

<b>Zeitschrift:</b>	Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz = Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse = Radioattività dell'ambiente e dosi d'irradiazione in Svizzera
<b>Herausgeber:</b>	Bundesamt für Gesundheit, Abteilung Strahlenschutz
<b>Band:</b>	- (2002)
<b>Rubrik:</b>	Überwachung der Kernanlagen : Emissionen und Immissionen

#### **Nutzungsbedingungen**

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

#### **Conditions d'utilisation**

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

#### **Terms of use**

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

**Download PDF:** 29.09.2025

**ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>**

## 8. Überwachung der Kernanlagen: Emissionen und Immissionen (Zusammenfassung)

**F. Cartier, A. Leupin**

Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, HSK, 5232 VILLIGEN-HSK

### Zusammenfassung

Die Abgaben radioaktiver Stoffe mit Abwasser und Abluft lagen im Jahr 2002 für die vier Schweizer Kernkraftwerke Beznau (KKB), Gösgen (KKG), Leibstadt (KKL) und Mühleberg (KKM) sowie für das Paul-Scherrer-Institut (PSI) und das am gleichen Standort domizilierte Zentrale Zwischenlager Würenlingen (ZZL) deutlich unterhalb der Jahres- und Kurzzeit-Abgabelimiten. Die aus den tatsächlichen Abgaben errechnete Strahlenexposition ist selbst unter Berücksichtigung der Ablagerungen aus den Vorjahren für Erwachsene und Kleinkinder weit unterhalb des quellenbezogenen Dosisrichtwertes von 0,2 mSv pro Jahr.

Die externe Strahlung ist mit dem **Messnetz zur automatischen Dosisleistungsüberwachung in der Umgebung der Kernkraftwerke (MADUK)** ständig überwacht worden. Um das KKB, ZZL und das PSI sind 17, beim KKG 16 und beim KKL und KKM je 12 Ortsdosisleistungs-Messonden bis zu einem Abstand von bis zu ca. 5 km im Betrieb. Die Messwerte dieser MADUK-Sonden werden alle 10 Minuten in die Zentrale übertragen und automatisch analysiert. Gegebenenfalls werden Abweichungen vom natürlichen Schwankungsbereich signalisiert und automatisch dem HSK-Pikett gemeldet. Die im Berichtsjahr erkannten, nicht meteorologisch bedingten Abweichungen oder Ausfälle liessen sich mit in der Nähe der MADUK-Sonden durchgeführten Kalibrierungsarbeiten an NADAM-Sonden, mit Defekten bei der Sonden-elektronik resp. Umbauten an MADUK-Sonden erklären.

Im Rahmen des permanenten Probenahme- und Messprogrammes für Immission wurden die wichtigsten Expositionspfade radioaktiver Stoffe in der Umgebung überwacht.

Bei den luftgetragenen Stoffen können die gemessenen künstlichen Radionuklide im allgemeinen mit den Atomwaffentests ( $^{90}\text{Sr}$  und  $^{137}\text{Cs}$ ) oder mit dem Reaktorunfall in Tschernobyl ( $^{137}\text{Cs}$ ) in Verbindung gebracht werden. Die langjährige Messreihe der UNI-Bern von  $^{14}\text{C}$  in Baumblättern der Umgebung der Siedewasserreaktoren wurde fortgesetzt.

Im aquatischen Milieu zeigten Wasser- und Sedimentproben Spuren von künstlichen Radionukliden, wie  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{58}\text{Co}$ ,  $^{60}\text{Co}$  und  $^{134}\text{Cs}$ , welche aus den Abgaben der Kernanlagen stammen; zudem wurde auch Tritium und  $^{137}\text{Cs}$  festgestellt (vgl. 4.3).

Im April wurden im Rhein unterhalb von Basel im Monatsmittel Tritium-Konzentrationen von rund 9 Bq/l gemessen. Oberhalb des Zuflusses der Aare lag die Tritium-Aktivität bei rund 3 Bq/l. Zur gleichen Zeit zeigten die Messtellen oberhalb und unterhalb von KKL, KKB und PSI 6 bis 9 Bq/l und unterhalb von KKG an zwei Wochenproben 15 Bq/l. Die Druckwasserreaktoren geben im Rahmen der bewilligten Limiten während des normalen jährlichen Betriebszykluses vor der Jahresrevision vermehrt Tritium mit dem Abwasser ab; im April stammte rund 80% aus dem KKG. Die in Aare und Rhein gemessenen Tritium-Konzentrationen sind somit durch Abgaben aus Druckwasserreaktoren zu erklären. Radiologisch sind die festgestellten Tritiumkonzentrationen im Flusswasser unbedeutend. Sie liegen weit unterhalb des Immissionsgrenzwertes nach Artikel 102, Absatz 2 der StSV von 12'000 Bq/kg Tritium.

In Lebensmitteln konnte keine Erhöhung von künstlichen Radionukliden gemessen werden, die auf erhöhte Abgaben im Betrieb der schweizerischen Kernanlagen schliessen lassen.

## 8.1 Emission aus den Kernanlagen

**F. Cartier, A. Leupin, J. Löhle, W. Baur und M. Schibli**

Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, HSK, 5232 VILLIGEN-HSK

Die Abgaben von Abluft und Abwasser der schweizerischen Kernkraftwerke sind in Figur 1 für die letzten fünf Jahre im Vergleich zu den Jahreslimiten dargestellt. Alle Kernkraftwerke haben die Jahres- und die Kurzzeitlimiten eingehalten. Tabelle 1a zeigt die gemessenen Abgabewerte sowie die unter ungünstigen Annahmen errechneten Personendosen für Erwachsene und Kleinkinder im Jahr 2002. Die Abgaben des Paul Scherrer Instituts und die daraus in gleicher Weise berechnete Dosiswerte sind in Tabelle 1b zusammengestellt. Eine nuklidspezifische Aufschlüsselung der Aktivitätsabgaben mit dem Abwasser sind in Tabelle 1c, mit der Abluft in den Tabellen 1d und 1e aufgelistet. Die Fussnoten (Seite B.8.1.8) zu den Tabellen geben Hinweise zu den Limiten, den Messungen und den bei der Berechnung der Jahresdosis verwendeten Annahmen.

Die Abgabemessungen der Kernkraftwerke wurden mit insgesamt mehr als 150 Proben durch die Behörden kontrolliert. Dabei wurden Aerosol- und Jodfilter sowie Abwasserproben stichprobenweise analysiert. Die Ergebnisse stimmen im Rahmen der Vorgaben überein und zeigen, dass die Abgaberegelmente beachtet werden.

Die aus den Emissionen der Kernkraftwerke errechnete Jahresdosis für Einzelpersonen der Bevölkerung in unmittelbarer Nähe der Anlage beträgt unter Berücksichtigung der Ablagerungen aus den Vorjahren beim KKB ungefähr 0.002 mSv, beim KKG 0.005 mSv, beim KKL 0.008 mSv und beim KKM ungefähr 0.006 mSv. Die berechneten Dosiswerte für Einzelpersonen der Bevölkerung betrugen im Jahr 2002 somit einen Bruchteil des quellenbezogenen Dosisrichtwerts von 0.2 mSv pro Jahr.

Die HSK berücksichtigt bei den Dosisberechnungen die  $^{14}\text{C}$ -Abgaben, da diese seit einigen Jahren aufgrund der übrigen geringen Abgaben die Dosis bestimmen. Das radioaktive Kohlenstoffisotop  $^{14}\text{C}$  entsteht im Reaktor durch Kernreaktionen von Neutronen mit Stickstoff, Kohlenstoff und Sauerstoff. Die Produktionsrate in den Kernkraftwerken ist primär von der Reaktorleistung, aber auch von weiteren Faktoren abhängig, die gegenwärtig in den Schweizer Kernkraftwerken vertieft untersucht werden. KKL führt schon seit längerer Zeit aus eigener Veranlassung  $^{14}\text{C}$  Messungen durch. Mitte 1998 wurde das System zur Messung von

$^{14}\text{C}$  aufgrund der Resultate einer internationalen Vergleichsmessung neu kalibriert, was dazu führte, dass die für Einzelpersonen der Bevölkerung errechnete Dosis seit 1998 etwas höher ist. Die im Jahr 2001 im KKG aufgenommenen Messung der  $^{14}\text{C}$ -Abgaben wurden auch im Berichtsjahr, insbesondere zur Aufschlüsselung der organischen und anorganischen Anteile, fortgesetzt. Die Messungen zeigen höhere Abgabewerte und grössere Schwankungsbreiten als aufgrund von Erfahrungswerten und aus Literaturangaben zu erwarten wäre. Für die Dosisberechnung wurden beim KKG ebenfalls die gemessenen Werte verwendet, was den Anstieg der in diesem Jahr ausgewiesenen Dosis im Vergleich zu den Berechnungen vor 2001 erklärt. Bei den beiden andern schweizerischen Kernkraftwerken werden bei der Dosisberechnung für die  $^{14}\text{C}$ -Abgaben weiterhin Erfahrungswerte eingesetzt; welche jedoch in den nächsten Jahren ebenfalls Gegenstand einer Überprüfung sein werden.

Bei der Bewertung der errechneten Dosiswerte gilt es zu beachten, dass diese auf jeden Fall unterhalb von 0,01 mSv liegen. Dosen in einer solchen Grössenordnung gelten gemäss Artikel 5 und Artikel 6 der Strahlenschutzverordnung in jedem Fall als gerechtfertigt und optimiert.

Die Kernkraftwerke waren für Revisionsarbeiten während folgender Perioden abgestellt: KKB I vom 28. Juni bis 28. Juli, KKB II vom 3. August bis 20. August, KKG vom 8. Juni bis 28. Juni, KKL vom 3. August bis zum 18. August und KKM vom 11. August bis 30. August 2002.

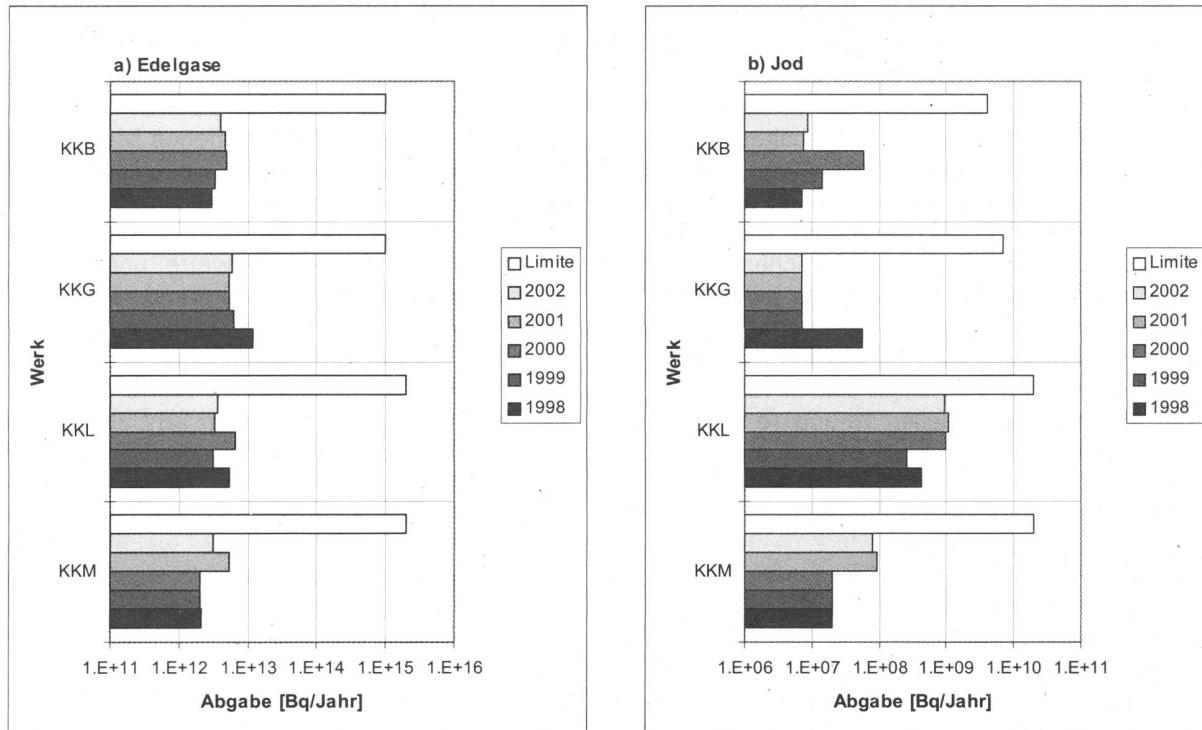
Das PSI ist aufgrund der Bewilligung für die Abgabe radioaktiver Stoffe und die Direktstrahlung verpflichtet, sowohl für die einzelnen Anlagen als auch für die Gesamtanlage des PSI die aus den Abgaben resultierende Dosis in der Umgebung zu berechnen. Beim PSI errechnet die HSK eine Jahresdosis für Einzelpersonen in der Umgebung von weniger als 0.006 mSv. Beinahe die gesamte Dosis ergibt sich hier durch die Abgabe von kurzlebigen radioaktiven Gasen aus den Teilchenbeschleunigern im Westteil. Die vom PSI und von der HSK unabhängig voneinander durchgeföhrten Berechnungen zeigen, dass selbst unter ungünstigen Annahmen die Jahresdosis für Einzelpersonen der Bevölkerung in der Umgebung deutlich unterhalb des Dosisanteils des PSI von 0,5 mSv pro Jahr am

quellenbezogenen Dosisrichtwert des gemeinsamen Standortes PSI und ZZL liegt.

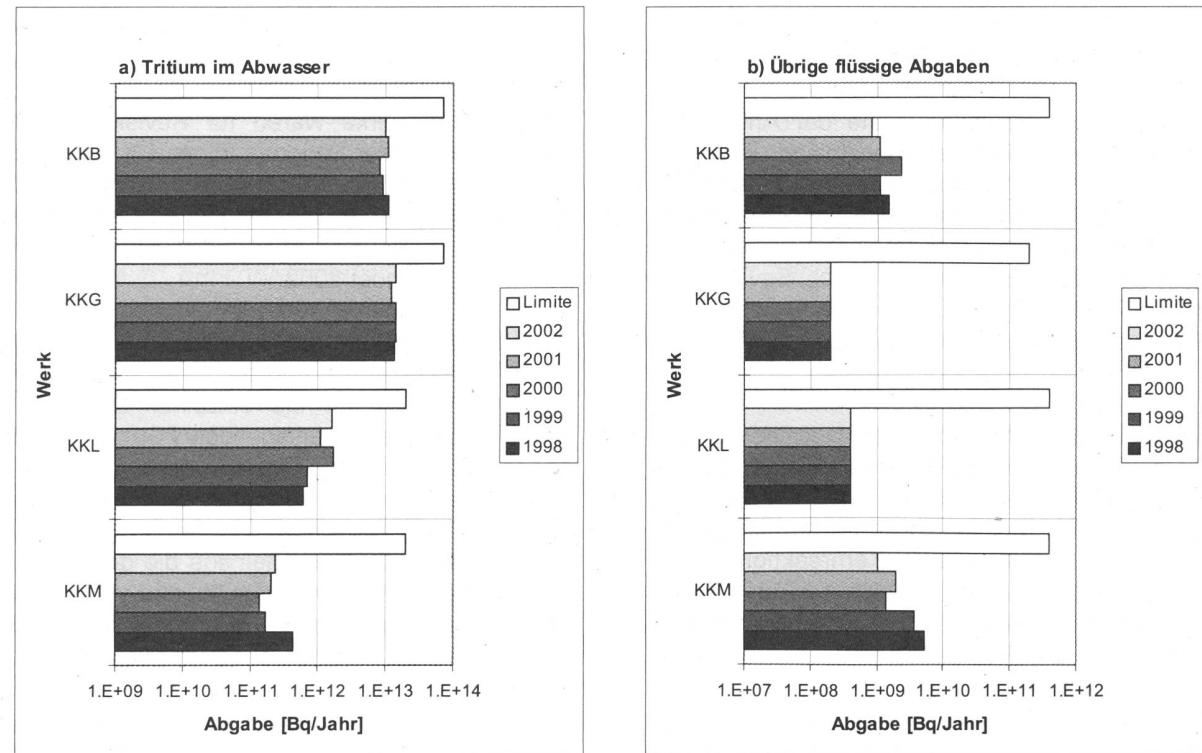
Beim Zentralen Zwischenlager Würenlingen (ZZL) erfolgten im Berichtsjahr weitere Einlagerungen in die Lagergebäude für hoch- und mittelaktive Abfäl-

le. Die Konditionier- sowie die Verbrennungsanlage waren noch nicht in Betrieb. Die gemessenen radioaktiven Abgaben an die Umwelt waren unbedeutend.

## 1. Abluft



## 2. Abwasser



**Fig 1:** Abgaben der schweizerischen Kernkraftwerke in den letzten fünf Jahren im Vergleich mit den Abgabelimiten.  
(Siehe Tabelle 1a) ( $1E+9 = 10^9$ )

**Tabelle 1a:** Zusammenstellung der Abgaben radioaktiver Stoffe der Kernkraftwerke an die Umgebung im Jahr 2002 und die daraus berechnete Dosis für Einzelpersonen der Bevölkerung. (Fussnoten auf Seite 8.1.8)

Anlage	Medium	Art der Abgaben <sup>4)</sup>	Abgabelimiten <sup>1)</sup> Bq/Jahr	Tatsächliche Abgaben <sup>2), 4)</sup>		Berechnete Jahresdosis <sup>3)</sup>		
				Aequivalentabgaben (Vergleich mit den Limiten) Bq/Jahr	Prozent der Limite Bq/Jahr	Bq/Jahr	Erwachsener mSv/Jahr	Kleinkind mSv/Jahr
<b>KKB1 + KKB2</b>	Abwasser (4070 m <sup>3</sup> )	Nuklidgemisch	4·10 <sup>11</sup>	8.4·10 <sup>8</sup>	0.2%	2.4·10 <sup>10</sup>	<0.001	<0.001
		Tritium	7·10 <sup>13</sup>	9.9·10 <sup>12</sup>	14%	9.9·10 <sup>12</sup>	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	1·10 <sup>15</sup>	4.1·10 <sup>12</sup>	0.4%	3.6·10 <sup>12</sup>	<0.001	<0.001
		Aerosole	6·10 <sup>9</sup>	-	<0.1%	8.9·10 <sup>5</sup>	<0.001	<0.001
		Iod: <sup>131</sup> I	4·10 <sup>9</sup>	8.8·10 <sup>6</sup>	0.2%	8.8·10 <sup>6</sup>	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff (CO <sub>2</sub> ): <sup>14</sup> C	-	-	-	4.0·10 <sup>10</sup>	0.0012	0.0020
	Gesamtdosis						0.0013	0.0022
<b>KKM</b>	Abwasser (6604 m <sup>3</sup> )	Nuklidgemisch	4·10 <sup>11</sup>	1.0·10 <sup>9</sup>	0.3%	6.9·10 <sup>9</sup>	<0.001	<0.001
		Tritium	2·10 <sup>13</sup>	2.4·10 <sup>11</sup>	1.2%	2.4·10 <sup>11</sup>	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	2·10 <sup>15</sup>	3.1·10 <sup>12</sup>	0.2%	6.2·10 <sup>12</sup>	<0.001	<0.001
		Aerosole	2·10 <sup>10</sup>	-	<0.1%	1.1·10 <sup>7</sup>	0.0051	0.0043
		Iod: <sup>131</sup> I	2·10 <sup>10</sup>	7.9·10 <sup>7</sup>	0.4%	7.9·10 <sup>7</sup>	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff (CO <sub>2</sub> ): <sup>14</sup> C	-	-	-	2·10 <sup>11</sup>	<0.001	0.0012
	Gesamtdosis						0.0058	0.0055
<b>KKG</b>	Abwasser (7683 m <sup>3</sup> )	Nuklidgemisch	2·10 <sup>11</sup>	-	<0.1%	1.7·10 <sup>7</sup>	<0.001	<0.001
		Tritium	7·10 <sup>13</sup>	1.4·10 <sup>13</sup>	20%	1.4·10 <sup>13</sup>	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	1·10 <sup>15</sup>	<6.0·10 <sup>12</sup>	0.6%	<5.4·10 <sup>12</sup>	<0.001	<0.001
		Aerosole	1·10 <sup>10</sup>	-	<0.1%	1.5·10 <sup>5</sup>	<0.001	<0.001
		Iod: <sup>131</sup> I	7·10 <sup>9</sup>	-	<0.1%	-	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff (CO <sub>2</sub> ): <sup>14</sup> C	-	-	-	4.0·10 <sup>11</sup>	0.0028	0.0047
	Gesamtdosis						0.0029	0.0048
<b>KKL</b>	Abwasser (13973 m <sup>3</sup> )	Nuklidgemisch	4·10 <sup>11</sup>	-	<0.1%	2.0·10 <sup>8</sup>	<0.001	<0.001
		Tritium	2·10 <sup>13</sup>	1.6·10 <sup>12</sup>	8.0%	1.6·10 <sup>12</sup>	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	2·10 <sup>15</sup>	3.7·10 <sup>12</sup>	0.2%	8.5·10 <sup>12</sup>	<0.001	<0.001
		Aerosole	2·10 <sup>10</sup>	-	<0.1%	7.6·10 <sup>7</sup>	<0.001	<0.001
		Iod: <sup>131</sup> I	2·10 <sup>10</sup>	9.5·10 <sup>8</sup>	4.5%	9.0·10 <sup>8</sup>	<0.001	0.001
		Kohlenstoff (CO <sub>2</sub> ): <sup>14</sup> C	-	-	-	7.5·10 <sup>11</sup>	0.0040	0.0068
	Gesamtdosis						0.0043	0.0076

**Tabelle 1b:** Zusammenstellung der Abgaben des Paul Scherrer Instituts im Jahr 2002 und der daraus berechnete Dosis für Einzelpersonen der Bevölkerung  
(Fussnoten auf Seite 8.1.8)

	Hoch-kamin (PSI Ost)	Verbren-nungs-anlage (PSI Ost)	Saphir, Proteus (PSI Ost)	C-Labor, Labor für radioaktive Abfälle Ost	Bundes-zwischen-lager	Zentrale Fortluftan-lage (PSI West)	Injektor I (PSI West)	Injektor II (PSI West)	C-Labor (PSI West)	Abwasser PSI (2314 m <sup>3</sup> )	Gesamt-anlage des PSI
<b>Abgaben im Abwasser</b> <sup>2), 4)</sup> [Bq]											
Nuklidgemisch ohne Tritium	-	-	-	-	-	-	-	-	-	$4.2 \cdot 10^7$	$4.2 \cdot 10^7$
Tritium	-	-	-	-	-	-	-	-	-	$2.7 \cdot 10^{11}$	$2.7 \cdot 10^{11}$
<b>Abgaben über die Abluft</b> <sup>2), 4)</sup> [Bq]											
Edelgase und andere Gase	$4.7 \cdot 10^{11}$	-	-	-	-	$1.1 \cdot 10^{14}$	$8.1 \cdot 10^9$	$9.2 \cdot 10^{10}$	-	-	$1.1 \cdot 10^{14}$
$\beta/\gamma$ -Aerosole (ohne Iod, Halbwertszeit>8 Std)	$7.1 \cdot 10^4$	$1.7 \cdot 10^8$	$6.2 \cdot 10^3$	-	-	$6.3 \cdot 10^9$	$1.3 \cdot 10^4$	$2.3 \cdot 10^6$	-	-	$6.5 \cdot 10^9$
$\alpha$ -Aerosole	-	$4.9 \cdot 10^6$	-	-	-	-	-	-	-	-	$4.9 \cdot 10^6$
Iod ( <sup>131</sup> I-aeq.)	$1.7 \cdot 10^8$	$2.0 \cdot 10^7$	-	$1.1 \cdot 10^5$	-	$2.0 \cdot 10^7$	-	-	-	-	$2.1 \cdot 10^8$
Tritium (tritiiertes Wasser, HTO)	$1.3 \cdot 10^{11}$	$8.1 \cdot 10^{10}$	$1.7 \cdot 10^{10}$	$7.6 \cdot 10^{11}$	$6.7 \cdot 10^8$	$6.8 \cdot 10^{11}$	-	-	-	-	$1.7 \cdot 10^{12}$
Kohlenstoff (CO <sub>2</sub> ): <sup>14</sup> C	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Jahresdosis</b> <sup>3)</sup> [mSv/Jahr] für:											
Erwachsene	<0.00015	0.0004	<0.00015	0.0002	<0.00015	0.0036	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.0055
Kleinkinder	<0.00015	0.0008	<0.00015	0.0002	<0.00015	0.0036	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.0055
<b>Anteil am quellenbezogenen Dosisrichtwert</b> <sup>1)</sup>	<0.1%	0.5%	<0.1%	0.1%	<0.1%	2.4 %	<0.1%	<0.1%	<0.1%	<0.1%	<4%

**Tabelle 1c:** Flüssige Abgaben der Kernanlagen an die Aare oder den Rhein, 2002: Summe der bei Einzelmessungen nachgewiesenen Aktivitätsabgaben<sup>2)</sup> (Fussnoten auf Seite 8.1.8)

<b>Nuklid β/γ-Strahler</b>	<b>Abgaben [Bq im Jahr]</b>				
	<b>Beznau</b>	<b>Gösgen</b>	<b>Leibstadt</b>	<b>Mühleberg</b>	<b>PSI</b>
<sup>3</sup> H	$9.9 \cdot 10^{12}$	$1.4 \cdot 10^{13}$	$1.6 \cdot 10^{12}$	$2.4 \cdot 10^{11}$	$2.7 \cdot 10^{11}$
<sup>7</sup> Be					$4.1 \cdot 10^5$
<sup>22</sup> Na					$1.3 \cdot 10^6$
<sup>24</sup> Na	$1.5 \cdot 10^7$			$8.2 \cdot 10^6$	
<sup>35</sup> S					
<sup>51</sup> Cr	$1.6 \cdot 10^7$			$1.5 \cdot 10^8$	
<sup>54</sup> Mn	$1.1 \cdot 10^8$	$1.6 \cdot 10^5$	$5.9 \cdot 10^5$	$1.0 \cdot 10^9$	$2.9 \cdot 10^5$
<sup>56</sup> Mn					
<sup>59</sup> Fe	$8.2 \cdot 10^4$			$1.6 \cdot 10^7$	
<sup>57</sup> Co	$2.2 \cdot 10^8$				$1.9 \cdot 10^5$
<sup>58</sup> Co	$2.2 \cdot 10^{10}$		$3.0 \cdot 10^5$	$6.9 \cdot 10^8$	$1.7 \cdot 10^5$
<sup>60</sup> Co	$1.3 \cdot 10^9$	$6.0 \cdot 10^6$	$4.6 \cdot 10^7$	$3.2 \cdot 10^9$	$4.4 \cdot 10^6$
<sup>65</sup> Zn	$5.2 \cdot 10^5$			$4.2 \cdot 10^8$	$3.6 \cdot 10^4$
<sup>89</sup> Sr	$2.6 \cdot 10^7$			$8.2 \cdot 10^6$	
<sup>90</sup> Sr/ <sup>90</sup> Y	$8.7 \cdot 10^6$			$3.4 \cdot 10^6$	$1.0 \cdot 10^6$
<sup>95</sup> Zr	$6.0 \cdot 10^6$	$2.7 \cdot 10^5$		$8.6 \cdot 10^5$	
<sup>97</sup> Zr	$2.7 \cdot 10^6$				
<sup>95</sup> Nb	$1.9 \cdot 10^7$	$1.3 \cdot 10^6$		$5.4 \cdot 10^6$	
<sup>99</sup> Mo	$1.3 \cdot 10^7$				
<sup>99m</sup> Tc	$1.9 \cdot 10^6$			$2.8 \cdot 10^7$	
<sup>103</sup> Ru	$2.6 \cdot 10^6$				
<sup>115m</sup> Cd	$1.5 \cdot 10^7$				
<sup>110m</sup> Ag	$4.6 \cdot 10^7$	$1.1 \cdot 10^6$			
<sup>122</sup> Sb	$1.3 \cdot 10^7$	$2.5 \cdot 10^5$			
<sup>124</sup> Sb	$3.0 \cdot 10^8$	$4.4 \cdot 10^6$		$4.5 \cdot 10^6$	$5.1 \cdot 10^3$
<sup>125</sup> Sb	$2.2 \cdot 10^8$	$1.1 \cdot 10^6$		$1.7 \cdot 10^6$	$3.4 \cdot 10^5$
<sup>123m</sup> Te		$1.9 \cdot 10^6$			
<sup>132</sup> Te	$3.7 \cdot 10^5$				
<sup>125</sup> I					$1.9 \cdot 10^7$
<sup>126</sup> I					
<sup>131</sup> I	$2.0 \cdot 10^7$	$4.1 \cdot 10^5$	$8.8 \cdot 10^6$	$4.1 \cdot 10^6$	$1.7 \cdot 10^6$
<sup>133</sup> I	$9.3 \cdot 10^6$	$8.8 \cdot 10^5$		$2.4 \cdot 10^6$	
<sup>134</sup> Cs	$3.6 \cdot 10^7$		$4.6 \cdot 10^7$	$1.5 \cdot 10^7$	$4.1 \cdot 10^5$
<sup>136</sup> Cs					
<sup>137</sup> Cs	$3.3 \cdot 10^8$		$9.4 \cdot 10^7$	$1.3 \cdot 10^9$	$1.0 \cdot 10^7$
<sup>133</sup> Ba					$3.3 \cdot 10^3$
<sup>140</sup> Ba	$5.6 \cdot 10^7$			$1.1 \cdot 10^7$	
<sup>140</sup> La	$3.2 \cdot 10^5$				
<sup>141</sup> Ce	$1.0 \cdot 10^4$				$1.3 \cdot 10^4$
<sup>143</sup> Ce	$3.3 \cdot 10^5$				
<sup>144</sup> Ce	$1.3 \cdot 10^6$				
<sup>152</sup> Eu					$2.0 \cdot 10^6$
<sup>154</sup> Eu					$1.8 \cdot 10^7$
<sup>239</sup> Np	$4.7 \cdot 10^6$				
<b>α-Strahler</b>		$< 1.7 \cdot 10^5$	$6.3 \cdot 10^5$	$1.6 \cdot 10^6$	
<sup>210</sup> Po					$4.3 \cdot 10^3$
<sup>234/238</sup> U					$4.0 \cdot 10^5$
<sup>239/240</sup> Pu					$1.4 \cdot 10^5$
<sup>238</sup> Pu/ <sup>241</sup> Am					$4.0 \cdot 10^4$
<sup>244</sup> Cm					$1.3 \cdot 10^3$

**Tabelle 1d:** Abgaben der Kernanlagen mit der Abluft, 2002: Summe der bei Einzelmessungen nachgewiesenen Aktivitätsabgaben (Fussnoten auf Seite 8.1.8)

Nuklid $\beta/\gamma$ -Strahler	Abgaben [Bq im Jahr]				
	Beznau	Gösgen	Leibstadt	Mühleberg	PSI
Tritium			$1.3 \cdot 10^{12}$		$1.7 \cdot 10^{12}$
$^{11}\text{C}$					$2.1 \cdot 10^{13}$
$^{14}\text{C} (\text{CO}_2)$		$4.0 \cdot 10^{11}$	$7.5 \cdot 10^{11}$		
$^{13}\text{N}$					$2.1 \cdot 10^{13}$
$^{15}\text{O}$					$6.4 \cdot 10^{13}$
$^{18}\text{F}$					$2.4 \cdot 10^{10}$
$^{41}\text{Ar}$				$2.1 \cdot 10^9$	$3.7 \cdot 10^{12}$
$^{85}\text{Kr}$			$5.3 \cdot 10^{10}$		$4.7 \cdot 10^{11}$
$^{85m}\text{Kr}$	$1.6 \cdot 10^{11}$		$4.4 \cdot 10^9$	$9.0 \cdot 10^{10}$	
$^{87}\text{Kr}$				$8.8 \cdot 10^9$	
$^{88}\text{Kr}$				$3.8 \cdot 10^9$	
$^{127}\text{Xe}$					$1.8 \cdot 10^9$
$^{131m}\text{Xe}$				$1.4 \cdot 10^{11}$	
$^{133}\text{Xe}$	$1.3 \cdot 10^{12}$		$3.2 \cdot 10^{12}$	$4.9 \cdot 10^{12}$	
$^{133m}\text{Xe}$					
$^{135}\text{Xe}$	$1.9 \cdot 10^{12}$		$2.4 \cdot 10^{12}$	$8.3 \cdot 10^{10}$	
$^{135m}\text{Xe}$			$2.8 \cdot 10^{12}$	$2.5 \cdot 10^{11}$	
$^{137}\text{Xe}$				$4.6 \cdot 10^{10}$	
$^{138}\text{Xe}$			$2.1 \cdot 10^{10}$	$6.4 \cdot 10^{11}$	
EG-Aequiv. <sup>4)</sup>				$6.0 \cdot 10^{11}$	
EG: $\beta$ -total		$5.4 \cdot 10^{12}$			
Andere	$2.7 \cdot 10^{11}$				
<b>Jod</b>					
$^{123}\text{I}$					$8.9 \cdot 10^7$
$^{124}\text{I}$					$3.8 \cdot 10^6$
$^{125}\text{I}$					$1.2 \cdot 10^8$
$^{126}\text{I}$					$2.4 \cdot 10^6$
$^{131}\text{I}$	$8.8 \cdot 10^6$		$9.0 \cdot 10^8$	$7.9 \cdot 10^7$	$1.2 \cdot 10^8$
$^{133}\text{I}$	$4.7 \cdot 10^7$				

**Tabelle 1e:** Abgaben der Kernanlagen mit der Abluft, 2002. (Fortsetzung)

Nuklid $\beta/\gamma$ -Aerosole	Abgaben [Bq im Jahr]				
	Beznau	Gösgen	Leibstadt	Mühleberg	PSI
$^{ 7}\text{Be}$					$2.9 \cdot 10^5$
$^{ 24}\text{Na}$					$4.7 \cdot 10^6$
$^{ 38}\text{S}$					$3.0 \cdot 10^9$
$^{ 38}\text{Cl}$					$1.1 \cdot 10^{11}$
$^{ 39}\text{Cl}$					$3.2 \cdot 10^{10}$
$^{ 51}\text{Cr}$					
$^{ 54}\text{Mn}$				$1.5 \cdot 10^4$	
$^{ 57}\text{Co}$					
$^{ 58}\text{Co}$	$3.7 \cdot 10^5$			$2.7 \cdot 10^4$	
$^{ 60}\text{Co}$	$4.6 \cdot 10^4$	$1.5 \cdot 10^5$	$3.6 \cdot 10^4$	$1.2 \cdot 10^6$	$1.9 \cdot 10^6$
$^{ 65}\text{Zn}$				$1.2 \cdot 10^5$	$3.2 \cdot 10^7$
$^{ 69}\text{Ge}$					
$^{ 74}\text{As}$					
$^{ 75}\text{Se}$					$1.5 \cdot 10^6$
$^{ 76}\text{Br}$					$9.3 \cdot 10^6$
$^{ 77}\text{Br}$					$1.3 \cdot 10^7$
$^{ 82}\text{Br}$					$5.4 \cdot 10^8$
$^{ 90}\text{Sr}$					
$^{ 99m}\text{Tc}$					$1.1 \cdot 10^9$
$^{ 106}\text{Ru/Rh}$					
$^{ 108m}\text{Ag}$					$2.0 \cdot 10^5$
$^{ 110m}\text{Ag}$					$5.4 \cdot 10^7$
$^{ 123m}\text{Te}$					$8.2 \cdot 10^5$
$^{ 125m}\text{Te}$					$3.5 \cdot 10^7$
$^{ 124}\text{Sb}$					$2.1 \cdot 10^6$
$^{ 125}\text{Sb}$	$3.5 \cdot 10^5$				$6.1 \cdot 10^6$
$^{ 131}\text{I}$			$4.5 \cdot 10^7$	$8.2 \cdot 10^5$	
$^{ 134}\text{Cs}$					$6.2 \cdot 10^5$
$^{ 137}\text{Cs}$	$1.2 \cdot 10^5$			$2.1 \cdot 10^6$	$3.3 \cdot 10^7$
$^{ 140}\text{Ba}$			$1.7 \cdot 10^7$	$6.6 \cdot 10^6$	
$^{ 140}\text{La}$			$1.4 \cdot 10^7$		
$^{ 141}\text{Ce}$			$4.8 \cdot 10^4$		
$^{ 181}\text{Re}$					$6.2 \cdot 10^7$
$^{ 182}\text{Re}$					$1.5 \cdot 10^8$
$^{ 183}\text{Re}$					
$^{ 182}\text{Os}$					$1.9 \cdot 10^8$
$^{ 183}\text{Os}$					$1.7 \cdot 10^8$
$^{ 183m}\text{Os}$					$2.9 \cdot 10^8$
$^{ 185}\text{Os}$					$1.3 \cdot 10^7$
$^{ 191}\text{Os}$					
$^{ 192}\text{Au}$					$1.5 \cdot 10^9$
$^{ 193}\text{Au}$					$3.6 \cdot 10^8$
$^{ 192}\text{Hg}$					$8.3 \cdot 10^8$
$^{ 193m}\text{Hg}$					$2.1 \cdot 10^8$
$^{ 195}\text{Hg}$					$1.7 \cdot 10^9$
$^{ 195m}\text{Hg}$					$9.1 \cdot 10^7$
$^{ 197m}\text{Hg}$					$1.1 \cdot 10^8$
$^{ 203}\text{Hg}$					$4.6 \cdot 10^6$
<b><math>\alpha</math>-Aerosole</b>	$< 1 \cdot 10^5$	$5.8 \cdot 10^4$	$6.5 \cdot 10^4$	$1.3 \cdot 10^5$	
$^{ 210}\text{Po}$					$4.9 \cdot 10^6$

## Fussnoten der Tabellen 1a-e

- 1) **Abgabelimiten** gemäss Bewilligung der jeweiligen Kernanlage. Die Abgabelimiten wurden für die Kernkraftwerke so festgelegt, dass die Jahresdosis für Personen in der Umgebung (vgl. Fussnote 3) unter 0,2 mSv/Jahr bleibt. Für das Paul Scherrer Institut (PSI) sind die Abgaben gemäss Bewilligung 6/2000 direkt über den quellenbezogenen Dosisrichtwert von 0.15 mSv/Jahr limitiert.
- 2) Die **Messung der Abgaben** erfolgt nach den Erfordernissen der Reglemente "für die Abgaben radioaktiver Stoffe und die Überwachung von Radioaktivität und Direktstrahlung in der Umgebung des..." jeweiligen Kernkraftwerkes resp. des PSI. Die Messgenauigkeit beträgt ca.  $\pm$  50 %. Abgaben unterhalb 0.1% der Jahresabgabelimite werden von der HSK als nicht-relevant betrachtet.
- 3) Die **Jahresdosis** ist für Personen berechnet, die sich dauernd am kritischen Ort aufhalten, ihre gesamte Nahrung von diesem Ort beziehen und ihren gesamten Trinkwasserbedarf aus dem Fluss unterhalb der Anlage decken. Die Dosis wird mit den in der HSK-Richtlinie R-41 angegebenen Modellen und Parametern ermittelt.  
Dosiswerte kleiner als 0.001 mSv - entsprechend einer Dosis, die durch natürliche externe Strahlung in ca. zehn Stunden akkumuliert wird - werden in der Regel nicht angegeben. Beim PSI wird die Jahresdosis der Gesamtanlage als Summe über die Abgabestellen gebildet.
- 4) Bei der **Art der Abgaben** resp. den **Tatsächlichen Abgaben** ist folgendes zu präzisieren:  
**Abwasser:** Die Radioaktivität ist beim Vergleich mit den Abgabelimiten in Bq/Jahr normiert auf einen Referenz-LE-Wert von 200 Bq/kg angegeben. Die LE-Werte für die einzelnen Nuklide sind dem Anhang 3 der Strahlenschutzverordnung (StSV) entnommen. Ein LE-Wert von 200 Bq/kg entspricht einem Referenz-Nuklid mit einem Ingestions-Dosisfaktor von  $5 \cdot 10^{-8}$  Sv/Bq. Die unnormierte Summe der Abwasserabgaben ist in einer weiteren Spalte angegeben.  
**Edelgase:** Die Radioaktivität ist beim Vergleich mit den Abgabelimiten in Bq/Jahr normiert auf einen Referenz-CA-Wert von  $2 \cdot 10^5$  Bq/m<sup>3</sup> angegeben. Die CA-Werte für die Edelgasnuklide sind dem Anhang 3 der Strahlenschutzverordnung (StSV) entnommen. Ein CA-Wert von  $2 \cdot 10^5$  Bq/m<sup>3</sup> entspricht einem Referenz-Nuklid mit einem Immersions-Dosisfaktor von  $4.4 \cdot 10^{-7}$  (Sv/Jahr)/(Bq/m<sup>3</sup>). Die unnormierte Summe der Edelgasabgaben ist in einer weiteren Spalte angegeben.  
Beim KKG wird für die Bilanzierung der Edelgase eine  $\beta$ -total-Messung durchgeführt (siehe den Wert in Klammern); für die Aequivalent-Umrechnung wurde in diesem Fall ein Gemisch von 80% <sup>133</sup>Xe, 10% <sup>135</sup>Xe und 10% <sup>88</sup>Kr angenommen.  
**Gase:** Beim PSI handelt es sich dabei vorwiegend um die Nuklide <sup>11</sup>C, <sup>13</sup>N, <sup>15</sup>O und <sup>41</sup>Ar. Deren Halbwertszeiten sind kleiner als zwei Stunden. Hier ist die Summe der Radioaktivität dieser Gase und Edelgase ohne Normierung auf einen Referenzwert angegeben.  
**Aerosole:** Hier ist in jedem Fall die Summe der Radioaktivität ohne Normierung auf einen Referenzwert angegeben.  
Der Dosisbeitrag von Aerosolen mit Halbwertszeiten kleiner 8 Tagen ist bei den Kernkraftwerken vernachlässigbar.  
Beim KKM ergibt sich der Hauptbeitrag zur Dosis durch die Strahlung der abgelagerten Aerosole, die im Jahre 1986 durch eine unkontrollierte Abgabe in die Umgebung gelangten. Der Dosisbeitrag der Aerosole, welche im Berichtsjahr abgegeben wurden, ist demgegenüber vernachlässigbar und liegt in der Größenordnung der anderen schweizerischen Kernkraftwerke.  
**Iod:** Bei den Kernkraftwerken ist die Abgabe von <sup>131</sup>I limitiert; somit ist bei den tatsächlichen Abgaben auch nur dieses Iod-Isotop angegeben. Beim PSI, bei dem andere Iod-Isotope in signifikanten Mengen abgegeben werden, ist die Abgabe als <sup>131</sup>Iod-Aequivalent durch gewichtete Summation der Aktivität der gemessenen Iod-Nuklide angegeben, wobei sich der Gewichtungsfaktor aus dem Verhältnis des Ingestionsdosisfaktors des jeweiligen Nuklides zum Ingestionsdosisfaktor von <sup>131</sup>I ergibt. Die Ingestionsdosisfaktoren sind der StSV entnommen. Für die Berechnung der Jahresdosis werden hingegen immer sämtliche verfügbaren Iod-Messungen verwendet, d.h. es ist beispielsweise für KKB auch der Beitrag von <sup>133</sup>I berücksichtigt.  
**Kohlenstoff <sup>14</sup>C:** In den Tabellen ist der als Kohlendioxid vorliegende Anteil des <sup>14</sup>C, der für die Dosis relevante ist, angegeben. Die für <sup>14</sup>C angegebenen Werte basieren beim KKG und KKL auf aktuellen Messungen, beim KKB und KKM auf Literaturangaben und in früheren Jahren durchgeföhrten Messungen.

## 8.2 Ortsdosis und Ortsdosisleistung in der Umgebung der Kernanlagen

F. Cartier, A. Leupin, W. Baur und M. Schibli

Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, HSK, 5232 VILLIGEN-HSK

### Zusammenfassung

Die Ortsdosis resp. Ortsdosisleistung durch externe Strahlung in der Umgebung der Kernanlagen wird mit dem MADUK-Messnetz, in der Umgebung und am Zaun positionierten Thermolumineszenzdosimetern (TLD), mittels quartalsweise durchgeföhrter, stichprobenweiser Dosisleistungsmessungen der HSK am Arealzaun sowie bei Bedarf mit speziellen Messkampagnen überwacht.

Das Messnetz zur automatischen Dosisleistungsüberwachung in der Umgebung der Kernkraftwerke (MADUK) dient der ständigen Überwachung der externen Strahlung. Um das KKB und das PSI sind 17, beim KKG 16, beim KKL und KKM je 12 MADUK-Stationen in bis zu 5 km Abstand in Betrieb. Die MADUK-Stationen messen die Ortsdosisleistung, die ermittelten Messwerte werden alle 10 Minuten in die Zentrale der HSK übertragen und automatisch analysiert. Abweichungen vom natürlichen Schwankungsbereich werden signalisiert und dem HSK-Pikett gemeldet.

In der Figur 1 sind die Monatsmittelwerte mit den tiefsten und den höchsten Tagesmittelwerten aller MADUK-Sonden des Berichtsjahres dargestellt. Sonden mit deutlich tieferem Messwertniveau stehen auf Gebäudedächern oder einem Untergrund mit geringem natürlichem Aktivitätsgehalt. Im Berichtsjahr sind keine sehr hohen Tagesmittelwerte festgestellt worden. Die im Sommer/Herbst etwas höher liegenden Tagesmaxima sind bedingt durch die häufigeren und länger andauenden Niederschläge mit grossem Washouteffekt, was zu einem signifikanten Anstieg der natürlichen Strahlenexposition am Boden führte. Ein Niederschlag mit besonders hohem Washouteffekt wurde im April an allen Stationen registriert. In Figur 2 sind am Beispiel der MADUK-Sonden des Messringes Mühleberg die Messwertverläufe der Tagesmittelwerte über den Zeitbereich 1995 bis 2002 dargestellt. Die einzige sichtbare Veränderung ausserhalb der jahreszeitlichen Schwankungen ist bei der Station M-07 erkennbar. Der hier im Juli 1998 eingebrachte Messdetektor weist gegenüber dem ursprünglichen Detektor eine geringfügig tiefere Empfindlichkeit auf.

Die Kalibrierung aller MADUK-Sonden ist mittels einer radioaktiven Quelle überprüft und als in Ord-

nung beurteilt worden. Während vorangemeldeten Kalibrierungsarbeiten an den NADAM-Sonden zeigten die nahe stehenden MADUK-Sonden in vier Fällen erhöhte Messwerte. Wesentliche Datenausfälle entstanden bei den MADUK-Sonden B-03 in Döttingen (30 Std.) und G-14 in Winznau (17 Std.) wegen Gerätestörungen. Bei B-17 Böttstein (121 Std.), L-05 Gippingen (240 Std.) und M-06 Mühleberg (42 Std.) infolge von Stationsumbauten sowie bei B-10 in Stilli (46 Std.), G-04 in Niedergösgen (38 Std.), M-10 in Wileroltigen (55 Std.) und M-11 in Golaten (40 Std.) wegen Störungen im Kommunikationsbereich der SWISSCOM. Zu 4 Schwellwertverletzungen führten Defekte in den Elektroniken von zwei Messstationen.

Im Berichtsjahr wurden die Dosismessungen mit Thermolumineszenz-Dosimeter (TLD) in der Umgebung der Kernanlagen und des PSI fortgeführt. Bei der routinemässig durchgeföhrten Analyse der solchermassen erhobenen Ortsdosen ergaben sich einzig beim Standort "Station Schwaderloch" in der Umgebung des KKL gegenüber den Erfahrungswerten leicht erhöhte Quartalsdosismärkte. Messungen und weitere Abklärungen vor Ort ergaben, dass diese Veränderung durch ein durch Umbauarbeiten notwendig gewordene Verschiebung des Dosimeters verursacht wurde.

Im Nahbereich der Siedewasserreaktoren Mühleberg und Leibstadt ist die Ortsdosisleistung durch Direkt- und Streustrahlung aus dem Maschinenhaus erhöht. Diese Strahlung resultiert aus Zerfällen des kurzlebigen, im Reaktor produzierten Stickstoffnuklids  $^{16}\text{N}$ , welches mit dem Dampf aus dem Reaktor in die Turbine im Maschinenhaus getragen wird. Daneben können auch Abfalllager zu einer erhöhten Ortsdosis am Zaun beitragen.

Beim KKM wurden am Zaun im Rahmen der stichprobenweise, vierteljährlich von der HSK durchgeföhrten Messungen Dosisleistungen zwischen 0,08  $\mu\text{Sv}/\text{h}$  (natürlicher Untergrund) und 0,42  $\mu\text{Sv}/\text{h}$  gemessen; letzterer Wert ergibt nach Abzug des Untergrundes umgerechnet auf ein Jahr und unter Berücksichtigung der Betriebszeit eine Dosis von ca. 2,8 mSv. Die vom KKM ausgewerteten Thermolumineszenz-Dosimeter (TLD), die an mehreren Stellen am Zaun die Dosis messen, weisen

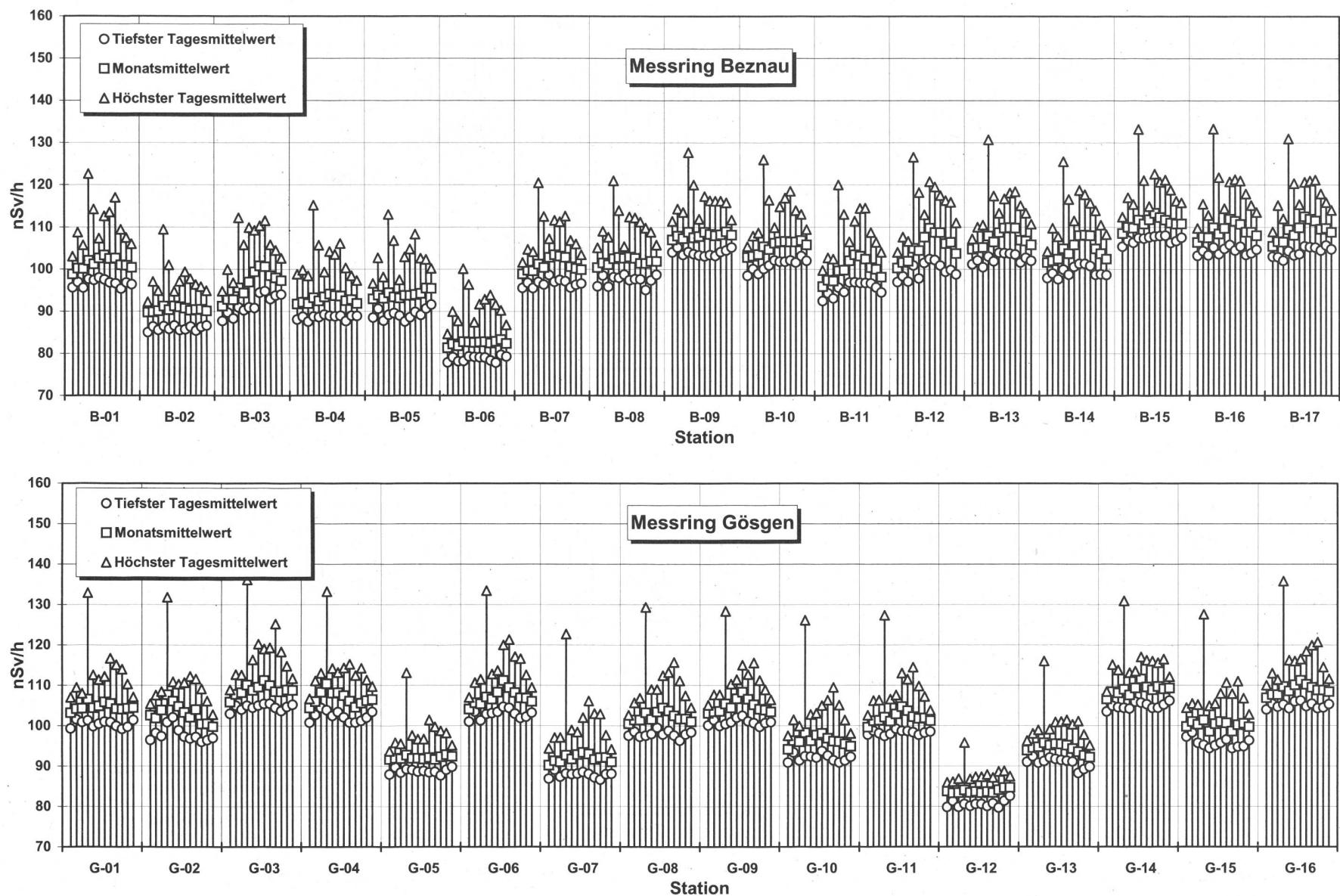
demgegenüber für das Berichtsjahr einen Höchstwert von 2,6 mSv auf (inkl. natürlichem Untergrund von ca. 0,7 mSv).

Beim KKL wurden im Rahmen des Abschlusses der Leistungserhöhung auf 114,7% (relativ zur ursprünglichen Reaktorleistung) eine Messkampagne durchgeführt. Dabei wurde während des Leistungsbetriebes als Höchstwert am Zaun nach Abzug des Untergrundes eine Ortsdosiseleistung von 0,028 mSv pro Woche ermittelt. Dies entspricht unter Berücksichtigung der Betriebszeit einer Dosis von ca. 1,3 mSv pro Jahr. Der vom KKL im Berichtsjahr ermittelte höchste Wert eines Thermolumineszenz-Dosimeters (TLD) am Zaun betrug demgegenüber 3,9 mSv (inkl. natürlichem Untergrund von ca. 1 mSv).

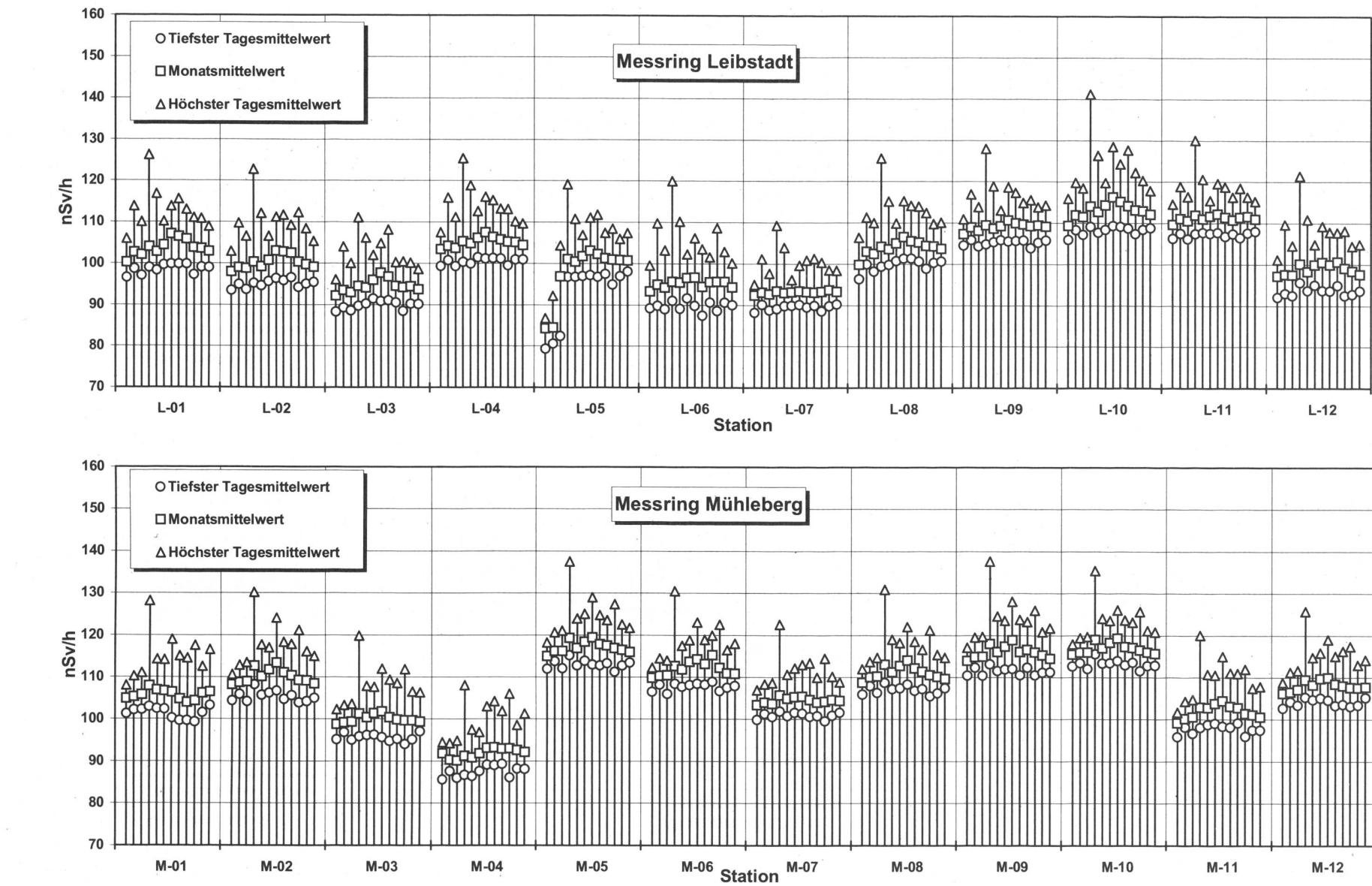
Im Jahr 2002 betrug der höchste, mit einem Thermolumineszenz-Dosimeter (TLD) am Zaun des Paul Scherrer Instituts (PSI) gemessene Wert 1,6 mSv (inkl. natürlichem Untergrund von ca. 0,6 mSv). Der zugehörige Messpunkt liegt beim Abfalllager im PSI-Ost. Beim am gleichen Standort wie das PSI beheimateten Zentralen Zwischenlager Würenlingen (ZZL) wurde am Zaun weder mittels TLD noch bei den vierteljährlichen, stichprobenweisen Messungen der HSK eine Erhöhung der Ortsdosis über den natürlichen Untergrund festgestellt.

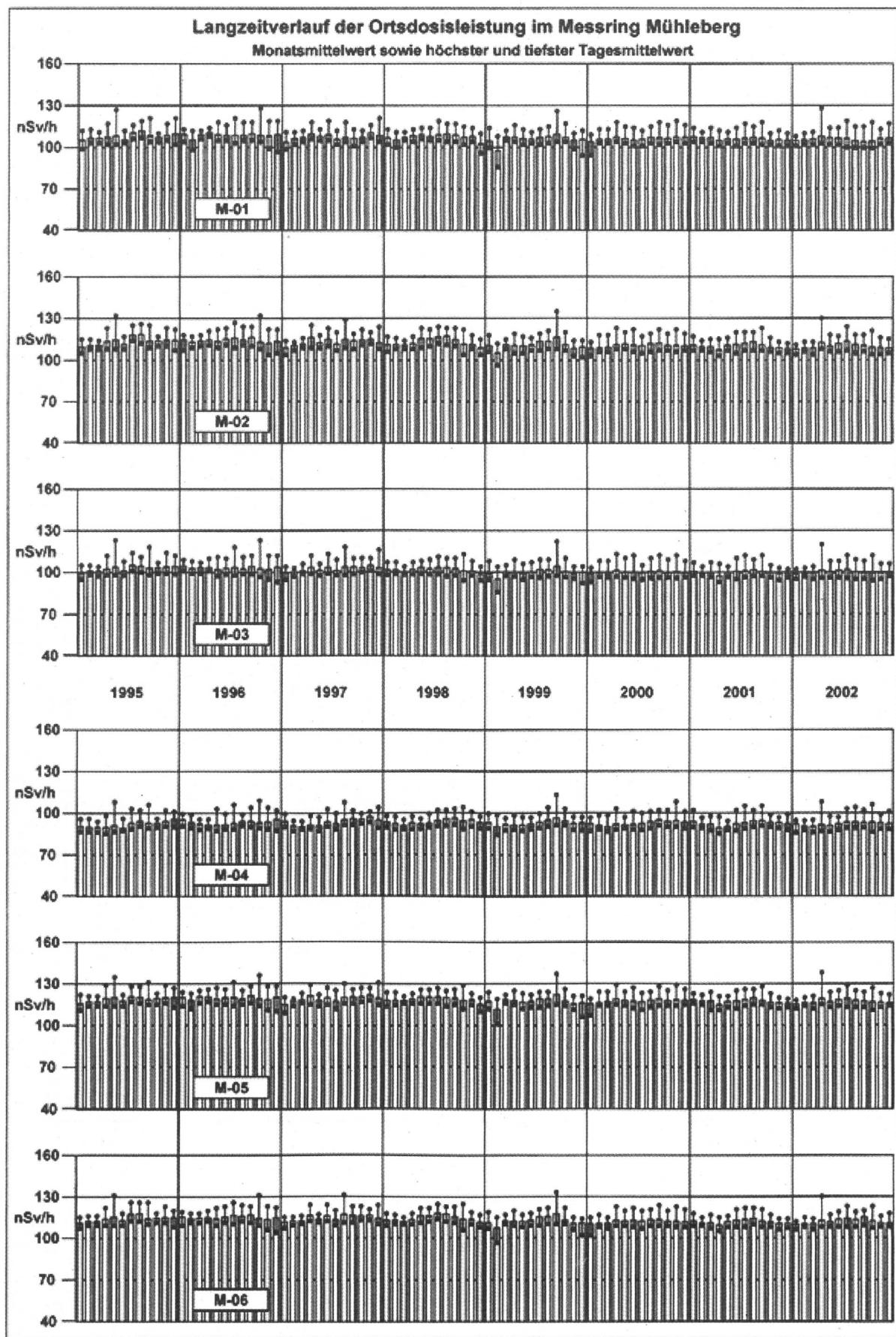
Die Immissionsgrenzwerte für die Direktstrahlung ausserhalb des Betriebsareals von 1 mSv pro Jahr für Wohn-, Aufenthalts- und Arbeitsräume und von 5 mSv pro Jahr für andere Bereiche nach Art. 102 Absatz 3 der Strahlenschutzverordnung wurden auch im Berichtsjahr für alle Standorte (inkl. PSI und Zentralem Zwischenlager Würenlingen ZZL) eingehalten.

**Fig. 1:** Dosisleistung an den MADUK-Stationen im Jahr 2002

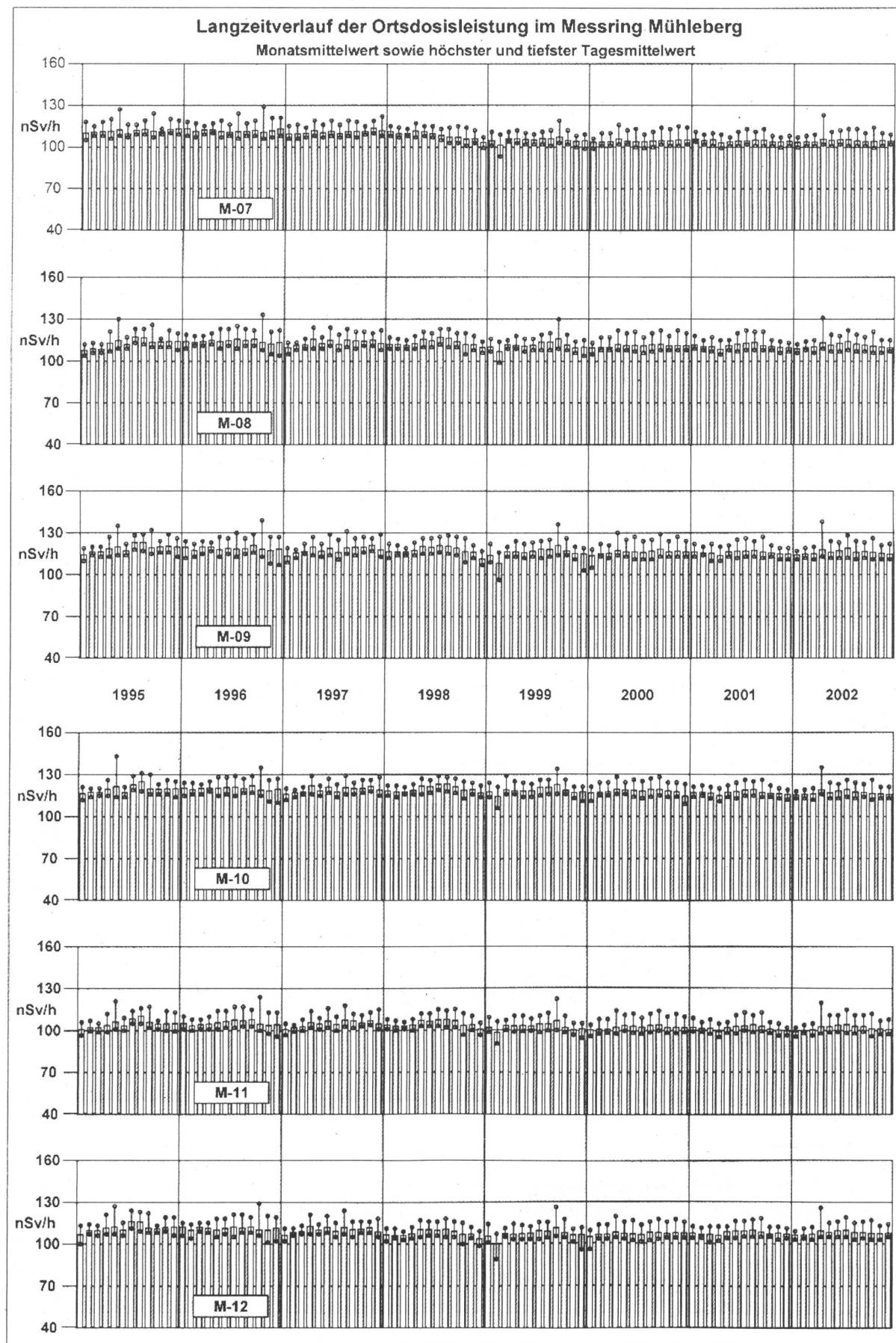


**Fig. 1 (Fortsetzung):** Dosisleistung an den MADUK-Stationen im Jahr 2002





**Fig. 2:** Dosisleistung an den MADUK-Stationen in den Jahren 1995 - 2002



**Fig. 2 (Fortsetzung):** Dosleistung an den MADUK-Stationen in den Jahren 1995 - 2002

## 8.3. Les installations nucléaires et l'environnement

**S. Estier, J.-L. Andrey, P. Beuret, G. Ferreri, A. Gurtner, M. Jungck, H. Völkle**

Section de surveillance de la radioactivité, SUER, Office fédéral de la santé publique  
Ch. du Musée 3, 1700 Fribourg

### 8.3.1 Introduction

Dans le but de préserver la santé de l'homme et l'environnement au voisinage des centrales nucléaires, l'OFSP poursuit depuis de longues années un programme de prélèvements et de mesures. Il commence au terme source par des analyses en phase de rejet sur des échantillons comparatifs avec l'exploitant et la DSN. En outre, les exploitants sont tenus de communiquer leurs rapports mensuels à l'OFSP et à la DSN. Cette dernière met à disposition de l'OFSP un accès direct à son réseau MADUK de mesures en continu du débit de dose ambiante. L'ensemble de ces données fait également partie de l'examen critique de l'OFSP. Sous sa coordination la surveillance englobe aussi les propres mesures de l'Office, des laboratoires cantonaux (denrées alimentaires), de l'Institut universitaire de radiophysique appliquée (mesures alpha et bêta), du laboratoire de Spiez ( $^{90}\text{Sr}$  dans les eaux de rejet), du PSI (dosimètres thermoluminescents, aéroradiométrie etc.), de l'EAWAG (Aar et Rhin), de l'université de Berne ( $^{14}\text{C}$ ,  $^{3}\text{H}$  et  $^{85}\text{Kr}$ ) et du LfU (Baden-Württemberg), conformément au programme germano-suisse autour de la centrale nucléaire de Leibstadt. La prise en compte de tous ces examens permet l'estimation pertinente de l'impact des centrales nucléaires sur la population avoisinante et l'environnement. Pour l'année 2002, on peut conclure au respect par les exploitants des valeurs limites fixées dans la réglementation. La dose localement attribuable en 2002 à l'exploitation des centrales nucléaires suisses est de l'ordre de 0.01 mSv qui vient s'ajouter à la dose moyenne d'environ 4 mSv/an. Si l'on excepte la contribution du rayonnement direct en certains points de la clôture des centrales de Leibstadt et de Mühleberg ainsi que les traces des rejets atmosphériques ( $^{14}\text{C}$  dans les feuillages) et des rejets liquides (en particulier isotopes du cobalt dans les trappes à sédiment), un impact mesurable des centrales nucléaires est difficile à mettre en évidence. C'est pourquoi, l'estimation de la dose au public repose sur le calcul à partir des émissions des installations. En effet les niveaux de radioactivité à la source permettent une détection aisée et plus exhaustive des radionucléides rejetés. Leur impact sur l'environnement et l'homme résulte ensuite de la modélisation de leur transfert basée sur des hypothèses conservatrices. En complément, les

mesures dans l'environnement servent à vérifier ces modèles et à établir un bilan local réaliste de la radioactivité naturelle et artificielle. Si l'on excepte les traces des radionucléides spécifiques dans certains indicateurs environnementaux, les résultats obtenus en 2002 dans le voisinage des installations nucléaires ne se distinguent pas de ceux relevés dans les sites hors de leur influence. Ils montrent que la radioactivité d'origine naturelle prédomine et que les contaminations détectables se résument pratiquement aux radionucléides de longue période issus des essais nucléaires des années 60 ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239,240}\text{Pu}$  et  $^{241}\text{Am}$ ) et de l'accident de Tchernobyl ( $^{137}\text{Cs}$ ) avec des niveaux variables selon les régions.

### 8.3.2 Méthodologie

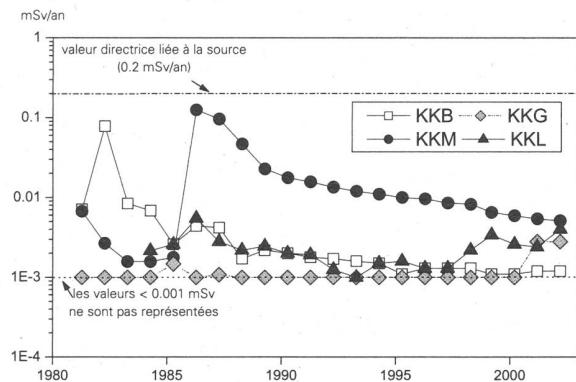
Dans le cas d'un suivi de l'environnement, deux aspects peuvent être pris en compte: l'un radioécologique qui consiste à rechercher les meilleurs indicateurs de la contamination du milieu et l'autre dosimétrique, qui met l'accent sur ce qui peut contribuer aux doses de la population. La surveillance des installations nucléaires s'oriente sur ces deux aspects. Les méthodes de prélèvement et de traitement sont prescrites de manière à assurer une reproductibilité et à viser à concentrer un maximum de radioactivité dans un minimum de volume afin de pouvoir détecter la présence de radionucléides à très bas niveaux.

### 8.3.3 Résultats

#### Mesures à la source

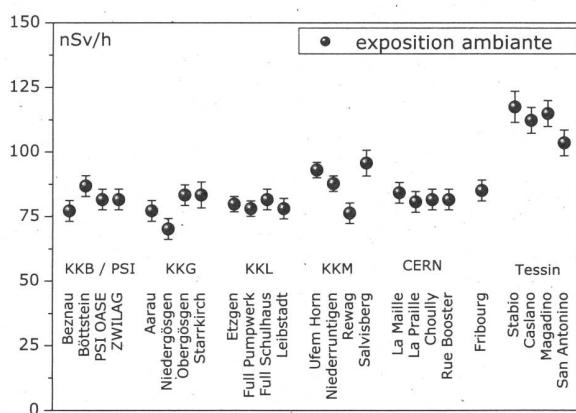
Les mesures parallèles de l'exploitant, de la DSN et de l'OFSP sur des échantillons liquides et gazeux prélevés en phase de rejet ainsi que le contrôle des rejets déclarés mensuellement aux autorités ont confirmé le respect des limites réglementaires par l'exploitant en 2002. Comme le confirme la confrontation des rejets effectifs avec les rejets autorisés (chapitre 8.1), les activités rejetées sont nettement inférieures aux limites réglementaires. En synthèse, la figure 1 traduit ce constat du point de vue de l'impact des rejets sur

le public en termes de doses par rapport à la valeur limite liée à la source de 0.2 mSv.



**Fig. 1:** Dose (calculée) accumulée par la personne (adulte) la plus exposée dans le voisinage de chacune des centrales nucléaires pour chaque année de 1981 à 2002 (Données DSN).

### Mesures de l'exposition ambiante



**Fig. 2:** Contrôles du débit de dose ambiante effectués en 2002 par l'OFSP au voisinage des centrales nucléaires à l'aide d'une chambre d'ionisation placée à 1m du sol. Les valeurs obtenues à Fribourg et au Tessin sont représentées à titre comparatif.

Les résultats de la surveillance continue de l'exposition ambiante par le réseau MADUK sont donnés au chapitre 8.2. Les mesures périodiques effectuées par la DSN à la clôture des centrales (voir Chap. 8.2) ainsi que celles mises en œuvre par l'OFSP dans un voisinage plus étendu ont montré que toutes les installations nucléaires ont respecté la valeur limite de 5 mSv pour le rayonnement direct. La figure 2 représente les mesures de débit de dose ambiante effectuées par l'OFSP au voisinage des centrales nucléaires à l'aide d'une chambre d'ionisation placée à 1m au-dessus du sol. Les résultats des mesures effectuées à Fribourg et au Tessin sont également représentés à titre compa-

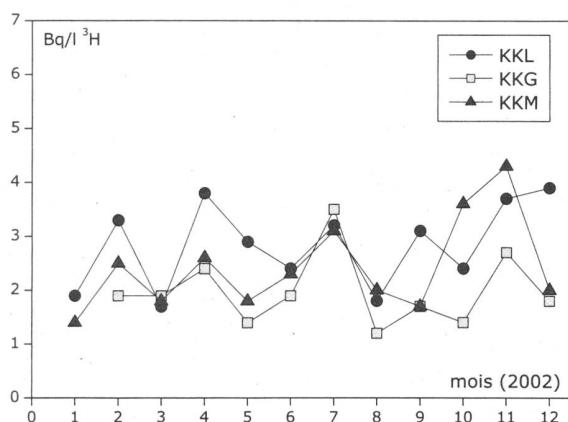
titif comparatif. Cette figure montre que l'exposition ambiante au voisinage des installations nucléaires ne se distingue pas de manière significative de celle mesurée à Fribourg (site hors influence). Les valeurs élevées enregistrées au Tessin, sont essentiellement dues à la contamination rémanente en  $^{137}\text{Cs}$  due à l'accident de Tchernobyl.

### Mesures dans le milieu atmosphérique en 2002

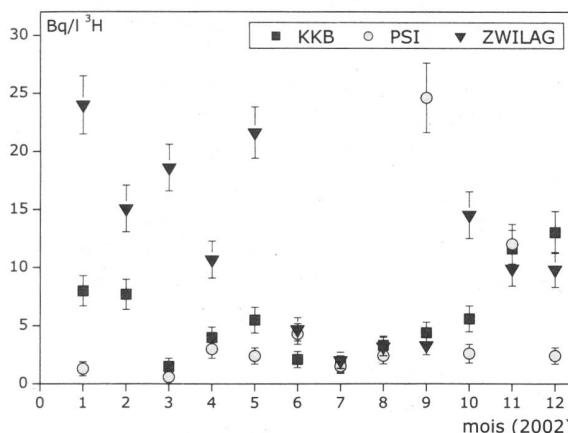
Les mesures dans le milieu atmosphérique concernent l'analyse des précipitations et des aérosols de l'air par l'autorité de contrôle ainsi que des dépôts sur plaques de vaseline par l'exploitant. Ces mesures n'ont pas signalé la présence de radionucléides gamma, dont l'origine ne soit naturelle ou attribuable à la remise en suspension d'anciennes contaminations. Les traces de  $^{65}\text{Zn}$  (2.4 micro-Bq/m<sup>3</sup>) et  $\text{d'}^{110\text{m}}\text{Ag}$  (1.2 micro-Bq/m<sup>3</sup>) mesurées par l'OFSP au mois de février dans les filtres aérosols collectés au voisinage de la centrale de Leibstadt ont pu être attribuées à l'incinération des déchets du PSI (voir chap. 4.1). La figure 3 montre le suivi mensuel des concentrations du  $^3\text{H}$ , radionucléide directeur dans les précipitations, pour les stations de Full (BWR KKL), de Niederruntigen (BWR KKM) ainsi que de Niedergösgen (PWR KKG). Ces concentrations sont comparables à celles enregistrées dans les autres stations de l'OFSP hors voisinage d'installations nucléaires.

La figure 4 illustre, quant à elle, le suivi mensuel des concentrations du  $^3\text{H}$  dans les précipitations des stations de Beznau (PWR KKB), du PSI et du ZWILAG. Rappelons que ces trois stations se situent dans un rayon de quelques kilomètres seulement. Les valeurs mesurées dans ces trois stations sont légèrement plus élevées que celles obtenues au voisinage des centrales nucléaires de KKM, KKL et KKG. Après investigations, il est apparu que l'origine des augmentations observées, ne provient ni des rejets de la centrale de Beznau, du PSI ou du ZWILAG, mais de la préparation des déchets radioactifs (MIF)<sup>1)</sup> pour l'incinération au PSI. Notons que ces valeurs sont très inférieures aux normes autorisées.

1) MIF = déchets radioactifs provenant de la médecine, de l'industrie et de la recherche



**Fig. 3:** Suivi du tritium dans les précipitations au voisinage des centrales nucléaires de Leibstadt, Gösgen et Mühlberg en 2002 (mesures mensuelles de l'OFSP).



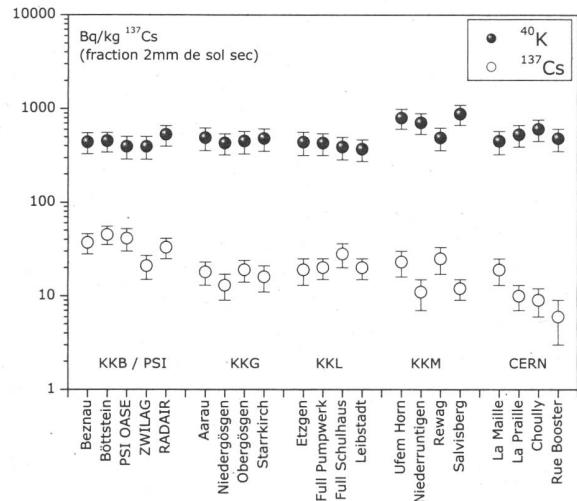
**Fig. 4:** Suivi du tritium dans les précipitations au voisinage de la centrale nucléaire de Beznau, du PSI et du ZWILAG en 2002 (mesures mensuelles du PSI).

### Mesures dans le milieu terrestre

L'impact des rejets atmosphériques sur le milieu terrestre est avant tout examiné dans l'herbe, le sol et les denrées alimentaires. Les résultats de ces examens sont conformes à ceux enregistrés dans les sites hors de l'influence des installations nucléaires. La figure 5 présente à titre d'exemple les concentrations de la contamination rémanente de  $^{137}\text{Cs}$  dans les sols prélevés par l'OFSP en 2002. Ces valeurs témoignent des retombées de Tchernobyl et des essais nucléaires des années 60.

Afin de caractériser les sites du point de vue des contributions individuelles à l'exposition externe du public, l'OFSP procède depuis les années 80 à des mesures par spectrométrie gamma in situ. Les résultats correspondants (Chap. 3.1) montrent

que les valeurs dans le voisinage des installations nucléaires n'ont rien d'anormal par rapport aux autres sites. Des mesures complémentaires se trouvent aux chap. 4.3 et 7.2 en particulier sur les teneurs en Pu, Am et  $^{90}\text{Sr}$ .



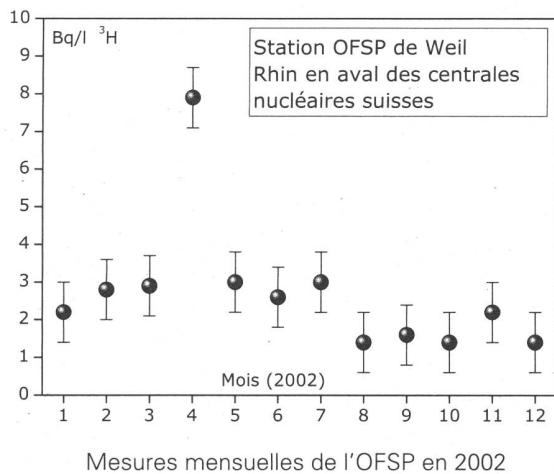
**Fig. 5:**  $^{137}\text{Cs}$  et  $^{40}\text{K}$  (naturel) dans les sols secs et tamisés (2mm) examinés par l'OFSP en 2002 (couche 0-5 cm).

Les denrées alimentaires constituent le prochain maillon susceptible de transférer les radionucléides jusqu'à l'homme. L'ensemble de ces mesures coordonnées par l'OFSP en étroite collaboration avec les laboratoires cantonaux (chap. 5) ne mettent pas en évidence un marquage du milieu terrestre attribuable à l'exploitation des centrales nucléaires. Les mesures additionnelles de l'OFSP en particulier celles du programme germano-suisse au voisinage de Leibstadt dans les produits agricoles et les poissons confirment ce constat. Pour le reste, un impact des rejets atmosphériques des centrales nucléaires est avant tout perceptible pour le  $^{14}\text{C}$ , dont les résultats sont présentés au chap. 7.1. Les doses qui en résultent par ingestion de denrées alimentaires locales ne représentent cependant que quelques  $\mu\text{Sv}$ . L'intérêt des mesures  $^{14}\text{C}$  se situe aussi dans l'utilisation de ce traceur atmosphérique pour affiner la modélisation de la dispersion atmosphérique.

### Mesures dans le milieu aquatique

Les principaux résultats de l'examen des systèmes aquatiques sont présentés dans le chap. 4.2. Dans l'eau l'impact des rejets liquides des installations nucléaires se mesure en particulier pour les isotopes du cobalt ( $^{58}\text{Co}$  et  $^{60}\text{Co}$ ) qui redonnent en

partie l'image des activités rejetées. Par contre la remobilisation des dépôts de  $^{137}\text{Cs}$  de Tchernobyl explique, pour ce radionucléide, l'absence de corrélation entre les activités rejetées et les valeurs de mesure. Les mêmes isotopes ainsi que le  $^{54}\text{Mn}$  se retrouvent également dans les trappes à sédiments. Dans les poissons hormis le  $^{40}\text{K}$  naturel et des traces de  $^{137}\text{Cs}$ , aucun autre radionucléide n'a été détecté. Enfin les examens des eaux de la nappe n'ont signalé la présence d'aucun radionucléide d'origine artificielle. Les résultats complémentaires des mesures  $^3\text{H}$  de l'OFSP dans l'eau du Rhin (Weil/D) en aval de Leibstadt (dernière centrale nucléaire sur son cours en Suisse) sont illustrés dans la figure 6. L'augmentation observée au mois d'avril a été confirmée par les analyses effectuées côté allemand (Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe). Les valeurs accrues de tritium sur la même période dans l'Aar, près du PSI ont permis d'exclure que la cause provienne de la région bâloise. Les investigations de la DSN ont montré que la centrale nucléaire de Gösgen avait rejeté en quantité plus importante de l'eau contenant du tritium, comme chaque année à la même période. Ces rejets ont respecté le cadre des limites autorisées (voir page B.8.0.1).



**Fig. 6:**  $^3\text{H}$  dans le Rhin à la sortie de la Suisse.

#### Situation radiologique du site démantelé de l'ancienne centrale expérimentale de Lucens (site soustrait à la législation sur les installations nucléaires)

Deux prélèvements d'eau sont effectués au début et à la fin de chaque mois dans le bassin de contrôle (intérieur de la centrale) et la chambre de contrôle (regard de conduite, à proximité de la Broye) et envoyés à l'IRA (mandaté par l'OFSP). Les prélèvements de début et de fin de mois sont mélangés puis mesurés par spectrométrie  $\gamma$ . Les

résultats montrent que le  $^{134}\text{Cs}$  et le  $^{60}\text{Co}$  sont restés inférieurs à la limite de détection de 0.3  $\text{Bq}/\text{l}$ . Durant le mois de juillet et d'août, une activité située entre 0.8 et 1.5  $\text{Bq}/\text{l}$  de  $^{137}\text{Cs}$  a été mesurée dans les prélèvements du bassin de contrôle. Sinon, tous les prélèvements montrent une activité en  $^{137}\text{Cs}$  inférieure à 0.4  $\text{Bq}/\text{l}$ .

Les prélèvements mensuels de la chambre de contrôle et du bassin de contrôle sont distillés puis le  $^3\text{H}$  est mesuré par scintillation liquide. Des activités proches de  $20 \pm 2 \text{ Bq}/\text{l}$  ont été mesurées dans tous les prélèvements, alors que l'activité de l'eau de référence (eau robinet IRA) ne dépasse pas 3  $\text{Bq}/\text{l}$ .

Pour la mesure du  $^{90}\text{Sr}$ , les prélèvements de deux mois de la chambre de contrôle et du bassin de contrôle sont réunis. En mars-avril, les activités des prélèvements de la chambres de contrôle et du bassin de contrôle ont été supérieurs à la limite de détection de 5  $\text{mBq}/\text{l}$  pour atteindre  $10 \pm 3$ , respectivement  $6 \pm 4 \text{ mBq}/\text{l}$ . En septembre-octobre, le prélèvement du bassin de contrôle montrait une activité de  $16 \pm 5 \text{ mBq}/\text{l}$ .

Les activités mesurées ne présentent aucun danger pour la population mais sont une réminiscence de l'accident survenu à la centrale en 1969.

#### 8.3.4 Conclusions

L'impact des installations nucléaires suisses sur l'environnement a été très faible en 2002. La détection du rayonnement direct, du  $^{14}\text{C}$  issu des rejets atmosphériques et des produits d'activation présents dans les rejets liquides témoigne d'un fonctionnement normal de ces installations dans l'année sous revue. Les doses qui en résultent pour la population avoisinante sont restées nettement inférieures aux limites réglementaires et le risque lié à l'exploitation de ces installations du point de vue de la santé s'avère insignifiant. Comme le montre le suivi de la figure 1, les calculs effectués à partir des rejets effectifs et des modèles de transfert jusqu'à l'homme des radionucléides rejetés confirment que l'impact dosimétrique des installations en question n'a pas dépassé la valeur directrice de 0.2  $\text{mSv}$  et s'est situé en 2002 entre 0.002 et 0.008  $\text{mSv}$ . La contribution majeure provient des rejets atmosphériques (essentiellement du  $^{14}\text{C}$ ), avec à Mühleberg une contribution rémanente des résines rejetées en 1986, dont l'impact très localisé a constamment diminué depuis.

Les mesures environnementales permettent de détecter la radioactivité à des niveaux infimes d'intensité des rayonnements émis, qui peuvent

être à la limite sans aucune signification radiologique. Même si les expositions du public, du fait des rejets des installations nucléaires, conduisent à des doses très faibles par rapport à celles d'origine naturelle ou médicale, le principe de précaution implique de poursuivre les contrôles et les études avec le plus de précision possible pour répondre aux différents objectifs à la fois d'ordre scientifique, réglementaire et d'information du public. La surveillance de l'environnement sans cesse améliorée au voisinage des installations nucléaires répond aussi au besoin de vérifier que la modélisation des transferts n'engendre pas d'erreur sur les estimations dosimétriques réalisées à partir des rejets réels. Elle permet le suivi temporel des concentrations dans l'environnement, en particulier les processus possibles d'accumulation locale dans certains écosystèmes (sols, sédiments, feuilages). Enfin elle peut orienter des études nécessaires à la connaissance des processus de transfert, utiles en premier lieu à la maîtrise de situations accidentelles. Les évolutions au cours des dernières années ont porté sur le développement de technique de prélèvements et de mesures visant à abaisser les seuils de détection afin de permettre la mise en évidence de traces et d'utiliser certains radionucléides directeurs à la compréhension des processus environnementaux et à la validation de modèles sur lesquels reposent les prévisions en situation accidentelle.

### Sites Internet

- OFSP/DSN/PSI/CERN

[www.admin.ch/bag](http://www.admin.ch/bag)

[www.hsk.psi.ch](http://www.hsk.psi.ch)

[www.cern.ch](http://www.cern.ch)

- France

[www.ipsn.fr](http://www.ipsn.fr)

[www.opri.fr](http://www.opri.fr)

[www.sfrp.asso.fr](http://www.sfrp.asso.fr)

[www.cea.fr](http://www.cea.fr)

[www.cogema.fr](http://www.cogema.fr)

[www.edf.fr](http://www.edf.fr)

- Allemagne

[www.fbs.de](http://www.fbs.de)

- Centrales nucléaires

Gösgen (KKG): [www.kkg.ch](http://www.kkg.ch)

Leibstadt (KKL): [www.kkl.ch](http://www.kkl.ch)

Beznau (KKB): [www.nok.ch](http://www.nok.ch)

Mühleberg (KKM): [www.bkw.ch](http://www.bkw.ch)

## 8.4. Rejets et environnement du CERN

### C. Murith

Office fédéral de la santé publique, Division radioprotection  
3003 BERNE

### P. Vojtyla et D. Wittekind

CERN TIS, 1211 GENEVE 23

### S. Estier, H. Völkle, J.-L. Andrey, P. Beuret, G. Ferreri, A. Gurtner, M. Jungck

Section de surveillance de la radioactivité, SUER, Office fédéral de la santé publique  
Ch. du Musée 3, 1700 Fribourg

### Synthèse

*La radioactivité de l'environnement autour de l'Organisation Européenne pour la Recherche Nucléaire (CERN) et les doses de rayonnements qui en résultent pour la population avoisinante sont contrôlées par la Division TIS du CERN et de manière indépendante par les autorités compétentes des deux Etats hôtes, l'Institut de Radioprotection et de Sécurité Nucléaire (IRSN) côté France et l'Office Fédéral de la Santé Publique (OFSP) côté Suisse. Dans ce rapport, les résultats de mesures concernant en particulier le territoire suisse. L'ensemble des mesures effectuées en 2002 prouve que le fonctionnement des installations du CERN était sans conséquence radiologique sur l'environnement et la population. Le contrôle des émissions montre que les rejets effectifs se situent également en 2002 nettement en dessous des limites réglementaires. Ce constat est confirmé par le contrôle des immissions dans l'environnement. Le CERN a bien respecté en 2002 comme dans les années précédentes la valeur directrice de dose liée à la source fixée à 0.3 mSv/an [1]. L'impact réel représente en fait moins de 10% de cette valeur, comme l'indique l'estimation pour le groupe critique, qui est de l'ordre de 0.03 mSv/an.*

### 8.4.1. Objets de la surveillance

Les contrôles réalisés en 2002 par le CERN et de manière indépendante par les autorités de surveillance sont :

- Les mesures de la radioactivité émise dans l'air et dans l'eau à partir des différentes installations du CERN et des sites dans leur ensemble (émission).
- Les mesures des rayonnements diffusés produits par l'exploitation des accélérateurs du CERN ainsi que la mesure de la radioactivité contenue dans différents échantillons, prélevés dans l'environnement, et susceptibles d'être in-

fluencés par le rayonnement ou la radioactivité produit par le CERN (immission).

L'OFSP coordonne ses propres mesures, celles de l'Institut de Radiophysique Appliquée (IRA) ainsi que celles de l'Institut F.-A. Forel de l'Université de Genève (rivière du Nant d'Avril).

### 8.4.2. Contrôle des émissions du CERN

Les rejets de la radioactivité dans l'environnement par la ventilation des différentes installations des accélérateurs du CERN sont contrôlés par des moniteurs de l'air installés aux points de rejet de l'air (PMVxx, voir figure 1). Les rejets du tritium sont estimés à partir des concentrations maximales mesurées dans les points de ventilation. Ils sont de ce fait très conservateurs. D'une façon similaire, les rejets radioactifs par la voie d'eau sont contrôlés par des moniteurs installés aux points de rejet d'eau du CERN (PMWxx, voir figure 1).

Les résultats des mesures concernant les émissions de radioactivité dans l'air pour les points de rejets sur le Site de Meyrin sont présentés dans le tableau 1. Comme on le verra dans la figure 4, l'impact radiologique en terme d'immission n'est notable que pour les activités bêta/gamma dans l'air d'une période radioactive  $T_{1/2} < 1$  jour ( $^{11}\text{C}$ ,  $^{13}\text{N}$ ,  $^{14}\text{O}$ ,  $^{15}\text{O}$ ,  $^{41}\text{Ar}$ ). Les rejets de la radioactivité du CERN dans l'eau vers la Suisse sont présentés dans le tableau 2. Leur contribution à l'impact radiologique du CERN sur l'environnement est comme pour toutes les années précédentes tout à fait négligeable.

### 8.4.3. Contrôle des immissions du CERN

#### 8.4.3.1. Mesures effectuées par le CERN

La situation géographique des sites du CERN est présentée dans la figure 1.

Les accélérateurs du CERN sont des sources de rayonnements diffusés. Pour leur contrôle en continu, des stations de moniteurs de site (PMSxx) sont installées sur les sites du CERN et dans l'environnement. Ils se composent d'une chambre à ionisation pour détecter des photons et des particules chargées (muons) et d'un rem-compteur pour mesurer les neutrons diffusés.

Pour prouver que l'influence radiologique des rejets du CERN reste négligeable dans son voisinage, la Division TIS du CERN procède à des mesures de radioactivité sur des échantillons de toutes sortes pris à l'extérieur des sites de l'Organisation. Les aérosols dans l'air ambiante sont piégés sur des filtres en fibre de verre (PSAxx). Les eaux pluviales sont collectées sur le Site de Meyrin, en Suisse (PSP-M), et sur le Site de Prévessin, en France (PSP-P). Les eaux de rivières, les sédiments et les bryophytes dans l'eau des rivières (R-xx) ainsi que les échantillons des eaux potables (TW-x) et souterraines (GW-xx) sont annuellement prélevés sur les sites du CERN et dans les villages autour du CERN. Enfin, le pro-

gramme d'échantillonnage dans l'environnement est complété par des herbes et des produits agricoles y compris un échantillon de vin. Tous les échantillons sont ensuite analysés en laboratoire pour leur teneur en substances radioactives.

La figure 2 montre les doses nettes intégrées totales en mSv, ainsi que les contributions des rayonnements gamma et neutron à ces doses, telles qu'elles ont été mesurées par les moniteurs de rayonnements (PMS) tout autour des sites. Ces résultats sont cohérents avec ceux des contrôles effectués en 2002 par l'OFSP (voir Section 8.4.3.2).

L'influence des accélérateurs du CERN n'est visible que pendant le fonctionnement de ceux-ci au niveau de certaines stations de mesure, situées le long de la clôture du Site de Meyrin. Les mesures des moniteurs PMS118, PMS119, PMS120, et PMS121 sont influencées par la proximité de la zone expérimentale Ouest. Pour les moniteurs PMS122 et PMS123, l'influence de l'accélérateur PS est visible. Le moniteur PMS163 est positionné le long de la clôture du nord du site à côté de la douane franco-suisse. Il mesure les doses à cause de l'opération de l'ISOLDE. Les doses nettes mesurées ne dépassent pas 13% de la limite pour les rayonnements diffusés fixée à 1.5 mSv/an [2].

**Tableau 1:** Les rejets de la radioactivité du CERN dans l'air par la ventilation en 2002.

Origine du rejet	Station	Air rejeté	$^{11}\text{C}$ , $^{13}\text{N}$ , $^{14}\text{N}$ , $^{15}\text{O}$ , $^{41}\text{Ar}$	$^7\text{Be}$ aérosol	Bêta aérosol	Tritium
		$10^6 \text{ m}^3$	TBq	MBq	MBq	GBq
Anneau principal PS	PMV174	263	1.01	45	1.7	2.1
TT10 injection PS-SPS	PMV11	238	5.3	279	2.7	9.1
TT60 extr. SPS-Ouest	PMV172	50	0.17	2.3	0.075	47
TT70 transfert, PS-SPS	PMV173	94	0.40	0.52	0.007	68
ISOLDE	PMV170	95	4.3	121	1.16	12
Evaporateur V0	V0	—	—	—	—	1.47
<b>Site de Meyrin</b>		<b>741</b>	<b>11.2</b>	<b>448</b>	<b>5.7</b>	<b>140</b>

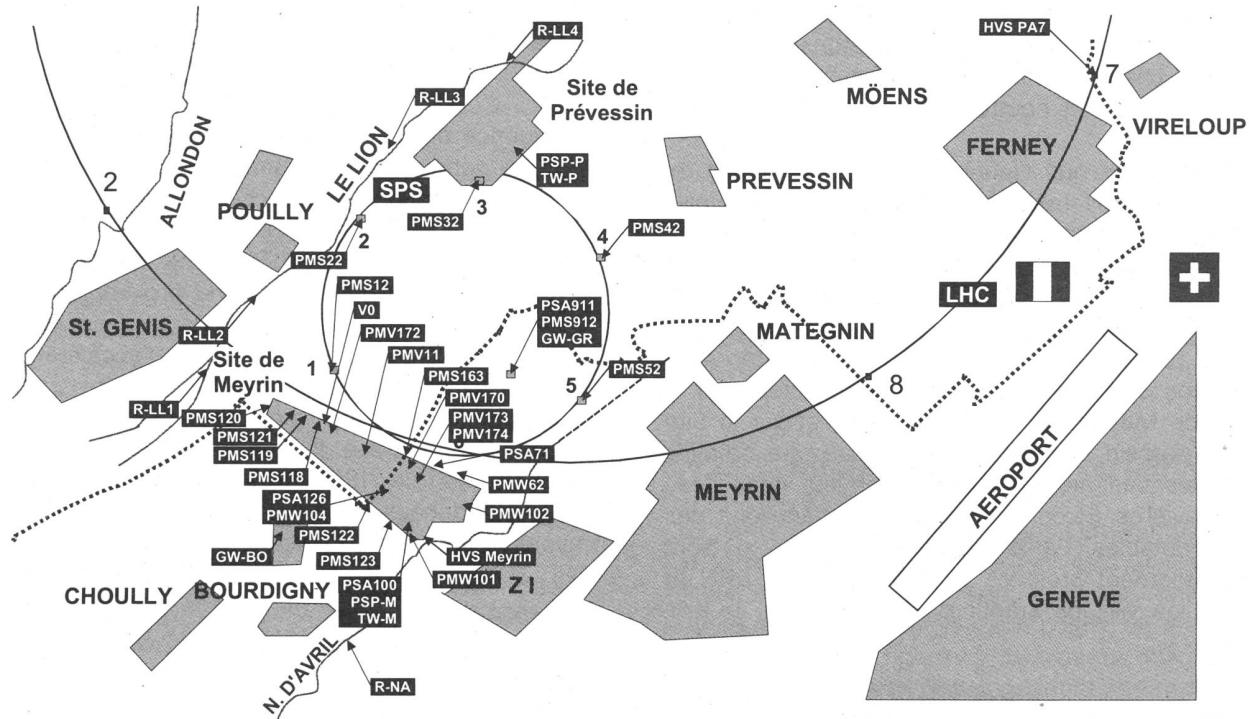
**Tableau 2:** Les rejets de la radioactivité du CERN dans l'eau vers la Suisse en 2002.

Origine du rejet	Station	Quantité d'eau	Tritium	Bêta/gamma ( $^{22}\text{Na}$ )	Rejeté dans :
		$10^6 \text{ m}^3$	GBq	MBq	
Refroidissement du SPS	PMW62	0.2	0.16	8.1	Nant d'Avril
Site de Meyrin Sud-est	PMW101	3.7	9.4	64	Nant d'Avril
Site de Meyrin Nord-est	PMW102	0.47	0.088	1.1	Nant d'Avril
AD infiltration	PMW104	0.018	0.041	2.4	STEP Peney*)
<b>Total vers la Suisse</b>		<b>4.4</b>	<b>9.7</b>	<b>76</b>	

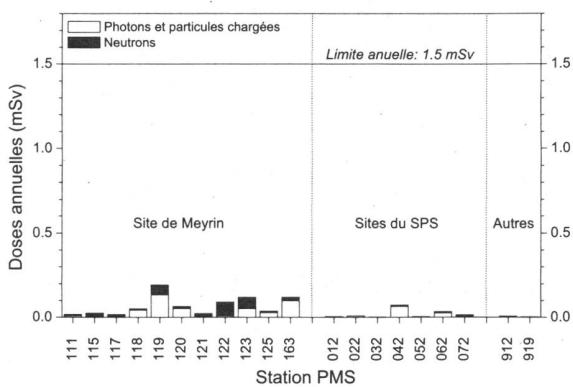
\*) Station d'épuration d'eau à Peney/GE.

Le seul radioélément de demi-vie longue identifié dans l'air dans le cadre du programme de surveillance de routine, qui peut provenir du CERN, est le  $^{7}\text{Be}$ . Ce radioélément d'une très faible toxicité radiologique est produit dans l'air des tunnels des accélérateurs à haute énergie lors de leur fonctionnement. Donc il peut servir comme un indicateur des rejets atmosphériques. Le  $^{7}\text{Be}$  est aussi produit naturellement dans l'atmosphère par les interactions des rayonnements cosmiques avec l'azote et l'oxygène de l'air.

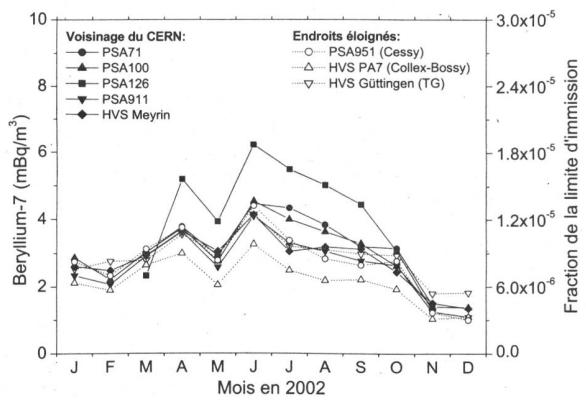
Les variations de concentration en  $^{7}\text{Be}$  dans l'air au voisinage du CERN et aux trois endroits éloignés (PSA951 à Cessy en France, LHC PA7 à Collex-Bossy/GE, et Göttingen/TG) sont présentées dans la figure 3. Les endroits éloignés sont loin de toutes sources artificielles de  $^{7}\text{Be}$  et peuvent de ce fait être considérés comme des stations représentatives du bruit de fond naturel.



**Fig. 1:** Les sites de Meyrin et de Prévessin du CERN, l'implantation de l'anneau du Super synchrotron à proton (SPS) et du futur Grand collisionneur à hadrons (LHC) dans la région frontalière entre la France et la Suisse ainsi que les emplacements des stations de monitoring et des endroits d'échantillonnage.



**Fig. 2:** Doses nettes annuelles des moniteurs de rayonnements diffusés en 2002.



**Fig. 3:** Activité du  $^{7}\text{Be}$  dans les aérosols de 8 stations de mesure dont 5 au voisinage des points de rejet du CERN en 2002. Station de mesure PSA71: Site du SPS BA-7. PSA100: Site CERN de Meyrin. PSA126: Proche du complexe PS. PSA911: Près d'une ferme de Meyrin. HVS Meyrin, HVS Göttingen/TG: Echantilleurs OFSP à haut débit sur le Site de Meyrin et à Göttingen/TG. PSA951: Cessy, France. HVS PA7: Echantilleur CERN à haut débit à Collex-Bossy/GE.

La concentration naturelle du  $^{7}\text{Be}$  dans l'air subit des variations saisonnières avec un maximum pendant l'été (dynamique de l'échange d'air entre la stratosphère, où la majorité du  $^{7}\text{Be}$  naturel est produite, et la troposphère) et spatiales (remise en suspension par le vent ou par le trafic routier de l'aérosol déjà déposé au niveau du sol). Ces variations sont bien observables dans la figure 3.

Il est impossible de distinguer l'effet des rejets du CERN des variations naturelles sauf pour la station PSA126 qui se trouve près du complexe de l'accélérateur PS au milieu du Site de Meyrin. Néanmoins, la contribution éventuelle du CERN aux valeurs mesurées à PSA126 ne dépasse pas 2 mBq/m<sup>3</sup>, soit environ 0.0006% de la limite d'immission suisse [3].

A part la radioactivité exclusivement naturelle, le seul radioélément montrant une activité notable dans les échantillons de sédiment et de la mousse de la rivière Nant d'Avril est le  $^{7}\text{Be}$ . Une contribution du CERN aux flux de  $^{7}\text{Be}$  dans les rivières doit être faible et bien inférieure aux apports naturels [4]. Aucun autre radioélément provenant du CERN n'a été identifié dans le cadre du programme réglementaire de routine du CERN. Pourtant, des mesures très sensibles de l'Institut F.-A. Forel ont décelé des traces des radioéléments provenant du CERN dans la rivière, mais en concentrations négligeables, celles-ci ne dépassant pas 0.72% des limites réglementaires [3] ( $^{60}\text{Co}$  dans les sédiments).

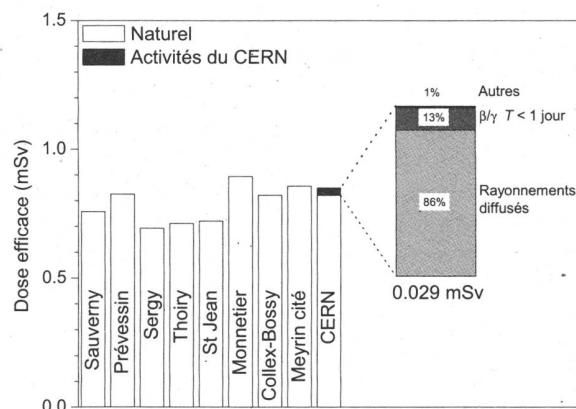
Pour les autres échantillons environnementaux et les produits agricoles analysés dans le programme de routine du CERN, les concentrations du  $^{7}\text{Be}$  sont restées au-dessous des valeurs naturelles normales et aucun autre radioélément n'a été identifié.

Comme le montre la figure 4, les contributions des activités du CERN à la dose efficace pour le groupe critique qui vit aux abords de l'Organisation correspondent à environ 3.6% de la dose externe due aux sources naturelles (rayonnements cosmiques et terrestres) mesurée dans des communes proches du CERN. En effet, la valeur annuelle de 0.029 mSv, dont 86% sont dus aux rayonnements ionisants directs surveillés en ligne, peut être comparée aux variations des doses naturelles qui sont de l'ordre de 0.2 mSv dans le bassin lémanique.

#### 8.4.3.2. Mesures effectuées par l'OFSP

L'OFSP surveille l'environnement du CERN de manière indépendante par les mesures suivantes :

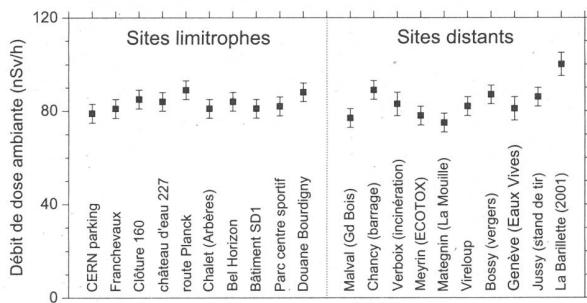
- Exposition ambiante (11 dosimètres à thermoluminescence évalués par l'IRA) et parcours de mesures instantanées en 10 sites limitrophes du CERN et 10 sites de référence distants.
- Aérosols (mesure continue alpha/bêta de la station RADAIR avec compensation du rayonnement naturel et spectrométrie gamma hebdomadaire des filtres d'un collecteur à haut débit).
- Eaux du Rhône à Chancy (mesures tritium) et du Nant d'Avril (mesures spectrométriques de l'eau, des matières en suspension et des sédiments de l'Institut Forel).
- Sols (spectrométrie gamma in situ et en laboratoire) ainsi que végétaux et certains produits locaux (comme le  $^{3}\text{H}$  dans le vin).



**Fig. 4:** Contribution à la dose annuelle, due aux activités du CERN, sur le Site de Meyrin comparée aux variations des doses externes naturelles dans des communes françaises et suisses à proximité. La contribution du CERN de 0.029 mSv doit être comparée à la limite réglementaire pour la dose efficace annuelle à la population de 0.3 mSv [2].

#### Mesures de l'exposition ambiante

Le contrôle de l'exposition ambiante basé sur les dosimètres TLD en 11 emplacements au voisinage du CERN n'a pas signalé de valeurs indicatives d'un impact notable des installations du CERN. Comme en 2001, les valeurs 2002 comprises entre 0.71 et 1.01 mSv sont dans le domaine habituel de l'exposition naturelle et de ses fluctuations (moyenne des 11 sites:  $0.84 \pm 0.10$  mSv). Les relevés instantanés réalisés par l'OFSP à l'aide d'une chambre d'ionisation (figure 5) le 13.9.2002 ont confirmé ce constat.

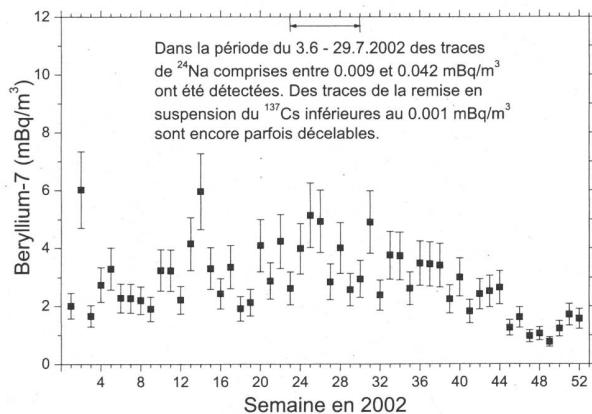


**Fig. 5:** Mesures du débit de dose ambiante à l'aide d'une chambre d'ionisation RSS placée 1 m au-dessus du sol.

Les valeurs du débit d'exposition ambiante se sont échelonnées de 75 à 90 nSv/h ; en moyenne, on obtient pour les sites limitrophes  $83 \pm 4$  nSv/h et pour les sites distants  $82 \pm 5$  nSv/h. La valeur plus élevée mesurée à La Barilette s'explique par la contribution d'origine cosmique plus importante dans ce site d'altitude.

### Mesures dans le milieu atmosphérique

La surveillance de l'air réalisée par l'OFSP en continu à la station du réseau d'alarme RADAIR n'a pas signalé d'anomalies en 2002. Les résultats des mesures hebdomadaires de bas niveau (fig. 6) basées sur le collecteur à haut débit sont conformes à ceux enregistrés dans les stations hors d'influence du CERN, où l'on constate la prédominance des radioéléments d'origine naturelle  $^{7}\text{Be}$  et  $^{210}\text{Pb}$ .



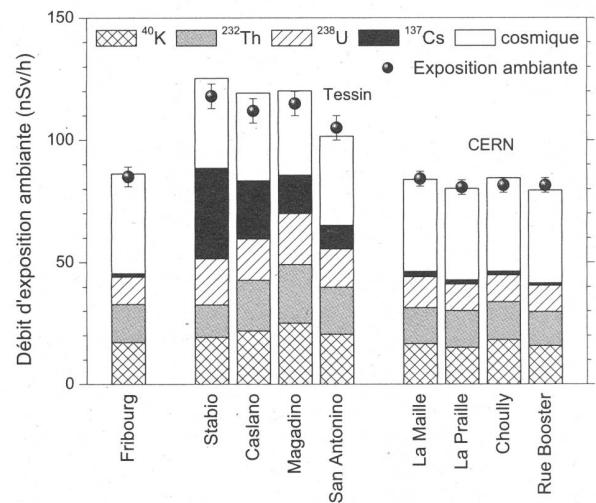
**Fig. 6:** Mesures spectrométriques des aérosols collectés hebdomadairement à la station OFSP de haut débit au CERN.

Parmi les radioéléments d'origine artificielle, on détecte sporadiquement des traces de  $^{137}\text{Cs}$  dues à la remise en suspension des dépôts de Tchernobyl et des injections de  $^{24}\text{Na}$  jusqu'à 0.04 mBq/m<sup>3</sup> attribuables aux accélérateurs du CERN. L'impact radiologique du  $^{24}\text{Na}$  est tout à fait négligeable, car la valeur la plus élevée ne représente qu'environ

0.0001 % de la limite d'immission suisse [3]. L'identification d'un aussi faible niveau de radioactivité nécessite une méthode extrêmement sensible, comme celle mise en œuvre par l'OFSP.

### Mesures dans le milieu terrestre

Les mesures de spectrométrie gamma in situ permettent de distinguer les contributions d'origine naturelle et artificielle à l'exposition externe du public. Les mesures 2002 n'ont pas indiqué d'apport artificiel ponctuel ou suite à une accumulation attribuable aux activités du CERN (fig. 7).



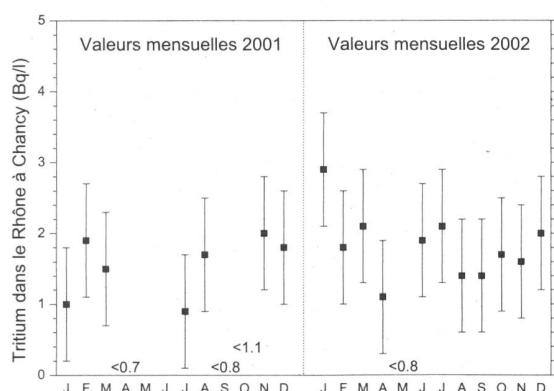
**Fig. 7:** Contributions individuelles au débit d'exposition ambiante dans les sites examinés par spectrométrie gamma in situ en 2002 (Fribourg, Tessin, CERN).

Ce constat est confirmé par les analyses en laboratoire sur les échantillons de sol, d'herbe et autres produits locaux. Les résultats sont typiques de ceux obtenus dans les échantillons comparables du Plateau suisse. Outre la détection permanente des radioéléments d'origine naturelle, dont les concentrations prédominent, on y détecte encore les traces des injections artificielles des essais nucléaires (Etats-Unis et l'Union soviétique) et dans une moindre mesure de l'accident de Tchernobyl. A ce titre la figure 7 compare l'impact actuel de la contamination par le  $^{137}\text{Cs}$  sur l'exposition ambiante à la station de référence de Fribourg et dans 4 sites du Tessin plus marqués par les retombées par rapport aux 4 sites du voisinage du CERN.

### Mesures dans le milieu aquatique

Les concentrations du tritium dans les échantillons mensuels du Rhône à Chancy n'ont pas montré d'impact notable des installations du CERN (fig. 8). Les concentrations mesurées de 1 à 3 Bq/l sont conformes à la normale. La limite d'immission pour le tritium dans l'eau est 12'000 Bq/l [3].

Les résultats du projet de collaboration initié par l'OFSP et le CERN avec l'Institut F.-A. Forel concernant des mesures spécifiques dans le Nant d'Avril ont fait l'objet d'une synthèse de surveillance d'octobre 1999 à octobre 2002 [4]. Le suivi radioécologique a permis de détecter pendant cette période les immissions de radioéléments dans les différents compartiments de la rivière (eau, matière en suspension – MES, sédiments). Les radioéléments dominants sont le  $^{40}\text{K}$ , les isotopes des séries primordiales ( $^{238}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ) et le  $^{7}\text{Be}$  tous d'origine naturelle et le  $^{137}\text{Cs}$  qui résulte de l'érosion des sols, contaminés par les essais nucléaires dans l'atmosphère (Etats-Unis et l'Union soviétique) et par l'accident de Tchernobyl. L'analyse des MES, qui ne constituent pas une matrice environnementale à laquelle le public est réellement exposé, permet une plus sensible mise en évidence des traces de radionucléides issus du CERN suite au processus de leur concentration. Comme le montre la figure 9, les activités mesurées dans les eaux du Nant d'Avril (fig. 9a) confirment la présence de ces traces, qui correspondent à de très faibles pourcentages de la limite d'immission (fig. 9b).



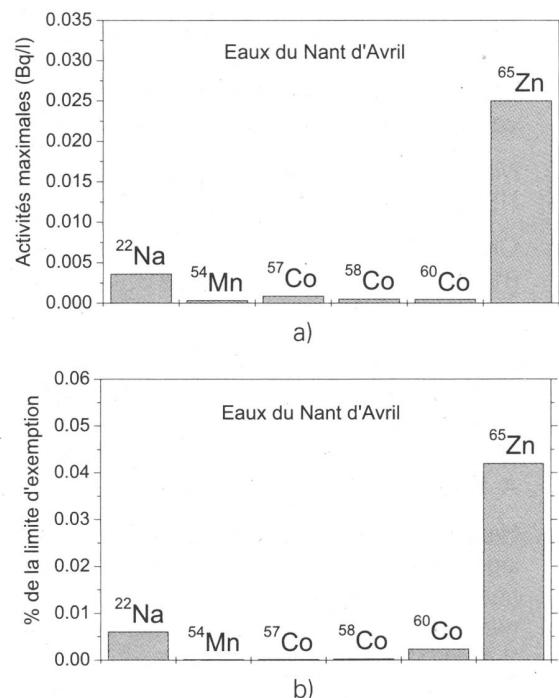
**Fig. 8:** Suivi mensuel des concentrations de tritium dans le Rhône à Chancy en 2001 et 2002.

#### 8.4.4. Conclusions

- L'ensemble des résultats de mesures du CERN et du contrôle indépendant de l'OFSP atteste que en 2002 comme lors des années précédentes le CERN est resté bien en dessous de la valeur directrice de dose liée à la source fixée à 0.3 mSv/an [1].
- Les dispositifs de surveillance (prélèvements et mesures) mis en œuvre par le CERN et l'OFSP permettent de détecter des niveaux de radioactivité très faibles liés au fonctionnement des accélérateurs du CERN. Les résultats doivent cependant être regardés dans le contexte de leur impact radiologique sur la population avoisinante.

Les activités des radioéléments attribuables aux activités du CERN n'ont pas dépassé 0.72% des limites suisses.

- Pour une estimation des doses efficaces annuelles, le groupe critique de la population vivant à proximité du Site de Meyrin a été identifié. Ensuite les doses efficaces à partir des rayonnements ionisants et des rejets des radioéléments du Site de Meyrin ont été calculées à l'aide de la Directive HSK-R-41/d [5]. Le résultat de cet exercice présenté dans la figure 4 montre que l'impact radiologique sur le groupe critique représente 0.029 mSv en 2002. La valeur correspondante en 2001 était de 0.017 mSv. Ces doses correspondent à environ 3.6% de la dose externe due aux sources naturelles.
- En plus des contrôles d'ordre réglementaire, les mesures d'ordre radioécologique effectuées dans le Nant d'Avril par l'Institut F.-A. Forel (mandaté par l'OFSP) ont confirmé que l'impact du CERN est très faible [4].



**Fig. 9:** Activités maximales dans les eaux du Nant d'Avril a) et comparaison avec les limites d'exemption b).

La radioactivité de l'environnement et les doses de rayonnements dans le voisinage du CERN ne se distinguent pas notablement de ceux enregistrés dans les stations de référence non influencées par les installations nucléaires. L'impact des activités du CERN est très faible. Sa mise en évidence passe par l'exploitation de techniques de prélèvements et de mesures très sensibles, qui sont des

outils de radioécologie dépassant les performances du contrôle habituel. A l'image des examens in situ de la figure 7, les contributions d'origine naturelle prédominent. Les activités du CERN sont donc également restées en 2002 sans conséquence radiologique préjudiciable à l'environnement et à la population avoisinante.

#### 8.4.5. Remerciements

Nous remercions les instituts intervenant dans le programme de mesure au voisinage du CERN, en particulier l'Institut universitaire de Radiophysique Appliquée à Lausanne ainsi que l'Institut F.-A. Forel à Versoix. Notre reconnaissance s'adresse également à toutes les personnes qui ont favorisé le bon déroulement de nos prélèvements et mesures dans le Canton de Genève et dans le Pays de Gex.

#### 8.4.6. Référence

- [1] Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK), Ziele für den Schutz der Personen vor ionisierender Strahlung im Bereich von Kernkraftwerken, HSK-R-11/d (Mai 1980).
- [2] Manuel de Radioprotection 1996, CERN, (1996).
- [3] Ordonnance sur la radioprotection (ORaP), 814.501, Berne (2000), Annexe 3.
- [4] W. Wildi, J.-L. Loizeau et Ph. Arpagaus, Rapport No 3 sur les mesures de la radioactivité dans le Nant d'Avril (Genève), Octobre 2001 – Octobre 2002 et synthèse des résultats Octobre 1999 – Octobre 2002, Institut F.-A. Forel (2003).
- [5] Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK), Berechnung der Strahlenexposition in der Umgebung aufgrund von Emissionen radioaktiver Stoffe aus Kernanlagen, HSK-R-41/d (1997).

#### 8.4.7. Glossaire

<b>AD</b>	Décélérateur d'antiprotons
<b>ISOLDE</b>	Isotope Separator On-Line Device
<b>LHC</b>	Grand collisionneur à hadrons (en construction)
<b>PS</b>	Synchrotron à protons
<b>SPS</b>	Super synchrotron à protons
<b>TT10</b>	Tunnel d'injection de faisceau du PS au SPS
<b>TT60</b>	Tunnel d'extraction de faisceau du SPS au hall expérimentale Ouest
<b>TT70</b>	Tunnel de transfert du PS au SPS
<b>V0</b>	Evaporateur de l'eau d'infiltration dans une ancienne zone cible du SPS

## 8.5 Immissionsmessungen von Aktiniden in der Umgebung des ZWILAG-Areals (Würenlingen AG)

J. Eikenberg, S. Bajo, J. Hitz, H. Beer, M. Rüthi

Paul Scherrer Institut, 5232 VILLIGEN

C. Gann

Kantonsspital Brauerstrasse 15, 8401 WINTERTHUR

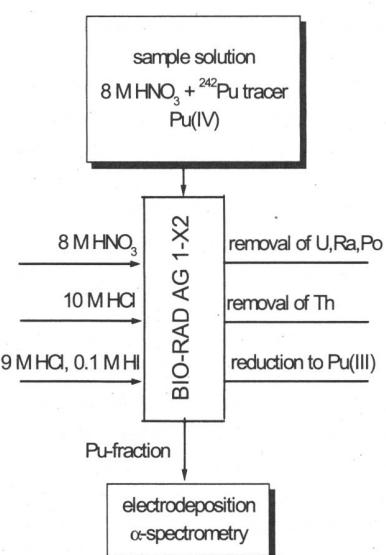
### 8.5.1 Zusammenfassung

Vor der Inbetriebnahme des neu erstellten Zwischenlagers für radioaktive Abfälle (ZWILAG Würenlingen) wurden umfangreiche Radionuklidmessungen an Waldbodenproben aus der Umgebung des Areals durchgeführt. Während die Ergebnisse der  $\gamma$ -Spektrometrie und für  $^{90}\text{Sr}$  dem BAG-Bericht 2000 entnommen werden können, sind nachfolgend die Ergebnisse der Messungen von anthropogenen Aktiniden ( $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{244}\text{Cm}$ ) aufgeführt. Die Isotopenverhältnisse von  $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$  und  $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$  zeigen deutlich, dass die gemessenen Aktiniden den oberirdisch durchgeführten Kernwaffentests vor ca. 40 Jahren zuzuschreiben sind, dass also Aerosol-Fallout von Aktiniden nach der Tschernobyl-Reaktorkatastrophe im Jahr 1986 in der Nordschweiz vernachlässigt werden kann.

### 8.5.2 Einleitung

In der Nähe des Paul Scherrer Institutes wurde in den letzten Jahren ein Zwischenlager (ZWILAG AG) für radioaktive Abfälle aus Kernkraftwerken zur temporären Lagerung erstellt. Neben der Lagerung nuklearer Komponenten ist es geplant, auch schwach- bis mittelaktive Abfälle in einer Verbrennungsanlage für radioaktive Komponenten aufzukonzentrieren und anschließend zu konditionieren. Um potentielle, geringfügige Radionuklid-Emissionen in der Umgebung des Areals aus Emissionen feststellen zu können, wurden im Rahmen des Projektes *Beweissicherung* umfangreiche Radionuklidmessungen an Bodenproben in der unmittelbaren Umgebung des Areals durchgeführt. (Details über Analyse-methoden in [1]). Diese Analysen dienten der Erfassung der derzeitigen Konzentrationen kosmogener (z.B.  $^7\text{Be}$ ), terrestrischer, ( $^{40}\text{K}$  sowie Radionuklide aus den U-und Th-Zerfallsreihen) und insbesondere anthropogener Radioisotope ( $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{244}\text{Cm}$ ) resultierend aus Aerosol-Fallout infolge von Kernwaffentests und dem Tschernobyl-Ereignis. Im folgenden werden die Ergebnisse der Aktinidenmessungen vorgestellt

und diskutiert (Ergebnisse der  $\gamma$ -Spektrometrie und  $^{90}\text{Sr}$ -Messungen Areal ZWILAG im BAG-Bericht 2000).



**Fig. 1:** Schematische Darstellung des radiochemischen Trennverfahrens für Plutonium.

### 8.5.3 Radiochemische Trennmethoden

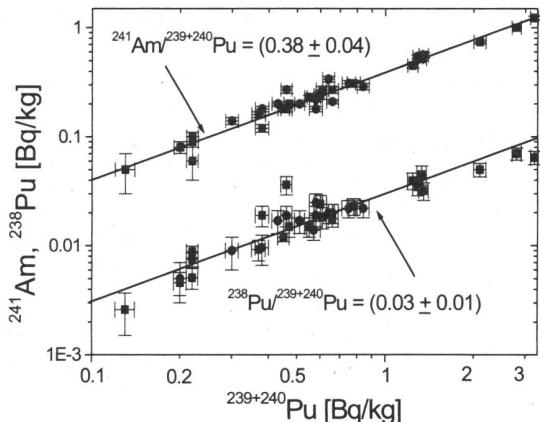
Der Boden wird zunächst getrocknet, gesiebt und in ca. 30g schwere Aliquots gesplittet. Vor der Analyse werden  $^{243}\text{Am}$ - und  $^{242}\text{Pu}$ -Tracer hinzugegeben. Nach der Trockenveraschung wird die Probe in 8 M  $\text{HNO}_3$  unter Kochen während 1 Stunde ausgelaugt, so dass die oberflächlich adsorbierten Fallout-Produkte in die wässrige Phase transferiert werden. Die wässrige Lösung, welche die Fraktionen von Pu, Am und Cm enthält, wird sodann von der festen Phase über Filtration getrennt.

Die Leach-Lösung wird dann direkt auf eine Anionenaustauscher-Kolonne (Bio-Rad 1-X2, 100-200 mesh) gegeben und durch Zugabe von HCl und  $\text{HNO}_3$ -Waschlösungen werden potentiell bei der  $\alpha$ -Spektrometrie interferierende, natürliche Radio-

nuklide abgetrennt (z.B.  $\alpha$ -Emission von  $^{228}\text{Th}$  und  $^{238}\text{Pu}$  bei 5.4 MeV), bevor die Pu-Fraktion in einer Mischung aus HCl und HI eluiert wird. Die durch die Bio-Rad-Kolonne gelaufene Fraktion von Am und Cm wird auf einer TRU™-Kolonne (ElChrom SA, Darien, IL, USA) purifiziert und abgetrennt. Zur Retention von U und Th ist der TRU™-Trennsäule eine U/TEVA™-Kolonne vorgeschaltet. Die gereinigten Fraktionen von Pu bzw. Am+Cm werden anschliessend eingedampft und in einer  $\text{NaSO}_4$ - $\text{NaHSO}_4$ -Pufferlösung aufgenommen, die zur elektrolytischen Abscheidung von Aktiniden verwendet wird [2]. Nach der Elektrodeposition werden die Mess-präparate über 2 Tage mit hochauflösender  $\alpha$ -Spektrometrie gemessen (alle Details in [1]).

#### 8.5.4 Resultate und Diskussion

Wie Figur 2 zeigt, liegen die typischen Aktivitätskonzentrationen von  $^{239+240}\text{Pu}$  in Bodenproben in der Schweiz - je nach Bodentyp und geographischer Lage - zwischen 0.1 bis einigen Bq/kg (diese Studie und Geering et al. 2000). So ist z.B. der Beitrag von Fallout-Plutonium in den Alpen höher, während das Mittelland und die Nordschweiz weniger betroffen sind [3]. Auch sind die mittleren Aktivitätskonzentrationen von  $^{239+240}\text{Pu}$  in Waldbodenproben gegenüber benachbarten, landwirtschaftlich genutzten Flächen höher. In der Umgebung PSI-ZWILAG-Beznau liegen die  $^{239+240}\text{Pu}$ -Werte (kreisförmige Symbole in Figur 2) in Waldbodenproben typischerweise zwischen 0.2-0.8 Bq/kg und im Mittel bei 0.5 Bq/kg, während die in der Nordschweiz analysierten Bodenproben von Wiesen- und Weidengelände im Mittel  $^{239+240}\text{Pu}$ -Gehalte von nur 0.2 Bq/kg aufweisen (BAG-Jahresberichte ab 1996).



**Fig. 2:**  $^{238}\text{Pu}$  vs.  $^{239+240}\text{Pu}$  und  $^{241}\text{Am}$  vs.  $^{239+240}\text{Pu}$  in Schweizer Bodenproben von verschiedenen Erhebungspunkten (kreisförmige Symbole: Daten Umgebung PSI, quadratische Symbole: aus [3]).

Mit Hilfe der hochauflösenden  $\alpha$ -Spektrometrie lassen sich ebenfalls geringfügige Spuren des Nuklids  $^{238}\text{Pu}$  nachweisen, welches durch das Verglühen des sowjetischen Satelliten SNAP-9A im Jahr 1964 in die Atmosphäre gelangte [4]. Der Beitrag von  $^{238}\text{Pu}$  am total gemessenen Pu ist jedoch praktisch unbedeutend und das hier ermittelte  $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ -Verhältnis von  $0.03 \pm 0.01$  (berechnet durch Regressionsanalyse der Daten in Figur 2) stimmt gut mit demjenigen aus anderen Orten der nördlichen Hemisphäre überein [5, 6]. Figur 2 zeigt ebenfalls die Beziehung zwischen  $^{241}\text{Am}$  und  $^{239+240}\text{Pu}$  an den gleichen Bodenproben. Obwohl es sich hier um zwei unterschiedliche Elemente handelt, ist eine gute Korrelation angezeigt. Die Regressionsanalyse liefert ein Ergebnis von  $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu} = 0.38 \pm 0.04$ . Dieses Resultat ist innerhalb der analytischen Genauigkeit identisch mit dem derzeitigen  $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ -Verhältnis von 0.36 berechnet unter Verwendung des  $^{241}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$  Mutter/Tochter-Ungleichgewichtsverhältnis (Figur 3). Die Berechnung des derzeitigen  $^{241}\text{Am}(t)/^{239+240}\text{Pu}$ -Verhältnisses wurde unter folgenden Voraussetzungen durchgeführt:

Vernachlässigt man primäres  $^{241}\text{Am}$  im Kernwaffenmaterial (d.h.  $A_{241\text{Am}}(t=0) = 0$ ), so lässt sich der Aktivitätsverlauf von sekundär gebildetem  $^{241}\text{Am}$  aus der allgemeinen Lösung für Zerfall/Aufbau eines 2-Isotopensystems berechnen, wobei im speziellen Fall folgendes für die Ungleichgewichtsziehung zwischen  $^{241}\text{Pu}$  und  $^{241}\text{Am}$  gilt:

$$A_{241\text{Am}}(t) = A_{241\text{Pu}}(0) \cdot \frac{\lambda_{241\text{Am}}}{\lambda_{241\text{Am}} - \lambda_{241\text{Pu}}} \cdot (e^{-\lambda_{241\text{Pu}}t} - e^{-\lambda_{241\text{Am}}t})$$

$A_{241\text{Am}}(t)$  = Aus dem Zerfall von  $^{241}\text{Pu}$  eingewachsene Aktivität von  $^{241}\text{Am}$  zur Zeit t (Bezugsjahr 2002)

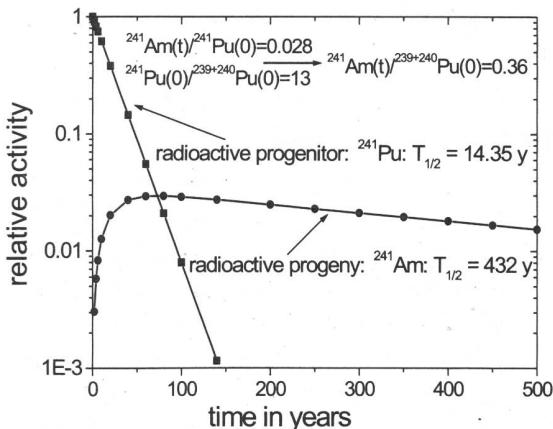
$A_{241\text{Pu}}(0)$  = infolge der atmosphärischen Kernwaffentests freigesetztes, initiales  $^{241}\text{Pu}$  (Jahr 1962)

$\lambda_{241\text{Am}}$  = Zerfallskonstante von  $^{241}\text{Am}$

$\lambda_{241\text{Pu}}$  = Zerfallskonstante von  $^{241}\text{Pu}$

Aus Figur 3 ist ersichtlich, dass das Aktivitätsverhältnis von  $^{241}\text{Am}$  zum heutigen Zeitpunkt (Jahr 2002) zum initialen  $^{241}\text{Pu}$ , also  $^{241}\text{Am}(t)/^{241}\text{Pu}(0)$  bei ca. 0.03 liegt. Verwendet man ferner das Kernwaffen Pu-Isotopenverhältnis von  $^{241}\text{Pu}(0)/^{239+240}\text{Pu}(0)$  von ca. 13 [7] so ergibt sich für  $^{241}\text{Am}(t)/^{239+240}\text{Pu}(0)$  (Maximum der Oberflächen-Kernwaffentests vor ca. 40 Jahren, d.h. Zerfall von  $^{239+240}\text{Pu}$  in diesem Zeitraum vernachlässigbar) ein Resultat von 0.36, was innerhalb der Messunsicherheit mit der Steigung der Regressionsgeraden in Figur 2 übereinstimmt. Dieses Resultat zeigt deutlich, dass das hier gemessene  $^{241}\text{Am}$  ( $T_{1/2} = 432$  Jahre) sich gut aus der Produktion über das kurzlebige  $^{241}\text{Pu}$  ( $T_{1/2} = 14.4$  Jahre) aus Kernwaffen-Fallout erklären lässt.

Eine weitere Information liefert das derzeitige  $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ -Verhältnis. An Standorten, bei denen ein messbarer Hot-Particle-Fallout von Tschernobyl vernachlässigt werden kann (z.B. Nordamerika) misst man ein konstantes  $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ -Verhältnis von ca. 0.03 [5, 6]. Dieses Verhältnis (s. Regressionsgerade in Figur 2) wurde auch in dieser Arbeit und bei weiteren Landes-Messstellen ermittelt [3], während bei der Tschernobyl-Reaktorexploration wesentlich mehr  $^{238}\text{Pu}$  freigesetzt wurde ( $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$  Tschernobylkomponente ca. 0.45 [8]).

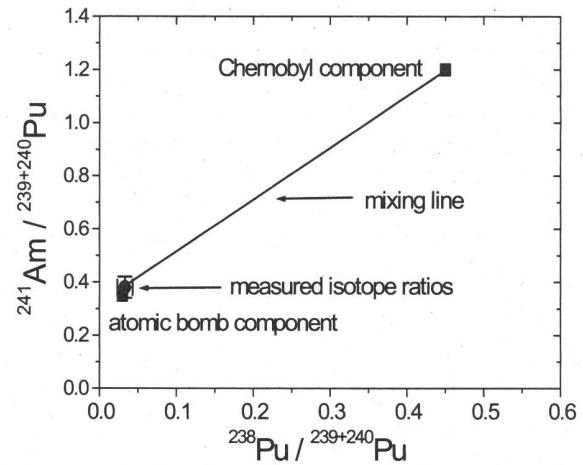


**Fig. 3:** Entwicklung des  $^{241}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$ -Disequilibriums mit der Zeit

Trägt man graphisch die  $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ - und  $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ -Verhältnisse gegeneinander auf, so ergeben Mischungen aus zwei End-Komponenten (durch diese Art der Normierung) Punkte auf einer Geraden, welche beide Endpunkte verbindet. Der deutliche Unterschied der  $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ - und  $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ -Isotopenverhältnisse zwischen den Komponenten Tschernobyl und A-Waffentests ist in Figur 4 dargestellt. Dieser Unterschied ist sehr signifikant, was bedeutet, dass sich die Anteile dieser Komponenten in einer Mischung präzise berechnen liessen. Wie Figur 4 jedoch deutlich illustriert, sind die hier gemessenen Pu- und Pu/Am-Isotopenverhältnisse aber innerhalb der Messunsicherheit identisch mit denjenigen aus den Kernwaffentests: der Beitrag von Aktiniden aus Tschernobyl-Falloutpartikeln im Untersuchungsgebiet ist also vernachlässigbar.

Neben den oben diskutierten Isotopenverhältnissen ist in Tabelle 1 auch das gemessene und das anhand von Literaturdaten [7] berechnete  $^{241}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$  Isotopenverhältnis aus den Kernwaffentests für das Jahr 2002 aufgelistet. Das in dieser Arbeit bestimmte Verhältnis von  $1.8 \pm 0.5$  ist ein Mittelwert aus vier  $^{241}\text{Pu}$ -Einzelmessungen mittels  $\alpha/\beta$ -LSC (Details über Messmethode in [1]). Obwohl die Messunsicherheiten der  $\beta$ -

Messungen von  $^{241}\text{Pu}$  wesentlich größer sind als diejenigen der  $\alpha$ -spektrometrischen Messungen der anderen Pu-Isotope, stimmt im Mittel das gemessene Resultat mit dem anhand von Literaturdaten berechnetem Ergebnis überein.



**Fig. 4:** Darstellung einer 2-Komponentenmischung im Normierungsdiagramm  $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$  vs.  $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ .

**Tabelle 1:** Anthropogenes Pu und Am in mitteleuropäischen Bodenproben: mittlere gemessene und berechnete  $^{241}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ -,  $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ - und  $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ -Isotopenverhältnisse.

Isotopenverhältnis	$^{241}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$	$^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$	$^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$
Messwerte	$1.8 \pm 0.5$ (1)	$0.38 \pm 0.04$ (1)	$0.03 \pm 0.01$ (1)
A-Waffen-Komponente	1.9 (2)	0.36 (2)	0.03 (3)

(1) Messunsicherheiten:  $2\sigma$ .

(2) berechnet aus dem initialen  $^{241}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ -Verhältnis von 13 (UNSCAER, 2000) für das Jahr 2002.

(3) Literaturdaten für Gebiete, welche nicht durch Aktiniden-Fallout infolge des Tschernobylunfalls kontaminiert wurden (Hoelge et al., 1995).

### 8.5.5 Schlussfolgerungen

Die  $\alpha$ -spektrometrischen Messungen von Aktiniden in Bodenproben Umgebung ZWILAG ergaben Aktivitätskonzentrationen für  $^{239+240}\text{Pu}$  von 0.2 bis 0.8 Bq/kg sowie  $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ - und  $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ -Isotopenverhältnisse von  $0.38 \pm 0.04$  bzw  $0.03 \pm 0.01$  und eine Nachweisgrenze von 0.01 Bq/kg für  $^{244}\text{Cm}$ . Für zukünftige Immissionsmessungen von Aktiniden zum Nachweis einer potentiellen Emission aus dem Zwischenlager sollte als empfindlichster Parameter das  $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ -Isotopenverhältnis verwendet werden, weil (a) die Boden-Kontamination durch  $^{238}\text{Pu}$  im Untersuchungsgebiet (im Vergleich zu den anderen Pu-Isotopen) am geringsten ist und (b) weil es sich bei  $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$  um Isotope des gleichen Elementes handelt (d.h. für das Verhältnis reichen relative, unkalibrierte Messergebnisse aus). Angenommen, eine zusätzliche Emission von Radionukliden mit vergleichbaren Aktivitäten von  $^{238}\text{Pu}$  und  $^{239+240}\text{Pu}$  (vergleichbare Zusammensetzung durchaus typisch für abgebrannten Kernbrennstoff, s. Fig. 4) sorgt für eine Kontamination des Bodens, so reicht eine Erhöhung der  $^{238}\text{Pu}$ -Aktivitätskonzentration von weniger als 0.01 Bq/kg aus, um diese zusätzliche Kontamination durch Plutonium eindeutig nachzuweisen

Als ebenfalls ein sehr geeignetes Isotop für eine Immissionsprüfung auf eine Bodenkontamination von Aktiniden kann das relativ langlebige  $^{244}\text{Cm}$  ( $T_{1/2} = 18.1$  Jahre) verwendet werden. Dieses Isotop bildet sich über mehrere Neutronenaktivierungsstufen in Brennelementen, die längere Zeit in einem Kernreaktor im Betrieb waren. In solchen Materialien sind die Aktivitätskonzentrationen von  $^{244}\text{Cm}$  durchaus mit denjenigen von  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239}\text{Pu}$  und  $^{240}\text{Pu}$  vergleichbar (z.B. im Tschernobyl-Reaktor zum Zeitpunkt der Explosion:  $^{244}\text{Cm}/^{239}\text{Pu} \approx 0.2$  [8]). Im Untersuchungsgebiet konnte jedoch im Gegensatz zu anderen typischen Aktiniden in Kernbrennstoffen oder Atomwaffenmaterial kein Isotop von Curium nachgewiesen werden ( $^{244}\text{Cm} < 0.01$  Bq/kg bei einer Messzeit von 24 h). Dies hat zwei Gründe:

- Aktinidenfallout aus dem Tschernobyl-Ereignis ist, wie weiter oben diskutiert, in Mitteleuropa vernachlässigbar (bei diesem Ereignis waren die Aktiniden vorwiegend an schwerere Hot-Partikel gebunden, die wesentlich schneller deponierten als extrem feinkörnige Partikel mit  $^{137}\text{Cs}$ , die sich an atmosphärische Aerosole anlagerten).
- Ein grosser Teil des bei den Kernwaffentests nicht gespaltenen Pu-Oxides verdampfte bei der Explosion, lagerte sich an feinkörnige Ae-

rosole in der Atmosphäre und Stratosphäre an und wurde somit über die ganze nördliche Hemisphäre verteilt. Eine Kernwaffen-detonation läuft jedoch so blitzartig ab, dass Neutronenaktivierungs-Reaktionen von  $Z = 239$  über 5 Zwischenprodukte bis  $Z = 244$  nicht mehr ablaufen können, d.h. schwere Aktiniden wie  $^{244}\text{Cm}$  wurden während der A-Waffen-Detonationen praktisch nicht gebildet.

Daraus kann gefolgert werden, dass die Verwendung von  $^{244}\text{Cm}$  neben  $^{238}\text{Pu}$  bei den Immissionsmessungen zur Erkennung einer lokalen Umweltkontamination durch Aktiniden sehr empfindlich ist.

### 8.5.6 Literaturliste

- [1] Eikenberg, J., Bajo, S., Hitz, J., Beer, H., Gann, C., Wyer, L und Ziegler, J. (2002) Spezialnuklid-Analysen für die Beweissicherung ZWILAG AG 1997-2001: Abschlussbericht der Immissionsmessungen. *PSI-Bericht Nr. 02-15*.
- [2] Bajo, S. und Eikenberg, J. (1999) Electro-deposition of actinides for  $\alpha$ -spectrometry, *J. Radioanal. Nucl. Chem.* **242**, 745-751.
- [3] Geering, JJ., Froidvaux, P., Schmittler, T., Buchiller, R und Valley, JF. (2002), Mesures de plutonium et d'Americium dans l'environnement. In: Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz. BAG-Jahresbericht 1999, Bundesamt für Gesundheit (2000), **B7.2.1-7.2.8**.
- [4] Hardy, E.P., Krey, P.W. und Volchok, H.L. (1973) Global inventory and distribution of fallout Pu. *Nature*, **241**, 444-445.
- [5] Hoelge, Z. und Filgras, R. (1995) Inventory of  $^{238}\text{Pu}$  and  $^{239+240}\text{Pu}$  in the soil of Czechoslovakia in 1990. *J. Environm. Radioact.* **27**, 181-189.
- [6] Hodge, V., Smith C. und Whiting J., (1996) Radiocesium and plutonium: still together in background soils after more than thirty years. *Chemosphere* **32**, 2067-2075.
- [7] UNSCAER (2000), Sources and effects of ionising radiation. Report to the General Assembly, Volume 1, Annex C, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, New York.
- [8] Buzulukov, Yu. P. und Dobrynin, Yu. L. (1993) Release of radionuclides during the Chernobyl accident (in: The Chernobyl Papers, S. Merwin, M. Balonov, Eds.) Research Enterprises Inc., Richland, Washington Doc. Nr. **99353**.