

**Zeitschrift:** 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

**Herausgeber:** Bundesamt für Gesundheit, Abteilung Strahlenschutz

**Band:** - (2007)

**Rubrik:** Umwelt = Environnement

### **Nutzungsbedingungen**

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. 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. [Siehe Rechtliche Hinweise.](#)

### **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. [Voir Informations légales.](#)

### **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. [See Legal notice.](#)

**Download PDF:** 14.03.2025

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

# Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

## Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2007

Résultats 2007

### Kapitel 4. Umwelt

### Chapitre 4. Environnement

<b>Chapitre 4.1 Radioactivité de l'air, des précipitations, des rivières et des eaux de rejet des stations d'épuration et d'incinération des déchets</b>	<b>34</b>
Air	34
Précipitations	39
Rivières	40
Station d'épuration (STEP) et eaux de lavage des fumées des usines d'incinération	40
<b>Kapitel 4.2 Überwachung der Radioaktivität der Luft mit Militärflugzeugen</b>	<b>42</b>
Zusammenfassung	42
Vorgeschichte	42
Sammlung und Messung der Proben	43
Ergebnisse mit den umgebauten Geräten	43
<b>Kapitel 4.3 <sup>210</sup>Pb Messungen in Niederschlagsproben</b>	<b>45</b>
<b>Kapitel 4.4 Radioaktivität in aquatischen Systemen</b>	<b>47</b>
Zusammenfassung	47
Ziele	47
Methoden	47
Kernanlagen	47
Andere Betriebe	53
Schlussfolgerungen	53
<b>Chapitre 4.5 Radioactivité du sol et de l'herbe</b>	<b>54</b>
Résumé	54
Introduction	54
Résultats et discussion	55
Conclusions	56
<b>Chapitre 4.6 Impact environnemental d'un rejet de tritium à la STEP de Soyhières</b>	<b>58</b>

## Chapitre 4.1

# Radioactivité de l'air, des précipitations, des rivières et des eaux de rejet des stations d'épuration et d'incinération des déchets

**S. Estier, P. Beuret, G. Ferreri, A. Gurtner, M. Jungck, M. Müller, P. Steinmann, H. Völkle**

Section Radioactivité de l'environnement (URA), OFSP, 3003 BERN

### Résumé

Le programme de surveillance de la radioactivité dans l'air, les précipitations et les rivières, mis en oeuvre en 2007 par l'OFSP, n'a révélé aucune valeur susceptible de représenter un danger pour la santé de la population. Il a toutefois permis de mettre en évidence des traces de radioactivité gamma artificielle, notamment de  $^{137}\text{Cs}$  issu des essais nucléaires des années 60 et de l'accident de Tchernobyl ainsi que de  $^{60}\text{Co}$  au voisinage de la centrale nucléaire de Mühleberg. Des concentrations plus importantes de  $^3\text{H}$  ont par ailleurs été observées dans les précipitations au voisinage des entreprises utilisatrices de tritium.

### Air

L'OFSP exploite trois réseaux de surveillance de la radioactivité dans l'air. Le premier se compose de collecteurs d'aérosols à moyen débit ( $40 \text{ m}^3/\text{h}$ ) et est principalement dédié à la surveillance des centrales nucléaires (Gösgen-Däniken, Leibstadt et Mühleberg). Le deuxième, d'une très grande sensibilité, est constitué de collecteurs d'aérosols à haut débit (env.  $500 \text{ m}^3/\text{h}$ ) situés à Oberschrot/FR, Monte-Ceneri/TI, Güttingen /TG, au CERN/GE et à Klingnau/AG. Finalement, l'OFSP gère les 11 stations automatiques de surveillance de l'air composant le réseau RADAIR.

Ces réseaux se distinguent par leur sensibilité et leur rapidité de réponse (intervalle de temps entre le début de la période de collection et la disponibilité des résultats de mesure) et remplissent des rôles bien distincts. Le réseau RADAIR, par exemple, est un système d'alerte dont l'objectif est de permettre une détection rapide d'une éventuelle hausse significative de la radioactivité dans l'air: les aérosols sont ainsi collectés et mesurés en continu sur des filtres déroulants et les résultats sont envoyés à la centrale toutes les 30 minutes. Cependant la limite de dé-

tection pour une activité bêta artificielle nette n'est que d'environ  $0.5 \text{ Bq/m}^3$  pour des durées de collection et de mesure de 30 min. Dans le cas des collecteurs d'aérosols à haut débit, la période de collection s'élève à 1 semaine, les filtres sont ensuite envoyés par poste puis mesurés en laboratoire, le délai pour l'obtention de résultats est donc de quelques jours, par contre les limites de détection sont très faibles, env.  $0.5 \mu\text{Bq/m}^3$  pour le  $^{137}\text{Cs}$ . Ces installations permettent ainsi d'évaluer les niveaux réels de radioactivité présents dans l'environnement.

### Voisinage des centrales nucléaires

(voir aussi Chap. 8).

Les méthodes de mesure mises en oeuvre par l'OFSP au voisinage des installations nucléaires ont permis de mettre en évidence les traces de leurs rejets atmosphériques, notamment à Mühleberg: du  $^{60}\text{Co}$  a ainsi régulièrement été mis en évidence dans les filtres aérosols du voisinage de cette centrale (valeurs comprises entre  $0.5$  et  $6.4 \mu\text{Bq/m}^3$ ). En septembre 2007, mois où la concentration du  $^{60}\text{Co}$  s'est révélée la plus élevée ( $6.4 \pm 1.0 \mu\text{Bq/m}^3$ ), des traces de  $^{54}\text{Mn}$  ( $0.4 \pm 0.3 \mu\text{Bq/m}^3$ ) ont également été enregistrées. Les concentrations mesurées se situent toutefois nettement en-dessous des limites autorisées (voir Chap. 8.1 et 8.4) et témoignent du fonctionnement normal de l'installation.

Les filtres aérosols des environs des centrales nucléaires de Gösgen et Leibstadt n'ont pas présenté de radioactivité artificielle mesurable durant l'année 2007, à l'exception de traces de  $^{137}\text{Cs}$  ( $0.5$  à  $7 \mu\text{Bq/m}^3$ ) attribuables à la remise en suspension d'anciennes contaminations dues aux essais nucléaires atmosphériques des années 50 et 60 ainsi qu'à l'accident de Tchernobyl.

Notons finalement que pour ces trois stations (Mühleberg, Gösgen, Leibstadt), les radionucléides naturels  $^7\text{Be}$  et  $^{210}\text{Pb}$ , avec des valeurs comprises respectivement entre  $1.2$  et  $4.5$  et entre  $0.1$  et  $0.6 \text{ mBq/m}^3$ , sont nettement prépondérants.



### Collecteurs d'aérosols à haut débit

Les concentrations des différents radionucléides mesurées dans les filtres à aérosols provenant des 5 collecteurs à haut débit (High Volume Sampler) sont disponibles en ligne à l'adresse suivante: <http://www.bag.admin.ch/themen/strahlung/00045/02372/02378/index.html?lang=fr>

Ces filtres sont changés chaque semaine, puis envoyés au laboratoire de l'OFSP où ils sont analysés par spectrométrie gamma. En résumé, pour l'année 2007, comme pour les années précédentes, les résultats des mesures montrent que les radio-éléments d'origine naturelle  $^7\text{Be}$  et  $^{210}\text{Pb}$  prédominent. Des valeurs comprises entre 1.0 et 7.9 et entre 0.1 et 1.7  $\text{mBq/m}^3$  ont été enregistrées respectivement pour ces deux isotopes. Des traces de  $^{22}\text{Na}$ , également d'origine naturelle, ont été détectées dans les 5 stations (valeurs comprises entre 0.1 et 1.0  $\mu\text{Bq/m}^3$ ). Le  $^{137}\text{Cs}$ , attribuable à la remise en suspension dans l'air des anciennes dépositions de Tchernobyl et des essais atomiques des années 50 et 60, est l'unique radioélément d'origine artificielle régulièrement identifié, et ce, dans les 5 stations. Les activités mesurées pour cet isotope sont toutefois très faibles (exemple de Güttingen/TG: valeur médiane 0.5  $\mu\text{Bq/m}^3$ , maximum 3  $\mu\text{Bq/m}^3$ ).

Des traces de  $^{24}\text{Na}$  ont été détectées dans les filtres aérosols du CERN à la mi-mai. La valeur mesurée s'élevait à 20 +/- 8  $\mu\text{Bq/m}^3$ . Ce radio-isotope, d'une période de 15 h, est produit dans les accélérateurs de particules du centre de recherche. Des traces sporadiques de  $^{131}\text{I}$  (valeurs comprises entre 0.3 et 0.7  $\mu\text{Bq/m}^3$ ) ont par ailleurs été mises en évidence à la station de Klingnau (5.4 km au nord du PSI). Notons que ces concentrations sont nettement inférieures aux limites d'immission stipulées dans l'ORaP (2.7  $\text{Bq/m}^3$  pour le  $^{131}\text{I}$ ; 100  $\text{Bq/m}^3$  pour le  $^{24}\text{Na}$ ) et ne présentent aucun danger du point de vue radiologique.

### RADAIR

Réseau automatique de surveillance de l'air

#### a) Les modifications apportées en 2007

Pour compléter son réseau, l'OFSP a fait l'acquisition d'un 4<sup>ème</sup> moniteur d'iode, qui a été mis en service en 2007 sur le site du CERN, à côté du collecteur d'aérosols FHT59S. Etant située à l'ouest de la Suisse et proche de la frontière française, cette station complète de manière optimale la couverture du réseau de surveillance. Elle permettra ainsi la détection rapide d' $^{131}\text{I}$  gazeux éventuellement présent dans un nuage radioactif provenant de l'ouest, à son entrée sur le territoire suisse. Ce nouveau moniteur fonctionne sous Windows XP avec une nouvelle version du logiciel de mesure. La centrale RADAIR ainsi que le programme de gestion des données ont été adaptés afin de permettre l'insertion de ce nouveau moniteur dans le réseau.

Dans le domaine de l'informatique et de la transmission des données, des améliorations et adaptations sont sans

cesse nécessaires. En 2007, les systèmes d'exploitation des moniteurs aérosols (FHT59s) des stations de Bâle, La Chaux-de-Fonds et Fribourg ont, les premiers, été migrés de Windows 3.11 vers Windows XP. Ce processus se poursuivra pour les autres moniteurs en 2008. Pour permettre cette mise à jour, la centrale de gestion et de collecte des données avait dû, au préalable, être adaptée afin d'être capable de gérer des moniteurs fonctionnant avec des systèmes d'exploitation et des modes de communications différents. Après la migration sous Windows XP, la communication entre le moniteur et la centrale ne se fait plus via modem, mais par liaison numérique à débit asymétrique (ADSL), permettant une gestion plus fiable des moniteurs. Depuis l'introduction des nouvelles lignes, aucune panne de communication n'a ainsi été enregistrée.

Pour terminer notons qu'à l'occasion du déménagement de notre section, la centrale RADAIR a été arrêtée durant un jour pour permettre son démontage à Fribourg et sa réinstallation à Liebefeld. Chaque moniteur étant capable de conserver ses données durant trois jours, les données manquantes ont été rattrapées sitôt le serveur remis en service, sans perte de données. Notons encore que le moniteur RADAIR (aérosol/iode/spectroscopique) de Fribourg (toit de l'Université) n'a, quant à lui, pas été déménagé.

#### b) Les mesures

##### Aérosols:

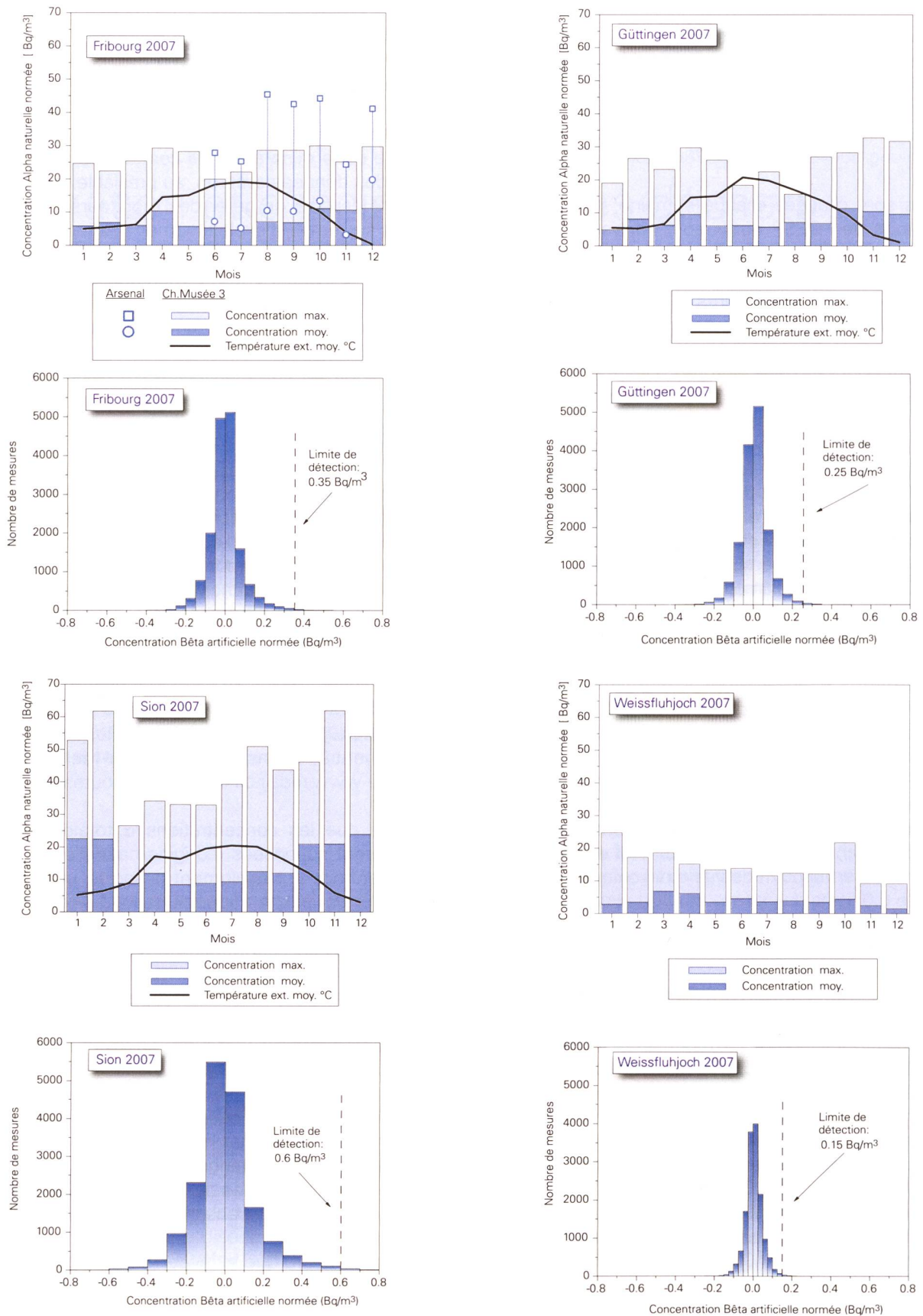
Les activités  $\alpha/\beta$  totales, mesurées par les moniteurs RADAIR, peuvent être consultées en temps réel sur Internet, à l'adresse [www.radair.ch](http://www.radair.ch) (mise à jour toutes les 30 min).

Rappelons que les concentrations  $\alpha$  totales mesurées dans l'air sont supposées d'origine naturelle. A cette activité  $\alpha$  naturelle est également associée une activité  $\beta$  naturelle. Si un incident libérant de la radioactivité dans l'atmosphère se produisait, la concentration  $\beta$  totale comprendrait alors, en plus de la contribution naturelle, une contribution d'origine artificielle. Les concentrations  $\alpha$  et  $\beta$  totales mesurées par les moniteurs RADAIR sont ainsi traitées à l'aide d'un algorithme de compensation afin de déterminer la contribution  $\beta$  d'origine artificielle qui constitue la véritable grandeur d'intérêt.

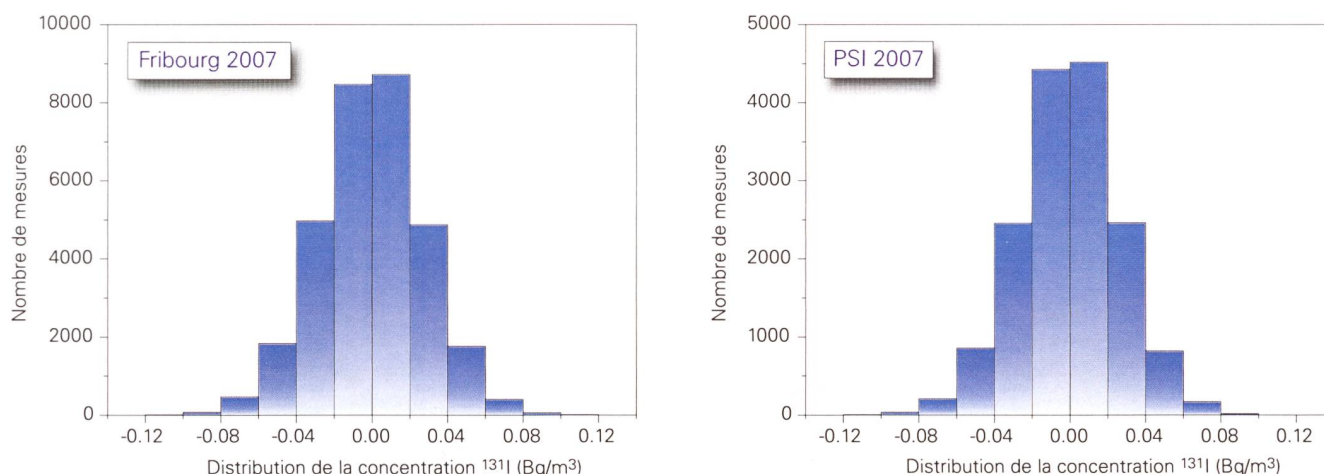
La figure 1 montre les concentrations  $\alpha$  naturelles mensuelles moyennes et maximales relevées en 2007 aux stations de Fribourg, Güttingen, Sion et du Weissfluhjoch ainsi que les histogrammes des concentrations  $\beta$  artificielles obtenues après compensation.

Notons tout d'abord que le mécanisme de compensation  $\alpha/\beta$  a permis de s'assurer que les concentrations  $\beta$  artificielles sont restées, en 2007, en dessous des limites de détection, malgré les fortes fluctuations diurnes – nocturnes de radioactivité naturelle allant de 5 à 80  $\text{Bq/m}^3$  suivant les sites.





**Fig. 1:** Valeur mensuelle moyenne et maximale des concentrations alpha totales (naturelles) mensuelles et histogramme des concentrations bêta artificielles compensées des stations de Fribourg (toit du Département de Physique et installation temporaire à l'arsenal), Güttingen, Sion et Weissfluhjoch.


**Fig. 2:**

Histogrammes de la concentration moyenne du  $^{131}\text{I}$  des stations de Fribourg et du PSI en 2007

Les concentrations alpha maximales enregistrées dans les différentes stations varient en fonction de la situation géographique ainsi que de la nature géologique du sol. Pour une station donnée, ces valeurs fluctuent également sensiblement au cours de l'année: en hiver, en raison de l'inversion thermique plus marquée qu'en été, les concentrations alpha naturelles sont généralement plus élevées. La présence plus ou moins importante du radon et de ses produits de filiation émanant du sol influence de manière déterminante la limite de détection de la concentration  $\beta$  artificielle pouvant être atteinte pour une station donnée. Les histogrammes des concentrations  $\beta$  artificielles compensées de la figure 1 montrent en effet qu'il existe un rapport d'environ 100 entre cette limite de détection et les valeurs maximales des concentrations  $\alpha$  (naturelles) mesurées. Ceci implique par exemple qu'un incident de radioactivité conduisant à une augmentation de la concentration  $\beta$  artificielle de l'ordre de  $0.2 \text{ Bq/m}^3$  pourra être identifié dans les stations d'altitude mais ne sera pratiquement pas décelable par les moniteurs situés en plaine, et cela malgré une compensation adéquate. Ainsi, en examinant les différents histogrammes de la figure 1, on pourra distinguer trois types de stations:

- Les stations de plaine comme Güttingen et Fribourg pour lesquelles les concentrations  $\alpha$  totales maximales se situent aux env. de  $30 \text{ Bq/m}^3$  et pour lesquelles la limite de détection de la concentration  $\beta$  artificielle est de l'ordre de  $0.3$  à  $0.4 \text{ Bq/m}^3$ .
- Pour les stations de fond de vallée, comme Sion et Bellinzona, où les inversions sont plus marquées et dont les sols sont plus riches en uranium, les concentrations  $\alpha$  maximales atteignent  $60$  à  $80 \text{ Bq/m}^3$ . Pour ces stations, une augmentation de la concentration  $\beta$  artificielle de  $0.5$  voir  $1 \text{ Bq/m}^3$  ne sera pas décelable.
- Les valeurs maximales enregistrées dans les stations d'altitudes, comme Weissfluhjoch et Jungfraujoeh se situent entre  $15$  et  $20 \text{ Bq/m}^3$ . Le phénomène d'inversion est faible voire inexistant et la présence de neige ou de

glace atténue les émissions  $\alpha$ - $\beta$ . La limite de détection des émetteurs  $\beta$  artificiels pour ces stations de montagne s'abaisse alors à  $0.1$  ou  $0.2 \text{ Bq/m}^3$ .

Notons finalement que la hauteur à laquelle se situe la prise d'air joue également un rôle. Un second moniteur a fonctionné à Fribourg durant l'automne et l'hiver 2007. Ce moniteur destiné à être installé en montagne a été testé pour quelques mois à l'Arsenal de Fribourg. Par rapport à l'installation fixe située sur le toit du Département de physique de l'Université de Fribourg (hauteur de la prise d'air =  $20 \text{ m}$ ), la prise d'air de cette installation temporaire était située à  $3 \text{ m}$  du sol. La figure 1 montre que les concentrations maximales enregistrées avec le moniteur situé à l'arsenal de Fribourg et dont la prise d'air était proche du sol sont sensiblement plus élevées que celles mesurées par l'installation située sur le toit.

#### Iode:

Les moniteurs de Fribourg, du PSI et de Bellinzona, mesurant l'iode gazeux ( $^{131}\text{I}$ ), n'ont pas décelé de valeurs supérieures à la limite de détection de  $0.1 \text{ Bq/m}^3$ .

La figure 2 montre l'histogramme de la concentration moyenne du  $^{131}\text{I}$  pour les stations de Fribourg et du PSI.

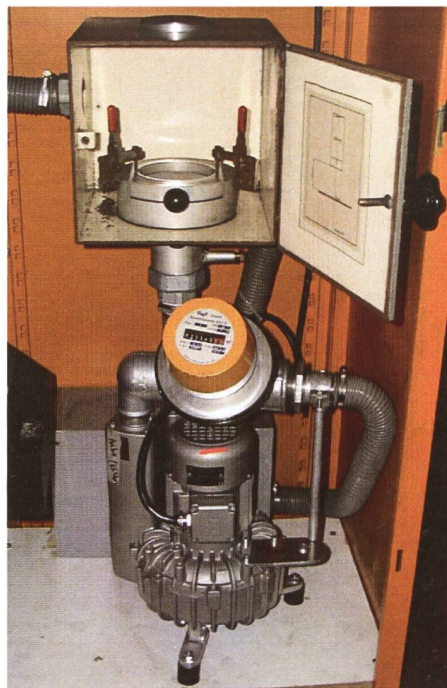
#### Moniteur spectroscopique:

Les résultats enregistrés à l'aide du moniteur spectroscopique de la station de Fribourg ont confirmé que, en 2007, les concentrations des principaux isotopes artificiels sont restées inférieures à la limite de détection de  $10 \text{ mBq/m}^3$  pour un temps d'accumulation de  $24 \text{ h}$ .





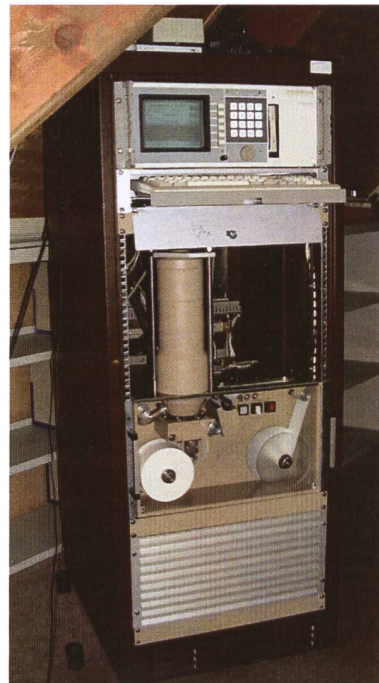
**Photo 1:**  
Pluviomètre près de Davos (GR)



**Photo 2:**  
Collecteur d'aérosols de Locarno-Monti: boîte à filtres ouvertes, dessous mesure du débit et pompe



**Photo 3:**  
Collecteur d'aérosols à grand débit de Güttingen/TG (500 à 700 m<sup>3</sup>/h; type ASS-550)



**Photo 4:**  
Station RADAIR de Sion (VS): Moniteur Alpha-Beta (FHT-59s)



**c) Les pannes:**

Grâce à un entretien suivi, le taux de bon fonctionnement des moniteurs s'est situé en 2007 entre 95 et 99% suivant les stations. D'une manière générale, les pannes les plus courantes sont des coupures de communication, des défauts des disques durs ainsi que des problèmes touchant les systèmes d'avance des filtres; arrivent ensuite les ruptures de filtres engendrés par de mauvaises manipulations ainsi que des pannes de pompe. Des essais seront effectués afin de définir le type de pompe à utiliser afin de remplacer les anciennes.

**Précipitations**

Des échantillons de pluie sont collectés en continu aux environs des centrales nucléaires de Mühleberg, Leibstadt, Gösigen-Däniken et Beznau ainsi que dans divers endroits de Suisse (Davos, Cernier/NE, Fribourg et Locarno-Monti) pour l'analyse mensuelle des émetteurs gamma.

Les résultats de ces mesures ont montré qu'avec des concentrations comprises entre 0.1 et 1.9 Bq/l, le <sup>7</sup>Be naturel prédomine. En ce qui concerne les émetteurs gamma d'origine artificielle, les résultats corroborent les analyses effectuées dans les filtres aérosols: des traces de <sup>137</sup>Cs sont sporadiquement détectées aux différentes stations (valeurs comprises entre 4 et 8 mBq/l) alors que du <sup>60</sup>Co (valeurs comprises entre 2 et 14 mBq/l) a pu être mis en évidence dans les précipitations du voisinage de la centrale de Mühleberg.

Divers laboratoires ou instituts mesurent mensuellement le tritium (<sup>3</sup>H) dans des échantillons de précipitations. Les résultats des analyses effectuées par l'Université de Berne (Physikalisches Institut, Abt. Klima- und Umweltphysik) sur mandat de l'OFSP sont résumés au Chap. 7.1 (stations de Bâle, Berne, Grimsel, Guttannen, Meiringen, Vaduz, Nyon, La Brévine et Locarno).

L'OFSP mesure le <sup>3</sup>H dans les précipitations de Fribourg ainsi que du voisinage des centrales nucléaires de Mühleberg, Gösigen et Leibstadt. Le PSI analyse chaque mois les échantillons de pluie du voisinage du PSI, du ZWILAG ainsi que de la centrale nucléaire de Beznau. Les résultats des mesures 2007 ont montré qu'avec des valeurs annuelles moyennes de  $2.0 \pm 0.4$  et  $2.1 \pm 0.5$  Bq/l respectivement, les concentrations de <sup>3</sup>H observées dans les pluies du voisinage des centrales nucléaires de Gösigen et de Leibstadt étaient comparables à celle relevées à la station de référence de Fribourg. A l'exception d'une valeur plus élevée ( $7.0 \pm 1.4$  Bq/l) enregistrée en novembre, les concentrations de <sup>3</sup>H mesurées dans les pluies du voisinage de la centrale de Mühleberg sont également restées très faibles (valeur médiane de 2.4 Bq/l).

Des activités légèrement plus élevées ont été enregistrées dans les précipitations des environs du PSI et de la centrale nucléaire de Beznau (valeurs maximales de  $20.3 \pm 1.0$  et  $15.7 \pm 0.9$  Bq/l respectivement; valeurs médianes resp. de 5.3 et 6.1 Bq/l). Au voisinage du Zwilag, pourtant situé à quelques centaines de mètres du PSI, la concentration maximale du <sup>3</sup>H mesurée dans les précipitations s'est élevée à  $7.8 \pm 0.8$  Bq/l (valeur médiane de 3.4 Bq/l). Notons par ailleurs que toutes ces valeurs sont très inférieures aux valeurs limites autorisées.

**Voisinage des entreprises utilisatrices de Tritium**

(voir aussi Chap. 4.4 et 9.1)

Dans le cadre de la surveillance ciblée des entreprises utilisatrices de tritium, des échantillons de précipitations sont également récoltés à Teufen/AR (Firma RCT) ainsi qu'à Niederwangen/BE (Firma mb microtec). La concentration en tritium des échantillons de Teufen est analysée chaque semaine; celle des précipitations de Niederwangen tous les 15 jours. Les résultats sont résumés dans le tableau 1. A Niederwangen, l'activité du <sup>3</sup>H dans l'humidité de l'air est également mesurée deux fois par mois (Fig. 3). Les valeurs obtenues en 2007 se sont situées entre 2 et 18 Bq/m<sup>3</sup> avec une valeur moyenne de  $6.0 \pm 3.6$  Bq/m<sup>3</sup>.

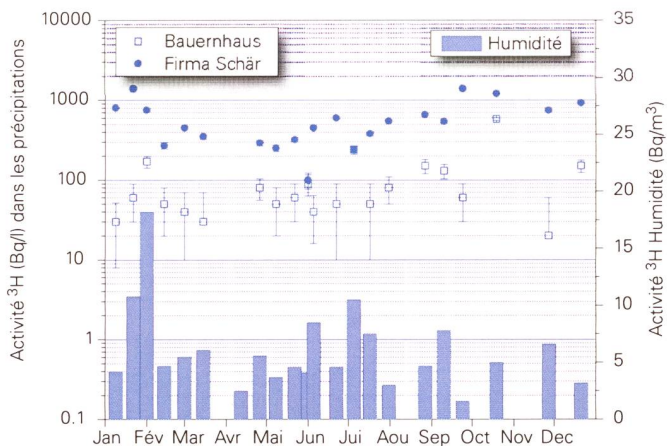
**Tableau 1:**

*Tritium dans les précipitations au voisinage des entreprises utilisatrices de <sup>3</sup>H.*

Lieu	Valeur min/max (Bq/l)	Moyenne (Bq/l)
Teufen/AR 65 m E Firma TCT	20 – 1700	265
<b>Niederwangen/BE</b>		
Bauernhaus 300 m SE de l'entreprise	30 – 580	100
Garage 200 m SW de l'entreprise	30 – 330	90
Gemeinde Köniz 180 m NNW de l'entreprise	40 – 1100	190
Firma Schär 320 m NE de l'entreprise	100 – 1400	600

A Niederwangen, les concentrations de tritium mesurées dans les échantillons de pluie ainsi que dans l'humidité de l'air en 2007 sont en général comparables ou inférieures aux valeurs 2006, alors que les activités de tritium rejetées par l'entreprise mb-microtec ont été légèrement supérieures au cours de l'année sous revue (voir Chap. 9.1). Les concentrations de <sup>3</sup>H relevées en 2007 dans les précipitations de Teufen sont semblables à celles enregistrées les années précédentes.





**Fig. 3:** Activité du tritium dans les précipitations (Bq/l) et dans l'humidité de l'air (Bq/m<sup>3</sup> d'air) à Niederwangen/BE.

## Rivières

Les échantillons d'eau du Ticino (près de Contone) ainsi que du Rhône (près de Porte-du-Scex/VS et de Chancy/GE), mesurés chaque mois, n'ont pas présenté de radioactivité gamma d'origine artificielle. Les activités des émetteurs gamma artificiels dans les eaux de l'Aar et du Rhin sont étudiées au Chap. 4.4.

Les activités moyennes du tritium mesurées en 2007 dans les eaux du Ticino et du Rhône sont inférieures à 2.0 Bq/l. Dans les échantillons d'eau de l'Aar, collectés en amont de la centrale nucléaire de Mühleberg, l'activité du <sup>3</sup>H est également restée faible avec une valeur maximale s'élevant à  $3.0 \pm 1.0$  Bq/l.

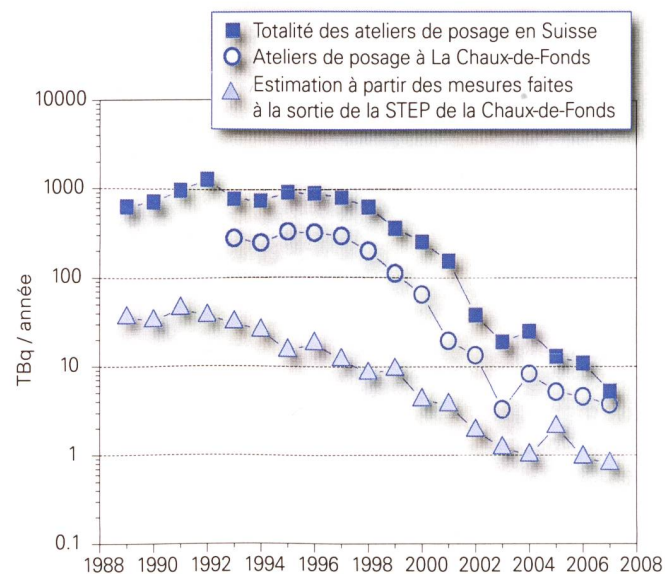
Un incident survenu à l'installation SINQ du PSI en été 2007 a conduit à une contamination en tritium de l'eau de refroidissement d'un circuit secondaire. Cette contamination est restée confinée, mais le PSI a dû procéder en août et septembre à des rejets contrôlés de <sup>3</sup>H dans l'Aar (activité totale de <sup>3</sup>H rejetée: env. 4 TBq). Durant cette phase de rejet, qui a duré plusieurs semaines, un programme de surveillance a été instauré par l'OFSP pour mesurer la concentration journalière du <sup>3</sup>H dans l'eau de l'Aar à Klingnau, situé à quelques kilomètres en aval du PSI. Les résultats de ces mesures ont montré que les activités du tritium dans l'Aar durant la phase de rejet n'ont que peu dévié de la valeur de référence de 2 à 3 Bq/l. En effet, les valeurs sont généralement restées inférieures à 5 Bq/l en août et septembre, avec une valeur journalière maximale de  $8.0 \pm 0.7$  Bq/l (voir également Chap. 8.4).

L'activité moyenne du <sup>3</sup>H mesurée dans le Rhin près de Weil/D, en aval de Bâle, s'est élevée en 2007 à  $2.6 \pm 1.5$  Bq/l. Notons que comme chaque année à la même période, une concentration de <sup>3</sup>H légèrement plus élevée ( $6.6 \pm 0.7$  Bq/l) a été enregistrée dans le Rhin au mois d'avril en raison d'un rejet plus important d'eau contenant du tritium par la centrale nucléaire de Gösgen (voir Chap. 7.1 et 8.4).

## Station d'épuration (STEP) et eaux de lavage des fumées des usines d'incinération

Plusieurs laboratoires analysent les eaux des stations d'épuration des agglomérations de Zürich, Bâle, Berne, Lausanne et La Chaux-de-Fonds ainsi que les eaux de lavage des fumées des usines d'incinération de Bâle-Ville et de Bienna afin de déterminer les concentrations de <sup>3</sup>H et d'<sup>131</sup>I rejetées dans l'environnement. Le tritium provient de l'industrie horlogère ou de la combustion de déchets contenant du tritium dans les usines d'incinération, l'iode des applications médicales. Les résultats de ces mesures sont résumés dans le tableau 2.

Notons que les pics de concentration de <sup>3</sup>H, dépassant les 100'000 Bq/l, régulièrement enregistrés ces dernières années dans les échantillons journaliers des eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération de Bâle-Ville n'ont pas été observés au cours de l'année sous revue. La valeur maximale enregistrée dans ces échantillons s'est située aux environs de 10'000 Bq/l en 2007 (à titre comparatif, la concentration maximale de <sup>3</sup>H mesurée dans ces échantillons en 2006 était de 860'000 Bq/l).



**Fig. 4:** Quantités de <sup>3</sup>H en TBq/an utilisées dans l'industrie horlogère suisse et à la Chaux-de-Fond pour les années 1989 à 2007.

Les valeurs de tritium observées à la STEP de la région de La Chaux-de-Fonds, relativement élevées, s'expliquent par le fait que les eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération arrivent également dans la STEP. Ces

valeurs sont toutefois en diminution constante depuis les années nonante, en corrélation avec la très forte baisse de l'utilisation du  $^3\text{H}$  dans les ateliers de posage (voir Figure 4).

**Tableau 2:**

*Tritium ( $^3\text{H}$ ) et Iode ( $^{131}\text{I}$ ) dans les eaux de rejet des usines d'incinération et des stations d'épuration (STEP)*

Ville	Laboratoire	Isotope	Nombre	Valeur min/max (Bq/l)	Médiane (Bq/l)	Moyenne (Bq/l)
STEP Bâle	KLBS	$^{131}\text{I}$	52	< 0.1 - 1.4	-	-
		$^3\text{H}$	50	3.7 - 26	5.8	7.0
Incinération Bâle		$^{131}\text{I}$	53	< 0.1 - 9.4	-	-
		$^3\text{H}$	340	79 - 10'044	328	530
STEP Berne	Labor Spiez	$^{131}\text{I}$	52	< 0.1 - 1.5	0.44	-
	SUER	$^3\text{H}$	12	< 10 - 20	-	-
Incinération Bienne	SUER	$^3\text{H}$	51	< 10 - 140	16	-
STEP La Chaux-de-Fonds	SUER	$^3\text{H}$	51	< 10 - 640	60	110
STEP Lausanne	IRA	$^{131}\text{I}$	48	< 0.5	-	-
		$^3\text{H}$	9	< 3	-	-
STEP Zürich	EAWAG	$^{131}\text{I}$	52	< 1	-	-
	SUER	$^3\text{H}$	12	1.5 - 13	2.7	3.6



# Kapitel 4.2

## Überwachung der Radioaktivität der Luft mit Militärflugzeugen

**H. Völkle und M. Müller**

Sektion Umweltradioaktivität (URA), BAG, 3003 Bern

### Zusammenfassung

Die beiden 1966 beschafften Höhenluft-Filtergeräte wurden 2002-03 bei RUAG Aerospace in Emmen technisch erneuert, an die Tiger-Flugzeuge der Schweizer Luftwaffe angepasst und erneut für den Flug zugelassen. Sie werden seit 2004 wieder regelmässig im Rahmen von 6 Sammelflügen pro Jahr ab Militärflugplatz Payerne eingesetzt; im Ereignisfall können nach Absprache mehr Sammelflüge durchgeführt werden. Diese ermöglichen die Sammlung von Aerosolproben in 8'000 bis 12'000 m Höhe zur gamma-spektrometrischen Analyse der Radioaktivität in der Atmosphäre, insbesondere nach einem KKW-Unfall oder einem Kernwaffeneinsatz.

### Vorgeschichte

In den 60<sup>er</sup>-Jahren wurden von den Grossmächten (USA, Grossbritannien, der damaligen UdSSR, später auch von Frankreich und China) zahlreiche Kernwaffenversuche (zuerst A-Bomben später auch H-Bomben) in der Atmosphäre durchgeführt. Diese führten zu einem deutlichen Anstieg der künstlichen Radioaktivität in Luft und Niederschlägen und als Folge davon auch in Böden, Pflanzen und Nahrungsmitteln. Die Kommission zur Überwachung der Radioaktivität (KUER) wurden deshalb in den 50<sup>er</sup>-Jahren vom Bundesrat beauftragt, ein Überwachungsnetz für die Radioaktivität von Luft und Niederschlägen aufzubauen, um Behörden und Bevölkerung laufend über die Umweltradioaktivität und die daraus resultierenden Strahlendosen informieren zu können. Integriert über den Zeitraum der 50<sup>er</sup>-Jahre bis heute hat die Schweizer Bevölkerung durch alle Kernwaffenversuche zusammen eine zusätzliche Strahlendosis von im Durchschnitt 1.2 mSv erhalten.

Bei Kernwaffenexplosionen sowie auch bei Unfällen in Kernanlagen erfolgt die Freisetzung der Radioaktivität in die Atmosphäre, und die radioaktive Wolke wird je nach Art der Freisetzung in einer gewissen Höhe mit dem Wind verfrachtet. Auf der Nordhemisphäre umrundete die Wolke bei den chinesischen Kernwaffenversuchen die Erde jeweils im Gegen-Uhrzeigersinn und erreichte unser Land nach ca. 10 bis 14 Tagen.

Im Ernstfall (d.h. bei einem Kernwaffeneinsatz oder einem schweren Kernkraftwerk-Unfall) müssen die Einsatzorgane rasch über allfällige Schutzmassnahmen für die Bevölkerung entscheiden können. Es ist deshalb notwendig, Zusammensetzung (Nuklidvektor), Ausmass und Lage einer solchen radioaktiven Wolke möglichst frühzeitig zu erfassen, bevor sich deren Radioaktivität auf Boden und Pflanzen ablagert. Dies führte dazu, dass in den 60<sup>er</sup>-Jahren in Zusammenarbeit der KUER mit den damaligen Flugzeugwerken Emmen Sammelgeräte entwickelt und im Windkanal kalibriert wurden, die ermöglichten, mittels Militärflugzeugen Luftproben (Aerosole) aus 8'000 bis 12'000 m Höhe zu sammeln, um hernach deren Radioaktivität im Labor mittels Gamma-Spektrometrie quantitativ und qualitativ zu analysieren. Ebenfalls ab Mitte der 60<sup>er</sup>-Jahre wurden am Physikinstitut der Universität Freiburg die ersten Ge(Li)-Detektoren in Betrieb genommen, die für solche Messungen vom Labor der KUER für die Analyse von Luftfiltern benutzt werden konnten.

Die Sammelgeräte der zweiten Generation wurden letztmals 1986 nach dem Reaktorunfall Tschernobyl eingesetzt. Ab 2000 war ein Einsatz nicht mehr möglich, da die Tiger-Flugzeuge über eine andere Aufhängevorrichtung verfügen; zudem zeigte sich auch, dass die seit rund 30 Jahren eingesetzten Geräte einer Überholung bedurften. Mit dieser Erneuerung und Anpassung sowie der erneu-



ten Flugzulassung wurde RUAG Aerospace (die Nachfolgerin der Flugzeugwerke Emmen, die die Geräte damals gebaut hatten) beauftragt. Seit 2004 sind die Geräte wieder einsatzbereit und flugerprobt.

## Sammlung und Messung der Proben

Die Probenahme der Aerosolpartikel in Höhen zwischen 8'000 und 12'000 m erfolgt mit von den Eidgenössischen Flugzeugwerken in Emmen in den 60<sup>er</sup>-Jahren gemeinsam mit dem damaligen Labor Fribourg der KUER entwickelten Sammelaggregaten, die unter dem Flügel eines Düsenflugzeuges der Schweizer Luftwaffe (heute Tiger F-5 E/F, früher Mirage, Hunter, Venom, Vampire, etc.) befestigt werden. Die Geräte können vom Piloten ferngesteuert geöffnet und geschlossen werden, was eine Probenahme unter vorgewählten Bedingungen (bzgl. Flughöhe, Flugroute, Dauer, Geschwindigkeit) ermöglicht. Eine Anzeige aussen am Gerät meldet dem Piloten während des Fluges ob das Gerät geöffnet oder geschlossen ist. Die Sammelgeräte wurden im Windkanal der Flugzeugwerke Emmen kalibriert, sodass bei bekannter Flughöhe, Geschwindigkeit und Flugdauer die Anzahl gesammelter kilo Luft mit Hilfe einer Graphik ermittelt werden kann. Die Flughöhe kann vom Auftraggeber gewählt werden und liegt üblicherweise zwischen 8'000 und 12'000 m, je nach Bedarf über oder unter der Tropopause. Diese wird täglich mit einem Ballonflug durch MeteoSchweiz in Payerne ermittelt. Die Fluggeschwindigkeit beträgt normalerweise etwa 0.8 Mach; die Flugdauer 20 bis 30 Minuten; die gesammelte Luftmenge liegt zwischen 1'000 und 2'000 kg. Normalerweise wird mit zwei Geräten geflogen, was auch die Möglichkeit gibt, zwei Proben auf unterschiedlicher Höhe zur erheben.

Als Filtermaterial wurde ursprünglich eine Zellulosefilter von Schleicher & Schuell Typ 0048 (0.7 mm; 130 g/m<sup>2</sup>, gekreppt) mit den Dimensionen 555 x 526 mm verwendet. Da dieses gleiche Material nicht mehr hergestellt wird, wurde auf das Filtermaterial von Schleicher & Schuell (heute Whatman plc) umgestellt (Sorte 0048, Art. Nr. 348987). Diese Filter werden, um ein Überlappen von wenigen mm zu ermöglichen, auf die Dimensionen 530 x 555 mm zugeschnitten. Für die Messungen wird der Filter halbiert und eine Hälfte mit einer hydraulischen Presse (12 bis 15 Tonnen während 15 min) zu einer Tablette von 63 mm Durchmesser und ca. 10 mm Dicke gepresst. Die andere Hälfte dient als Rückstellprobe sowie gegebenenfalls für weitere Analysen.

Die Messung erfolgt im Labor (12 bis 24 h) mit hochauflösender Gammaskpektrometrie. Anschliessend können an den Filtern weitere Untersuchungen, z.B. radiochemischer oder massenspektrometrischer Art durchgeführt werden. Die Kalibrierung erfolgt durch zertifizierte Standards in

derselben Messgeometrie. Für <sup>137</sup>Cs wird eine Nachweisgrenze von 0.1 µBq/kg erreicht.

Der Vorteil dieses Überwachungsverfahrens ist der erhebliche Zeitgewinn im Falle eines Ereignisses mit einer Radioaktivitätsfreisetzung, indem der Nuklidvektor bereits bestimmt werden kann, bevor sich die Radioaktivität aus der Luft auf Boden und Pflanzen abgesetzt hat.

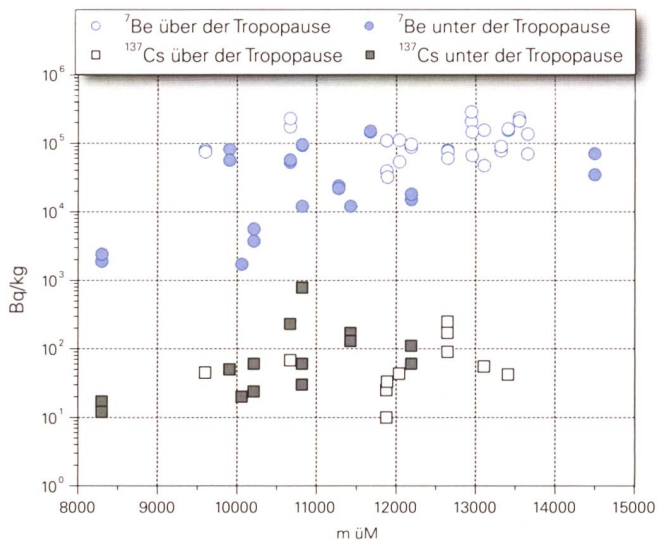
Gemäss Absprache mit der Luftwaffe werden Sammelflüge im Ereignisfall auf Anforderung durchgeführt, im Normalfall sind 6 Sammelflüge pro Jahr vorgesehen. Die Wartung der Sammelgeräte erfolgt durch das Personal des Militärflugplatzes Payerne gemäss Instandhaltungsanweisung Stufe C, IHA-9001042 der Schweizer Luftwaffe. Die technische Verfügbarkeit liegt bei ca 20 Jahren. Die Stromversorgung von 28 V erfolgt über das Bordstromnetz. Ein- /Ausbau der Filter sowie Fehlerdiagnose erfolgen durch Betreuer bzw. die Piloten in Payerne.

Die Flughöhe für die Sammlung hängt vom Ereignis ab; bei Ereignissen, bei denen die radioaktive Wolke bis in die Stratosphäre aufsteigt, werden auch Proben über der Tropopause erhoben, andernfalls darunter. Beim Flug durch eine stark kontaminierte Wolke ist u.U. eine Dekontamination des Sammelgerätes erforderlich. Zur Vermeidung einer Kontamination von Arbeitsflächen und Messgeräten ist Vorsicht beim Vorbereiten des Filters für die Messung (z.B. Pressen) angezeigt. Nach der zerstörungsfreien Gamma-Spektrometrie können an den Filtern weitere, z.B. radiochemische Analysen, vorgenommen werden.

## Ergebnisse mit den umgebauten Geräten

Nach Umbau, Erneuerung (Anpassung an Tiger) und erneuter Flugzulassen in den Jahren 2002-2003 konnten ab 2004 wieder regelmässig Sammelflüge durchgeführt werden. Dazu wurde ein Einsatzkonzept erstellt, das vorsieht, dass im Normalfall 6 Flüge pro Jahr durchgeführt werden, im Ereignisfall auf Anforderung. Die Resultate der Jahre 2004-07 sind auf der Figur 1 zusammengestellt. Sie zeigen <sup>7</sup>Be- und <sup>137</sup>Cs-Messwerte in µBq/kg Luft und ergeben für <sup>7</sup>Be Medianwerte von 100'000 µBq/kg (über der Tropopause) bzw. 20'000 µBq/kg (unter der Tropopause), für <sup>137</sup>Cs 10 bis 100 µBq/kg, in guter Übereinstimmung mit Messungen aus früheren Jahren: Messungen von P. Winiger ([1] bis [4]) aus den 60<sup>er</sup>-Jahren ergaben für <sup>7</sup>Be ebenfalls im Mittel 100'000 µBq/kg bzw. 20'000 µBq/kg 1'000 m über bzw. 1'000 m unter der Tropopause, wogegen die <sup>137</sup>Cs-Werte damals deutlich höher, dh. zwischen 400 und 4'000 µBq/kg lagen. Andere künstliche Radionuklide konnten nicht nachgewiesen werden.





**Fig. 1:** <sup>7</sup>Be- und <sup>137</sup>Cs-Messwerte in  $\mu\text{Bq/kg}$  Luft der Jahre 2004–07 in Funktion der Flughöhe in Luftproben gesammelt mit Flugzeugen vom Typ Tiger (F5 E/F) der Schweizer Luftwaffe. Die Medianwerte für <sup>7</sup>Be liegen bei 100'000  $\mu\text{Bq/kg}$  (über der Tropopause) bzw. 20'000  $\mu\text{Bq/kg}$  (unter der Tropopause), jene für <sup>137</sup>Cs zwischen 10 bis 1000  $\mu\text{Bq/kg}$ .

**Quellen:**

- [1] P. Winiger, O. Huber und J. Halter: Halbleitermessungen von Fallout. Helv. Phys. Acta, Vol. 41/5, pp. 645-649 (1968).
- [2] P. Winiger, O. Huber und J. Halter: Rechenmethoden zur Analyse von Halbleiterspektren. Helv. Phys. Acta Vol. 42/7-8, pp. 901-902, (1969).
- [3] P. Winiger, O. Huber und J. Halter: Rechenmethoden zur Analyse hochaufgelöster  $\gamma$ -Spektren und ihre Anwendung auf Spaltfragmentgemische. Helv. Phys. Acta, Vol. 43/6, pp. 693-712 (1970).
- [4] P. Winiger, O. Huber, J. Halter und B. Michaud: Konzentrationsmessungen von Be-7, Cs-137 und jungen Spaltfragmenten an der Tropopause. Tellus Vol. 28/5, 434-441.
- [5] s. auch KUER-Berichte der 60<sup>er</sup>- und 70<sup>er</sup>-Jahre.
- [6] Erich Riester: "30 Minuten geradeaus fliegen" in der Revue "Schweizer Luftwaffe" 2007, ISSN 1424-9456.



**Verdankungen**

Wir danken dem VBS und der Schweizer Luftwaffe (insbesondere den Piloten des Militärflugplatzes Payerne) für die exzellente Zusammenarbeit bei der Sammlung dieser Luftproben mit Militärflugzeugen während fast 40 Jahren sowie der RUAG Aerospace in Emmen (früher Flugzeugwerke Emmen) bei Umbau und Erneuerung sowie der erneuten Flugzulassung der beiden Sammelgeräte.



**Fig. 2 bis 7:** Höhenluftfilter-Aggregate montiert an den beiden Flügeln eines Tiger (F5 E/F)-Flugzeuges der Schweizer Luftwaffe auf dem Militärflugplatz Payerne sowie Detail-Aufnahmen (von vorne und hinten) eines Sammelgerätes.



## Kapitel 4.3

 $^{210}\text{Pb}$  Messungen in NiederschlagsprobenH.W. Gäggeler<sup>1,2</sup>, S. Szidat<sup>1</sup>, E. Vogel<sup>1</sup>, Leonhard Tobler<sup>2</sup><sup>1</sup> Departement für Chemie und Biochemie, Universität Bern<sup>2</sup> Labor für Radio- und Umweltchemie, Paul Scherrer Institut

Das Nuklid  $^{210}\text{Pb}$  ( $T_{1/2} = 22,3$  Jahre) entsteht in der Atmosphäre über eine Kette von Zwischenprodukten aus  $^{222}\text{Rn}$  ( $T_{1/2} = 3,8$  Tage), welches seinerseits in der Erdkruste beim Zerfall von  $^{238}\text{U}$  gebildet wird.  $^{210}\text{Pb}$  ist an Aerosolteilchen angelagert und wird durch den Niederschlag wieder ausgewaschen. Seine mittlere Aufenthaltszeit in der Troposphäre beträgt etwa 10 Tage.

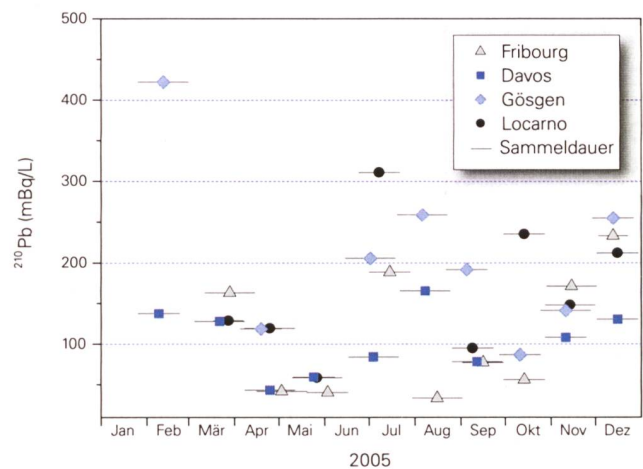
$^{210}\text{Pb}$  ist in der Umweltforschung ein bekanntes Nuklid für die Datierung von Umweltarchiven über etwa ein Jahrhundert. Beispiele sind Seesedimente [1] oder Gletschereis [2], in welche  $^{210}\text{Pb}$  überwiegend durch nasse und zu etwa 10% durch trockene Deposition eingetragen wird. Über 10 Jahre (1973 – 1983) wurde in der Schweiz (Fribourg) der Gehalt an atmosphärischem  $^{210}\text{Pb}$  gemessen [1]. Er betrug im Jahresmittel recht konstant  $0,46 \pm 0,03$  mBq/m<sup>3</sup>, ohne einen signifikanten Jahresgang aufzuzeigen [3], in Übereinstimmung mit Messungen aus München [4]. Für ein besseres Verständnis von  $^{210}\text{Pb}$ -Profilen in Umweltarchiven sind allerdings auch Niederschlags- und Depositionsmessungen wünschenswert, die aber bisher für die Schweiz nur in geringer Zahl vorhanden sind [5]. Zudem kann man aus mittleren Gehalten von  $^{210}\text{Pb}$  in der Atmosphäre und im Niederschlag einen mittleren effektiven Auswaschkoeffizienten (scavenging ratio) von Aerosolteilchen aus dem Akkumulationsbereich bestimmen.

Deshalb wurde ein Messprogramm gestartet zwecks Bestimmung der  $^{210}\text{Pb}$ -Gehalte im Niederschlag an verschiedenen Standorten der Schweiz. Diese Standorte umfassen je eine Ortschaft nördlich und südlich der Alpen (Fribourg und Locarno), einen Standort in der Nähe eines Kernkraftwerkes (Gösgen), sowie einen alpinen Standort (Davos). Der letztere soll eine allfällige Höhenabhängigkeit überprüfen.

In der Regel wurden aus vier Wochenproben Aliquote von je 50 mL entnommen und diese vereinigt. Aus der Gesamtprobe wurde eine Abscheidung von  $^{210}\text{Po}$  ( $T_{1/2} = 138,4$  Tage), einem Enkelnuklid von  $^{210}\text{Pb}$ , nach Spontandeposition auf einem Silberplättchen durchgeführt. Dies bedeutet, dass zuerst säkulares Gleichgewicht zwischen Mutter-

nuklid ( $^{210}\text{Pb}$ ) und Enkelnuklid ( $^{210}\text{Po}$ ) abgewartet werden muss, wobei das kurzlebige Tochternuklid  $^{210}\text{Bi}$  ( $T_{1/2} = 5$  Tage) vernachlässigt werden kann. Dieses Verfahren hat den Vorteil, dass eine Bestimmung von  $^{210}\text{Pb}$  über die Messung von  $^{210}\text{Po}$  wesentlich empfindlicher ist als eine direkte Messung von  $^{210}\text{Pb}$ . Während  $^{210}\text{Po}$  via  $\alpha$ -Spektrometrie der 5,3 MeV-Linie sehr effizient detektiert werden kann, erfolgt die Messung von  $^{210}\text{Pb}$  mit  $\gamma$ -Spektrometrie via die 46 keV-Linie, die zu 96% konvertiert ist. (Die Ausendung von Konversionselektronen tritt vor allem bei Nukliden mit hoher Ordnungszahl als Konkurrenz zur Emission von  $\gamma$ -Photonen auf, was zu der geringen Sensitivität der Messung von  $^{210}\text{Pb}$  mit  $\gamma$ -Spektrometrie führt.)

Abbildung 1 fasst die Resultate der Messungen zusammen. Sie zeigen, dass kein Jahresgang und im Mittel keine Unterschiede der Aktivitätskonzentrationen der vier untersuchten Standorte erkennbar ist. Tabelle 1 zeigt die Mittelwerte der Aktivitätskonzentrationen und der Depositionsraten, die aus den Aktivitätskonzentrationen der Vierwochenproben und den wöchentlichen Niederschlagsmengen abgeschätzt wurden.



**Abbildung 1:**  $^{210}\text{Pb}$ -Aktivitätskonzentrationen in den Niederschlagsproben aus – in der Regel – jeweils Vierwochenproben für 2005.



**Tabelle 1:**

Aktivitätskonzentrationen und Depositionsraten von  $^{210}\text{Pb}$  in Niederschlag im Vergleich mit Luftmessungen zur Bestimmung der Auswaschrates (scavenging ratio).

Standort	Jahr	$^{210}\text{Pb}$ im Niederschlag	$^{210}\text{Pb}$ -Deposition	$^{210}\text{Pb}$ in Luft	Auswaschrates
		(mBq/L)	(Bq · m <sup>-2</sup> · a <sup>-1</sup> )	(mBq/m <sup>3</sup> )	
Fribourg	2005	110 ± 80	100 ± 60	-	-
Locarno	2005	160 ± 80	230 ± 170	-	-
Gösigen	2005	210 ± 110	190 ± 110	-	-
Davos	2005	100 ± 40	120 ± 90	-	-
Fribourg [3]	1973 - 1983	-	-	0.46 ± 0.03	-
Mittelwert		150	130	0.46	380

Mittelt man alle vier Standorte, dann erhält man eine mittlere Aktivitätskonzentration im Jahr 2005 für  $^{210}\text{Pb}$  im Niederschlag von 150 mBq/L sowie eine mittlere jährliche Depositionsrates von 130 Bq/m<sup>2</sup>. Zusammen mit der mittleren atmosphärischen  $^{210}\text{Pb}$ -Konzentration von 0,46 mBq/m<sup>3</sup> [3] folgt eine mittlere Auswaschrates (scavenging ratio) von aerosolgebundenem  $^{210}\text{Pb}$  von ca. 380 (Tabelle 1). Die Auswaschrates berechnet sich aus dem Verhältnis der Aktivitätskonzentrationen im Niederschlag zu derjenigen in der Luft (jeweils in mBq/kg) bei einer mittleren Luftdichte für die Schweiz von 1,15 kg/m<sup>3</sup> (Annahme für mittlere Bedingungen: 10°C Lufttemperatur, 945 mbar Luftdruck, 70% Luftfeuchtigkeit).

**Tabelle 2:**

Aktivitätskonzentrationen von  $^{210}\text{Pb}$  in Oberflächenschnee in den Schweizer Alpen.

Standort	Höhe	$^{210}\text{Pb}$ Jahresmittel	$^{210}\text{Pb}$ Sommer	$^{210}\text{Pb}$ Winter
		(m üM)	(mBq/L)	(mBq/L)
Jungfrauoch [6]	3450	67	-	-
Colle Gnifetti [2,7]	4450	75	-	-
Grenzgletscher [8]	4200	85	125	25

Im Oberflächenschnee hat man an verschiedenen Standorten der Schweizer Alpen mit 67-85 mBq/L eine nur gerade halb so grosse jährliche Aktivitätskonzentration bestimmt wie im Niederschlag des Mittellands (Tabelle 2). Eine ähnliche Höhenabhängigkeit wurde bereits beim Vergleich von atmosphärischen  $^{210}\text{Pb}$ -Messungen am Jungfrauoch [9] mit denen in Fribourg beobachtet. Aus einer detaillierten Messung von  $^{210}\text{Pb}$  im Oberflächenschnee am Grenzgletscher weiss man, dass in diesen Höhen ein ausgeprägter Jahresgang beobachtet wird. So hat man dort im Winter 25 mBq/L und im Sommer 125 mBq/L gemessen [8]. Diese Variabilität wird den konvektiven Transportprozessen zugeschrieben: Im Winter sind hochalpine Standorte nahezu abgeschnitten von der tiefer gelegenen planetaren Grenzschicht, während im Sommer verschmutzte Luft in die Höhe transportiert wird.

## Referenzen

- [1] H. Gäggeler et al., Earth Plan. Sci. Lett., **33**, 119 (1976).
- [2] H. Gäggeler et al., J. Glaciology, **29**, 165 (1983).
- [3] H.R. von Gunten, R.N. Moser, J. of Paleolimnology, **9**, 161 (1993).
- [4] Report Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung mbH, München, GSF, S-956, ISSN-0721-01694 (1983), see also: H.W. Gäggeler, Radiochim Acta, **70/71**, 345 (1995).
- [5] C. Caillet et al., J. Environ. Radioactiv., **53**, 241 (2001).
- [6] U. Schotterer et al., IAHS, **118**, 232 (1977).
- [7] B. Füeg, Paul Scherrer Institut, Technische Mitteilung, TM-32-94-03 (2003).
- [8] A. Eichler, Dissertation, Universität Bern (2000).
- [9] H. Gäggeler et al., Atmos. Environ., **29**, 607 (1995).

## Kapitel 4.4

# Radioaktivität in aquatischen Systemen

**J. Beer, E. Grieder, I. Brunner, S. Bollhalder**

Eawag, Abteilung Surf/RT, 8600 Dübendorf

### Zusammenfassung

Im Rahmen der Überwachung der Kernkraftwerke wurden in den monatlichen Wasserproben von Aare und Rhein hauptsächlich  $^{60}\text{Co}$  und  $^{54}\text{Mn}$  von Mühleberg,  $^{58}\text{Co}$  von Mühleberg und Beznau und  $^{137}\text{Cs}$  vom Tschernobylunfall nachgewiesen. Die in den letzten Jahren erfolgten Reduktionen der Abgaben von  $^{58}\text{Co}$  und  $^{60}\text{Co}$  durch das KKW Beznau spiegeln sich in deutlich niedrigeren Konzentrationen in den Wasserproben wider. In den Sedimentfallenproben von Hagneck wurde zusätzlich einmal  $^{65}\text{Zn}$  gefunden. Im Rhein oberhalb der Aaremündung konnten keine künstlichen Radionuklide festgestellt werden. In Fischen waren  $^{40}\text{K}$  aber keine künstlichen Radionuklide nachweisbar, in Wasserpflanzen  $^{40}\text{K}$  und geringe Spuren von  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{58}\text{Co}$ ,  $^{54}\text{Mn}$  und  $^{137}\text{Cs}$ . Messungen am Grundwasser der Pumpstationen Aarberg, Döttingen und Pratteln ergaben keine Hinweise auf infiltrierte künstliche Radionuklide. Auch im Abwasser der ARA Werdhölzli in Zürich konnten keine künstlichen Radionuklide gefunden werden. In der Rauchwasserwaschanlage der Kehrichtverbrennungsanlage Hagenholz dagegen zeigten zwei Monatsproben Spuren von  $^{137}\text{Cs}$  und vier  $^{131}\text{I}$  (3–6 Bq/L). Insgesamt führen die gefundenen Aktivitäten in aquatischen Systemen zu keiner messbaren Erhöhung der Strahlenbelastung.

### Ziele

Die meisten künstlichen Radionuklide gelangen direkt über das Abwasser oder indirekt über den Niederschlag in den Wasserkreislauf. Eine kontinuierliche Überwachung der Radioaktivität in aquatischen Systemen erlaubt es deshalb, frühzeitig Änderungen in den Abgaben der entsprechenden Betriebe zu erkennen und die Gesamtaktivität, welche die Schweiz im Rhein verlässt, zu bilanzieren.

### Methoden

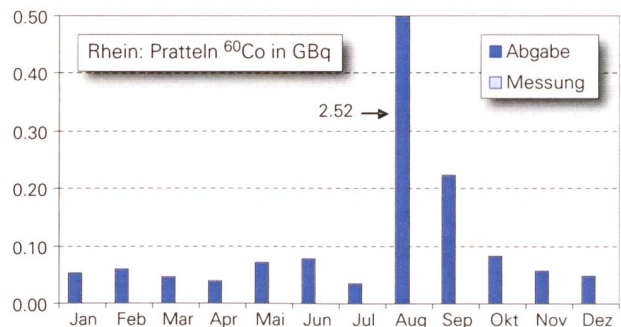
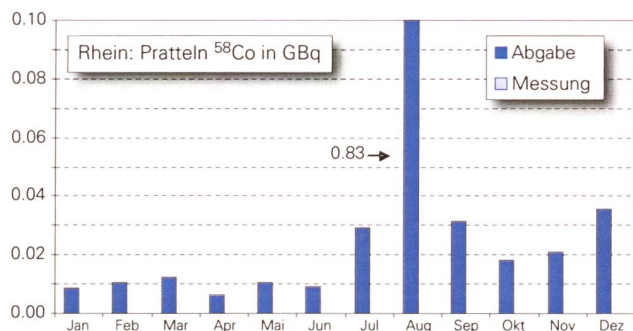
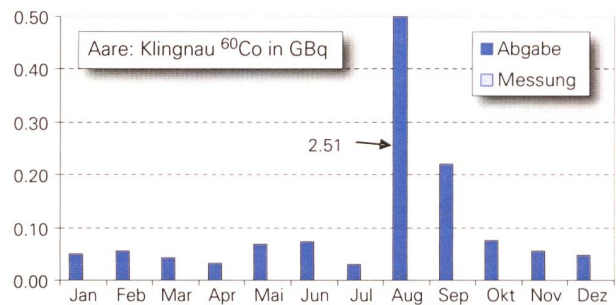
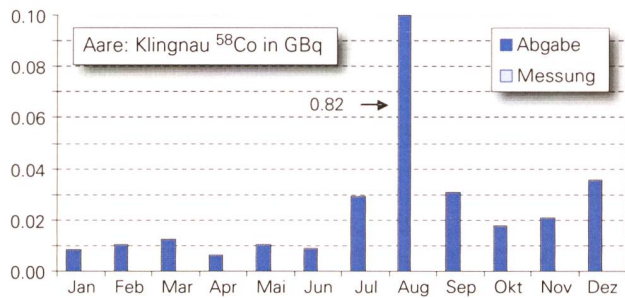
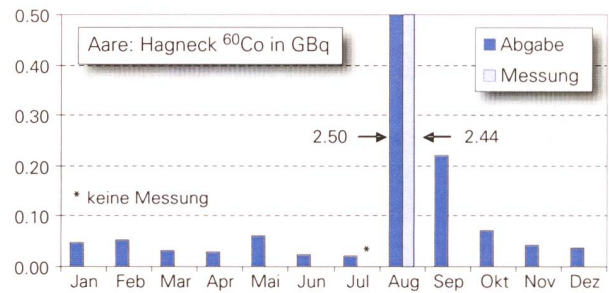
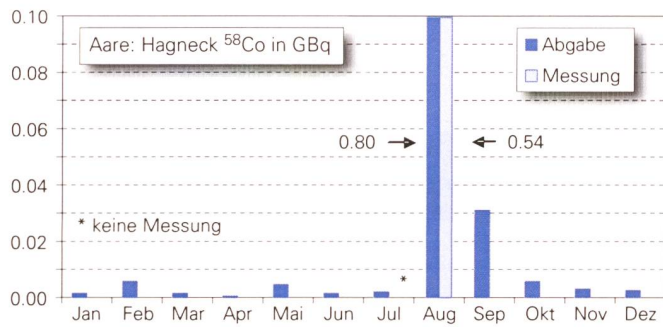
Die Aktivitäten aller in unserem Labor gemessenen Radionuklide werden mittels Gammaskopie bestimmt. Sediment-, Fisch- und Pflanzenproben werden gefriergetrocknet und die Aktivität pro Trockengewicht erhoben. In den grossvolumigen monatlichen Sammelproben von Hagneck, Klingnau und Pratteln werden die Radionuklide durch eine Eisenhydroxidfällung aufkonzentriert und gemessen. Die Proben der Kläranlage Zürich sowie die Rheinproben von Diepoldsau und Rekingen werden direkt gemessen. Die Messung der Tritiumkonzentrationen wird ab 2003 durch das Labor der Sektion URA und die Bundesanstalt für Gewässerkunde in Koblenz durchgeführt.

### Kernanlagen

#### **Wasserproben**

Monatliche Wasserproben werden entlang von Aare und Rhein an drei Standorten abflussproportional gesammelt. Die Station Hagneck liegt unterhalb des Kernkraftwerks Mühleberg am Einfluss der Aare in den Bielersee, die Station Klingnau überwacht die Abgaben von Mühleberg, Beznau und Gösgen und die Station Pratteln schliesslich umfasst zusätzlich noch die Abgaben von Leibstadt in den Rhein. Entsprechend dem jeweiligen Abfluss werden pro Tag automatisch zwischen 20 und 40 Proben genommen, was über einen Monat eine Gesamtprobe von 50 bis 100 L ergibt. Um Verstopfungen der Ansaugleitungen und Beschädigungen durch Treibholz zu vermeiden, wurden in den letzten Jahren die Probenahmestellen in Pratteln und Klingnau saniert. Sie befinden sich jetzt im Gebäude der Hardwasser AG (Pratteln), resp. auf der Unterseite des Stauwehrs (Klingnau). In Hagneck findet die Probenahme seit November 2006 im Gebäude des BAFU's statt.





**Fig. 1:** <sup>58</sup>Co-Aktivitäten an den drei Probenahmestationen Hagneck, Klingnau und Pratteln. Die Abgaben der Kernkraftwerke (dunkelblau) erfolgten vor allem während der Revisionen in den Sommermonaten und sind so gering, dass sie meistens nicht nachgewiesen werden konnten. <sup>58</sup>Co stammt zum grössten Teil von Mühleberg und Beznau.

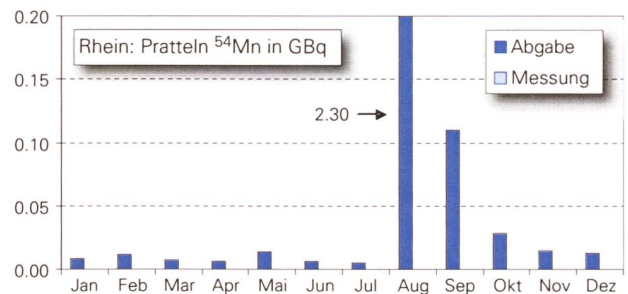
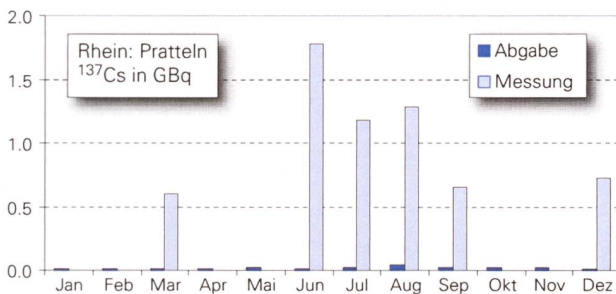
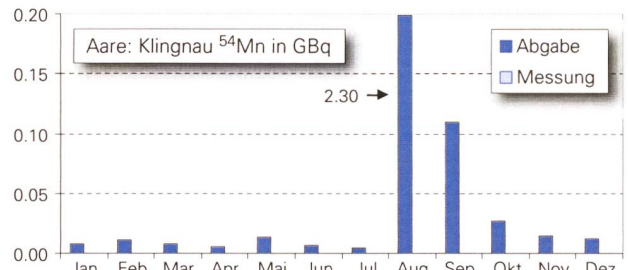
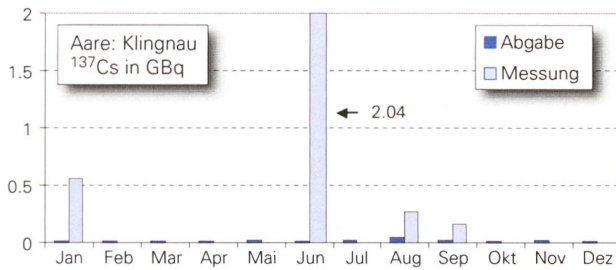
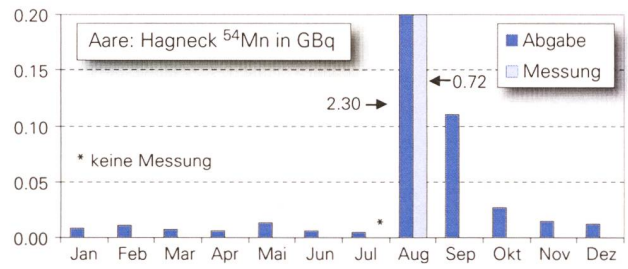
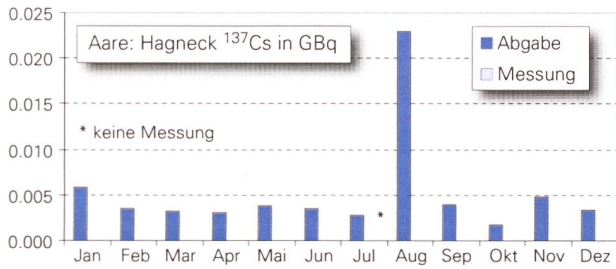
**Fig 2:** <sup>60</sup>Co-Aktivitäten an den drei Probenahmestationen Hagneck, Klingnau und Pratteln. Die Abgaben stammen vor allem von Mühleberg. Die grössten Abgaben erfolgten im August während der Revision des KKW's Mühleberg. Mit einer Ausnahme liegen alle Messwerte unter der Nachweisgrenze.

Die Figuren 1 bis 4 zeigen jeweils für die drei erwähnten Probenahmestationen die total von den flussaufwärts liegenden Kernkraftwerken abgegebenen Aktivitäten von <sup>58</sup>Co, <sup>60</sup>Co, <sup>137</sup>Cs und <sup>54</sup>Mn zusammen mit den aufgrund der Messungen ermittelten Aktivitäten (gemessene spezifische Aktivität x mittlerer monatlicher Abfluss x Dauer der Sammelperiode).

<sup>58</sup>Co stammt vor allem aus den zwei Kernkraftwerken Mühleberg und Beznau. Die höchsten Aktivitäten wurden in den Sommermonaten gemessen während der Revisionen (Mühleberg: 5.8.–1.9., Beznau 1: 26.6.–8.7.,

Beznau 2: 10.8.-8.9.). Aufgrund unserer Messungen hat im Jahr 2007 weniger als 1.0 GBq <sup>58</sup>Co im Rhein die Schweiz verlassen.

Das meiste <sup>60</sup>Co stammt aus dem Kernkraftwerk Mühleberg. Die grössten Abgaben erfolgten im August während der Revision. Da 2007 die Gesamtabgaben der KKW's weiter abgenommen haben (Tab. 1, Figuren 5 und 6), liegen die gemessenen Konzentrationen immer häufiger unter der Nachweisgrenze. Die fehlenden Messdaten sind auf einen Defekt der Probenahmeanlage zurück zu führen.



**Fig.3:** <sup>137</sup>Cs-Aktivitäten an den drei Probenahmestationen Hagneck, Klingnau und Pratteln. Der Vergleich der Messwerte mit den Abgaben zeigt, dass <sup>137</sup>Cs primär noch vom Tschernobylunfall und nicht aus den Kernkraftwerken stammt.

**Fig 4:** <sup>54</sup>Mn-Aktivitäten an den drei Probenahmestationen Hagneck, Klingnau und Pratteln. Die Abgaben stammen vor allem von Mühleberg während der Revision im August.

Bei den andern Probenahmestationen liegen die Messwerte unter der Nachweisgrenze.

Bis Pratteln scheint das meiste <sup>54</sup>Mn jedoch zu sedimentieren.

Im Falle von <sup>137</sup>Cs (Fig. 3) liegen viele Messungen über den Abgaben. Das Phänomen, das früher schon im Rhein beobachtet wurde, ist nun auch dieses Jahr in der Aare wieder sichtbar. Es ist auf die Remobilisierung von <sup>137</sup>Cs vom Tschernobyl Unfall zurück zu führen.

Ausser den in den Figuren dargestellten Radionukliden wurden keine weiteren gammaaktive künstliche Radionuklide (z.B. <sup>65</sup>Zn) nachgewiesen, wohl aber natürliche wie <sup>7</sup>Be, <sup>40</sup>K und <sup>210</sup>Pb.

<sup>54</sup>Mn stammt wie <sup>60</sup>Co vor allem aus dem Kernkraftwerk Mühleberg. Die höchste Aktivität wurde während der Revision im August gemessen.



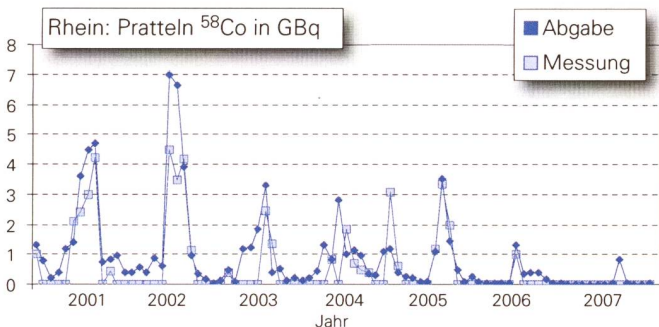
**Jahresgesamtbilanz Pratteln <sup>58</sup>Co**

Tabelle 1 zeigt einen Vergleich zwischen den total von allen KKW's abgegebenen <sup>58</sup>Co Aktivitäten mit den aufgrund der Messungen in Pratteln hochgerechneten Aktivitäten, welche die Schweiz im Rhein verlassen. Gemittelt über die letzten 7 Jahre haben rund 60% des abgegebenen <sup>58</sup>Co die Schweiz verlassen. Die Abgaben von <sup>58</sup>Co waren 2007 so tief wie noch nie.

**Tabelle 1:**

Vergleich der totalen jährlichen Abgaben von <sup>58</sup>Co mit den im Rhein bei Pratteln gemessenen Aktivitäten in GBq.

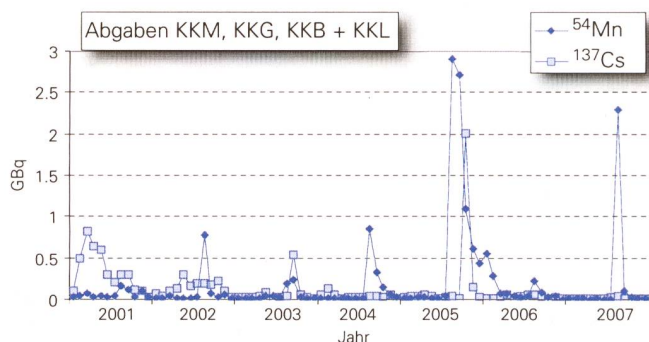
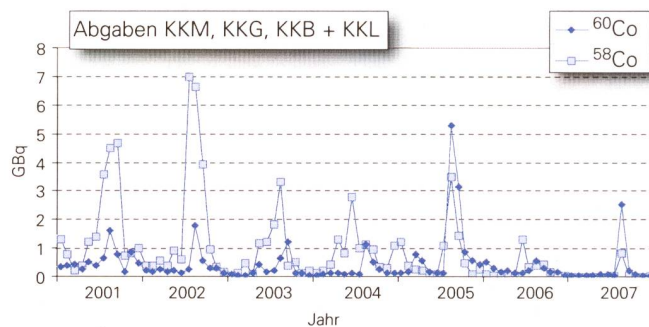
Jahr	Abgabe	Messung	M/A
2001	20.7	13.2	0.64
2002	22.3	13.3	0.59
2003	9.6	4.2	0.44
2004	10.6	4.3	0.40
2005	9.2	10.2	1.11
2006	3.0	1.0	0.34
2007	1.0	< 1.0	
<b>Total</b>	<b>76.4</b>	<b>46.2</b>	<b>0.59 ± 0.28</b>



**Fig. 5:**

Monatliche Abgaben und Messungen während der letzten sieben Jahre. Es ist klar ersichtlich, dass die Abgaben vor allem im Sommer während der Revisionen erfolgen und über die Jahre stufenweise abgenommen haben.

**Jahresgesamtbilanzen aller KKW's**



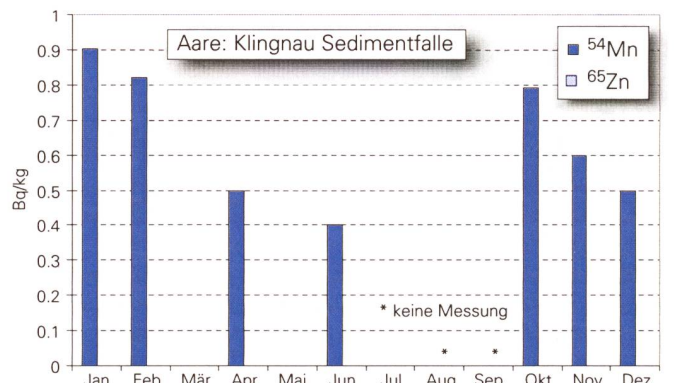
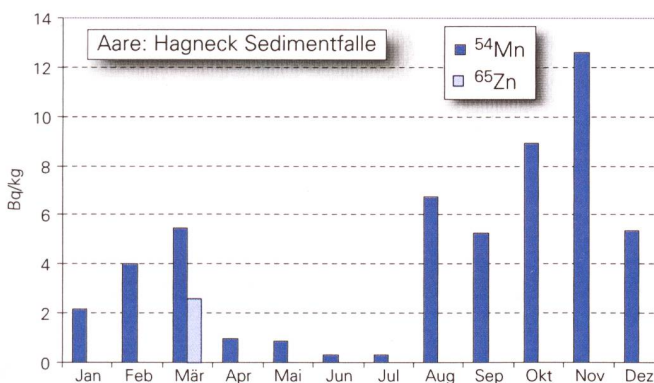
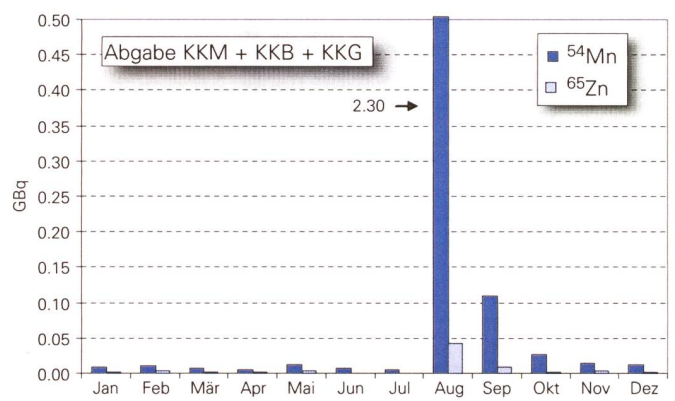
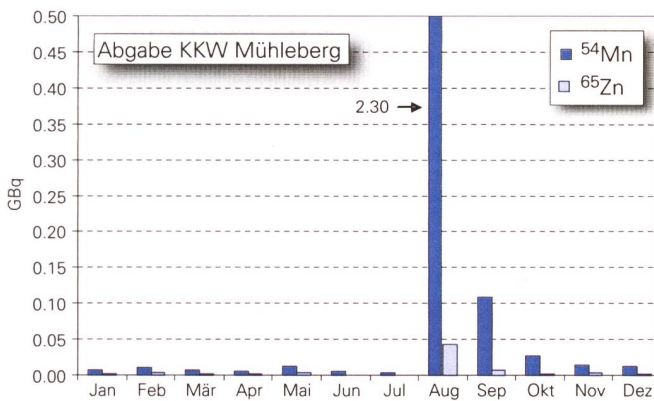
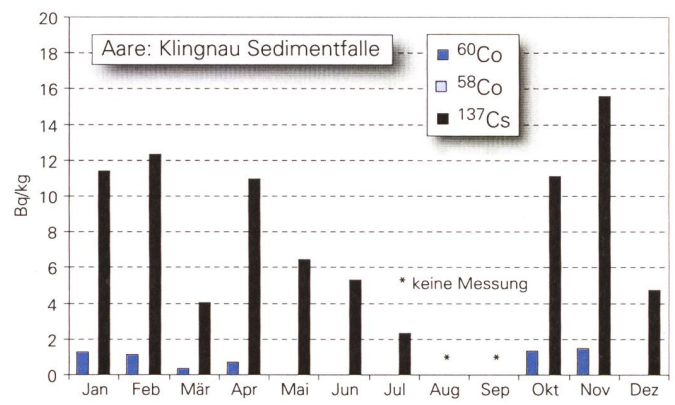
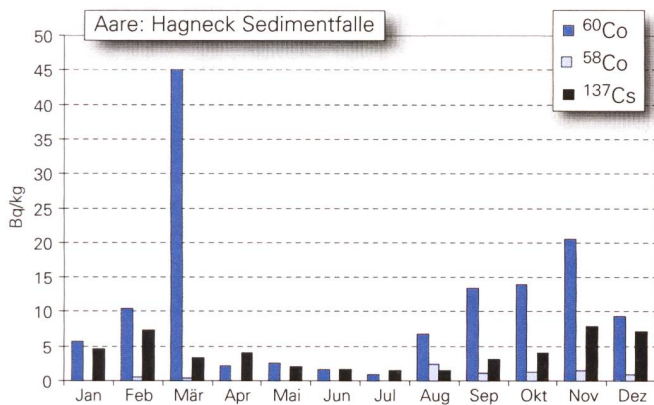
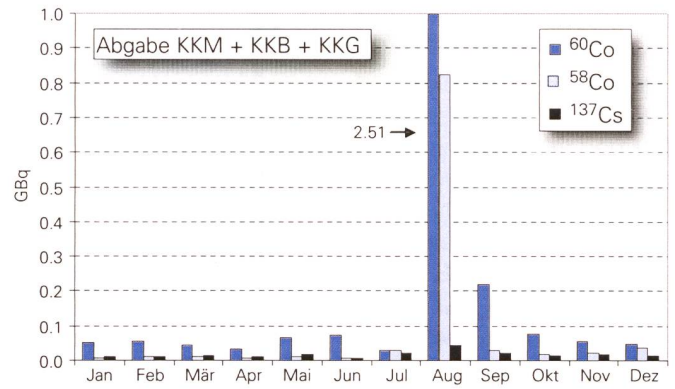
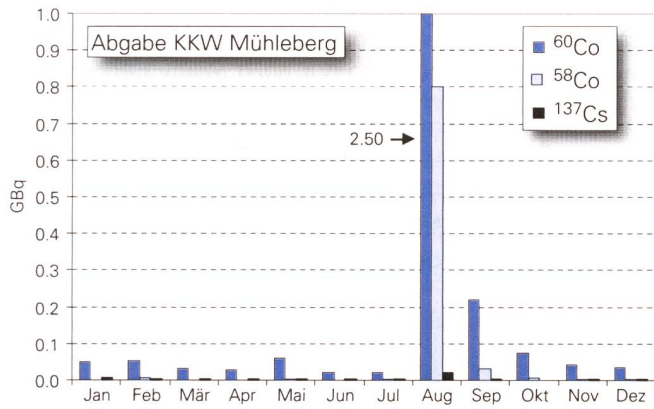
**Fig. 6:**

Monatliche Abgaben aller KKW's während der letzten sieben Jahre. Die Abgaben von <sup>58</sup>Co und <sup>60</sup>Co nehmen tendenziell ab, ausser im Jahr 2005. Im Jahr 2006 waren sie besonders tief und sind 2007 wieder leicht angestiegen. Die <sup>54</sup>Mn und <sup>137</sup>Cs Abgaben sind generell tief mit Ausnahme des Jahres 2005 und <sup>54</sup>Mn im 2007.

**Sedimentproben**

Bekanntlich sind die meisten der von den Kernkraftwerken abgegebenen Radionuklide partikelreaktiv. Ein Teil wird deshalb je nach den Fliesseigenschaften von Aare und Rhein mehr oder weniger schnell sedimentiert und teilweise später wieder resuspendiert. Um sich ein qualitatives Bild über diese Sedimentationsvorgänge zu machen, werden an den drei Probenahmestellen in relativ ruhigem Wasser Sedimentfallen ausgesetzt, in denen sich die Partikel ablageren.

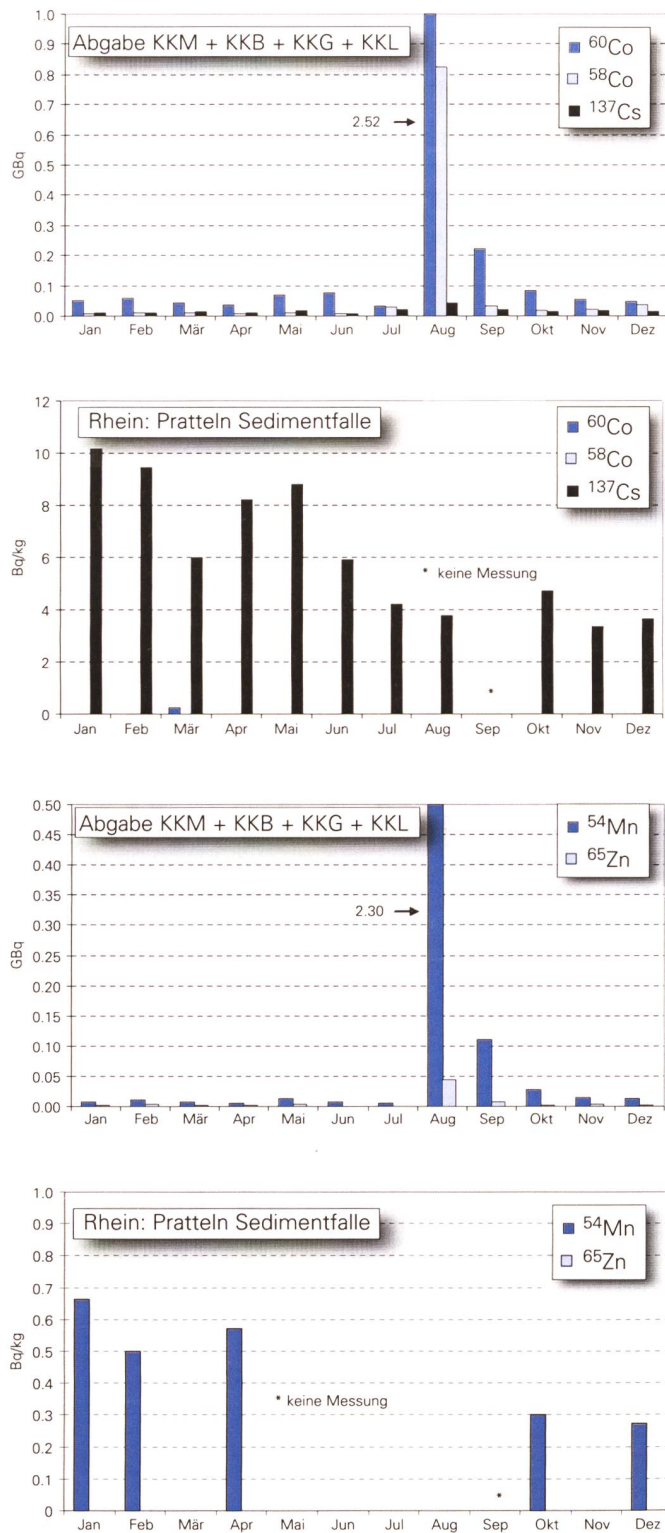
Die in diesen Sedimentfallen gemessenen spezifischen Aktivitäten sind in den Figuren 7 bis 9 dargestellt, wobei jeweils im oberen Teil der Figuren die abgegebenen Aktivitäten in GBq angegeben sind und im unteren Teil die entsprechenden gemessenen spezifischen Aktivitäten in Bq/kg. Wie bereits erwähnt, erfolgten die grössten Abgaben während der Revisionen im Juni bis August. Dies zeigt sich auch in den Sedimentfallendaten, wobei vermutlich durch einen relativ langsamen Partikeltransport auch in den folgenden Monaten die Werte in den Sedimentfallen noch über dem Jahresmittel liegen. Bis auf <sup>137</sup>Cs, das auch aus der Umgebung stammt, zeigen die Messungen generell den aufgrund der Abgaben erwarteten Verlauf.



**Fig. 7:** Diese Figur besteht aus zweimal zwei Teilfiguren, wobei jeweils die obere die Abgaben des Kernkraftwerks Mühleberg und die untere die entsprechenden gemessenen Aktivitäten in den Sedimentfallenproben von Hagneck zeigt. Beachte: Die Skalenbereiche sind unterschiedlich.

**Fig. 8:** Die Sedimentfallenproben von Klingnau zeigen vor allem  $^{137}\text{Cs}$ , das nur zu einem geringen Teil aus den flussaufwärts liegenden Kernkraftwerken stammt. Infolge Hochwasser wurde am 9. Aug. die Sedimentfalle zerstört. Deshalb fehlen für zwei Monate die Messwerte. Beachte: Die Skalenbereiche sind unterschiedlich.





**Fig. 9:** Die in den Sedimentfallen von Pratteln gemessenen Aktivitäten zeigen ein ähnliches Bild wie diejenigen von Klingnau. <sup>137</sup>Cs stammt vermutlich zum grössten Teil vom Tschernobylunfall. Die <sup>65</sup>Zn Werte liegen wie auch bei Klingnau unter der Nachweisgrenze. Infolge defekter Sedimentfalle konnte im September keine Probe genommen werden.

Nach dem Durchfliessen des Bielersees und des Klingnauer Staubeckens konnten nur noch relativ geringe spezifische Aktivitäten von <sup>60</sup>Co und keine von <sup>65</sup>Zn gemessen werden (Fig. 8). <sup>54</sup>Mn zeigt generell eine gute Übereinstimmung. Keine Übereinstimmung zwischen Messungen und Abgaben findet man bei <sup>137</sup>Cs, das wie bereits erwähnt, auf die Erosion von Böden zurückzuführen ist, die mit dem Tschernobyl Unfall kontaminiert wurden.

Auch in Pratteln war <sup>137</sup>Cs immer gut messbar. Das während der Revisionen der zwei Reaktorblöcke in Beznau abgegebene <sup>58</sup>Co (Juni bis August) war nicht mehr nachweisbar. Die <sup>54</sup>Mn-Werte lagen nur wenig über der Nachweisgrenze. <sup>65</sup>Zn konnte in keiner der Sedimentproben gefunden werden ( $\leq 0.7 - 2.1$  Bq/kg).

**Fische und Wasserpflanzen**

Im Jahr 2007 wurden an 2 Stellen Fische aus der Aare untersucht. Ein Alet aus dem Bereich unterhalb des Kernkraftwerks Gösgen, ein Alet aus der Gegend unterhalb Beznau. Alle Fische wurden zuerst filetiert und gefriergetrocknet. Bei allen wurde natürliches <sup>40</sup>K (200–500 Bq/kg) gefunden. Andere künstliche Radionuklide wurden keine nachgewiesen.

In Moos von Hagneck vom 23.1.07 wurden Spuren von <sup>54</sup>Mn ( $25 \pm 5$  Bq/kgTS) und <sup>60</sup>Co ( $70 \pm 9$  Bq/kgTS) und am 26.9.07 nach der Revision <sup>137</sup>Cs ( $4 \pm 2$  Bq/kgTS), <sup>54</sup>Mn ( $169 \pm 19$  Bq/kgTS), <sup>58</sup>Co ( $42 \pm 6$  Bq/kgTS) und <sup>60</sup>Co ( $209 \pm 25$  Bq/kgTS) gefunden.

In Moos aus dem Klingnauer Stausee wurde etwas <sup>137</sup>Cs ( $4 \pm 1$  Bq/kgTS) gefunden. Bei Pratteln dagegen wurden keine künstlichen Radionuklide nachgewiesen.

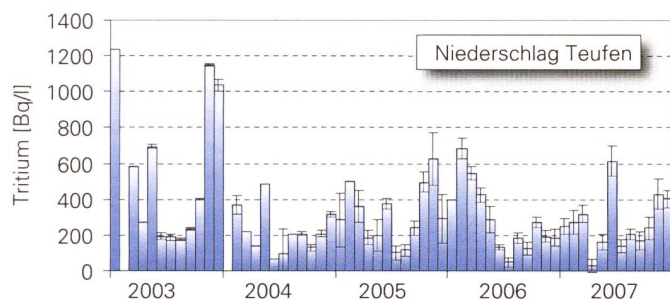
**Grundwasser**

Zur Untersuchung des Grundwassers wurden in Pratteln (12.10.07), Aarberg (10.8.07) und Döttingen (15.8.07) Proben von je 100 L genommen. Es ergaben sich keine Hinweise auf künstliche Radionuklide.

## Andere Betriebe

**RC Tritec AG / Teufen**

Fig. 10 zeigt die Resultate der Tritium Analysen vom Niederschlag, der im Regensammler 65 m östlich des Kamins der Firma Tritec gesammelt und durch die URA gemessen wurde. Der Mittelwert ist im Vergleich mit dem Vorjahr leicht höher.

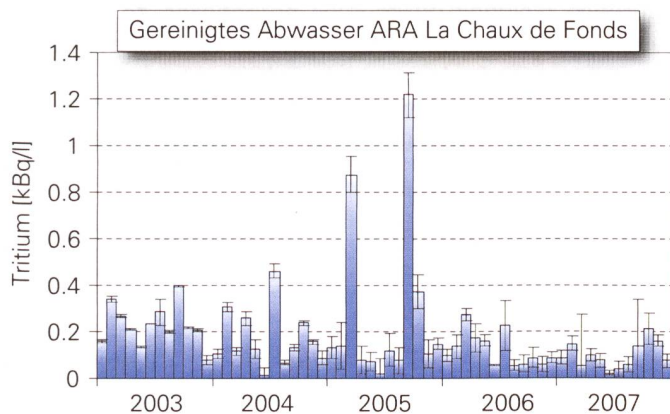


**Fig. 10:** Tritiumkonzentrationen im Niederschlag auf dem Gelände der Firma Tritec in Teufen. Im Mittel liegen die Messwerte etwas höher als im Vorjahr.

**Messungen in der Umgebung von La Chaux-de-Fonds**

In Fig. 11 sind die Tritium Konzentrationen im gereinigten Abwasser der ARA La Chaux-de-Fonds dargestellt. Der seit längerer Zeit beobachtete Trend zu niedrigeren Werten hat sich auf tiefem Niveau stabilisiert.

Über das Abwasser wurde im Berichtsjahr 2007 etwa 0.62 TBq Tritium abgegeben, gegenüber 0.95 TBq im Vorjahr. Nach Angaben der SUVA wurden in La Chaux-de-Fonds 3.74 TBq Tritium verarbeitet.



**Fig. 11:** Tritiumaktivität im gereinigten Abwasser der ARA. Die Werte im Abwasser liegen auf einem tiefen Niveau. Die Messungen erfolgen seit 2001 durch die SUeR/URA

**Kläranlage Zürich**

Kläranlagen eignen sich besonders, um radioaktive Abgaben von Industriebetrieben und Spitälern festzustellen. Die ARA Werdhölzli in Zürich wird deshalb mit wöchentlichen Proben überwacht. Ausser geringen Mengen von  $^{40}\text{K}$  konnten keine Radionuklide, insbesondere auch kein  $^{131}\text{I}$ , festgestellt werden. In 4-wöchigen Mischproben wurde zusätzlich die Tritiumaktivität gemessen. Der Mittelwert für das Jahr 2007 beträgt  $3.6 \pm 3.1$  Bq/L. 2006 betrug die Tritiumkonzentrationen im Mittel  $1.74 \pm 0.18$  Bq/L ausser im Dezember als  $46 \pm 1.5$  Bq/L gemessen wurden.

**Kehrichtverbrennung**

Eine weitere potentielle Quelle von Radionukliden stellen Kehrichtverbrennungsanlagen dar. Monatliche Probenahmen aus der Rauchwasserwaschanlage der Kehrichtverbrennungsanlage Hagenholz in Zürich haben sechs positive Resultate bezüglich künstlicher Radionuklide ergeben. In den Monaten Februar bis Mai wurde  $^{131}\text{I}$  gefunden mit Konzentrationen von 3.5 – 6.4 Bq/L. In 2 Proben waren Spuren von  $^{137}\text{Cs}$  ( $0.2 \pm 0,1$  Bq/L).

**Oberflächengewässer**

Von den zwei Probenahmestationen Diepoldsau und Rekingen am Rhein wurden wöchentliche Wasserproben untersucht. Ausser vereinzelt  $^{40}\text{K}$  Aktivitäten konnten keine gammaaktiven Radionuklide nachgewiesen werden. Bei den Proben von Diepoldsau werden die Aktivitäten von Tritium in 4-wöchigen Mischproben gemessen. Die Resultate für das Jahr 2007 liegen noch nicht vor. 2006 betrug die Tritiumkonzentrationen im Mittel  $1.20 \pm 0.17$  Bq/L. Die Messungen werden durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde in Koblenz durchgeführt.

**Schlussfolgerungen**

Die Bilanz der von den KKW's an die Flüsse abgegebenen Aktivitäten zeigt wie in früheren Jahren, dass rund die Hälfte die Schweiz in gelöster Form verlässt und der Rest an Partikel gebunden sedimentiert. Erfreulich ist der Rückgang von  $^{58}\text{Co}$ , der auf Verbesserungen im KKW Beznau zurückzuführen ist.

Die Tritiumwerte in der Nähe der Firma RC Tritec und in der Umgebung von La Chaux-de-Fonds haben sich auf tiefem Niveau stabilisiert. Regelmässige Messungen in der Kläranlage Werdhölzli und der Kehrichtverbrennungsanlage Hagenholz in Zürich zeigen nur ganz vereinzelt Spuren von künstlichen Radionukliden. Insgesamt sind die gemessenen künstlichen Aktivitäten wesentlich tiefer als die natürlichen und stellen kein gesundheitliches Risiko für die Bevölkerung dar.



# Chapitre 4.5

## Radioactivité du sol et de l'herbe

**P. Froidevaux, P. Steinmann, F. Barraud, F. Luisier, J. Dlala et F. Bochud**

Institut Universitaire de Radiophysique Appliquée, Grand Pré 1, 1007 Lausanne

**S. Estier, M. Jungck**

Radioactivité de l'environnement (URA), OFSP, 3003 Berne

**M. Burger, S. Röllin, R. Holzer, H. Sahli, M. Astner**

Labor Spiez, Bundesamt für Bevölkerungsschutz des VBS, 3700 Spiez

### Résumé

Nous avons prélevé des échantillons de sol (0-5 cm) et d'herbe sur différents sites en Suisse, notamment aux abords des centrales nucléaires. Dans certains cas, des mesures de spectrométrie in situ ont également été réalisées. Les résultats montrent que le niveau d'activité artificielle dans le sol et l'herbe est faible sur le plateau suisse et croît avec l'altitude. Les activités sont au maximum de quelques Bq/kg pour le plutonium, l'américium et le  $^{90}\text{Sr}$ . Ces radioéléments sont présents dans l'environnement en Suisse suite aux retombées des essais nucléaires des années soixante et la dépendance en fonction de l'altitude résulte d'une plus grande déposition là où la pluviométrie et l'enneigement sont élevés. Le niveau d'activité en  $^{137}\text{Cs}$  est plus variable et dépend de la contribution de l'accident de la centrale nucléaire de Tchernobyl et peut atteindre au Tessin, région particulièrement touchée par l'accident, jusqu'à 450 Bq/kg (env. 50 Bq/kg au maximum sur le plateau suisse). Le  $^{90}\text{Sr}$ , comme analogue chimique du calcium, peut être transféré du sol à l'herbe. Dans une moindre mesure le  $^{137}\text{Cs}$ , comme analogue chimique du potassium, peut également être transféré à l'herbe. Dans ce travail nous montrons que le transfert de ces deux radioéléments du sol vers la plante dépend de l'espèce, de la zone d'enracinement de la plante et du type de sol. Ces paramètres ont pour effet majeur d'introduire de grandes variations d'activité mesurée dans l'herbe, même sur des sites proches dont la déposition surfacique est comparable.

### Introduction

Sur le long terme, le sol peut être considéré comme le réservoir de la radioactivité artificiellement déposée lors des essais d'armes atomiques réalisés en atmosphère et lors de la déposition suite au passage du nuage radioactif consécutif à l'accident de la centrale nucléaire de Tchernobyl, en 1986. Ces deux épisodes sont les principaux contributeurs à la présence de radioactivité artificielle dans l'environnement en Suisse. La Suisse étant un pays utilisant l'énergie nucléaire pour produire environ 40% de l'électricité consommée, un programme de surveillance de la radioactivité aux abords des centrales nucléaires est réalisé chaque année par l'Office Fédéral de la Santé Publique. Les mesures réalisées aux abords des centrales sont alors comparées à celles réalisées sur des sites de référence éloignés de sources potentielles de contamination. Dans ce travail nous allons aussi nous attacher à mieux comprendre les variations observées dans les prélèvements d'herbe. Sauf indication contraire, les incertitudes des mesures sont reportées à un niveau de confiance de 95% ( $k=2$ ).

## Résultats et discussion

Les résultats de toutes les mesures sont présentés dans les tableaux 1 et 2. Les principales informations que nous pouvons tirer de ces mesures résident dans le fait que les activités en  $^{90}\text{Sr}$ , plutonium et américium sont plus importantes dans les sols prélevés en altitude (e.g. Davos, Allmendhubel, val Piora) que sur le plateau suisse. La dépendance de l'activité en fonction de l'altitude des prélèvements est un fait bien connu pour la déposition de radioactivité dont l'origine est les essais des armes atomiques réalisées en atmosphère dans les années soixante. En effet la pluie et les précipitations sous forme de neige

permettent d'entraîner les aérosols atmosphériques vers le sol de telle sorte que des corrélations entre le niveau d'activité des sols et la pluviométrie sont régulièrement observées (Mitchell et al.1990 [1]; Pourcelot et al. 2007 [2]). Les sols prélevés aux abords des centrales nucléaires présentent les activités les plus faibles mesurées sur le plateau suisse. Ce fait est réjouissant et devrait permettre d'observer rapidement une augmentation de radioactivité artificielle provenant d'un dysfonctionnement d'une installation nucléaire. Enfin, les mesures de plutonium, d'américium et de  $^{90}\text{Sr}$  dans les sédiments des rivières en aval des centrales nucléaires montrent que l'américium et le plutonium sont appauvris dans les sédiments par rapport aux

**Tableau 1:**

Activité en  $^{40}\text{K}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ , Pu et Am dans des sols (0-5 cm) prélevés en Suisse en 2007 (Bq/kg matière sèche, < 2mm).

Région/lieu	n	$^{40}\text{K}$	$^{134}\text{Cs}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{239+240}\text{Pu}$	$^{241}\text{Am}$
AG (vois.KKB, PSI)	2	420 - 460	—	25 - 32	0.7 - 1.1	0.134 ± 0.014	0.051 ± 0.003
AG (KKB in-situ)	2	280 - 350	—	13 - 17	—	—	—
PSI (OASE)	1	400 ± 60	< 0.7	15 ± 3	1.0 ± 0.4	0.143 ± 0.014	0.051 ± 0.003
AG (ZWILAG)	1	410 ± 60	< 0.9	14 ± 3	0.7 ± 0.3	0.154 ± 0.014	0.071 ± 0.008
AG (ZWILAG in-situ)	1	310 ± 40	—	10 ± 2	—	—	—
AG (voisinage KKL)	4	420 - 430	—	13 - 19	1.4 ± 0.2	0.191 ± 0.014	0.073 ± 0.008
AG (KKL in-situ)	4	290 - 350	—	7 - 14			
AG/SO (voisinage KKG)	4	390 - 430	—	15 - 19	1.3 ± 0.3	0.226 ± 0.018	0.087 ± 0.008
AG/SO KKG (in-situ)	4	270 - 280	—	9 - 12			
BE (vois. KKM)	4	440 - 830	—	13 - 16	1.2 ± 0.2	0.175 ± 0.016	0.069 ± 0.008
BE (Allmendhubel)	1	540 ± 30	< 0.4	35 ± 2	5.5 ± 0.8	0.855 ± 0.050	0.371 ± 0.024
BE (Gimmelwald)	1	460 ± 20	< 0.2	17.5 ± 1	4.9 ± 0.6	0.451 ± 0.024	0.211 ± 0.0160
BE (Diesse)	1	405 ± 20	< 0.3	21.5 ± 1	1.7 ± 0.2	0.583 ± 0.032	0.166 ± 0.016
BE (Fahrni)	1	330 ± 17	< 0.3	18.5 ± 1	3.9 ± 0.8	0.459 ± 0.024	0.197 ± 0.0160
BL (Sissach)	1	465 ± 23	< 0.2	22 ± 2	—	—	—
Grangeneuve	1	450 ± 80	< 0.7	6 ± 2	1.0 ± 0.1	—	—
FR (Fribourg, in-situ)	2	360 - 400	—	8	—	—	—
GE (voisinage CERN)	5	420 - 490	—	5 - 11	1.8 ± 0.3	0.068 ± 0.010	0.037 ± 0.006
GE (CERN in-situ))	5	370 - 400	—	6 - 8	—		
GR (Davos)	1	697 ± 25	—	4.8 ± 1	8.8 ± 0.3	0.720 ± 0.120	0.289 ± 0.030
TG (Arenenberg)	1	446 ± 13	< 0.7	67 ± 1	1.2 ± 0.1	0.145 ± 0.014	0.051 ± 0.006
BE (Hagneck) <sup>a)</sup>	1				5.8 ± 0.8	0.064 ± 0.008	0.052 ± 0.030
AG (Klingnau) <sup>a)</sup>	1				7.2 ± 0.5	0.173 ± 0.016	0.037 ± 0.018
AG (Pratteln) <sup>a)</sup>	1				4.8 ± 0.6	0.071 ± 0.010	0.030 ± 0.024
TI (val Piora)	9		130 - 482	102 - 429	16 - 49 (n=5)	1.7 - 4.5 (n=5)	0.7 - 1.6 (n=5)
VD (Mollendruz) <sup>b)</sup>	1	83 ± 7	0.9 ± 0.2	1230 ± 12	61 ± 2	0.64 ± 0.09	0.21 ± 0.01

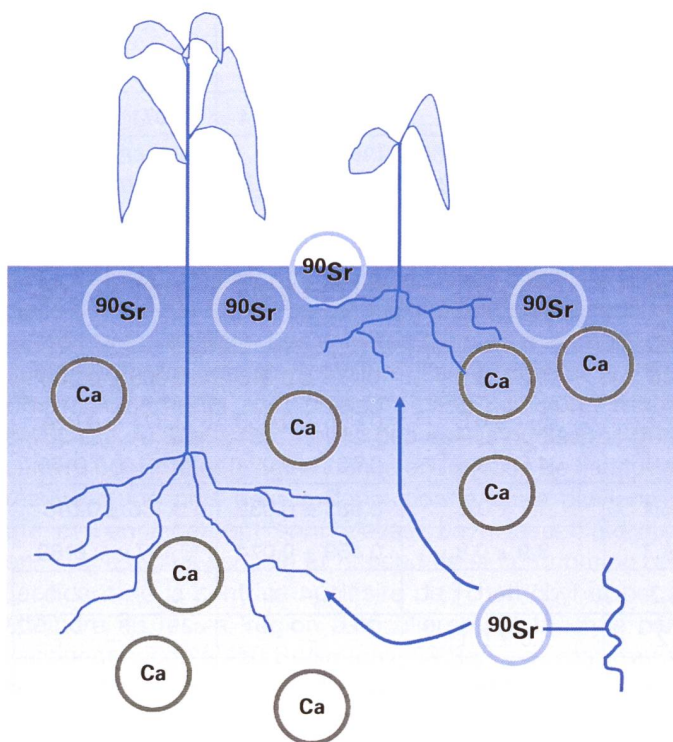
<sup>a)</sup> sédiments en aval des centrales nucléaires

<sup>b)</sup> sol de forêt de faible densité



sols environnants mais que le  $^{90}\text{Sr}$  y est enrichi, ceci grâce à un apport important de carbonates alcalino-terreux. En effet, lorsque l'activité en  $^{90}\text{Sr}$  est évaluée par rapport au contenu en calcium celle-ci devient extrêmement faible et nettement inférieure aux activités des sols. Notons également que pour tous les sols, c'est l'activité naturelle en  $^{40}\text{K}$  qui est très largement dominante, accompagnée par le  $^7\text{Be}$ , d'origine stratosphérique, dans les plantes.

Longtemps après une déposition de radioactivité artificielle sur le sol, c'est le transfert racinaire sol-plante qui est le mécanisme dominant la contamination de l'herbe, même si l'adhésion de particules de sol au feuillage peut également contribuer de manière significative à l'activité mesurée dans la plante. Pour le  $^{90}\text{Sr}$ , en première approximation, un facteur de transfert sol-herbe de 1 donne des ordres de grandeur réalistes dans l'estimation de la contamination des plantes. Ainsi sur le plateau suisse des activités de 1–2 Bq/kg dans le sol se traduisent par des activi-



**Fig. 1:** Transfert de  $^{90}\text{Sr}$  du sol vers la plante. Dans la figure le dégradé de couleur bleu exprime le profil du  $^{90}\text{Sr}$  dans le sol, avec accumulation de l'activité en surface. On constate que la plante à enracinement en profondeur a moins de possibilité d'absorber le  $^{90}\text{Sr}$  car celui-ci devient rare en profondeur. De plus, le mécanisme implique que le  $^{90}\text{Sr}$  adsorbé ou complexé en surface des particules de sol ou complexé à la matière organique du sol est capable d'être adsorbé par la plante, donc implique une bonne capacité d'échange cationique du sol. Le calcium, analogue chimique du strontium, présent en macro-quantité dans le sol, est un compétiteur important dans le mécanisme d'absorption par la plante et sera transféré de manière préférentielle. C'est pourquoi le rapport  $^{90}\text{Sr}/\text{gCa}$  du sol et de la plante est une donnée importante dans la compréhension des mécanismes de transfert.

tés similaires dans l'herbe (Tableaux 1 et 2). Toutefois dans une étude détaillée du mécanisme de transfert sol-plante réalisée dans le val Piora (TI), on constate les points suivants, illustrés également par la figure 1 pour le  $^{90}\text{Sr}$ ,

- Le facteur de transfert est très dépendant de l'espèce (famille).
- Le facteur de transfert est dépendant de la zone d'enracinement de la plante.
- Le facteur de transfert est dépendant du site et probablement de la capacité d'échange cationique du sol.
- Le facteur de transfert dépend du contenu en calcium du sol.

On constate que le facteur de transfert dépend de nombreux paramètres pouvant être variés de façon importante dans un espace réduit. Par exemple, notre site d'étude du val Piora contient plusieurs types de sol, dont l'un sur dolomie (riche en calcium). Pour différentes espèces de plantes, nous avons mesuré des activités en  $^{90}\text{Sr}$  entre 1 et 180 Bq/kg et entre 2 et 129 Bq/kg pour le  $^{137}\text{Cs}$ , alors que la déposition surfacique est similaire pour chacun des sites.

## Conclusions

Les mesures de plutonium, d'américium, de  $^{137}\text{Cs}$  et de  $^{90}\text{Sr}$  dans le sol et de  $^{137}\text{Cs}$  et  $^{90}\text{Sr}$  dans les plantes effectuées en 2007 montrent que la radioactivité artificielle est faible en plaine et aux abords des centrales nucléaires, autant dans les sols que dans les plantes. Une importante pluviométrie est responsable de la présence d'activités plus importantes en altitude. Toutefois, l'activité naturelle du  $^{40}\text{K}$  est très dominante dans tous les échantillons. Le  $^7\text{Be}$  ajoute encore une contribution importante à l'activité d'origine naturelle dans les plantes.

Des facteurs tels que les espèces de plantes, l'enracinement des plantes et le type de sol, ainsi que le contenu en calcium et en potassium des sols expliquent la variabilité importante observée dans la mesure de la radioactivité dans l'herbe ( $^{137}\text{Cs}$  et  $^{90}\text{Sr}$ ). Ainsi, lors du prélèvement d'herbe dans le cadre d'une surveillance de la radioactivité de l'environnement, il est très important de veiller à la reproductibilité du prélèvement pour pouvoir faire des comparaisons d'année en année et pour l'établissement de tendances temporelles.

## Références

- [1] Mitchell, P.I. et al., Rad Nucl Chem 1990; 138:241
- [2] Pourcelot, L. et al. Chemosphere 2007; 66:1571.

**Tableau 2:***<sup>7</sup>Be, <sup>40</sup>K, <sup>137</sup>Cs et <sup>90</sup>Sr dans des échantillons d'herbe prélevés en Suisse en 2007 (Bq/kg de matière sèche).*

Canton/Lieu	n	<sup>7</sup> Be	<sup>40</sup> K	<sup>60</sup> Co	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr
AG (Voisinage KKB)	4/2 <sup>b)</sup>	100 - 200	600 - 1100	< 2	< 2	1.4 - 2.3
AG (PSI-ZWILAG)	4/2 <sup>b)</sup>	150 - 390	620 - 910	< 2	< 1.5 - 2.3	2.2 - 3.2
AG (Voisinage KKL)	8/2 <sup>b)</sup>	90 - 480	650 - 1900	< 3	0.9 - 1.7	2.2 - 2.3
AG/SO (Voisinage KKG)	8/2 <sup>b)</sup>	80 - 450	430 - 1300	< 3	< 2	0.7 - 2.6
BE (Voisinage KKM)	9/3 <sup>b)</sup>	40 - 370	680 - 1300	< 1.5 - 6	< 3	1.0 - 3.8
BE (Almendhubel)	1	—	610 ± 30	—	3.7 ± 0.3	16.7 ± 1.2
BE (Gimmelwald)	1	—	620 ± 30	—	< 0.3	5.3 ± 0.4
BE (Fahrni)	2	—	1040 - 1050	—	< 0.4 - 2.3	3.1 - 3.8
BE (Diesse/Jura)	2	—	980 - 1370	—	< 0.3 - 0.8	0.85 - 1.0
BL (Sissach)	1	—	800 ± 40	—	1.4 ± 0.5	—
GE (vois. CERN)	4/1	370 - 490	680 - 920	< 3	< 2	1.7 ± 0.3
FR (Grangeneuve)	1	210 ± 35	850 - 140	< 2	3.1 ± 1.6	2.5 ± 0.2
GR (Davos Stillberg)	2	389 - 486	577 - 619	< 1.8	1.2 - 4	5.4 - 11
TG (Arenenberg)	1	45 ± 7	545 ± 17	< 0.8	< 0.8	0.90 ± 0.08
TI (val Piora) <sup>a)</sup>	19/24		172 - 1183	—	2.3 - 129	1 - 184
TI (Rasa-Intragna)	1	380 ± 20	690 ± 34	—	4.9 ± 0.7	23 ± 1
TI (Rodi-Fiesso)	1	230 ± 20	720 ± 50	—	7.2 ± 1.4	7.6 ± 0.6
TI (Novaggio)	1	72 ± 7	1360 ± 130	—	< 2	7.8 ± 0.6

<sup>a)</sup> étude spéciale, différentes espèces de plantes récoltées et mesurées sur des sites différents<sup>b)</sup> x/y\* désigne le nombre d'échantillons pour la mesure gamma/nombre d'échantillons pour la mesure <sup>90</sup>Sr



# Chapitre 4.6

## Impact environnemental d'un rejet de tritium à la STEP de Soyhières

**Claude Ramseier,**

Laboratoire cantonal du Jura, 20, Faubourg des Capucins, Delémont

**Heinz Surbeck**

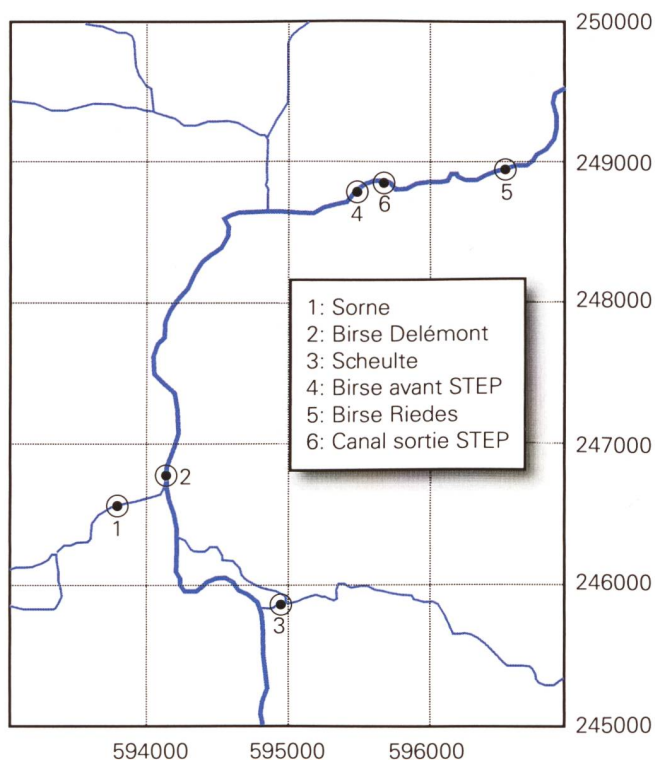
Centre Suisse d'Hydrogéologie, Université de Neuchâtel, Emile-Argand 11, Neuchâtel

Le 11 décembre 2006, à partir de 10h30 quelques m<sup>3</sup> d'eau contaminée en tritium et évacuée d'une ancienne fosse septique à Fontenais ont été rejetés dans le canal à la sortie de la STEP à Soyhières. Ce rejet autorisé par l'OFSP a produit une augmentation temporaire des niveaux du tritium dans l'eau sortant de la STEP et dans la Birse en aval de la STEP.

L'évolution temporelle de cette augmentation a été suivie par l'analyse des échantillons pris par le Laboratoire cantonal du Jura en amont de la STEP, en aval de la STEP et par

le personnel de la STEP dans le canal à la sortie de la STEP (fig.1). Les échantillons de la Sorne, de la Scheulte, de la Birse avant la STEP et de la Birse à Riedes sont des échantillons momentanés. Par contre les échantillons du canal de la STEP représentent des moyennes journalières.

Les mesures du tritium dans ces échantillons ont été faites par la Section Radioactivité de l'environnement (URA) de l'OFSP et par le Centre d'Hydrogéologie de l'Université de Neuchâtel. La figure 2 montre les résultats pour les échantillons pris entre le 7.12.06 et le 12.1.07.

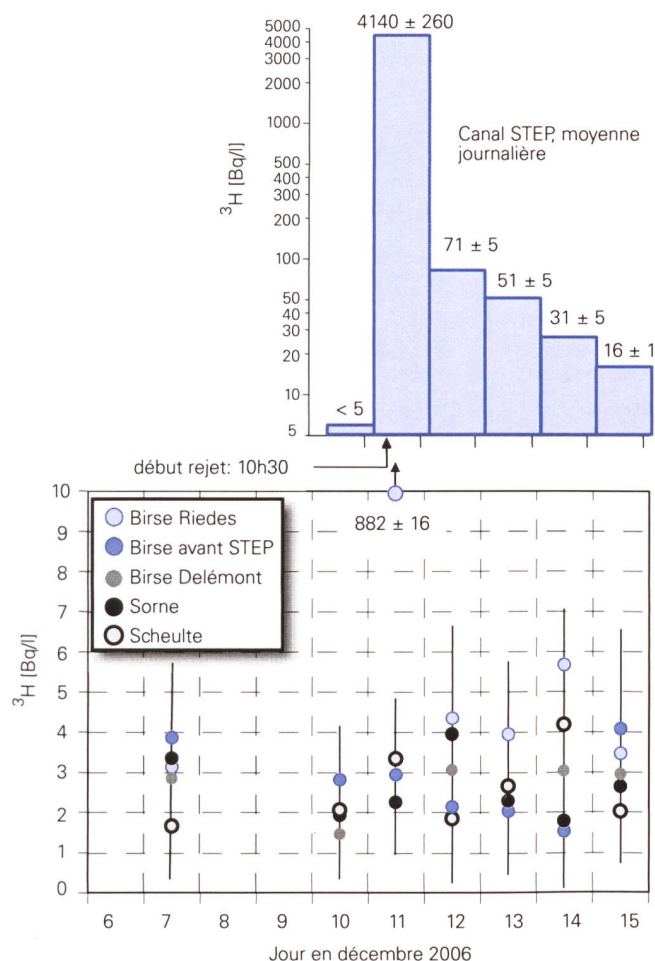


**Fig. 1:**  
Points de prélèvements.

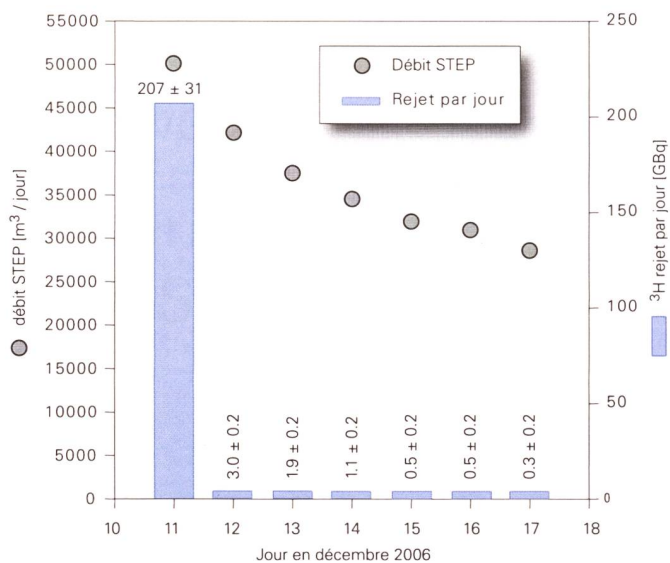
En tenant compte du débit de la STEP on arrive à des rejets journaliers montrés dans la fig. 3. L'activité totale rejetée entre le 10.12.06 et le 15.12.06 est de l'ordre de 200 GBq.

Les eaux sortant de la STEP se mélangent avec l'eau de la rivière Birse résultant en une dilution du tritium d'un facteur d'environ 30 (fig.4). Les moyennes journalières du niveau du tritium dans la Birse se calculent donc comme étant de 125 Bq/l pour le 11.12.06 et de < 5 Bq/l pour les jours suivants.

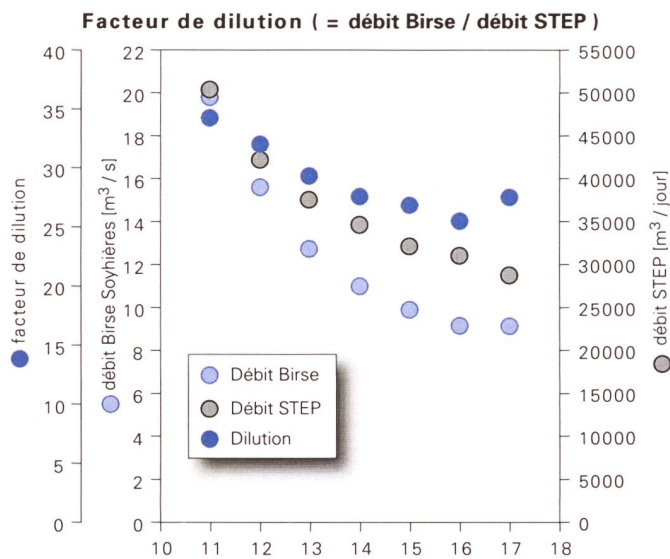
La moyenne hebdomadaire de ~ 25 Bq/l est bien inférieure à la limite donnée dans l'Ordonnance sur la Radioprotection pour les rejets dans les eaux accessibles au public (art. 102, 12'000 Bq/l). Une concentration en tritium de 25 Bq/l est même bien inférieure à la valeur de tolérance pour une eau potable selon l'Ordonnance sur les Substances étrangères et les Composants (annexe 6, 1'000 Bq/l).



**Fig. 2:** Concentrations en tritium mesurées. Après le 15 décembre toutes les valeurs pour les échantillons d'eau de rivière sont < 5 Bq/l et pour les échantillons de la STEP < 12 Bq/l.



**Fig. 3:** Débit de la STEP et rejets journaliers en tritium. Toutes les valeurs après le 17 décembre sont < 0.5 GBq/jour.



**Fig. 4:** Débits de la STEP et de la Birse (station fédérale Soyhières) et facteur de dilution résultant.



