachfolgenden Abschätzungen wurden dieselben Angaben über die Zusammensetzung des Radionuklidgemisches in den Ableitungen in Luft und Wasser für 1998 verwendet (Strahlensituation in der Umgebung des KKW Dukovany, 1997). Eine andere mögliche Methode ist die Verwendung des durchschnittlichen Gemisches während der gesamten Betriebsdauer des KKW Dukovany, die in den Monats-, Quartals- und Jahresberichten verwendet wird. Da es sich um eine sehr ungefähre Schätzung handelt, wurden die Angaben aus dem Jahr 1998 verwendet.

Die Schätzung wurde so durchgeführt, daß die Ableitungen der Radionuklide relativ zur Aktivität  $^{60}\text{Co}$  (wenn es sich um Aktivierungsprodukte handelte) und zur Aktivität  $^{90}\text{Sr}$  (Spaltprodukte) ausgedrückt werden.

Entsprechend ausgedrückt wurden die Aktivitätsverhältnisse der Aktivität der einzelnen Radionuklide aus den Tabellen des Vorinbetriebnahmesicherheitsberichts EGP.

Für die Schätzung der quantitativen Zusammensetzung des abgeleiteten Gemisches wurde ein sehr konservativer Zugang angewendet. Die Schätzung war für die Fälle notwendig, wo die Aktivität eines bestimmten Radionuklids den Großteil des Jahres nicht meßbar ist und daher im Bericht die Bandbreite angegeben wird (unter  $x$  und über  $y$ ). In diesen Fällen wurden die Durchschnittswerte des gegebenen Intervalls angegeben, auch wenn es für einen realistischeren Zugang notwendig wäre andere statistische Methoden zu verwenden, die stets zu niedrigeren Werten führen. Für einige Radionuklide wird die Ableitung beider Blöcke als *weniger als* angeführt (unter dem minimalen Detektionsaktivität – MDA), dann wird als beste Schätzung  $\frac{1}{2}$  MDA genommen, für 2 Blöcke ist dies dann das Doppelte dieses Wertes.

In der Tabelle P2 – 4 sind die Aktivitätswerte der einzelnen Radionuklide aus Tabelle P2 – 3 angeführt, die Aktivitätswerte der Aktivierungsprodukte sind als relativ zur Aktivität von Co-60, die Aktivitäten der Spaltprodukte relativ zur Aktivität von Sr-90. Die Aktivität von Zr-95 und Nb-95 sind relativ zu beiden angeführt, weil sie auch als Spaltprodukte entstehen können, Großteils kommen sie wahrscheinlich aus den Brennstoffhüllen.

**Tabelle P2 – 4:***Radionuklidzusammensetzung des Bitumengemisches laut EGP – Berechnungen*

Radionuklid	Meßaktivität des Bitumengemisches (Bq/l)	relativ zur Aktivität Co- 60	relativ zur Aktivität Sr-90
<sup>14</sup> C	1,1 x 10 <sup>5</sup>		
<sup>51</sup> Cr	2,0 x 10 <sup>6</sup>	0,7	
<sup>54</sup> Mn	3,0 x 10 <sup>6</sup>	1,0	
<sup>55</sup> Fe	4,4 x 10 <sup>7</sup>	15	
<sup>58</sup> Co	1,7 x 10 <sup>6</sup>	0,6	
<sup>59</sup> Fe	1,4 x 10 <sup>5</sup>	0,05	
<sup>60</sup> Co	3,0 x 10 <sup>6</sup>	1	
<sup>63</sup> Ni	4,3 x 10 <sup>6</sup>	1,4	
<sup>90</sup> Sr	7,7 x 10 <sup>2</sup>		1,0
<sup>95</sup> Zr	4,8 x 10 <sup>5</sup>	0,16	623
<sup>95</sup> Nb	1,8 x 10 <sup>5</sup>	0,06	233
<sup>134</sup> Cs	2,4 x 10 <sup>8</sup>		3,1 x 10 <sup>5</sup>
<sup>137</sup> Cs	7,5 x 10 <sup>8</sup>		1 x 10 <sup>6</sup>

In der Tabelle P2 – 5 werden die jährlichen Aerosolableitungen in die Luft durch beide Abluftkamine im KKW Dukovany im Jahr 1998 angeführt, und das einerseits an Gesamtaktivität der einzelnen Radionuklide, weiter relativ zur Aktivität Co-60 und zur Aktivität Sr-90.

**Tabelle P2 – 5:***Abschätzung der Radionuklidzusammensetzung des Abfalls auf Basis der Radionuklidzusammensetzung der Ableitungen in die Luft aus dem KKW Dukovany (Jahr 1997 – beide Ventilationskamine zusammen)*

Radionuklid	Aktivität (MBq)	relativ zur Aktivität Co- 60	relativ zur Aktivität Sr-90
<sup>51</sup> Cr	10	0,3	
<sup>54</sup> Mn	80	2,5	
<sup>58</sup> Co	60	2,0	
<sup>59</sup> Fe	15	0,5	
<sup>60</sup> Co	31	1,0	
<sup>90</sup> Sr	0,035		1,0
<sup>95</sup> Zr	1	0,03	30
<sup>95</sup> Nb	2	0,06	57
<sup>134</sup> Cs	0,4		11
<sup>137</sup> Cs	0,8		23
<sup>238</sup> Pu	0,004		0,11
<sup>239, 240</sup> Pu	0,002		0,06
<sup>241</sup> Am	0,001		0,02
<sup>242</sup> Cm	0,005		0,14
<sup>244</sup> Cm	0,001		0,03
<sup>110m</sup> Ag	14	0,5	

Neben den Radionukliden, die in Tabelle P2 – 3 und P2 – 4 sind, wird hier auch die Aktivität der Transurane und  $^{110m}\text{Ag}$  angeführt. Diese Radionuklide wurden deshalb ausgewählt, weil die Transurane in Ableitungen auftreten und daher auch in Abfällen in sehr geringen Mengen enthalten sind, dennoch sind die Übertragungskoeffizienten für die Berechnung der Effektivdosisleistung hoch und werden bei diesem Schritt einberechnet. Die Aktivität  $^{110m}\text{Ag}$  wird deswegen betrachtet, weil dieses Radionuklid in den Ableitungen vieler KKW vom Typ PWR auftritt und vermutlich durch die Aktivierung einiger Stahlzusätze im Primärkreis auftritt.

In Tabelle P2 – 6 werden auf ähnliche Weise die Ableitungen in die Fließgewässer angeführt. Hier werden nicht die Aktivitäten der Transurane angeführt, da diese nicht routinemäßig festgestellt werden.

**Tabelle P2 – 6:** Abschätzung der Radionuklidzusammensetzung der Abfälle auf Basis der Radionuklidzusammensetzung in den Ableitungen in die Fließgewässer aus dem KKW Dukovany (aus beiden Blöcken)

Radionuklid	Aktivität (MBq)	relativ zur Aktivität Co- 60	relativ zur Aktivität Sr-90
$^{51}\text{Cr}$	1,4	0,1	
$^{54}\text{Mn}$	9	0,6	
$^{59}\text{Fe}$	0,3	0,02	
$^{58}\text{Co}$	8	0,5	
$^{60}\text{Co}$	15	1	
$^{95}\text{Zr}$	0,3	0,02	0,2
$^{95}\text{Nb}$	0,2	0,01	0,1
$^{110m}\text{Ag}$	17	1,1	
$^{134}\text{Cs}$	1,2		12
$^{137}\text{Cs}$	4,5		45
$^{90}\text{Sr}$	0,1		1,0

Die Aktivität der einzelnen Radionuklide relativ zu den Aktivitäten von Co – 60, bzw. Sr – 90 sind bei den Ordnungsgrößen entsprechend den Werten von EGP mit Ausnahme der Aktivität der Cäsium – Radioisotope zur Aktivität von Sr – 90. Dieser Unterschied ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, daß bei den Berechnungen von EGP mit der zulässigen Undichtigkeit des Brennstoffs und einem daher wesentlich höheren Auftreten von Cäsium – Radioisotopen als in den Ableitungen des KKW Dukovany vorhanden sind gerechnet wurde. Dukovany ist für die außerordentlich hohe Brennstoffqualität bekannt und hat daher eine wesentlich geringere Anzahl an Undichtigkeiten als es die Grenzwerte für den Betrieb vorschreiben.

In Hinblick darauf, daß die Transuranradionuklide aus den Brennstoffelementen wesentlich schwieriger als die Radioisotope von Cäsium gelangen, wurde zur Schätzung ihrer Aktivität das Verhältnis zur Sr – 90 Aktivität gewählt. In der Tabelle P2 – 7 wurde die Aktivität der Transurane und von  $^{110m}\text{Ag}$  zum Inventar der Radionuklidaktivität zusammen mit den Volumenaktivitäten gemäß EGP – Tabelle P2-4 dazugerechnet. Im vorhergehenden Text wurde, in Hinblick darauf, daß es sich um die qualitative Zusammensetzung der Gemische handelt, über Aktivitäten gesprochen, es handelte sich allerdings um Volumenaktivitäten in Bq/l.