

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



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Bundesamt für Gesundheit BAG
Office fédéral de la santé publique OFSP
Ufficio federale della sanità pubblica UFSP
Abteilung Strahlenschutz
Division radioprotection
Divisione radioprotezione

2017

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

2017

Avant-propos

La radioactivité de l'environnement est constamment surveillée en Suisse depuis 1956. A l'époque, son augmentation, liée aux essais nucléaires atmosphériques, avait incité les autorités à développer un réseau de contrôle spécifique. Depuis 1986 la surveillance des rayonnements ionisants, de la radioactivité dans l'environnement et dans les denrées alimentaires est devenue une tâche permanente de l'Office fédéral de la santé publique. Ce dernier élabore chaque année un programme de prélèvements et de mesures.

Pour effectuer cette tâche, l'OFSP s'appuie sur la collaboration de partenaires d'autres instances fédérales, cantonales et universitaires. Cette organisation décentralisée permet à l'OFSP de profiter des compétences spécifiques de chaque laboratoire ou office.

- Les spécialistes de l'EAWAG et de l'Institut Forel mettent en œuvre la surveillance des milieux aquatiques.
- Les denrées alimentaires sont analysées en grande partie par les laboratoires cantonaux qui sont équipés pour ces analyses.
- Les analyses radiochimiques complexes sont effectuées par des instituts spécialisés (Institut de Radiophysique IRA, Laboratoire de Spiez, PSI, Université de Berne).
- L'IFSN (centrales nucléaires) et la SUVA (entreprises) contribuent par des analyses effectuées dans leurs domaines respectifs.
- La CENAL exploite un réseau de balises de débit de dose et organise les mesures d'aéroradiométrie.
- Le CERN met à disposition les résultats de ses propres analyses qui sont comparés aux analyses indépendantes.
- Les Hôpitaux Universitaires de Genève (HUG) effectuent des mesures corps entiers.

Finalement, l'OFSP est responsable de la coordination de l'ensemble, de ses propres réseaux de surveillance et du laboratoire d'essais (surveillance du milieu atmosphérique, tritium et spectrométrie gamma insitu). Les discussions et les échanges réguliers d'expérience assurent la qualité et aident à améliorer le système.

Conformément à l'Ordonnance sur la radioprotection, l'OFSP est également chargé de publier les résultats de la surveillance dans un rapport annuel. Si, depuis 2015, la plupart des résultats des mesures de la radioactivité dans l'environnement sont consultables en ligne sur la nouvelle plateforme radenviro (www.radenviro.ch) de l'OFSP, ce site n'a pas pour vocation de remplacer le présent rapport annuel. En effet, le lecteur trouvera ici des explications, commentaires et interprétations qui font défaut sur la plateforme Internet. Cette dernière permet, quant à elle, une meilleure transparence et réactivité. Les deux outils sont donc complémentaires. La plupart des laboratoires participants à la surveillance rédigent leur propre contribution pour le rapport annuel. L'OFSP collecte et met en forme l'ensemble de ces contributions. Chaque auteur participe à la relecture et à la correction détaillée d'un ou plusieurs chapitres (phase du review). La séance de rédaction offre la possibilité aux auteurs de discuter les points importants et d'apporter les dernières corrections aux contributions.

Avec le présent rapport vous prenez connaissance du résultat de ce processus pour l'année 2017.

Nous remercions vivement tous les offices et tous les laboratoires pour leur précieuse collaboration.

Nous souhaitons également rendre ici hommage au Dr. Jost Eikenberg de l'Institut Paul Scherrer qui nous a malheureusement quitté trop tôt. Au cours de nos longues années de collaboration, il a toujours mis ses vastes connaissances scientifiques aussi bien qu'analytiques dans le domaine de la radiochimie au service de la surveillance de la radioactivité. Ses compétences, son humour et sa bonne humeur en avait fait un partenaire de discussion apprécié et respecté de tous et qui nous manquera.

*Dr. Sybille Estier
Dr. Philipp Steinmann
Office fédéral de la santé publique
Unité de direction Protection des consommateurs
Division de Radioprotection*

Vorwort

Die Umweltradioaktivität wird in der Schweiz seit 1956 kontinuierlich überwacht. Damals veranlasste die Erhöhung der Radioaktivität durch die oberirdischen Atomwaffenversuche die Behörden, ein Netzwerk für Kontrollmessungen aufzubauen. Seit 1986 ist die Überwachung der ionisierenden Strahlung sowie der Radioaktivität in Umwelt und Lebensmitteln ein gesetzlich verankerter Auftrag des BAG. Auf dieser Grundlage erstellt das BAG jährlich ein Probenahme- und Messprogramm. Bei dieser Aufgabe stützt sich das BAG auf die Zusammenarbeit mit Partnern aus Bundesverwaltung, Kantonen und Universitäten. Diese dezentrale Organisation bietet den Vorteil, dass gezielt verschiedenste Fachkompetenzen eingebunden werden können.

- So liegt die Überwachung der aquatischen Systeme bei den Fachleuten der EAWAG und des Institut Forel.
- Lebensmittel werden zum grossen Teil von den darauf spezialisierten Kantonalen Laboratorien analysiert.
- Radiochemische Analysen finden an spezialisierten Instituten statt (Institut de Radiophysique IRA, Labor Spiez, PSI, Universität Bern).
- Das ENSI (Kernkraftwerke) und die SUVA (Betriebe) steuern Beiträge aus ihren Bereichen bei.
- Die NAZ betreut ein ODL-Messnetz und ist für die Durchführung Aeroradiometriemessungen zuständig.
- Das CERN stellt die Resultate seiner eignen Resultate zur Verfügung, welche dann mit unabhängigen Messungen verglichen werden können.
- Das Universitätsspital Genf (HUG) führt Ganzkörpermessungen durch.

Das BAG schliesslich ist verantwortlich für die Koordination, die eigenen Messnetze und das Prüflabor (Schwerpunkt Luftüberwachung, Tritium und in-situ Gammaskpektrometrie). Regelmässige Diskussionen zwischen den Laboratorien und ein ständiger Erfahrungsaustausch tragen zur Qualitätssicherung bei und geben immer wieder neue Impulse für Verbesserungen.

Die Strahlenschutzverordnung verpflichtet das BAG auch zur Veröffentlichung der Resultate der Radioaktivitätsmessungen in einem Jahresbericht. Seit 2015 präsentiert das BAG zudem einen Grossteil der Messresultate auf der neuen Internet Plattform radenviro (www.radenviro.ch), welche den hier vorliegenden gedruckten Jahresbericht ideal ergänzt: Während die Leserin des Jahresberichtes nach Themen geordnete, vertiefte Erklärungen, Diskussionen und Interpretationen vorfindet, ist der Betrachter der Radenviro-Inhalte bei Vorkommnissen oder auffälligen Befunden rasch informiert. Für den Jahresbericht verfassen fast alle beteiligten Laboratorien ihre eigenen Beiträge. Das BAG sammelt diese und übernimmt das Layout. Eine erste Version des Jahresberichtes wird anschliessend in einer review-Runde kritisch gegengelesen. Zuletzt bietet die jährliche Redaktionssitzung die Gelegenheit wichtige Fragen und letzte Korrekturen im Plenum zu besprechen.

Das Ergebnis dieses Prozesses für das Jahr 2017 finden Sie im vorliegenden Heft.

Für ihre Mitarbeit danken wir allen beteiligten Stellen und Laboratorien bestens.

Wir möchten an dieser Stelle auch Herrn Dr. Jost Eikenberg gedenken, der uns viel zu früh verlassen hat. Im Laufe unserer langjährigen Zusammenarbeit hat er stets sein breites wissenschaftliches Verständnis und sein grosses Wissen in Radioanalytik für die Aufgabe der Radioaktivitätsüberwachung zur Verfügung gestellt. Seine humorvolle und herzliche Art wird uns allen fehlen.

*Dr. Sybille Estier
Dr. Philipp Steinmann
Bundesamt für Gesundheit
Direktionsbereich Verbraucherschutz
Abteilung Strahlenschutz*

Inhaltverzeichnis

1	Umweltüberwachung <i>Auftrag und Messprogramm, Zusammenfassung, Ergebnisse</i>	19
2	Strahlendosen <i>Radon, medizinische, natürliche, berufliche</i>	30
3	Externe Strahlung <i>In-situ Messungen, Netzwerk NADAM und Aeroradiometrie</i>	36
4	Umwelt <i>Luft, Niederschlag, aquatischen Systemen, URAnet, Boden, Gras</i>	55
5	Lebensmittel <i>Milch, Getreide, Gemüse, Fleisch, Wildfleisch, etc.</i>	83
6	Radioaktivität im Menschen <i>Ganzkörper, Wirbelknochen und Milchzähne</i>	93
7	Messung von Spezialnukliden <i>Kohlenstoff-14, Krypton-85, Argon-37, Plutonium und Americium</i>	101
8	Überwachung der Kernanlagen <i>Emissionen und Immissionen, ZWILAG, MADUK, CERN</i>	121
9	Industrien und Spitäler <i>Emissionen, Kläranlagen, Verbrennungsanlagen, Aktionsplan Radium</i>	163
10	Radon <i>Verordnung, Radonmessungen, bauliche Massnahmen</i>	181
	Anhänge	191

Sommaire

1	Surveillance de l'environnement <i>Tâches et programme de mesures, résumé, résultats 2017</i>	10
2	Doses de rayonnements <i>Radon, médicales, naturelles, professionnelles</i>	32
3	Rayonnement externe <i>Mesures In situ, réseau NADAM et mesures d'aéroradiométrie</i>	36
4	Environnement <i>Air, précipitations, systèmes aquatiques, URAnet, sol, herbe</i>	55
5	Denrées alimentaires <i>Lait, céréales, légumes, viandes, chasse, etc.</i>	83
6	Radioactivité dans le corps humain <i>Corps entier, vertèbres et dents de lait</i>	93
7	Mesures de nucléides spéciaux <i>Carbone 14, Krypton 85, Argon 37, Plutonium et Américium</i>	101
8	Surveillance des installations nucléaires <i>Emissions et Immissions, ZWILAG, MADUK, CERN</i>	121
9	Industries et hôpitaux <i>Emissions, stations d'épuration, usines d'incinération, plan d'action radium</i>	163
10	Radon <i>Ordonnance, mesures du radon, mesures de construction</i>	181
	Annexes	191

Chapitre / Kapitel 1

Surveillance de l'environnement : Résumé

Umweltüberwachung : Zusammenfassung

1.1

Surveillance de l'environnement : Résumé

S. Estier, P. Steinmann

Section Radioactivité de l'environnement, OFSP/URA, 3003 Berne

Tâches et programme de mesures

Surveillance des rayonnements ionisants et de la radioactivité dans l'environnement

Conformément aux art. 104 à 106 de l'ordonnance sur la radioprotection (ORaP) du 22 juin 1994 (en vigueur jusqu'au 31.12.2017), l'OFSP est responsable de la surveillance des rayonnements ionisants et de la radioactivité dans l'environnement.

Le programme de surveillance mis en œuvre comporte plusieurs volets. Il a d'une part pour objectif la détection rapide de tout apport supplémentaire de radioactivité d'origine artificielle, pouvant avoir des conséquences graves sur la santé de la population (accident radiologique). Le programme de surveillance vise, d'autre part, à déterminer les niveaux de référence de la radioactivité dans l'environnement en Suisse ainsi que leurs fluctuations, afin de pouvoir évaluer les doses de rayonnements auxquelles la population suisse est exposée. Fait partie de cette surveillance générale le suivi des anciennes contaminations dues aux essais nucléaires atmosphériques américains et soviétiques des années 50 et 60 ainsi que de l'accident de Tchernobyl.

Par ailleurs, la surveillance mise en place doit permettre de déterminer l'impact effectif des centrales nucléaires ainsi que des centres de recherche ou des entreprises utilisant des substances radioactives sur l'environnement et sur la population avoisinante. Cette surveillance spécifique, focalisée autour des installations disposant d'une autorisation stricte de rejet de substances radioactives dans l'environnement, s'effectue en collaboration avec les autorités de surveillance respectives, l'**Inspection Fédérale de la Sécurité Nucléaire** (IFSN) pour les centrales nucléaires, la **SUVA** pour les industries. Elle commence par le contrôle des émissions (rejets de substances radioactives) de ces entreprises, afin de s'assurer que les limites sont respectées, et se poursuit par la surveillance de leurs immissions, à savoir des concentrations effectivement mesurées dans l'environnement.

Afin de répondre à l'ensemble de ces objectifs, l'OFSP élabore chaque année un programme de prélèvements d'échantillons et de mesures en collaboration avec l'IFSN, la SUVA et les cantons. Il coordonne ce programme de surveillance, auquel participent également d'autres laboratoires de la Confédération et divers instituts universitaires. La liste complète des laboratoires participant au programme de surveillance figure dans les annexes 1 et 2. L'OFSP collecte et interprète l'ensemble des données, et publie annuellement les résultats de la surveillance de la radioactivité ainsi que les doses de rayonnement qui en résultent pour la population.

Programme de mesures (voir annexes 3 et 4)

Le programme de surveillance couvre de nombreux compartiments environnementaux, qui vont de l'air aux denrées alimentaires, en passant par les précipitations, le sol, l'herbe, les eaux superficielles et souterraines, les eaux potables et les sédiments. Des mesures sur site (spectrométrie gamma in situ) complètent ces analyses en permettant de mesurer directement la radioactivité déposée sur le sol. Le contrôle en fin de chaîne de contamination est réalisé par des analyses de la radioactivité assimilée dans le corps humain.

A ce programme général s'ajoute l'analyse d'échantillons en phase de rejet provenant des centrales nucléaires, des eaux de stations d'épuration et de décharges ou encore des eaux de lavage des fumées d'usines d'incinération.

Des réseaux automatiques de mesure (figure 1) enregistrent le débit de dose ambiant gamma dans tout le pays (réseau automatique NADAM de mesure et d'alarme pour l'irradiation ambiante) et en particulier au voisinage des centrales nucléaires (réseau automatique de surveillance du débit de dose au voisinage des centrales nucléaires, MADUK). La radioactivité des aérosols et des eaux de rivière est mesurée en continu grâce aux réseaux automatiques de mesure de l'OFSP, RADAIR (Réseau Automatique de Détection dans l'Air d'Immissions Radioactives) et son successeur URAnet (volet «aero» pour la surveillance de l'air et volet «aqua» pour la surveillance de l'eau, voir plus bas). Des prélèvements d'échantillons d'aérosols, de précipitations et d'eaux de rivière sont effectués en continu ; la surveillance des sédiments, du sol, de l'herbe, du lait et des denrées alimentaires (y compris les importations) s'effectue dans le cadre de contrôles par sondage. Les données sont enregistrées dans une banque de données nationale administrée par l'OFSP. Depuis 2015, les résultats des mesures des réseaux automatiques ainsi que la majorité des résultats des mesures de la radioactivité dans des échantillons environnementaux effectués en laboratoire sont consultables en ligne sur le site www.radenviro.ch. Par contre les résultats de mesures spéciales (par ex. mesure dans les vertèbres, dents de lait, ^{14}C dans les feuillages, etc.) ne sont, pour l'heure, disponibles que dans le rapport publié annuellement. Les programmes de surveillance sont comparables à ceux en vigueur dans les pays voisins. Les techniques d'échantillonnage et les programmes de mesure correspondent à l'état actuel des connaissances et de la technique. Le contrôle de la qualité s'effectue par la participation régulière des laboratoires à des intercomparaisons nationales et internationales.

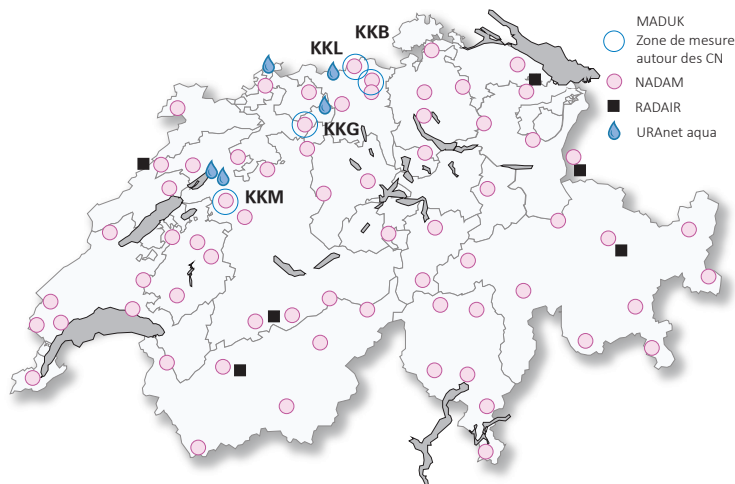


Figure 1:
Réseaux de mesure automatique pour la surveillance de l'air en Suisse (débit de dose et aérosols) et réseau URAnet aqua pour la surveillance des cours d'eau.

Nouveau réseau automatique de mesure URAnet

Le réseau automatique de surveillance de la radioactivité dans l'air de l'OFSP est en cours de rénovation. Le remplacement des anciens moniteurs RADAIR par les nouvelles sondes de mesure du réseau URAnet (URAnet aero) a démarré en 2016 et s'est achevé en 2017, avec l'installation et la mise en service des 7 dernières stations parmi les 15 que compte le réseau (Figure 2). L'amélioration de la surveillance est substantielle puisque les nouveaux moniteurs permettent l'identification des radionucléides (émetteurs gamma) présents dans les aérosols et leur quantification individuelle, alors que les moniteurs RADAIR mesuraient uniquement les activités α et β totales. Par ailleurs, le système permet de détecter des concentrations en ^{137}Cs de l'ordre de 1 et 2.5 mBq/m³ pour une mesure de 12 heures. Si toutes les sondes dédiées à la surveillance de l'air sont en service, le réseau n'est pas encore pleinement opérationnel: les premières données devraient être consultables en ligne dans le courant de l'été 2018. Le volet aquatique du réseau URAnet (URAnet aqua) est quant à lui en fonction depuis novembre 2015.

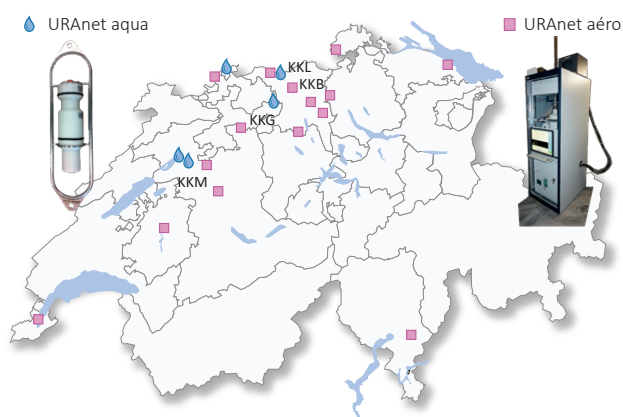


Figure 2:
Nouveau réseau automatique de surveillance de la radioactivité dans l'air (URAnet aero) et dans les cours d'eau (URAnet aqua)

Résultats de la surveillance 2017

Surveillance générale : air, précipitations, eaux, sols, herbes, lait et autres denrées alimentaires

Les résultats de la surveillance de la radioactivité dans l'air, les précipitations, l'herbe et le sol enregistrés en 2017 sont généralement restés comparables à ceux des années précédentes et montrent que la radioactivité naturelle est prédominante dans ces compartiments environnementaux. Les résultats des mesures des filtres aérosols à haut débit, disponibles sur Internet (www.radenviro.ch), ont ainsi montré que la radioactivité de l'air provient pour l'essentiel des radionucléides naturels tels que le ^7Be cosmogénique..

On relèvera toutefois la détection inhabituelle de Ruthénium-106 (^{106}Ru) dans l'air au Tessin fin septembre - début octobre 2017 (voir chapitre 4.3). Le ^{106}Ru est un élément radioactif d'une demi-vie de 373.6 jours. N'étant pas détecté dans l'air en temps normal, sa présence ne peut être liée qu'à un rejet non maîtrisé. L'absence de tout autre radionucléide artificiel a permis d'écarter l'hypothèse d'un rejet issu d'un réacteur nucléaire. La concentration maximale de ^{106}Ru enregistrée en Suisse a atteint 1'900 micro-Bq/m³ entre les 2 et 3 octobre 2017, soit une valeur 350 fois inférieure à la limite d'immissions dans l'air fixée pour ce radionucléide dans l'ORaP et n'a donc représenté aucun risque pour la santé de la population. L'origine de cette contamination, qui a été mesurée dans de nombreux autres pays européens, reste toujours inconnue, mais les calculs de trajectoires inverses réalisés par différents instituts de radioprotection européens indiquent qu'elle provient très probablement du Sud de l'Oural.

D'infimes traces de Curium-244 (^{244}Cm) ont par ailleurs pu être mises en évidence dans les échantillons annuels de filtres à haut débit collectés dans certaines stations du Nord des Alpes (Liebefeld, Posieux, Güttingen) analysés par l'IRA (voir chapitre 7.2). Ce radioélément est issu de la fission nucléaire et est présent dans les barres de combustible irradié. Il est associé chimiquement à l'américium. Toutefois les activités mesurées sont négligeables (< 0.1 nBq/m³) et la mise en évidence de ce radioélément au-dessus de la limite de détection a nécessité de pomper plus de 3.5 millions de m³ d'air. Il est intéressant de noter qu'aucune trace de ^{244}Cm n'a été décelée dans les filtres aérosols de Cadenazzo/TI indiquant que l'origine de ce radioélément dans l'air est sans relation avec la contamination en ^{106}Ru mentionnée précédemment.

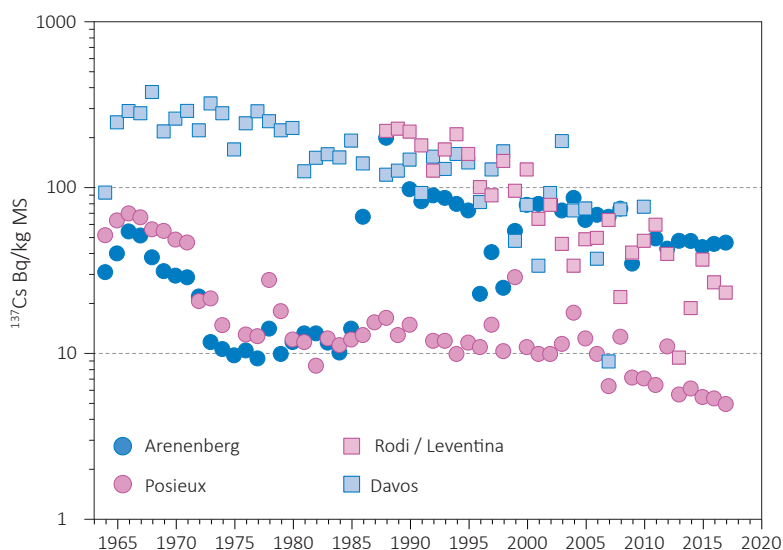


Figure 3:
 ^{137}Cs (en Bq/kg de matière sèche) dans les échantillons de sol de différentes stations de Suisse (1964 - 2017).

Dans les précipitations, la radioactivité est principalement liée au ^7Be ainsi qu'au tritium, tous deux produits par le rayonnement cosmique. Pour le tritium, un apport artificiel par les rejets des centrales nucléaires et de certaines industries est également mesurable en différents endroits (voir chapitres consacrés à la surveillance de ces entreprises). Dans les rivières, la teneur en tritium est généralement de quelques Bq/l.

Dans le sol, on retrouve essentiellement les isotopes naturels issus des séries de désintégration de l'uranium et du thorium ainsi que le ^{40}K . Les isotopes artificiels proviennent des dépôts atmosphériques et montrent des différences régionales, liées aux particularités des retombées des essais nucléaires atmosphériques et de l'accident de Tchernobyl. Dans les Alpes et le sud des Alpes, les valeurs relevées

pour le ^{137}Cs (voir fig. 3) et le ^{90}Sr sont toujours légèrement supérieures à celles du Plateau. Quant aux émetteurs alpha artificiels, comme le ^{239}Pu et le ^{240}Pu et l' ^{241}Am , il n'en subsiste que d'infimes traces dans le sol.

Dans l'herbe et les denrées alimentaires, c'est aussi le ^{40}K naturel qui domine. Les radionucléides artificiels comme le ^{137}Cs ou le ^{90}Sr (voir figure 3), qui sont absorbés par les plantes à travers leurs racines, ne sont décelables dans l'herbe que sous forme de traces. Leur répartition régionale est similaire à celle enregistrée pour le sol. Les échantillons de céréales ainsi que de fruits et légumes prélevés en Suisse n'ont pas présenté

d'activité artificielle significative. Dans le lait de vache, la teneur en ^{137}Cs est généralement restée inférieure à la limite de détection qui se situe entre 0.02 et 1 Bq/l selon les laboratoires de mesure. Seuls trois échantillons de lait sur plus de 130 analysés en 2017 ont présenté une activité en ^{137}Cs mesurable: la valeur maximale de 8.7 Bq/l a été enregistrée dans un échantillon prélevé au Tessin; dans les deux autres échantillons, l'un en provenance du Tessin, l'autre des Grisons, le ^{137}Cs n'était présent que sous forme de traces (< 1 Bq/l). Aucun dépassement de la valeur de tolérance, fixée à 10 Bq/l dans l'OSEC pour ce radionucléide dans le lait, n'a donc été constaté. Rappelons que le Tessin a été la région la plus touchée de Suisse par les retombées radioactives consécutives à l'accident de Tchernobyl, ce qui explique que le ^{137}Cs y soit toujours mesurable à des niveaux plus élevés dans certains échantillons, 30 ans après l'accident. Avec une valeur maximale de 1.4 Bq/l, un échantillon de lait en provenance du Tessin a présenté une activité en ^{90}Sr supérieure à la valeur de tolérance fixée à 1 Bq/l pour ce radionucléide dans l'OSEC. Les teneurs en ^{90}Sr enregistrées dans les 67 autres échantillons de lait analysés en 2017 sont toutes restées très faibles (valeur médiane de l'activité de ^{90}Sr dans les laits analysés = 0.04 Bq/l).

Certains champignons sauvages indigènes, notamment les bolets bais et les pholiotes ridées présentent toujours des valeurs accrues de ^{137}Cs . 69 échantillons de champignons sauvages indigènes ont été analysés par les laboratoires cantonaux en 2017. La valeur la plus élevée a été mesurée dans un bolet récolté au Tessin, qui avec une activité spécifique de 1'000 Bq par kg de matière fraîche (m.f.), dépasse les 600 Bq/kg correspondant aussi bien à l'ancienne valeur de tolérance pour le ^{137}Cs dans les champignons selon l'OSEC, qu'à la nouvelle valeur limite pour ce radionucléide selon l'Ordonnance Tchernobyl en vigueur depuis le 1^{er} mai 2017. Cette année encore, le canton du Tessin a poursuivi le contrôle systématique des sangliers chassés sur son territoire mis en place en 2013 en collaboration avec l'OFSP. En 2017, 547 sangliers ont ainsi fait l'objet d'une mesure de tri, réalisée sur place à l'aide d'un instrument dosimétrique. Dans 2% des cas, un dépassement de la valeur limite pour le ^{137}Cs , fixée à 1'250 Bq/kg selon l'OSEC, a été constatée et les sangliers concernés ont été confisqués par le vétérinaire cantonal.

Suite à l'accident de Fukushima-Daichi, la Suisse comme l'Union Européenne, a initié un programme de contrôle des denrées alimentaires en provenance du Japon. En 2017 toutefois, le nombre d'analyses effectuées dans le cadre de ce programme a significativement diminué puisque seuls une dizaine d'échantillons en provenance du Japon ont été mesurés par les laboratoires cantonaux, contre plus de 80 en 2016. Ceci s'explique par le fait que, hormis des traces dans le thé, le ^{137}Cs (et le ^{134}Cs) n'étaient déjà pratiquement plus mesurables dans les échantillons de denrées alimentaires en provenance du Japon analysés en 2016. Les résultats 2017 confirment ce constat puisqu'aucune trace de ^{137}Cs n'a été décelée dans les échantillons analysés par les laboratoires cantonaux dans le cadre du programme de contrôle des denrées alimentaires en provenance du Japon.

Des analyses de denrées alimentaires importées provenant d'autres pays, notamment d'Europe de l'Est, ont également été effectuées comme chaque année par les laboratoires cantonaux. Ces analyses ont essentiellement porté sur les baies des bois (et produits à base de baies des bois), la viande de gibier et les champignons sauvages, qui sont connus pour accumuler davantage le ^{137}Cs . La plupart des échantillons n'ont présenté que de faibles traces de ^{137}Cs , avec sporadiquement quelques valeurs plus élevées notamment dans les baies des bois (activité maximale de 173 Bq/kg m.f.) et les champignons (maximum de 180 Bq/kg m.f.) mais toutes les valeurs mesurées sont restées inférieures à la valeur limite pour le ^{137}Cs selon la nouvelle Ordonnance Tchernobyl.

Ainsi, les quelques dépassements des valeurs de tolérance (OSEC) / valeur limite (Ordonnance Tchernobyl) constatés en 2017 pour le ^{137}Cs dans les denrées alimentaires indigènes (sangliers, champignons) sont toujours dus, plus de 30 ans après, aux retombées radioactives consécutives à l'accident de Tchernobyl. Le dépassement de la valeur de tolérance pour le ^{90}Sr dans un échantillon de lait a également pour origine d'anciennes contaminations (contribution principale provenant des essais nucléaires atmosphériques des années 60, avec une contribution supplémentaire suite à l'accident de Tchernobyl).

Pour les informations détaillées, se référer aux chapitres 4, 5 et 7.2.

Surveillance du voisinage des centrales nucléaires

Les valeurs limites pour les émissions des centrales nucléaires sont fixées par l'autorité compétente de telle sorte qu'aucune personne résidant à proximité ne puisse recevoir une dose efficace supérieure à 0.3 mSv/an (rayonnement direct compris). L'exploitant doit mesurer ses émissions et en communiquer le bilan à l'IFSN. Des analyses effectuées en parallèle par l'exploitant, l'IFSN et l'OFSP sur des filtres à aérosols et à iode ainsi que sur des échantillons d'eau en phase de rejet permettent de vérifier régulièrement les valeurs déclarées aux autorités. Les divers contrôles ont confirmé le respect des limites réglementaires par les exploitants en 2017.

La contribution du rayonnement direct est clairement mesurable en certains points de la clôture des centrales de Leibstadt et de Mühleberg. A Leibstadt par exemple, l'évaluation des dosimètres disposés à la clôture de la centrale a montré une élévation de la dose ambiante annuelle pouvant atteindre 0.7 mSv (après soustraction du bruit de fond naturel qui s'élève à 0.6 mSv/an). La valeur limite d'immission pour le rayonnement direct a toutefois été respectée par toutes les installations en 2017. Il convient de relever qu'il s'agit ici de dose ambiante et non de dose à la personne. Ces valeurs ne sont donc pas à mettre en relation avec la valeur directrice de dose liée à la source de 0.3 mSv/an puisqu'aucun membre du public ne réside pour de longue période en ces endroits.

Les résultats du programme de surveillance des immissions, coordonné par l'OFSP autour des centrales nucléaires, ont montré que l'impact de ces dernières sur l'environnement est resté faible en 2017 (voir Chapitre 8.5 du présent rapport). Les méthodes de mesure, d'une grande sensibilité, ont permis de mettre en évidence les traces des rejets atmosphériques, comme des valeurs accrues de ^{14}C dans les feuillages (augmentation maximale, par rapport à la station de référence, de 145 pour mille aux environs de la centrale de Leibstadt). A titre indicatif, notons qu'une activité supplémentaire de 100 pour mille de ^{14}C dans les denrées alimentaires induit une dose annuelle supplémentaire de l'ordre de 1 micro-Sv. Les concentrations de tritium dans les précipitations sont généralement restées faibles.

Suite à la réduction substantielle des rejets d'effluents radioactifs liquides par la centrale nucléaire de Mühleberg, aucune trace de ^{54}Mn , ^{58}Co ou de ^{60}Co n'a pu être mise en évidence dans les échantillons d'eau de l'Aar ou du Rhin, prélevés en aval des centrales nucléaires en 2017. Par le passé, de faibles traces de ces radionucléides, étaient régulièrement détectés, notamment dans l'Aar à Hagneck, en aval de la centrale de Mühleberg. Le ^{137}Cs présent dans les échantillons d'eau de l'Aar et du Rhin, provient quant à lui essentiellement de la remobilisation des dépôts de Tchernobyl et des essais d'armes atomiques des années 60. Les traces des rejets liquides des centrales nucléaires, et en particulier le ^{54}Mn et le ^{60}Co , ont par contre encore été sporadiquement décelés dans les échantillons mensuels de sédiments prélevés dans l'Aar et le Rhin.

Les concentrations mensuelles du tritium dans l'Aar et le Rhin sont généralement restées inférieures à la limite de détection de 2 Bq/l à l'exception de la période avril-juin, où, comme chaque année, on constate une légère augmentation (env. 15 Bq/l dans l'Aar à Brugg en mai) en raison de rejets plus importants d'eau contenant du tritium par la centrale nucléaire de Gösgen.

Les analyses des poissons prélevés dans l'Aar et le Rhin en aval de KKM, KKB et KKL en 2017 n'ont pas révélé la présence d'émetteurs gamma d'origine artificielle. Le constat est le même pour l'examen des eaux des nappes phréatiques. Les résultats des mesures de la radioactivité dans les denrées alimentaires prélevées au voisinage des centrales sont semblables à ceux enregistrés ailleurs sur le Plateau Suisse.

Par ailleurs, aucune valeur élevée de tritium n'a plus été enregistrée dans le système de drainage de l'ancienne centrale nucléaire de Lucens, depuis la mise en place par l'OFSP du programme de surveillance rapprochée au printemps 2012.

Hormis les quelques exemples précités et comme le montre la figure 4, les résultats des mesures environnementales effectuées au voisinage des installations nucléaires ne se distinguent pas de ceux enregistrés dans les endroits situés hors de leur influence. Ils montrent que la radioactivité d'origine naturelle prédomine et que les contaminations détectables proviennent principalement des essais nucléaires des années 60 et de l'accident de Tchernobyl (^{137}Cs).

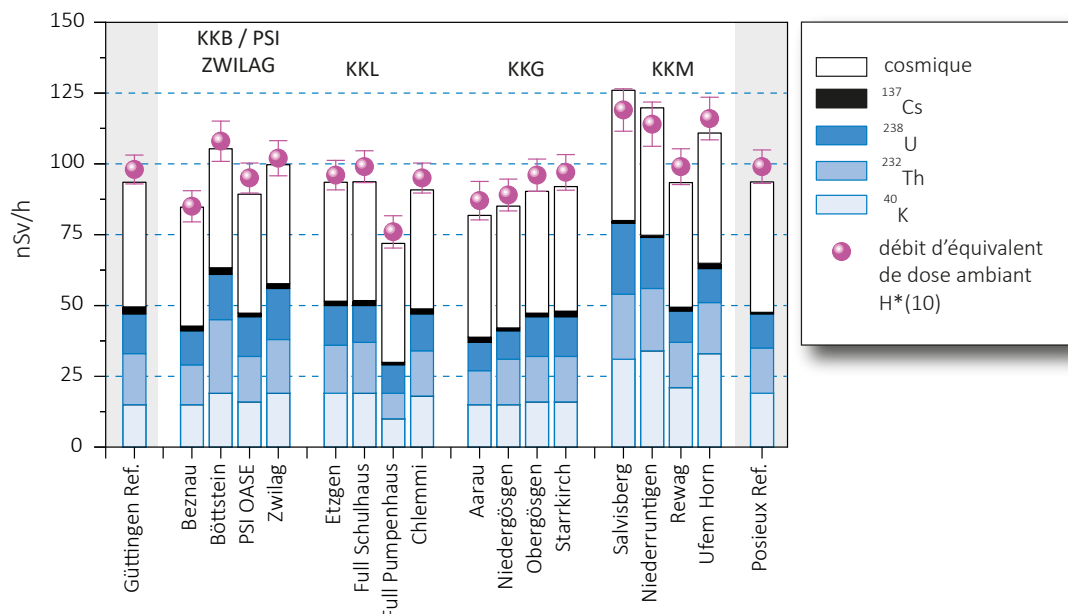


Figure 4:

Contributions individuelles à l'exposition ambiante ($H^*(10)$) attribuables aux différents radionucléides présents sur les sites examinés par l'OFSP en 2017 au voisinage des centrales nucléaires suisses ainsi qu'aux sites de référence de Güttingen et Posieux (gris). Ces contributions ont été calculées à partir des mesures de spectrométrie gamma in situ; le résultat de la mesure directe de l'exposition globale à l'aide d'une chambre d'ionisation est également représenté afin d'apprécier la fiabilité de la méthode.

Cependant, même si l'exposition de la population attribuable aux rejets des centrales nucléaires conduit à des doses très faibles par rapport à celles d'origine naturelle ou médicale, le principe d'optimisation demande de poursuivre les contrôles et les études avec le plus de précision possible, afin de répondre aux différents objectifs à la fois d'ordre scientifique, réglementaire et d'information du public.

Pour les informations détaillées, se référer aux chapitres 3.1, 4.4, 7.1, 7.2 et 8.1 à 8.5.

Surveillance des centres de recherche

Le contrôle des émissions des installations du CERN a indiqué des rejets effectifs du PSI/ZWILAG nettement en dessous des limites réglementaires en 2017. Ce constat est confirmé par le programme de surveillance indépendant mis en œuvre par l'OFSP autour du centre de recherche. Les résultats des mesures effectuées ont révélé la présence de traces sporadiques de certains radioisotopes produits par les accélérateurs du CERN, notamment le ^{24}Na , l' ^{41}Ar et l' ^{131}I dans l'air ou le ^{22}Na dans l'eau. L'impact radiologique du fonctionnement du CERN sur l'environnement et la population avoisinante est toutefois resté très faible puisque les activités maximales des radioéléments attribuables au centre de recherche relevées dans l'environnement n'ont représenté que d'infimes fractions des valeurs limites fixées par la législation suisse sur la radioprotection.

La dose d'irradiation reçue par la population vivant au voisinage du PSI/ZWILAG ne doit pas excéder, au total 0.15 mSv/an pour les deux installations. Selon l'évaluation de l'IFSN, les rejets effectifs du PSI ont entraîné en 2017 une dose supplémentaire de 0.007 mSv pour la population avoisinante, soit environ 5% de cette valeur. La quasi-totalité de cette dose provient des rejets de gaz rares de courte période produits dans les accélérateurs de particules de la zone West de l'institut. La surveillance de l'environnement est assurée par le PSI ainsi que par les autorités qui effectuent des mesures supplémentaires de manière indépendante. Hormis quelques valeurs sporadiquement plus élevées de tritium dans les précipitations, les résultats de la surveillance au voisinage du PSI n'ont pas mis en évidence de marquage de l'environnement dû au fonctionnement des installations du centre de recherche.

Pour les informations détaillées, se référer au chapitre 8.

Tritium dans l'industrie

Certaines entreprises industrielles utilisent également des substances radioactives. Le tritium est le radionucléide le plus utilisé dans ce domaine en Suisse, par exemple pour la fabrication de sources lumineuses au gaz de tritium ou pour la production de marqueurs radioactifs au tritium pour la recherche. Ces entreprises sont tenues de communiquer à l'autorité de surveillance le bilan de leurs émissions. En 2017, toutes les entreprises concernées ont respecté les valeurs limites pour les rejets fixées dans leur autorisation. L'OFSP met en oeuvre un programme de surveillance spécifique pour contrôler les immissions autour de ces entreprises. Le tritium est ainsi analysé dans les précipitations, l'humidité de l'air, les eaux superficielles et dans certains cas, les denrées alimentaires.

En 2017, comme au cours des années précédentes, les résultats de cette surveillance ont montré un marquage significatif de l'environnement (précipitations, denrées alimentaires) par le tritium, à proximité immédiate de ces entreprises, notamment à Niederwangen. Les concentrations de tritium enregistrées dans les précipitations à la station Firma située au voisinage de l'entreprise mb Microtec se sont ainsi élevées en moyenne à 470 Bq/l en 2017, avec une valeur maximale de 1'315 Bq/l en mars. Cette valeur représente 11% de la limite d'immissions pour le tritium dans les eaux accessibles au public. Des valeurs plus élevées de tritium ont également été mesurées dans les distillats de fruits et légumes (pommes, rhubarbe et laitues) récoltées fin août au voisinage de l'entreprise, atteignant 664 Bq/l dans le distillat d'un échantillon de rhubarbe et 465 Bq/l dans celui d'un échantillon de pomme. Dans les distillats des échantillons de lait, les concentrations en tritium étaient plus faibles (valeur maximale de 32 Bq/l). Ces valeurs sont toutes restées inférieures à la valeur de tolérance pour le tritium dans les denrées alimentaires, fixée à 1'000 Bq/kg dans l'OSEC. Par conséquent ces denrées ne représentent pas de risque pour la santé du consommateur. Toutefois, ces valeurs sont les plus élevées mesurées depuis 10 ans et s'expliquent probablement par les rejets plus importants, mais inférieurs aux limites légales, de tritium vers l'atmosphère fin juin et fin juillet 2017 en raison de problèmes techniques, comme l'a communiqué l'entreprise à la SUVA. Consciente de cette problématique, l'entreprise a toutefois pris des mesures afin de réduire les rejets sur le long terme, en renovant son système de ventilation.

Les concentrations de tritium mesurées dans les échantillons hebdomadaires de précipitations de Teufen/AR, au voisinage de l'entreprise RC Tritec sont quant à elles plus faibles. Si la valeur maximale enregistrée en 2017, à savoir 369 Bq/l est plus élevée que celle enregistrée en 2016 et 2015, la valeur médiane (25 Bq/l) des concentrations de tritium mesurées dans ces échantillons est encore en diminution par rapport aux années précédentes.

Pour les informations détaillées, se référer aux chapitres 5, 9.1 et 9.3.

Héritages radiologiques

Le plan d'action radium 2015-2019, approuvé par le Conseil fédéral en mai 2015, vise à régler le problème des héritages radiologiques liés à l'application de peinture luminescente au radium dans l'industrie horlogère jusque dans les années 1960.

Depuis 2014 et jusqu'à fin 2017, près de 400 biens-fonds (bâtiments et jardins) ont fait l'objet d'un diagnostic du radium principalement dans les cantons de Neuchâtel, Berne et Soleure, mais aussi dans d'autres cantons tels que Bâle-Campagne, Genève, Jura, Tessin, Vaud et Zurich. En présence de traces de radium dans des locaux intérieurs, l'OFSP évalue la dose annuelle supplémentaire pouvant être reçue par les occupants sur la base des résultats de mesure et de scénarios d'exposition. Ces scénarios ont pour objectif d'exclure, pour tout occupant actuel ou futur, une exposition supérieure à la limite de dose de 1 mSv/an tolérée pour la population suisse. Si le résultat de cette estimation montre que cette valeur peut être dépassée pour l'occupant potentiellement le plus exposé à la présence de radium, alors la décision est prise d'assainir les locaux. Pour les jardins, un assainissement est requis en cas de dépassement de la valeur seuil de 1'000 becquerels par kilogramme (Bq/kg) pour la concentration en radium dans la terre sèche.

Parmi les biens-fonds contrôlés, 80 nécessitent un assainissement lié au ^{226}Ra . En ce qui concerne les locaux intérieurs, les doses estimées pour l'occupant actuel ou futur potentiellement le plus exposé se situent dans la majorité des cas entre 1 et 10 mSv/an. Dans cinq bâtiments, la dose potentiellement reçue par la personne la plus exposée se situe toutefois entre 10 et 17 mSv/an. Les valeurs maximales de radium mesurées dans des

échantillons de terre prélevés dans les jardins à assainir s'élèvent en moyenne à 16'500 Bq/kg. Dans un cas, elles avoisinent ponctuellement les 210'000 Bq/kg.

Par ailleurs, l'OFSP a déjà identifié cinq anciens sites industriels figurant au cadastre des sites pollués qui nécessitent un assainissement lié au ^{226}Ra . Une approche commune doit être développée entre l'OFSP et l'Office fédéral de l'environnement (OFEV), afin de gérer ces situations de pollutions croisées.

La surveillance des décharges susceptibles de contenir des déchets contaminés au radium constitue un second volet du plan d'action, mené en étroite collaboration avec l'OFEV ainsi que les communes et cantons concernés. L'exemple de l'ancienne décharge du Lischenweg à Bienne a montré qu'il est possible encore aujourd'hui de découvrir des déchets contaminés au radium avec des niveaux de radioactivité parfois élevés dans les anciennes décharges même s'il s'agit de contaminations très localisées. En cas de travaux d'excavation, il est nécessaire d'assurer la protection des travailleurs et de mettre en place des mesures pour éviter la dispersion de la radioactivité dans l'environnement. Plus de 8'000 anciennes décharges en activité avant 1970 sont répertoriées dans le cadastre des sites pollués dans les cantons potentiellement concernés par des héritages radiologiques. Les procédures à suivre avant et pendant l'ouverture d'une ancienne décharge pouvant potentiellement contenir des déchets contaminés au radium ont été définies et transmises aux cantons. Relevons que tant qu'une ancienne décharge reste fermée et que les déchets potentiellement contaminés sont inaccessibles, le risque sanitaire lié à la présence de radium est très faible.

Pour les informations détaillées, se référer aux chapitres 5, 9.1 et 9.3.

Emissions de radionucléides provenant des hôpitaux

Les hôpitaux utilisent depuis de nombreuses années de l' ^{131}I pour le diagnostic et le traitement de maladies de la thyroïde. Les patients suivant une thérapie à l'iode et ayant reçu moins de 200 MBq (1 méga Bq = 10^6 Bq) en ambulatoire peuvent quitter l'hôpital après la thérapie. Les patients ayant reçu plus de 200 MBq doivent être isolés dans des chambres spéciales pendant les premières 48 heures au moins suivant le traitement. Les excréments de ces patients sont collectés dans des cuves de décroissance dédiées au contrôle des eaux usées et ne sont rejetées dans l'environnement qu'après diminution de leur activité en dessous des valeurs limites d'immissions. Dans le cadre de la surveillance de l'environnement, des échantillons d'eaux usées sont prélevés chaque semaine dans les stations d'épuration des grandes agglomérations et analysés afin de déterminer leur concentration en ^{131}I . Les résultats des mesures ont montré que même si des traces d' ^{131}I sont parfois détectées, les valeurs se situent nettement en dessous des valeurs limites d'immissions définies dans l'ordonnance sur la radioprotection.

D'autres radionucléides comme l' ^{90}Y , le ^{177}Lu et depuis 2014 le ^{223}Ra sont également utilisés par des applications diagnostiques et thérapeutiques. Si l'utilisation du premier est en diminution, l'activité annuelle totale de ^{177}Lu appliquée en Suisse a plus que triplé entre 2007 et 2017 et dépasse depuis 2015 celle du ^{131}I . La tendance se poursuit puisque l'activité de ^{177}Lu appliquée en 2017 a encore augmenté de 25% par rapport à 2016. L'utilisation du ^{223}Ra , bien qu'encore faible est aussi en augmentation. En 2014, l'OFSP avait réalisé un programme spécifique de mesure du ^{223}Ra afin de suivre la dispersion de ce radionucléide depuis son émission et de s'assurer que la majeure partie de l'activité émise se retrouvait bien dans les boues d'épuration et non dans les rivières, puis dans l'environnement (voir rapport «Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse 2014» de l'OFSP).

Pour davantage d'informations, consulter les chapitres 9.2 et 9.3

Radioactivité assimilée par le corps humain

L'assimilation de radionucléides par l'intermédiaire de la nourriture peut être recensée par des mesures au corps entier (pour les émetteurs gamma) ainsi que par des analyses de la teneur en ^{90}Sr dans les dents de lait et les vertèbres humaines. Les mesures au corps entier réalisées aux hôpitaux universitaires genevois depuis près de 40 ans ont pu être poursuivies en 2017. Les résultats de ces mesures ont montré des valeurs de ^{137}Cs inférieures à la limite de détection de 1 Bq/kg. Le ^{40}K naturel s'élève en moyenne à environ 56 Bq/kg chez les femmes et à 71 Bq/kg chez les hommes. La teneur en ^{90}Sr dans les vertèbres et les dents de lait n'est plus aujourd'hui que de l'ordre de la dizaine de mBq/g de calcium (figure 5). Le strontium est assimilé

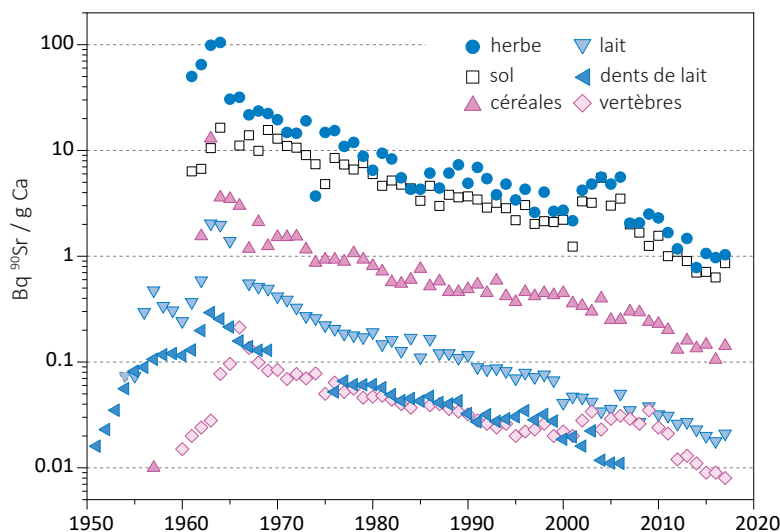


Figure 5:
 ^{90}Sr dans divers échantillons prélevés entre 1950 et 2017.

par le corps humain comme le calcium dans les os et les dents. Les vertèbres sont choisies comme indicateur de la contamination du squelette car ce sont des os particulièrement spongieux, échangeant rapidement le calcium avec le plasma sanguin. Le prélèvement de vertèbres sur des personnes décédées dans l'année en cours permet de déterminer le niveau de contamination de la chaîne alimentaire en ^{90}Sr . Quant à la formation des dents de lait, elle débute, dans les mois précédant la naissance et se poursuit durant la période d'allaitement. La mesure du strontium s'effectue lorsque la dent de lait tombe d'elle-même. Elle donne une indication rétroactive de la contamination de la chaîne alimentaire de la mère à l'époque de la naissance de l'enfant. Les valeurs de strontium mesurées dans les dents de lait (figure 5) sont donc répertoriées en fonction de l'année de naissance de l'enfant. Ceci explique que les courbes relatives aux dents de lait et au lait montrent une évolution pratiquement parallèle.

Uranium dans l'urine

Un médecin de la région du lac de Zürich a informé l'OFSP au printemps 2017 qu'il avait mesuré des concentrations plus élevées d'Uranium dans les urines de ses patients au cours du premier trimestre et surtout pendant les mois de mars à mai, en demandant si une augmentation des concentrations d'uranium présent dans l'environnement pouvait en être à l'origine. Les résultats des mesures de surveillance de la radioactivité dans l'environnement ainsi que ceux obtenus dans les eaux potables n'ont toutefois indiqué aucune concentration plus élevée d'uranium pendant la période concernée. Dans l'air (filtres aérosols à grand volume, HVS, voir chapitre 4.1) les concentrations de ^{234}Th , qui constituent une mesure indirecte de l'uranium, étaient normales. Les résultats des mesures (directes) hebdomadaires de l'uranium dans les poussières récoltées dans l'air ainsi que les eaux de pluies réalisées par le service météorologique allemand (DWD) confirment ce constat. Aucun radionucléide d'origine artificielle n'a par ailleurs été détecté dans l'air, pouvant indiquer un rejet inhabituel de radioactivité au cours de cette période. Les mesures de l'eau de tous les captages d'eau potable du lac de Zürich effectuées en juin 2017 par le laboratoire cantonal de Zürich ont indiqué que les concentrations d'uranium étaient, comme d'habitude, très faibles. Une augmentation des concentrations d'uranium dans l'environnement (air et eaux potables) pendant le premier semestre de l'année 2017 peut ainsi être exclue. Les concentrations d'uranium mesurées dans les échantillons d'urine des patients se situent par ailleurs dans le domaine de variation des concentrations d'uranium mesurées dans les urines de personnes en bonne santé dans le cadre d'une vaste étude réalisée entre janvier 2010 et avril 2012 par l'office fédéral de la sécurité alimentaire et des affaires vétérinaires (OSAV). Une comparaison - et une explication des concentrations mesurées chez ces patients - est toutefois difficile, car le procédé utilisé par le médecin pour la récolte des échantillons (provocation des urines après injection de chélates) est celui développé pour le traitement de graves intoxications par des métaux lourds.

Pour les informations détaillées, se référer aux chapitres 6.1 et 6.2

Evaluation

En Suisse, les concentrations de radionucléides dans l'environnement et les doses d'irradiation de la population dues aux sources de rayonnements artificielles sont restées en 2017, comme les années précédentes, nettement inférieures aux limites légales; le risque sanitaire correspondant peut donc être considéré comme très faible. La contamination en ^{106}Ru mesurée dans l'air au Tessin fin septembre – début octobre, d'origine toujours inconnue, mais très probablement en provenance de régions situées au Sud de l'Oural, n'a pas eu de conséquences sanitaires pour la population suisse.

Il existe des différences régionales de répartition de la radioactivité naturelle et artificielle dans l'environnement. Si la radioactivité naturelle est essentiellement influencée par la géologie, la part de radioactivité artificielle, comme conséquence des essais nucléaires et de l'accident de Tchernobyl, est, elle aussi, distribuée de manière inhomogène sur le territoire suisse. Le ^{137}Cs radioactif de Tchernobyl a par exemple principalement été déposé au Tessin où il est encore présent dans de nombreux échantillons, ainsi que, dans une moindre mesure, sur les reliefs jurassiens et dans certaines parties du nord-est de la Suisse. Les concentrations mesurées diminuent régulièrement depuis 1986, mais il est encore responsable des dépassements des valeurs limites observés dans certaines denrées sensibles, comme les champignons ou la viande de certains sangliers chassés au Tessin en 2017.

Les résultats des mesures effectuées dans le cadre de la surveillance des centrales nucléaires et des centres de recherche sont semblables à ceux enregistrés au cours des années précédentes. Même si des traces de radionucléides émis par ces installations sont décelables dans l'environnement, (par exemple le ^{14}C dans les feuillages ou les isotopes du cobalt dans les sédiments au voisinage des centrales nucléaires ou encore le ^{24}Na ou l' ^{131}I dans l'air au voisinage des centres de recherche), les rejets qui en sont à l'origine sont nettement inférieurs aux limites autorisées et aucun dépassement des valeurs limites d'immissions. La surveillance mise en œuvre au voisinage des entreprises utilisatrices de tritium a montré un marquage nettement mesurable de l'environnement (précipitations, denrées alimentaires) par ce radionucléide à proximité immédiate de ces entreprises. A Niederwangen, les concentrations enregistrées dans les précipitations ont ainsi atteint au maximum 11% de la valeur limite d'immissions pour le tritium dans les eaux accessibles au public. Si des valeurs plus élevées de ^3H ont également été mesurées dans les échantillons de denrées alimentaires prélevées dans cette localité, elles sont restées inférieures à la valeur de tolérance fixée à 1'000 Bq/l pour le tritium et n'ont pas présenté de risque pour la santé des consommateurs. Quant aux rejets d'effluents radioactifs liquides par les hôpitaux, ils ne sont décelables que sporadiquement dans les eaux des stations d'épuration des grandes villes.

En conclusion, les conséquences radiologiques liées au fonctionnement des centrales nucléaires, centres de recherche et industries sont restées très faibles pour les populations avoisinantes. Les traces de radioactivité artificielle décelées reflètent un fonctionnement normal de ces installations et témoignent de l'efficacité des programmes de surveillance mis en œuvre.

1.2

Umweltüberwachung: Zusammenfassung

S. Estier, P. Steinmann

Sektion Umweltradioaktivität (URA), BAG, 3003 Bern

Auftrag und Messprogramm

Überwachung der Umweltradioaktivität

Die Strahlenschutzverordnung (StSV) überträgt in Artikel 104 bis 106 dem BAG die Verantwortung für die Überwachung der ionisierenden Strahlung und der Radioaktivität in der Umwelt. Bis zum 31.12.2017 – d.h. im Berichtsjahr – war die war noch die StSV in der alten Version vom 22. Juni 1994 in Kraft.

Das Überwachungsprogramm besteht aus mehreren Teilen. Ziel ist einerseits der schnelle Nachweis jeder zusätzlichen radioaktiven Belastung künstlichen Ursprungs, die schwerwiegende Auswirkungen auf die Gesundheit der Bevölkerung haben kann (Strahlenunfall). Mit dem Überwachungsprogramm sollen andererseits auch die Referenzwerte für die Umweltradioaktivität in der Schweiz und deren Schwankungen bestimmt werden, damit die Strahlendosen für die Schweizer Bevölkerung ermittelt werden können. Diese allgemeine Überwachung umfasst zudem die Messung der Kontaminationen als Folge der oberirdischen Kernwaffenversuche der USA und der Sowjetunion in den 50er und 60er Jahren sowie des Reaktorunfalls von Tschernobyl.

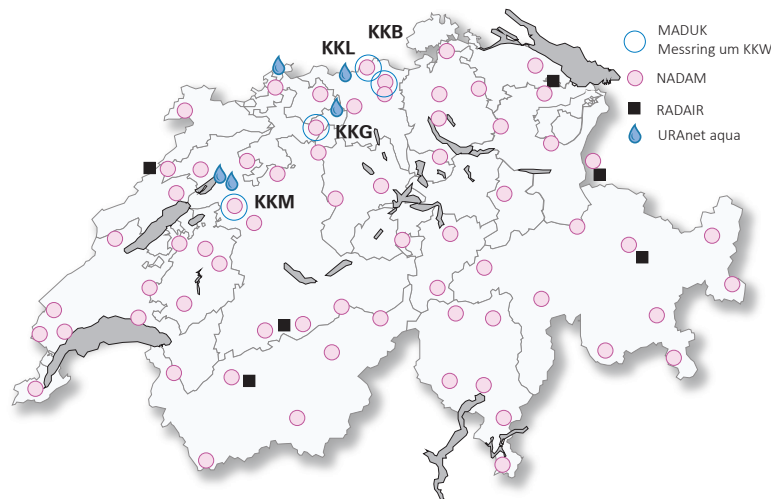
Mit der Überwachung müssen sich ausserdem die effektiven Auswirkungen von Kernanlagen, Forschungszentren und Unternehmen, die radioaktive Substanzen einsetzen, auf die Umwelt und die Bevölkerung in der Umgebung feststellen lassen. Diese spezifische Überwachung der Anlagen, welche über eine streng beschränkte Bewilligung zur Freisetzung von radioaktiven Stoffen in die Umwelt verfügen, erfolgt in Zusammenarbeit mit den betreffenden Aufsichtsbehörden, das heisst mit dem **eidgenössischen Nuklearsicherheitsinspektorat (ENSI)** für die Kernkraftwerke und der **Suva** für die Industriebetriebe. Sie beginnt mit der Überwachung der Emissionen (effektive Freisetzung von radioaktiven Stoffen) dieser Unternehmen und setzt sich mit der Kontrolle der Immissionen (effektiv gemessene Konzentrationen) in der Umwelt fort. Um allen diesen Zielen nachzukommen, erstellt das BAG jährlich ein Probenahme- und Messprogramm in Zusammenarbeit mit dem ENSI, der Suva und den Kantonen. Es koordiniert dieses Überwachungsprogramm, an dem auch andere Laboratorien des Bundes und verschiedene Hochschulinstitute beteiligt sind. Die Liste der am Überwachungsprogramm beteiligten Laboratorien findet sich in den Anhängen 1 und 2. Das BAG sammelt und wertet die Daten aus und veröffentlicht jährlich die Ergebnisse der Radioaktivitätsüberwachung zusammen mit den für die Bevölkerung daraus resultierenden Strahlendosen.

Messprogramm (siehe auch Anhänge 3 und 4)

Das Überwachungsprogramm umfasst zahlreiche Umweltbereiche von der Luft über Niederschläge, Boden, Gras, Grundwasser und Oberflächengewässer, Trinkwasser und Sedimente bis zu Nahrungsmitteln. Seit 2010 werden auch Milchzentralen und Grossverteiler von Milch in der ganzen Schweiz beprobt. Messungen vor Ort (In-situ-Gammaspektrometrie), mit denen sich die auf dem Boden abgelagerte Radioaktivität direkt erfassen lässt, vervollständigen diese Analysen. Mit Untersuchungen der Radioaktivität im menschlichen Körper werden auch Kontrollen am Ende der Kontaminationskette durchgeführt.

Ergänzt wird dieses allgemeine Programm durch Analysen von Stichproben in den Kernanlagen während kontrollierten Abgaben sowie in Abwässern aus Kläranlagen, Deponien und Kehrverbrennungsanlagen.

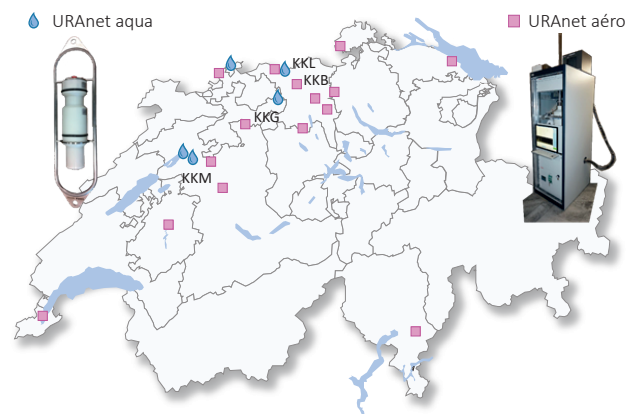
Automatische Messnetze (Figur 1) erfassen die Dosisleistung im ganzen Land (NADAM = Alarm- und Messnetz zur Bestimmung der Dosisleistung), in der Umgebung der Kernkraftwerke (MADUK = Messnetz in der Umgebung der Kernanlagen zur Bestimmung der Dosisleistung). Die kontinuierliche Überwachung der Radioaktivität der Aerosole und des Flusswassers wird durch die automatischen Messnetze des BAG sichergestellt: RADAIR (bisheriges Aerosol-Messnetz mit Alpha/Beta-Monitoren) sowie sein Nachfolger URAnet mit Aerosol-Monitoren (URAnet aero) und Flusswassersonden (URAnet aqua). Zusätzlich werden von Aerosolen, Niederschlägen und Flusswasser kontinuierlich Proben für empfindliche Messungen entnommen. Die Überwachung von Sedimenten, Erdproben, Gras, Milch und Lebensmitteln (inklusive Importe) erfolgt stichprobenweise. Die Daten werden in einer nationalen Datenbank beim BAG erfasst. Seit 2015 sind Messresultate der automatischen Messnetze sowie ein Grossteil der Ergebnisse der Labormessungen auf www.radenviro.ch abrufbar. Diese neugeschaffene Internetplattform zeigt die Resultate der Messungen von Umweltproben, wie Luft-, Boden-, Gras-, Milch- oder Wasserproben. Hingegen werden die Ergebnisse von speziellen Messprogrammen (z.B. Messungen von Wirbelknochen oder Milchzähnen; ^{14}C -Messungen in Baumblättern) zurzeit noch ausschliesslich im hier vorliegenden Jahresbericht publiziert. Die Messprogramme sind vergleichbar mit denjenigen unserer Nachbarländer. Die Methoden für die Probenentnahme und die Messprogramme entsprechen dem aktuellen Stand von Wissenschaft und Technik. Die Qualitätskontrolle erfolgt durch eine regelmässige Teilnahme der Laboratorien an nationalen und internationalen Vergleichsmessungen.



Figur 1: Messnetze zur Überwachung der Luft in der Schweiz (Dosisleistung und Aerosole) und URAnet aqua für die Messung der Fließgewässer.

Die erneuerte automatische Messnetz URAnet

Das vom BAG betriebene automatische Messnetz für die Überwachung der Luft wird grundlegend erneuert. Das Ersetzen der alten RADAIR-Monitore durch die neuen Messsonden des Messnetzes URAnet aero begann 2016 und ist 2017 mit der Installation der letzten 7 von 15 Stationen abgeschlossen worden (siehe Figur 2). Das neue Messnetz bringt substantielle Verbesserungen mit sich, da es die Identifikation und Quantifizierung der einzelnen im Aerosol vorhandenen Radionuklide (Gammaemitter) ermöglicht, während das frühere RADAIR auf die Messung von Gesamt-Alpha und Gesamt-Beta beschränkt war. Für eine 12-Stunden Messung erreicht das neue System beispielsweise eine Nachweisgrenze von 1 bis 2.5 mBq/m³ für ^{137}Cs . Die vollständige Inbetriebnahme aller neuen Monitore inklusive der Publikation der Messwerte im Internet wird im Sommer 2018 erfolgen. Der Teil «Flusswasser» von URAnet (URAnet aqua) ist mit fünf Sonden in der Aare und im Rhein seit November 2015 in Betrieb.



Figur 2: Neues automatisches Messnetz zur Überwachung der Radioaktivität in der Luft (URAnet aero) und im Flusswasser (URAnet aqua)

RADAIR auf die Messung von Gesamt-Alpha und Gesamt-Beta beschränkt war. Für eine 12-Stunden Messung erreicht das neue System beispielsweise eine Nachweisgrenze von 1 bis 2.5 mBq/m³ für ^{137}Cs . Die vollständige Inbetriebnahme aller neuen Monitore inklusive der Publikation der Messwerte im Internet wird im Sommer 2018 erfolgen. Der Teil «Flusswasser» von URAnet (URAnet aqua) ist mit fünf Sonden in der Aare und im Rhein seit November 2015 in Betrieb.

Der Bundesrat hat im Mai 2013 hat der Bundesrat entschieden, dass das alte Messnetz für die Radioaktivität der Luft, RADAIR, erneuert und auf die kontinuierliche Überwachung von Flusswasser ausgedehnt wer-

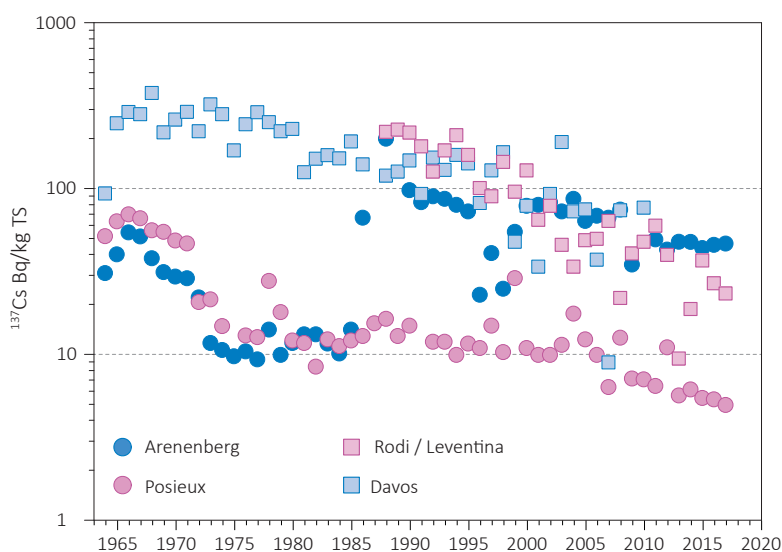
den soll. Für den Teil Aerosolmessungen (URAnet aero) begann ab 2016 die Ersetzung der alten RADAIR Alpha/Beta-Monitore durch neue spektrometrische Messstationen. Bisher sind 8 Stationen installiert (Liebefeld, Bözberg, Neuenhof, Fribourg, Basel, CERN, PSI und Bellinzona). Im Gegenzug wurden die RADAIR-Stationen Basel, Bellinzona, CERN, Fribourg und PSI Ende 2016 ausser Betrieb genommen. Die neuen spektrometrischen URAnet Luftmonitore bringen eine substantielle Verbesserung der Überwachung der Radioaktivität der Luft, da sie die einzelnen im Aerosol vorhandenen Radionuklide identifizieren können, wogegen RADAIR nur Gesamalpha- und Gesamtbetaaktivitäten ermittelte. In der WTO-Ausschreibung hat das BAG für die neuen Detektoren innerhalb 12 Stunden eine Nachweisgrenze von 30 mBq/m³ für ¹³⁷Cs gefordert. Die beschafften Geräte übertreffen diese Anforderung Nachweisgrenzen zwischen 1 und 2.5 mBq/m³ nach 12 Stunden Sammel- und Messzeit. Mit der Installation von 7 weiteren Sonden wird URAnet aero 2017 vervollständigt und ab Anfang 2018 komplett in Betrieb sein.

Ergebnisse der Umweltüberwachung 2017

Allgemeine Überwachung von Luft, Niederschlag, Gewässer, Boden, Gras sowie Milch und anderen Lebensmittel

Die Resultate 2017 der Überwachung der Radioaktivität in Luft, Niederschlag, Gras und Boden sind vergleichbar mit jenen aus den Vorjahren und bestätigen, dass in diesen Umweltkompartimenten der überwiegende Teil der Radioaktivität natürlichen Ursprungs ist. Die Luftmessungen mit Hochvolumen-Aerosolfiltern (für online-Resultate siehe www.radenviro.ch) zeigen hauptsächlich kosmogenes ⁷Be sowie ²¹⁰Pb.

Umso überraschender war deshalb das Auftreten des künstlichen Radionuklids Ruthenium-106 (¹⁰⁶Ru) in Aerosolfiltern aus dem Tessin Ende September/Anfangs Oktober 2017. Das Isotop ¹⁰⁶Ru hat eine Halbwertszeit von 373.6 Tagen und ist unter normalen Verhältnissen nicht nachweisbar. Sein plötzliches Auftreten ist nur durch eine unkontrollierte Abgabe erklärbar. Da das ¹⁰⁶Ru von keinen weiteren künstlichen Radionukliden begleitet war, lässt sich ein Zwischenfall in einem Kernkraftwerk ausschliessen. Die höchste Konzentration im Tessin wurde zwischen dem 2. und 3. Oktober mit 1'900 µBq/m³ registriert. Das ist ein Faktor 350 unterhalb des Immissionsgrenzwertes der StSV. Für die Bevölkerung bestand also kein Risiko für die Gesundheit. Die Ursache dieser Kontamination, die auch in zahlreichen anderen europäischen Ländern festgestellt wurde, bleibt unbekannt. Die von einigen europäischen Institutionen durchgeführten Berechnungen von Rückwärts-trajektorien deuten mit hoher Wahrscheinlichkeit auf einen Ursprung im südlichen Ural hin. Für ausführlichere Angaben siehe Kapitel 4.3.



Figur 3:
¹³⁷Cs (in Bq/kg Trockenmasse) in Bodenproben verschiedener Stationen der Schweiz (1964-2017).

Als weiteres ungewöhnliches Radioisotop identifizierte das IRA in Hochvolumen-Aerosolfiltern einiger Stationen nördlich der Alpen (Liebefeld, Posieux, Güttingen) geringste Spuren von Curium-244 (²⁴⁴Cm). Dieses Radionuklid kann bei der Kernspaltung entstehen und findet sich in kleinen Mengen in Brennstäben. Chemisch ist es mit dem Americium verwandt. Das ²⁴⁴Cm trat in um Grössenordnungen tieferen Konzentrationen (<0.1 nBq/m³) auf, als das oben erwähnte Ruthenium und konnte nur nachgewiesen werden, indem die Filter eines ganzen Jahres zu einer einzigen Probe vereint wurden. Dies entspricht einem Luftvolumen von mehr als 3.5 Millionen Kubikmeter. Interessanterweise war in den Filtern aus dem Tessin kein ²⁴⁴Cm vorhanden, was darauf hinweist, dass zwischen den beiden Kontaminationen kein Zusammenhang besteht.

Bei den Niederschlägen ist die Radioaktivität vorwiegend auf ^7Be und Tritium – beides Produkte der kosmischen Strahlung – zurückzuführen. Für das Tritium stellen aber Abgaben aus Kernkraftwerken und gewissen Industriebetrieben weitere Quellen dar (siehe entsprechende Abschnitte zu diesen Betrieben). In den Flüssen beträgt der natürlich bedingte Tritiumgehalt in der Regel nur wenige Bq/l.

Im Erdboden dominieren die natürlichen Radionuklide der Uran- und Thorium-Zerfallsreihen sowie das ^{40}K . Die künstlichen Isotope aus den Ablagerungen aus der Luft zeigen regionale Unterschiede, die mit dem unterschiedlichen «Fallout» von Radioaktivität aus den oberirdischen Kernwaffenversuchen und dem Tschernobyl-Reaktorunfall zusammenhängen. In den Alpen und Südalpen sind die Werte von ^{137}Cs (siehe Figur 3) und ^{90}Sr immer noch etwas höher als im Mittelland. Künstliche Alphastrahler wie ^{239}Pu und ^{240}Pu sowie ^{241}Am treten im Erdboden nur in sehr geringen Spuren auf.

In Gras- und Lebensmittelproben dominiert das natürliche ^{40}K . Künstliche Radionuklide wie ^{137}Cs oder ^{90}Sr (siehe Figur 4), die von den Pflanzen über die Wurzeln aufgenommen werden, sind im Gras nur noch in Spuren vorhanden. Die regionale Verteilung ist dabei ähnlich wie für den Boden. Getreide-, Gemüse- und Früchteproben aus der Schweiz zeigten keine nennenswerten Aktivitäten von künstlichen Radioisotopen. Bei der Kuhmilch lag der ^{137}Cs Gehalt meist unter der Nachweisgrenze von ca. 0.02 bis 1 Bq/l, je nach verwendeter Messmethode. Lediglich 3 von über 140 im Berichtsjahr gemessenen Milchproben zeigten messbare Konzentrationen von ^{137}Cs . Die Probe mit dem höchsten Wert stammt aus dem Tessin (8.7 Bq/l). Bei den beiden anderen Proben (eine aus dem Tessin und eine aus Graubünden) zeigten nur Spuren (<1 Bq/l) von ^{137}Cs . Der Toleranzwert aus der FIV von 10 Bq/l Milch wurde nicht überschritten. Die Südschweiz war ja die vom Tschernobyl-Unfall am stärksten betroffene Gegend der Schweiz, was erklärt, warum das ^{137}Cs auch mehr als 30 Jahre nach dem Unfall noch messbar ist. Mit einem Wert von 1.4 Bq/l ^{90}Sr lag eine Milchprobe aus dem Tessin über dem FIV-Toleranzwerte von 1 Bq/l. Alle andern 67 untersuchten Milchproben zeigten sehr kleine ^{90}Sr Konzentrationen (Medianwert: 0.04 Bq/l).

Gewisse einheimische Wildpilze, zum Beispiel Zigeuner (Reifpilz) oder Maronenröhrling, können immer noch erhöhte Gehalte von ^{137}Cs aufweisen. 2017 analysierten die Kantonalen Laboratorien 69 Proben einheimischer Pilze. Die höchste gemessene spezifische Aktivität von 1'000 Bq/kg Frischgewicht erreichte ein Steinpilz aus dem Tessin, der damit den Wert von 600 Bq/kg überschritt, welcher sowohl dem alten FIV-Toleranzwert als auch dem neuen Grenzwert der seit 1. Mai 2017 gültigen Tschernobylverordnung entspricht. Auch 2016 hat der Kanton Tessin die systematischen Kontrollen von auf der Jagd erlegten Wildschweinen weitergeführt. Die dabei angewandten Triagemessungen mit einem Dosisleistungsmessgerät wurden im Jahr 2013 durch den Kanton in Zusammenarbeit mit dem BAG eingeführt. Die Messungen 2017 zeigten bei 2% der erlegten 547 Tiere eine Überschreitung des FIV-Grenzwertes für ^{137}Cs in Wild von 1'250 Bq/kg. Das Fleisch dieser Tiere wurde durch den Kantonstierarzt konfisziert.

Nach dem Reaktorunfall in Fukushima-Daiichi hat die Schweiz gleich wie die Europäische Union ein Programm für die Kontrolle von Lebensmittelimporten aus Japan aufgestellt. 2017 ist die Zahl der Proben jedoch stark zurückgegangen: nur knapp 10 Proben aus Japan wurden von den Kantonalen Laboratorien gemessen, gegenüber von mehr als 80 Proben im Jahr 2016. Der Rückgang erklärt sich aus der Tatsache, dass in den im 2016 untersuchten japanischen Lebensmittelproben abgesehen von Spuren in Teeproben keine künstliche Radioaktivität mehr nachgewiesen werden konnte (^{137}Cs , ^{134}Cs oder ^{131}I). Die Messungen von 2017 bestätigen diesen Befund, da in keiner Probe radioaktive Verunreinigungen festgestellt wurden.

Lebensmittelimporte aus anderen Ländern und speziell aus Osteuropa wurden, wie jedes Jahr, ebenfalls von den Kantonalen Laboratorien analysiert. Meist handelte es sich dabei um Proben von Wildbeeren (und Produkte aus Wildbeeren), Wildfleisch und Wildpilzen – alles Lebensmittel die bekannt dafür sind ^{137}Cs anzureichern. Die meisten Proben zeigten nur geringe Spuren von ^{137}Cs . Sporadisch tauchten etwas höhere Werte auf, vor allem in Wildbeeren (Maximum 173 Bq/kg Frischmasse) und Wildpilzen (Maximum 180 Bq/kg Frischmasse), aber sämtliche Werte blieben unterhalb des Grenzwertes für ^{137}Cs der neuen Tschernobylverordnung.

Insgesamt sind also die wenigen 2017 in der Schweiz festgestellten Überschreitungen von Toleranzwerten (FIV) und Grenzwerten (Tschernobylverordnung) in einheimischen Lebensmitteln – auch nach mehr als 30 Jahren – noch immer eine Folge des Reaktorunfalles in Tschernobyl. Auch für das ^{90}Sr , mit einer Toleranzwert-

Überschreitung in einer Milchprobe, sind alte Kontaminationen die Ursache: In erster Linie die oberirdischen Atombombenversuche der frühen 60er Jahre, mit einem zusätzlichen Beitrag durch den Reaktorunfall von Tschernobyl.

Für weiterführende Informationen siehe Kapitel 4, 5 und 7.2.

Überwachung in der Umgebung von Kernanlagen

Bei den Kernkraftwerken werden die Grenzwerte für die Emissionen radioaktiver Stoffe durch die Bewilligungsbehörde so festgelegt, dass niemand der in der Umgebung wohnt eine Dosis von mehr als 0.3 mSv pro Jahr erhalten kann (einschliesslich direkte Strahlung). Der Betreiber muss seine Emissionen erfassen und dem ENSI mitteilen. Die den Behörden gemeldeten Abgaben werden regelmässig durch parallele Messungen von Betreibern, ENSI und BAG an Aerosol- und Iodfiltern sowie Abwasserproben überprüft. Die verschiedenen Kontrollen haben bestätigt, dass die schweizerischen Kernkraftwerke die Jahres- und Kurzzeitabgabengrenzwerte 2017 eingehalten haben.

An einigen Stellen der Arealzäune der Kernkraftwerke Leibstadt und Mühleberg ist Direktstrahlung aus dem Werk messbar. In Leibstadt etwa zeigt die Auswertung der am Zaun angebrachten Dosimeter für die jährliche Umgebungs-dosis Werte von bis zu 0.7 mSv (nach Abzug des natürlichen Untergrundes von 0.6 mSv/ Jahr). Der Immissionsgrenzwert für Direktstrahlung ist gleichwohl bei allen Kernkraftwerken 2017 eingehalten. Hier ist zu beachten, dass die Immissionsgrenzwerte für Direktstrahlung für die Ortsdosis gelten und sich nicht auf Personendosen beziehen. Diese Werte können daher nicht mit dem quellenbezogenen Dosisrichtwert für die Bevölkerung verglichen werden, da sich keine Person aus der Bevölkerung dauerhaft am Zaun aufhält.

Die Ergebnisse des Überwachungsprogramms der Immissionen, das vom BAG in der Umgebung der Kernkraftwerke organisiert wird, zeigen für 2017 nur einen geringen Einfluss auf die Umwelt (siehe Kapitel 8.5 des vorliegenden Berichtes). Mit hochempfindlichen Messmethoden konnten Spuren der Abgaben an die Atmosphäre festgestellt werden, etwa erhöhte Werte für ^{14}C im Laub (maximale Erhöhung gegenüber der Referenzstation von 145 Promille in der Umgebung des Kernkraftwerks Leibstadt). Zur Orientierung: Eine zusätzliche ^{14}C -Aktivität von 100 Promille in den Lebensmitteln würde zu einer zusätzlichen jährlichen Dosis von einem Mikrosievert führen. Die Tritiumkonzentrationen im Niederschlag in der Umgebung der Kernkraftwerke sind tief geblieben.

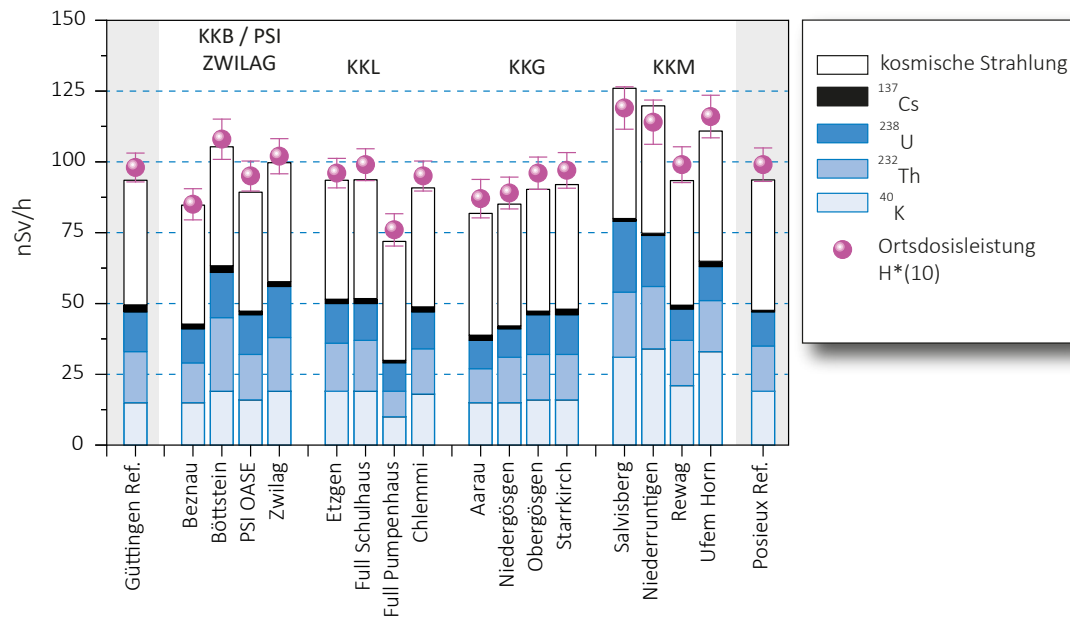
Bedingt durch den deutlichen Rückgang der Abgabe flüssiger radioaktiver Stoffe durch das Kernkraftwerk enthielten die Wasserproben aus Aare und Rhein flussabwärts der Kernkraftwerke 2017 keine messbaren Spuren von ^{54}Mn , ^{58}Co oder ^{60}Co . Dies war in anderen Jahren typischerweise für die August/Septemberproben bei Hagneck der Fall, während der jährlichen Revision des KKW Mühlebergs. Das ^{137}Cs , welches in Wasserproben aus Aare und Rhein vorhanden ist, stammt im Wesentlichen aus der Remobilisierung von alten Ablagerungen (Tschernobyl und Atombombenversuche der 60er Jahre). Sichtbar sind die Abgaben der Kernkraftwerke über das Abwasser dagegen in den monatlichen Sedimentproben aus Aare und Rhein, wo sporadisch ^{54}Mn und ^{60}Co nachgewiesen werden.

Die Monatsmittelwerte für Tritium in der Aare und im Rhein blieben meist unter der Nachweisgrenze von 2 Bq/l mit Ausnahme der Monate April bis Juni, wo wie jedes Jahr in der Aare bei Brugg eine leichte Erhöhung der Werte gemessen wurde (15 Bq/l in der Aare bei Brugg im Mai). Die Ursache ist die Abgabe von Tritiumhaltigem Abwasser durch das KKW Gösgen vor der Revision.

Die Radioaktivitätsmessungen an Fischen aus der Aare und dem Rhein unterhalb KKM, KKB und KKL haben 2017 keine künstlichen Gammaemitter gezeigt. Gleiches gilt für die gemessenen Grundwasserproben. Die Resultate der Radioaktivitätsmessungen in Lebensmitteln aus der Umgebung der Kernkraftwerke waren ähnlich wie jene von Proben aus entfernten Gebieten im Mittelland.

Im Drainagewasser des Standortes des ehemaligen Kernreaktors in Lucens wurden seit den verdichteten Kontrollmessungen im Frühling 2012 keine erhöhten Tritiumwerte mehr festgestellt.

Wie die Figur 4 zeigt ergaben die Umweltmessungen in der Umgebung der Kernkraftwerke mit Ausnahme der erwähnten Beispiele keine Unterschiede gegenüber Orten ausserhalb des Einflussbereichs der Kernkraft-



Figur 4:

Beiträge zur Ortsdosis ($H^*(10)$) durch die verschiedenen Radionuklide, die vom BAG 2017 an verschiedenen Stellen in der Umgebung der Schweizer Kernkraftwerke sowie an den Referenzstandorten Güttingen und Posieux (grau unterlegt) gemessen wurden. Diese Beiträge wurden ausgehend von Messungen durch In-situ-Gammaspektrometrie berechnet. Ausserdem ist das Ergebnis der direkten Messung der Gesamtdosisleistung mit Hilfe einer Ionisationskammer dargestellt. Damit lässt sich die Zuverlässigkeit der Methode abschätzen (siehe auch Kapitel 3.1).

werke. Die natürliche Radioaktivität dominiert demnach, und die messbaren Kontaminationen sind vorwiegend eine Folge der Kernwaffenversuche in den 60er-Jahren und des Reaktorunfalls in Tschernobyl (¹³⁷Cs).

Im Vergleich zur Belastung durch natürliche Quellen oder medizinische Anwendungen führen die Emissionen der Kernkraftwerke für die Bevölkerung also nur zu sehr geringen Strahlendosen. Trotzdem gebietet der Grundsatz der Optimierung, dass die Kontrollen und Studien sorgfältig weitergeführt werden, um den verschiedenen wissenschaftlichen und gesetzlichen Zielsetzungen Rechnung zu tragen und die Öffentlichkeit optimal informieren zu können.

Für weiterführende Informationen siehe Kapitel 3.1, 4.4, 7.1, 7.2 und 8.1 bis 8.5.

Überwachung der Forschungszentren

Beim CERN hat die interne Emissionskontrolle der Anlagen gezeigt, dass die tatsächlichen Abgaben 2016 deutlich unter den gesetzlichen Grenzwerten lagen. Dies bestätigt auch das unabhängige Überwachungsprogramm des BAG, das in der Umgebung des Forschungszentrums durchgeführt wurde. Die Messergebnisse zeigten vereinzelt Spuren der Radionuklide, die in den Beschleunigern des CERN erzeugt werden, namentlich ²⁴Na, ⁴¹Ar und ¹³¹I in der Luft sowie ²²Na und ⁵⁴Mn im Wasser. Die Strahlenbelastung durch das CERN für die Umwelt und die Bevölkerung in der Umgebung bleibt sehr gering, da die maximalen Aktivitäten der Radionuklide, die auf die Tätigkeit des CERN zurückzuführen sind, weniger als 1 Prozent des in der Schweiz geltenden Immissionsgrenzwerts erreichen.

Die zusätzliche Dosis für die Bevölkerung in der Umgebung von PSI/ZWILAG darf für beide Anlagen zusammen maximal 0.15 mSv/Jahr betragen. Die Auswertungen des ENSI zeigen, dass die tatsächlichen Abgaben des PSI/ZWILAG zu einer Dosis von 0.007 mSv/Jahr führen, d.h. 5 % des Grenzwertes. Die Abgabe von kurzlebigen Edelgasen aus den Teilchenbeschleuniger am PSI-West ist für praktisch die ganze Dosis verantwortlich. Die Umweltüberwachung wird vom PSI selber sowie mit unabhängigen Messungen durch die Behörden durchgeführt. Ausser einigen sporadisch auftretenden erhöhten Tritiumkonzentrationen im Regenwasser zeigten die Überwachungsmessungen in der Umgebung keinen Einfluss der Forschungseinrichtungen des PSI auf die Umwelt.

Für weiterführende Informationen siehe Kapitel 8.

Tritium aus der Industrie

Auch Industriebetriebe setzen radioaktive Stoffe ein. Tritium ist in der Schweiz das am häufigsten industriell verwendete Radionuklid und wird zum Beispiel zur Herstellung von Tritiumgas-Leuchtquellen oder von radioaktiven Markern für die Forschung verwendet. Im Jahr 2017 haben alle betroffenen Betriebe die Vorgaben für die Abgabe von radioaktiven Stoffen eingehalten. Das BAG führt ein spezifisches Überwachungsprogramm zur Kontrolle der Immissionen in der Umgebung dieser Betriebe durch. Auf Tritium untersucht werden Niederschläge, Luftfeuchtigkeit und Gewässer.

Wie in den vorangegangenen Jahren zeigten die Resultate der Überwachung 2017 einen signifikanten Einfluss der Abgaben auf die Tritiumwerte in Umweltproben (Niederschlag und Nahrungsmittel) aus der unmittelbaren Umgebung dieser Industriebetriebe, besonders in Niederwangen. Dort betrug die Tritiumkonzentration im Niederschlag bei der Station «Firma» im Mittel 470 Bq/l mit einem Maximum von 1'315 Bq/l im März. Dieser Wert entspricht 11% des in der Strahlenschutzverordnung festgelegten Immissionsgrenzwertes für öffentlich zugängliche Gewässer. Erhöhte Tritiumwerte wurden auch in den Destillaten von Ende August in der Umgebung des Betriebes geernteten Früchten und Gemüse (Äpfel, Rhabarber und grüner Salat) gefunden, mit einem Höchstwert von 664 Bq/l im Destillat einer Rhabarberprobe und 465 Bq/l im Destillat einer Apfelprobe. In Milchproben waren die Tritiumkonzentrationen tiefer, mit einem Maximum von 32 Bq/l. Alle gemessenen Werte blieben unterhalb des FIV-Toleranzwertes für Tritium in Lebensmitteln von 1'000 Bq/kg. Ein gesundheitliches Risiko ist beim Konsum dieser Lebensmittel also nicht gegeben. Dennoch fällt auf, dass 2017 die höchsten Werte der letzten 10 Jahre gemessen wurden. Dies erklärt sich wahrscheinlich aus den vom Betrieb an die Suva gemeldeten Abgaben von Ende Juni und Ende Juli 2017, die höher als üblich waren, aber immer noch im Rahmen der Bewilligung lagen. Um in Zukunft die Abgaben tiefer zu halten, hat der Betrieb sein Abluftsystem renoviert.

Die Tritiumkonzentrationen in den wöchentlichen Regenproben von Teufen/AR, in der Umgebung der Firma RC Tritec, sind im Vergleich tiefer. Auch wenn 2017 das ermittelte Maximum von 369 Bq/l höher ist jene der Jahre 2016 und 2015, ist doch der Medianwert (25 Bq/l) noch einmal tiefer als in den Vorjahren.

Für weiterführende Informationen siehe Kapitel 5, 9.1 und 9.3.

Radium-Altlasten

Der vom Bundesrat im Mai 2015 verabschiedete Aktionsplan Radium 2015-2016 hat das Ziel, die durch die Verwendung von radiumhaltiger Leuchtfarbe bis in die 1960er Jahre entstandenen Altlasten zu bewältigen.

Seit 2014 bis Ende 2017 wurden in nahezu 400 Liegenschaften (Gebäuden und Gärten) eine Radiumdiagnose durchgeführt, im Wesentlichen in den Kantonen Neuenburg, Bern und Solothurn, aber auch in einigen weiteren Kantonen wie Basel-Stadt, Genf, Jura, Tessin, Waadt und Zürich. Wenn in Innenräumen Spuren von Radium festgestellt werden, evaluiert das BAG anhand von Messergebnissen und Expositionsszenarien die zusätzliche Jahresdosis, der sich die Gebäude-Nutzenden aussetzen könnten. Diese Szenarien sollen ausschliessen, dass jemand, der diese Räumlichkeiten derzeit oder künftig nutzt, einer Strahlung oberhalb des Grenzwertes von 1 Millisievert (mSv) pro Jahr für die Schweizer Bevölkerung, ausgesetzt ist. Zeigt die Abschätzung, dass der Grenzwert von 1 mSv pro Jahr für die dem Radium potenziell am meisten ausgesetzte Person überschritten werden kann, wird entschieden, die Räumlichkeiten zu sanieren. Gärten sind sanierungsbedürftig, wenn die Radiumkonzentration in der Erde den Grenzwert von 1'000 Becquerel pro Kilogramm Trockengewicht (Bq/kg) übersteigt.

Bei 80 der kontrollierten Liegenschaften wurde ein Sanierungsbedarf bezüglich ^{226}Ra festgestellt. In den zu sanierenden Wohnungen lag die Dosisabschätzung für den meistbetroffenen Bewohner in den allermeisten Fällen zwischen 1 und 10 mSv/Jahr. In 5 Wohnungen lag sie höher im Bereich von 10 - 17 mSv/Jahr. In den Bodenproben der zu sanierenden Gärten betrug der Durchschnitt der gemessenen Radiumhöchstwerte 16'500 Bq/kg. In einem Fall wurde lokal eine Konzentration von bis zu 210'000 Bq/kg gemessen.

Unter den bezüglich ^{226}Ra sanierungsbedürftigen Liegenschaften finden sich auch fünf ehemalige Industriestandorte die gleichzeitig im Altlastenverzeichnis aufgenommen sind. Hier muss ein gemeinsames Vorgehen von BAG und BAFU entwickelt werden, um dieser doppelten Kontaminationsproblematik umzugehen.

Die Überwachung von Deponien mit Verdacht auf radiumhaltige Abfälle bildet einen zweiten Schwerpunkt des Aktionsplans. Hier arbeitet das BAG eng mit dem BAFU sowie den betroffenen Gemeinden und Kantonen zusammen. Das Beispiel der ehemaligen Deponie Lischenweg in Biel hat gezeigt, dass es auch heute noch möglich ist auf Deponien stark mit Radium kontaminierte Abfälle zu finden, wenn auch lokal eng begrenzt. Werden solche Deponien geöffnet, so ist es notwendig, den Schutz der Arbeiter zu gewährleisten und die Abgabe des Radiums an die Umwelt zu verhindern. Die Altlastenkataster der Kantone welche potentiell von der Radonproblematik betroffen sind, umfassen mehr als 8'000 Deponien, welche vor 1970 in Betrieb waren. Die Vorgehensweisen bezüglich ^{226}Ra beim allfälligen Öffnen einer Altlast wurden festgelegt und an die Kantone weitergeleitet. Ist bei in einer Altlast keine Sanierung notwendig und sind potentiell radiumhaltige Abfälle unzugänglich, so ist das davon ausgehende Gesundheitsrisiko sehr klein.

Emissionen von Radionukliden aus den Spitälern

In Spitälern wird bei der Diagnostik und Behandlung von Schilddrüsenerkrankungen ^{131}I verwendet. Iodtherapie-Patienten, die mit weniger als 200 MBq (1 MegaBq = 10^6 Bq) ambulant behandelt wurden, dürfen das Spital nach der Therapie verlassen. Bei über 200 MBq müssen die Patienten mindestens während den ersten 48 Stunden in speziellen Zimmern isoliert werden. Die Ausscheidungen dieser Patienten werden in speziellen Abwasserkontrollanlagen gesammelt und erst nach Abklingen unter die bewilligten Immissionsgrenzwerte an die Umwelt abgegeben. Im Rahmen der Umgebungsüberwachung werden wöchentliche Sammelproben von Abwasser aus den Kläranlagen der grösseren Agglomerationen auf ^{131}I untersucht. Die Messungen haben gezeigt, dass in den Abwasserproben manchmal Spuren von ^{131}I nachweisbar sind, diese jedoch deutlich unter den Immissionsgrenzwerten gemäss Strahlenschutzverordnung liegen.

Zu diagnostischen und therapeutischen Zwecken kommen auch andere Radionuklide wie ^{90}Y , ^{177}Lu und seit 2013-2014 auch ^{223}Ra zum Einsatz. Während ersteres immer weniger verwendet wird, hat sich die Gesamtkaktivität des eingesetzten ^{177}Lu über die letzten 10 Jahre mehr als verdreifacht und übertrifft seit 2015 diejenige von ^{131}I . Allein im letzten Jahr ist die eingesetzte Aktivität um einen Viertel gestiegen. Auch das ^{223}Ra wird immer häufiger verwendet. Das BAG hat 2014 auch Messungen von ^{223}Ra , einem neu in der Nuklearmedizin verwendeten Radionuklid, durchgeführt. Ziel der Untersuchungen ist es, den Durchgang von ^{223}Ra via die Kanalisation in die Abwasserreinigungsanlagen besser zu verstehen und zu bestätigen, dass sich ein wesentlicher Teil im Klärschlamm ablagert und zu keiner Kontamination der Flüsse führt.

Für weiterführende Informationen siehe Kapitel 9.2 und 9.3.

Messungen am menschlichen Körper

Die Aufnahme von Radionukliden über die Nahrung lässt sich durch Ganzkörpermessungen und die Analyse des ^{90}Sr -Gehalts in Milchzähnen und Wirbelknochen von Menschen bestimmen.

Die seit rund 40 Jahren durchgeführten Ganzkörpermessungen am Universitätsspital in Genf konnten im Jahr 2017 weitergeführt werden. Die Resultate der Messungen ergaben ^{137}Cs -Werte, die unter der Nachweisgrenze von 1 Bq/kg lagen. Für das natürliche ^{40}K wurden im Mittel Werte von rund 56 Bq/kg bei den Frauen und 71 Bq/kg bei den Männern gemessen. Die ^{90}Sr -Konzentration in den Wirbelknochen und Milchzähnen liegt heutzutage bei nur einigen Hundertstel Bq/g Kalzium (Figur 5). Strontium wird vom menschlichen Körper ebenso wie Kalzium in Knochen und Zähnen eingelagert. Die Wirbelknochen werden als Indikator für die Kontamination des Skeletts herangezogen, weil diese Knochen eine besonders ausgeprägte Schwammstruktur aufweisen und rasch Kalzium über das Blutplasma austauschen. An Wirbelknochen von im laufenden Jahr verstorbenen Personen lässt sich das Ausmass der Kontamination der Nahrungskette mit ^{90}Sr eruieren. Die Milchzähne wiederum bilden sich in den Monaten vor der Geburt und während der Stillphase. Der Strontiumgehalt wird gemessen, wenn der Milchzahn von selbst ausfällt. Er gibt im Nachhinein einen Anhaltspunkt darüber, wie stark die Nahrungskette der Mutter zum Zeitpunkt der Geburt des Kindes kontaminiert war. Die in den Milchzähnen gemessenen Strontiumwerte (Figur 5) sind deshalb nach Geburtsjahr der Kinder aufgeführt. Dies erklärt, weshalb die Kurven zu den Milchzähnen und zur Milch beinahe parallel verlaufen.

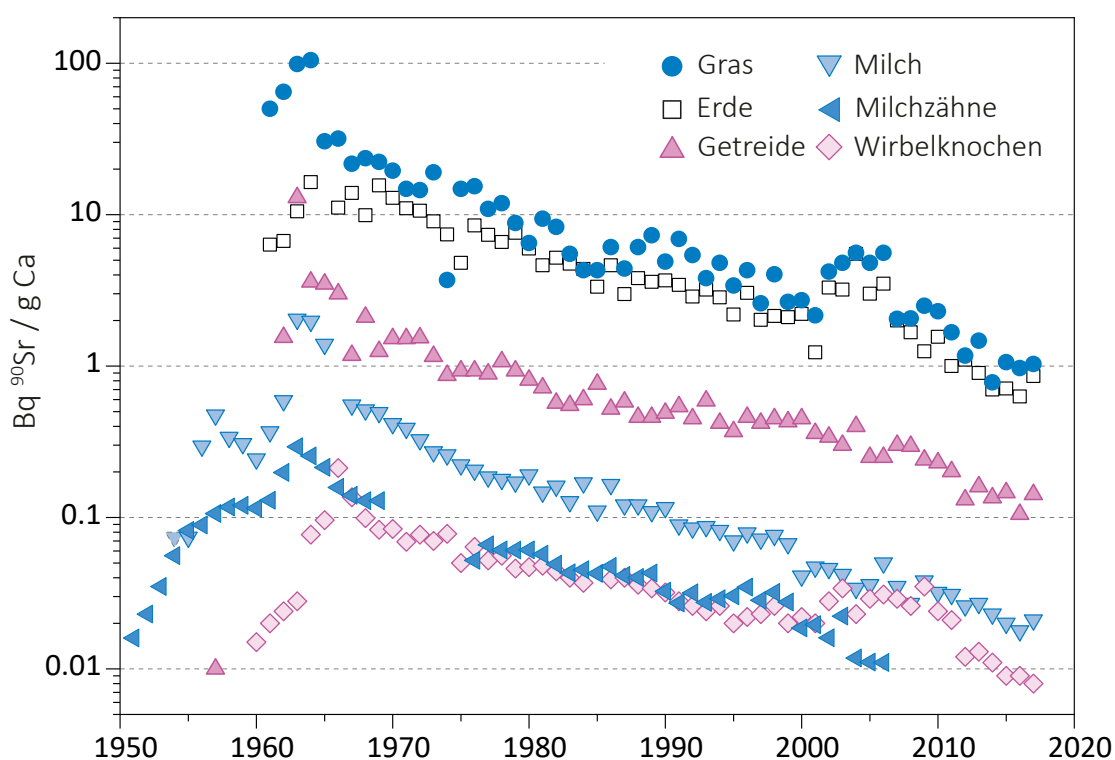
Uran in Urin

Ein Arzt aus der Region Zürichsee informierte das BAG über erhöhte Urankonzentration in Urinproben seiner Patienten in der ersten Jahreshälfte 2017, insbesondere in den Monaten März bis Mai. Er fragte, ob dies

durch eine höhere Uranbelastung in der Umwelt bedingt sein könnte. Die Messungen zur Überwachung der Umweltradioaktivität und Messungen an Trinkwasser zeigten im betroffenen Zeitraum aber keine erhöhten Urankonzentrationen. In der Luft (Hochvolumen-Aerosol-Proben, HVS, siehe Kapitel 4.1) fanden sich normale Konzentrationen von Th-234, welches indirekt zur Messung von Uran herangezogen werden kann. Auch sind in dieser Zeit keine unüblichen künstlichen Radioisotope aufgetreten, die auf eine Freisetzung von Radioaktivität hingewiesen hätten. Messungen in allen Trinkwasserfassungen mit Wasser aus dem Zürichsee durch das Kantonale Laboratorium Zürich im Juni 2017 ergaben die üblichen, sehr tiefen Urankonzentrationen. Ebenso unauffällig waren die Befunde des Deutschen Wetterdienstes (DWD), der wöchentlich (direkte) Uranmessungen an Luftstaub und Regenwasser durchführt. Eine Erhöhung der Urankonzentrationen in der Umwelt (Luft und Trinkwasser) in der ersten Jahreshälfte 2017 kann also ausgeschlossen werden.

Die in den Urinproben der Patienten gemessenen Uran-Konzentrationen liegen innerhalb des Schwankungsbereiches einer grossen Studie, bei welcher das Bundesamt für Lebensmittel und Veterinärwesen (BLV) zwischen Januar 2010 und April 2012 Urinproben von gesunden Personen untersucht hat. Ein Vergleich und eine Erklärung der gefundenen Konzentrationen ist aber schwierig, da der Arzt ein zur Behandlung von akuten Schwermetallvergiftungen entwickeltes Verfahren anwendet, bei welchem die Ausscheidung von Schwermetallen durch die Einnahme von Chelat-Präparaten provoziert wird.

Für weiterführende Informationen siehe Kapitel 6.1 und 6.2.



Figur 5:
 ^{90}Sr in verschiedenen, zwischen 1950 und 2017 entnommenen Proben (logarithmische Skala).

Beurteilung

In der Schweiz lagen 2017 die Radioaktivitätswerte in der Umwelt sowie die Strahlendosen der Bevölkerung aufgrund künstlicher Strahlenquellen, wie in den Vorjahren, deutlich unter den gesetzlichen Grenzwerten. Das entsprechende Strahlenrisiko kann daher als sehr klein eingestuft werden. Die Ende September bis Anfangs Oktober im Tessin gemessene Kontamination der Luft mit ^{106}Ru , deren Ursache immer noch unbekannt ist, der Ursprungsort aber mit hoher Wahrscheinlichkeit im südlichen Ural liegt, hatte keine gesundheitlichen Folgen für die Bevölkerung in der Schweiz.

Bei der natürlichen und der künstlichen Umweltradioaktivität bestehen regionale Unterschiede. Die natürliche Radioaktivität wird im Wesentlichen durch die Geologie beeinflusst, aber auch der Anteil der künstlichen Radioaktivität als Folge der Atomwaffenversuche und des Reaktorunfalls von Tschernobyl ist inhomogen über das Land verteilt. Radioaktives ^{137}Cs aus Tschernobyl wurde beispielsweise vornehmlich im Tessin abgelagert und ist dort heute noch immer in vielen Proben messbar. Zu erhöhten Ablagerungen kam es auch in höheren Lagen des Jurabogens und in Teilen der Nordostschweiz. Die gemessenen Konzentrationen nehmen zwar seit 1986 kontinuierlich ab, das Radiocäsium aus Tschernobyl ist aber dennoch verantwortlich für die 2017 in einigen Wildscheinfleischproben aus dem Tessin und in Wildpilzen festgestellten Grenzwertüberschreitungen.

Die Ergebnisse der Umgebungsüberwachung von Kernkraftwerken und Forschungsanstalten sind vergleichbar mit jenen aus früheren Jahren. Spuren von emittierten Radionukliden können in der Umgebung zwar nachgewiesen werden: zum Beispiel ^{14}C in Blättern oder Kobaltisotope in Sedimenten in der Umgebung von Kernkraftwerken sowie kurzlebige Radionuklide wie ^{24}Na und ^{131}I in der Luft bei Forschungszentren. Die Abgaben, welche diese Spuren in der Umwelt hinterlassen haben sind aber deutlich unterhalb der bewilligten Mengen und sie haben zu keinen Immissionsgrenzwertüberschreitungen geführt.

Die Überwachung der Tritium-verarbeitenden Industrien zeigt in deren unmittelbarer Nähe einen deutlich messbaren Einfluss von Tritium auf die Umwelt (Regen und Lebensmittel). In Niederwangen erreichten die im Regen festgestellten Tritiumkonzentrationen maximal 11% des Immissionsgrenzwertes für Tritium in öffentlich zugänglichen Gewässer. In Lebensmittel aus der Nachbarschaft des Betriebes ist Tritium zwar auch erhöht aber immer unterhalb des Toleranzwertes von 1'000 Bq/kg geblieben. Ein gesundheitliches Risiko beim Konsum dieser Lebensmittel bestand damit nicht. Abgaben von Radionukliden mit dem Abwasser aus Spitälern sind nur sporadisch im Wasser in Kläranlagen grösserer Städte nachweisbar.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die zusätzliche Strahlenbelastung der Bevölkerung in der Nachbarschaft von Kernkraftwerken, Forschungseinrichtungen und Industrien sehr gering geblieben sind. Die tiefen Messwerte für künstliche Radionuklide in der Umwelt zeigen ein ordnungsgemässes Funktionieren dieser Betriebe und können als Bestätigung für die Wirksamkeit der Überwachungsprogramme gedeutet werden.

Chapitre / Kapitel 2

Strahlenexposition der Bevölkerung

Exposition de la
population aux
rayonnements
ionisants

2.1

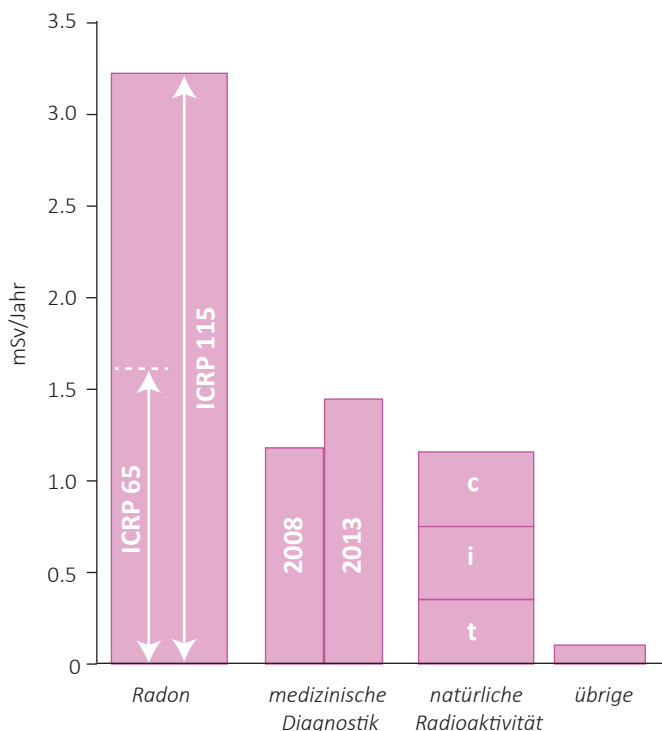
Strahlenexposition der Bevölkerung

P. Steinmann, S. Estier

Sektion Umweltradioaktivität URA / BAG, 3003 Bern

Zusammenfassung

Der grösste Anteil an der Strahlenbelastung der Bevölkerung stammt vom Radon in Wohn- und Arbeitsräumen sowie von medizinischen Untersuchungen. Die Bevölkerung ist von diesen Strahlungsquellen unterschiedlich stark betroffen. Bei Personen, die in ihrer beruflichen Tätigkeit mit Strahlen umgehen, gab es 2017 eine Überschreitung eines Grenzwertes.



Figur 1:

Durchschnittliche Strahlendosen der Schweizer Bevölkerung [mSv pro Jahr pro Person]. Die Belastung durch Radon muss nach der Beurteilung von 2010 (ICRP 115, 2010) deutlich höher eingeschätzt werden als zuvor (ICRP 65). Der Wert für die medizinische Diagnostik beruht auf der Erhebung von 2008 bzw. auf der Zwischenerhebung von 2013. Die natürliche Exposition setzt sich aus terrestrischer Strahlung (t), Inkorporation (i) und kosmischer Strahlung (c) zusammen. Zu «übrige» gehören Kernkraftwerke und Forschungsanstalten sowie künstliche Radioisotope in der Umwelt.

Strahlendosen der Bevölkerung

Die Strahlenexposition der Bevölkerung wird aus den Strahlendosen natürlicher und künstlicher Strahlenquellen ermittelt. Die drei wichtigsten Ursachen für die Strahlenbelastung der Bevölkerung sind das Radon in Wohnungen, die medizinische Diagnostik sowie die natürliche Strahlung (Figur 1). Für alle künstlichen Strahlenexpositionen (ohne Medizin) gilt für die allgemeine Bevölkerung ein Dosisgrenzwert von 1 mSv pro Jahr. Die berufliche Strahlenbelastung, insbesondere für Junge und Schwangere, ist durch besondere Bestimmungen geregelt.

Strahlenbelastung durch Radon

Radon-222 und seine Folgeprodukte in Wohn- und Arbeitsräumen liefern den grössten Dosisbeitrag für die Bevölkerung. Diese Nuklide gelangen über die Atemluft in den Körper. Die internationale Strahlenschutzkommission ICRP schätzt heute das Lungenkrebsrisiko aufgrund von Radon etwa doppelt so hoch ein wie in früheren Einschätzungen (ICRP 115, 2010). Folglich muss die durchschnittliche «Radondosis» für die Schweizer Bevölkerung auch nach oben korrigiert werden. Sie beträgt mit den neuen Risikofaktoren etwa 3.2 mSv pro Jahr statt den 1.6 mSv, die mit den alten Dosisfaktoren aus der Publikation ICRP 65 geschätzt wurden. Die Radonbelastung der Bevölkerung ist nicht einheitlich. Der angegebene Mittelwert leitet sich aus der durchschnittlichen Radonkonzentration von 75 Bq/m³ ab.

Bestrahlung durch medizinische Diagnostik

Die Dosis aufgrund medizinischer Anwendungen (Diagnostik) beträgt auf die gesamte Bevölkerung umgerechnet 1.4 mSv/Jahr pro Person (Auswertung der Zwischenerhebung 2013). Dies ist ein Anstieg von 0.2 mSv in 5 Jahren seit der letzten Auswertung (Erhebung 2008; 1.2 mSv/Jahr pro Person). Mehr als zwei Drittel der jährlichen kollektiven Strahlendosis in der Röntgendiagnostik verursachen computertomografische Untersuchungen. Wie beim Radon ist die Belastung durch die medizinische Diagnostik ungleichmässig verteilt. Rund zwei Drittel der Bevölkerung erhalten praktisch keine Dosis durch Diagnostik, bei einigen wenigen Prozenten der Bevölkerung sind es mehr als 10 mSv.

Terrestrische und kosmische Strahlung

Die Dosis aufgrund der terrestrischen Strahlung (d.h. Strahlung aus Boden und Fels) macht im Mittel 0.35 mSv pro Jahr aus und hängt davon ab, wie der Untergrund zusammengesetzt ist. Die Dosis durch kosmische Strahlung beträgt im Mittel etwa 0.4 mSv pro Jahr. Die kosmische Strahlung nimmt mit der Höhe über Meer zu, da dadurch die abschwächende Lufthülle der Erde dünner wird. In 10 km Höhe ist die kosmische Strahlung deshalb rund 100-mal stärker als auf 500 m über Meer. Aus diesem Grund ergibt ein Überseeflug (re-tour) eine Exposition von typischerweise rund 0.06 mSv. Das Flugpersonal kann eine Dosis von bis zu einigen mSv pro Jahr erhalten.

Radionuklide in der Nahrung und im Tabak

Radionuklide gelangen auch über die Nahrung in den menschlichen Körper und führen zu Dosen von rund 0.35 mSv. Das ^{40}K im Muskelgewebe liefert mit rund 0.2 mSv den grössten Beitrag. Weitere Radionuklide in der Nahrung stammen aus den natürlichen Zerfallsreihen von Uran und Thorium. Auch künstliche Radionuklide kommen in der Nahrung vor; hauptsächlich die Nuklide ^{137}Cs und ^{90}Sr von den Kernwaffenversuchen der 1960er-Jahre und vom Reaktorunfall von Tschernobyl im April 1986. Die regelmässigen Ganzkörpermessungen an Schulklassen ergeben heute Dosen durch aufgenommenes ^{137}Cs von weniger als einem Tausendstel mSv pro Jahr.

Bei Rauchern und Raucherinnen führt das Inhalieren von natürlichen Radioisotopen, welche im Tabak enthalten sind, zu einer zusätzlichen Strahlendosis. Gemäss neueren Studien liegt der Mittelwert für die effektive Dosis beim Rauchen von einem Paket Zigaretten (20 Stück) täglich bei 0.2 - 0.3 mSv pro Jahr.

Übrige (künstliche) Strahlenquellen

Zu den bisher erwähnten Strahlendosen kommt ein geringer Beitrag von ≤ 0.1 mSv pro Jahr aus den Strahlenexpositionen durch Kernkraftwerke, Industrie, Forschung, Medizin, Konsumgüter und Gegenstände des täglichen Lebens sowie künstliche Radioisotope in der Umwelt. Der radioaktive Ausfall durch den Reaktorunfall von Tschernobyl im April 1986 und den oberirdischen Kernwaffenversuchen (1960er-Jahre) machen heute nur noch wenige Hundertstel mSv pro Jahr aus. Die Dosis durch die Ausbreitung von radioaktiven Stoffen nach dem Reaktorunfall in Fukushima 2011 ist in der Schweiz vernachlässigbar. Die Emissionen radioaktiver Stoffe über Abluft und Abwasser aus den Schweizer Kernkraftwerken, dem PSI und dem CERN ergeben bei Personen, die in unmittelbarer Nähe wohnen, Dosen von höchstens einem Hundertstel mSv pro Jahr.

Berufliche Strahlenexposition

Im Berichtsjahr waren in der Schweiz ca. 98'000 Personen beruflich strahlenexponiert. Diese Zahl steigt kontinuierlich (+ 35% in den letzten 10 Jahren), ca. drei Viertel dieser Personen arbeiten im medizinischen Bereich. Im Rahmen seiner Aufsichtstätigkeit untersucht das BAG in den Bereichen Medizin und Forschung alle Ganzkörperdosen über 2 mSv im Monat sowie alle Extremitätendosen über 10 mSv. Die meisten erhöhten Dosen gab es in den dosisintensiven Bereichen Nuklearmedizin und interventionelle Radiologie. Im Berichtsjahr wurde eine Überschreitung des Jahresgrenzwertes für die Ganzkörperdosis festgestellt. Die Auswertung des Dosimeters einer Pflegefachperson auf einer Notfallstation ergab eine Dosis von 30 mSv. Trotz einer Untersuchung durch das Spital und das BAG konnte keine Dosisursache ermittelt werden. Aufgrund der Abklärungen ist es aber unwahrscheinlich, dass es sich um eine echte Personendosis handelt. Die restlichen Monatsdosen der Person waren das ganze Jahr bei 0 mSv.

Der ausführliche Jahresbericht «Dosimetrie der beruflich strahlenexponierten Personen in der Schweiz» wird im Sommer 2018 auf www.bag.admin.ch/dosimetrie-jb publiziert werden.

2.2

Exposition de la population aux rayonnements ionisants

P. Steinmann, S. Estier

Section Radioactivité de l'environnement URA / OFSP, 3003 Berne

Résumé

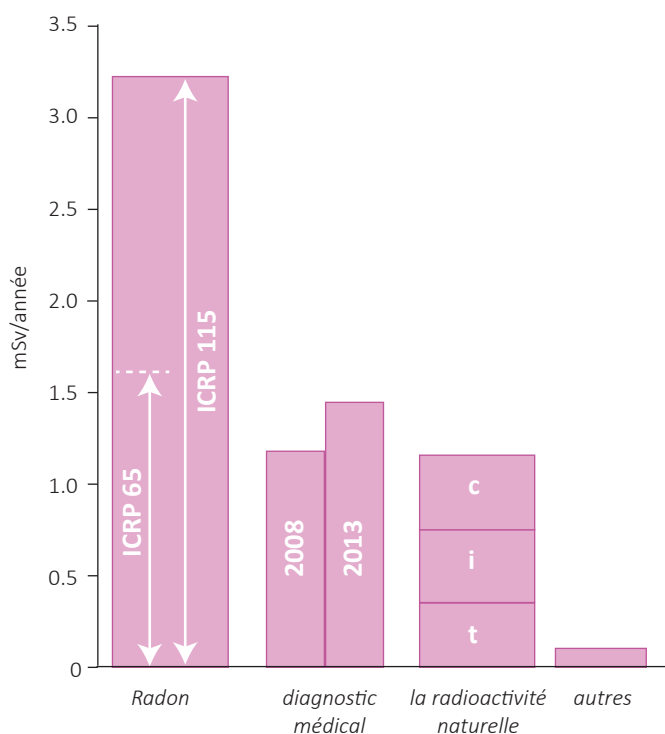
La plus grande partie de l'exposition de la population aux rayonnements est due au radon dans les habitations et sur les lieux de travail, ainsi qu'aux examens médicaux. L'exposition à ces sources varie largement d'un individu à l'autre. Concernant les personnes exposées aux rayonnements dans l'exercice de leur profession, un dépassement de limite de dose a été observé en 2017.

Doses de rayonnement reçues par la population

L'exposition de la population est déterminée à partir des doses de rayonnement provenant de sources naturelles et artificielles. Elle provient principalement du radon dans les habitations, du diagnostic médical et de la radioactivité naturelle (figure 1). La valeur limite de dose due à des expositions artificielles (applications médicales exceptées) est fixée à 1 mSv par an pour la population. L'exposition aux rayonnements dans le cadre professionnel est réglementée par des dispositions spécifiques, en particulier pour les jeunes et les femmes enceintes.

Doses de rayonnement dues au radon

Le radon-222 et ses descendants radioactifs, présents dans les locaux d'habitation et professionnels, constituent la majeure partie de la dose de rayonnement reçue par la population. Ces radionucléides pénètrent dans le corps par l'air respiré. La Commission internationale de protection radiologique (CIPR) estime que le risque de cancer du poumon dû au radon est environ deux fois plus élevé que lors de son évaluation précédente (CIPR 115, 2010). En conséquence, la dose moyenne de radon à laquelle la population suisse est exposée doit être corrigée vers le haut. Elle s'élève maintenant à 3.2 au lieu de 1.6 mSv par an, valeur qui avait été calculée sur la base des anciens facteurs de dose figurant dans la publication 65 de la CIPR. A noter toutefois que la dose de rayonnement due au radon n'est pas la même partout. La valeur moyenne est calculée à partir de la concentration moyenne de radon, à savoir 75 becquerels par mètre cube (Bq/m³).



Figur 1:

Doses moyennes de rayonnement reçues par la population suisse [en mSv/an/personne]. La dose inhérente au radon est, selon l'évaluation de la CIPR (115, 2010), sensiblement revue à la hausse par rapport à l'estimation de la CIPR 65. La dose induite par le radiodiagnostic médical a légèrement augmenté depuis l'enquête de 2008 (enquête intermédiaire de 2013). La dose provenant de la radioactivité naturelle résulte du rayonnement terrestre (t), de l'incorporation (i) et du rayonnement cosmique (c). La rubrique « autres » englobe les centrales nucléaires, les instituts de recherche ainsi que les radio-isotopes artificiels présents dans l'environnement.

Doses de rayonnement dues au diagnostic médical

La dose moyenne reçue par la population par le biais d'applications médicales (diagnostic radiologique) est de 1.4 mSv par an et par personne selon l'évaluation de l'enquête intermédiaire de 2013. Ceci correspond à une augmentation de 0.2 mSv par rapport à l'enquête de 2008. Plus des deux tiers de la dose collective annuelle en radiodiagnostic sont dus aux examens de tomodensitométrie. Comme dans le cas du radon, l'exposition par le diagnostic médical est très inégalement répartie entre les personnes. Environ deux tiers de la population ne reçoit pratiquement aucune dose associée au radiodiagnostic, alors que la dose excède 10 mSv pour un faible pourcentage de la population.

Rayonnement terrestre et cosmique

Le rayonnement terrestre, c'est-à-dire le rayonnement provenant du sol et des roches, induit une dose moyenne de 0.35 mSv par an et dépend de la composition du sol. La dose associée au rayonnement cosmique s'élève en moyenne à 0.4 mSv par an. Ce rayonnement augmente avec l'altitude, car la couche d'air qui l'atténue diminue. Il est environ 100 fois plus élevé à 10'000 mètres d'altitude qu'à 500 mètres. Ainsi, un vol transatlantique (aller-retour) représente une dose d'environ 0.06 mSv. Pour le personnel navigant, la dose peut atteindre quelques mSv par an.

Aliments et tabac

Des radionucléides naturels sont également assimilés dans le corps humain via l'alimentation et produisent une dose moyenne d'environ 0.35 mSv par an, la part la plus importante provenant du potassium-40 (^{40}K) fixé dans les tissus musculaires (environ 0.2 mSv par an). En plus du ^{40}K , les aliments contiennent des radionucléides issus des séries naturelles de l'uranium et du thorium. On y trouve aussi des radionucléides artificiels, principalement du ^{137}Cs et du ^{90}Sr provenant des retombées des essais nucléaires atmosphériques des années 1960 ainsi que de l'accident de Tchernobyl, survenu en avril 1986. Les mesures au corps entier régulièrement réalisées sur des collégiens ont montré que les doses liées à l'incorporation de ^{137}Cs étaient inférieures à un millième de mSv par an.

Chez les fumeurs, l'inhalation de radionucléides naturels qui sont contenus dans le tabac conduit à une dose supplémentaire. D'après les études récentes, fumer un paquet de cigarettes (20) par jour occasionne une dose efficace moyenne s'élevant à 0.2- 0.3 mSv par an.

Autres sources de rayonnement (artificielles)

Aux doses de rayonnement mentionnées précédemment vient s'ajouter une faible contribution, $\leq 0,1$ mSv par an, qui comprend l'irradiation due aux centrales nucléaires, aux industries, à la recherche et à la médecine, aux biens de consommation et aux objets usuels ainsi qu'aux radioisotopes artificiels présents dans l'environnement. Notons que les doses occasionnées par les retombées de l'accident de Tchernobyl et par les essais nucléaires atmosphériques des années 1960, ne représentent plus aujourd'hui que quelques centièmes de mSv par an. Les doses provenant de la dispersion des substances radioactives après l'accident du réacteur nucléaire de Fukushima sont négligeables en Suisse. Les doses reçues par les personnes habitant à proximité immédiate des centrales nucléaires suisses, du PSI ou du CERN, et qui sont attribuables aux substances radioactives émises par ces installations dans l'air et dans les eaux usées, atteignent au maximum un centième de mSv par an.

Exposition aux rayonnements dans le cadre professionnel

En Suisse, environ 98'000 personnes ont été exposées aux rayonnements dans l'exercice de leur profession en 2017. Ce nombre est en constante augmentation (+ 35 % dans les dix dernières années) ; environ 75 % de ces personnes travaillent dans le domaine médical. Dans les secteurs de la médecine et de la recherche, l'OFSP effectue une analyse en cas de dépassement de 2 mSv pour la dose mensuelle au corps entier ainsi que pour les doses aux extrémités dépassant 10 mSv. C'est dans les domaines de la médecine nucléaire et de la radiologie interventionnelle que les doses élevées ont été les plus nombreuses. Un dépassement de la limite de dose annuelle a été constaté une dose au corps entier de 30 mSv ayant été mesurée chez un membre du personnel soignant des urgences. Malgré des études approfondies menées par l'OFSP et par l'hôpital en question, il n'a pas été possible d'en déterminer la cause. Sur la base des clarifications, il s'avère cependant improbable qu'il s'agisse ici d'une réelle dose individuelle, les doses mensuelles restantes de la personne concernée étant passées inaperçues.

Une statistique détaillée figure dans le rapport annuel «Dosimétrie des personnes exposées aux radiations dans l'exercice de leur profession en Suisse», qui sera publié sur www.bag.admin.ch/dosimetrie-rapports en été 2018.

Chapitre / Kapitel 3

**Externe
Strahlung**

**Rayonnement
externe**

3.1

Mesures in situ & exposition externe

S. Estier, A. Gurtner

Section Radioactivité de l'environnement, URA, Office fédéral de la santé publique OFSP, 3003 Berne

Résumé

En 2017, les mesures in situ ont essentiellement porté sur le voisinage des centrales nucléaires et des centres de recherche (PSI et CERN) ainsi que sur le suivi de la contamination rémanente en ^{137}Cs issue des essais nucléaires atmosphériques et de l'accident de Tchernobyl. Même si cette contamination reste plus importante au Tessin et localement dans les régions montagneuses (Alpes, Jura) par rapport au Plateau suisse, les résultats in situ 2017 n'ont signalé aucune valeur susceptible de représenter un risque pour la santé du public.

Des mesures in situ ainsi que la cartographie de l'exposition ambiante ont également été réalisées dans le cadre du plan d'action radium de l'OFSP.

Introduction

Le suivi permanent de l'exposition ambiante repose en Suisse sur les réseaux NADAM (échelle nationale) et MADUK (voisinage des installations nucléaires). L'objectif de ces réseaux en alerte 24h sur 24 est de signaler des augmentations anormales de l'exposition ambiante. Ces mesures, comme celles des dosimètres à thermoluminescence, recensent l'exposition ambiante globale sans permettre d'en distinguer les composantes individuelles. Les mesures de spectrométrie gamma effectuées en laboratoire sur des échantillons en surveillance normale visent, quant à elles, la détection de traces de radionucléides. Les résultats ont un caractère très local et ne renseignent pas sur l'exposition ambiante. Pour combler cette lacune, les laboratoires mobiles de l'OFSP (Section URA, Berne), de l'IFSN (Brugg), du Laboratoire de Spiez et de l'IRA (Lausanne) utilisent la spectrométrie gamma directe sur site (in situ). En effet, cette méthode possède l'avantage de permettre l'identification des radionucléides (émetteurs gamma) présents sur le site, de déterminer leurs activités et de calculer leur contribution individuelle à l'exposition du public. La spectrométrie gamma in situ informe ainsi de manière sensible et réaliste sur les concentrations moyennes des radionucléides gamma ainsi que sur l'exposition ambiante qui en résulte.

Méthodologie in situ

L'exploitation de la spectrométrie gamma in situ en Suisse se base largement sur les recommandations ICRU¹, notamment pour la détermination de l'activité des radionucléides présents sur le site. Les coefficients de conversion permettant la détermination des diverses contributions au débit d'exposition à partir des concentrations radioactives dans le sol ont par contre été revus par rapport à ceux de la publication ICRU 53, car ils ne correspondaient plus aux standards actuels. En effet, la grandeur dosimétrique de référence pour la détermination de l'exposition du public (irradiation externe) est aujourd'hui l'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$, exprimé en [nSv/h], et non plus le débit de kerma dans l'air, en [nGy/h]. Les coefficients de conversion actuellement utilisés au laboratoire de l'OFSP sont détaillés plus bas^{2,3}.

Lors d'une mesure sur le terrain, un spectre gamma est enregistré et l'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ global est mesuré simultanément sur le site à l'aide d'une chambre d'ionisation. L'analyse du spectre gamma in situ permet tout d'abord d'identifier les différents radionucléides naturels et artificiels présents sur le site puis, en se référant à la publication ICRU 53, de calculer leur concentration radioactive respective dans le sol en [Bq/kg] ou [Bq/m²], si leur distribution dans le profil de sol est connue (déposition en surface, distribution homogène des radionucléides dans le sol, décroissance exponentielle, etc.).

L'étape suivante consiste à évaluer les contributions individuelles au débit de dose ambiant des divers radionucléides identifiés sur le spectre in situ à partir de leur concentration radioactive calculée précédemment. Les facteurs de conversion de l'activité spécifique au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ utilisés par notre laboratoire pour les séries naturelles de l'²³⁸U et du ²³²Th ainsi que pour le ⁴⁰K et le ¹³⁷Cs, dans le cas d'une distribution homogène de ces radionucléides dans le sol, sont résumés dans le tableau 1^{2,3}.

La contribution d'origine naturelle au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ s'obtient par sommation des composantes locales du rayonnement terrestre (⁴⁰K, séries ²³⁸U et ²³²Th), évaluées pour une distribution homogène de ces radionucléides dans le sol, avec la contribution du rayonnement cosmique calculée à l'altitude du site. Notons que la formule permettant de calculer la contribution du rayonnement cosmique au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ a également du être adaptée par rapport à celle anciennement utilisée pour le débit de kerma dans l'air⁴, et s'écrit :

$$H^*(10)_{\text{cosm}} [\text{nSv/h}] = 37 \cdot \exp(0.38 \cdot Z)$$

où Z est l'altitude en km.

Pour connaître la contribution des radionucléides artificiels au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$, deux approches sont possibles. La première consiste à soustraire la contribution d'origine naturelle, calculée précédemment, à la valeur globale de $H^*(10)$ mesurée avec une chambre d'ionisation. Cette démarche ne fournira que la contribution artificielle globale au débit d'équivalent de dose ambiant, mais possède l'avantage de ne nécessiter ni échantillonnage, ni hypothèse sur la distribution des radionucléides artificiels dans le sol.

Si par contre, la distribution dans le sol de chacun des radionucléides artificiels présents sur le site est connue, on choisira plutôt de calculer leur contribution respective à l'exposition à partir de leur concentration radioactive dans le sol. La somme des contributions naturelles et artificielles calculées à partir des spectres in situ est alors comparée à la valeur globale mesurée avec la chambre d'ionisation, afin d'évaluer la fiabilité de la méthode de reconstitution.

Tableau 1 :

Facteurs de conversion de l'activité spécifique en débit d'équivalent de dose ambiant $H^(10)$ utilisés par l'OFSP pour les séries naturelles de l'²³⁸U et du ²³²Th ainsi que pour le ⁴⁰K et le ¹³⁷Cs, dans le cas d'une distribution homogène de ces radionucléides dans le sol^{2,3}.*

Nucléide	[nSv·h ⁻¹ /Bq·kg ⁻¹]
Série ²³⁸ U (total)	0.564
Série ²³² Th (total)	0.749
⁴⁰ K	0.0512
¹³⁷ Cs	0.192

1 ICRU-Report 53 «Gamma-Ray Spectrometry in the Environment» 1994, ISBN 0-913394-52-1.

2 Lemerrier et al., «Specific Activity to $H^*(10)$ conversion coefficients for in situ gamma spectrometry», Radiation Protection Dosimetry (2008), Vol 128, No. 1, pp.83-89. Advance Access publication 17 October 2007.

3 <https://www.bag.admin.ch/dam/bag/fr/dokumente/str/kommission-strahlenschutz/stellungnahmen-dosimetrie/2010-empfehlung-umrechnungsfaktoren-gammaspektrometrie.pdf.download.pdf/2010-empfehlung-umrechnungsfaktoren-gammaspektrometrie.pdf>

4 Radioprotection, vol. 22 n° 3, pages 231-239, 1987.

Résultats in situ 2017

Conformément au programme de surveillance habituel, les mesures in situ ont été réalisées au voisinage des centrales nucléaires de Beznau (KKB), Gösgen (KKG), Leibstadt (KKL) et Mühleberg (KKM) et des centres de recherche (PSI, ZWILAG, CERN) ainsi qu'au Tessin, région de Suisse la plus touchée par les retombées de l'accident de Tchernobyl. Des mesures complémentaires ont par ailleurs été effectuées au voisinage de la centrale nucléaire de Mühleberg en vue d'évaluer plus précisément la situation radiologique avant le début des travaux de désaffectation (programme de mesures « Point zéro »), prévus dès début 2020. Des mesures par spectrométrie gamma in situ ont également été effectuées sur les trois sites de référence pour la surveillance de la radioactivité dans l'environnement en Suisse, à savoir Grangeneuve-Posieux/FR, Güttingen/TG et Cadenazzo/Ti. En 2017, cette technique de mesure a par ailleurs été mise en œuvre pour la détection du ^{226}Ra dans le cadre des examens de sites contaminés par des héritages radiologiques de l'industrie horlogère, notamment à Waldenburg.

Les contributions respectives au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ des différents radionucléides identifiés par spectrométrie gamma in situ (descendants compris pour les séries naturelles) sont représentées sur les figures 1 à 4 pour les principaux sites suisses examinés en 2017 (hors sites contaminés au radium). Ces contributions ont été calculées à partir des spectres gamma in situ, en supposant une distribution homogène de tous les radionucléides dans le sol (y compris pour le ^{137}Cs artificiel). La valeur de la mesure globale avec chambre d'ionisation, ainsi que son incertitude, sont également représentées et permettent d'apprécier la fiabilité de la reconstitution.

La figure 1 montre que les radionucléides détectés au voisinage des centrales nucléaires et du PSI ainsi que leur contribution au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ se distinguent généralement peu de ceux enregistrés sur les sites de référence, situés hors influence de ces installations, comme Güttingen ou Posieux. Le seul radionucléide d'origine artificielle mis en évidence sur l'ensemble de ces sites en 2017 est le ^{137}Cs .

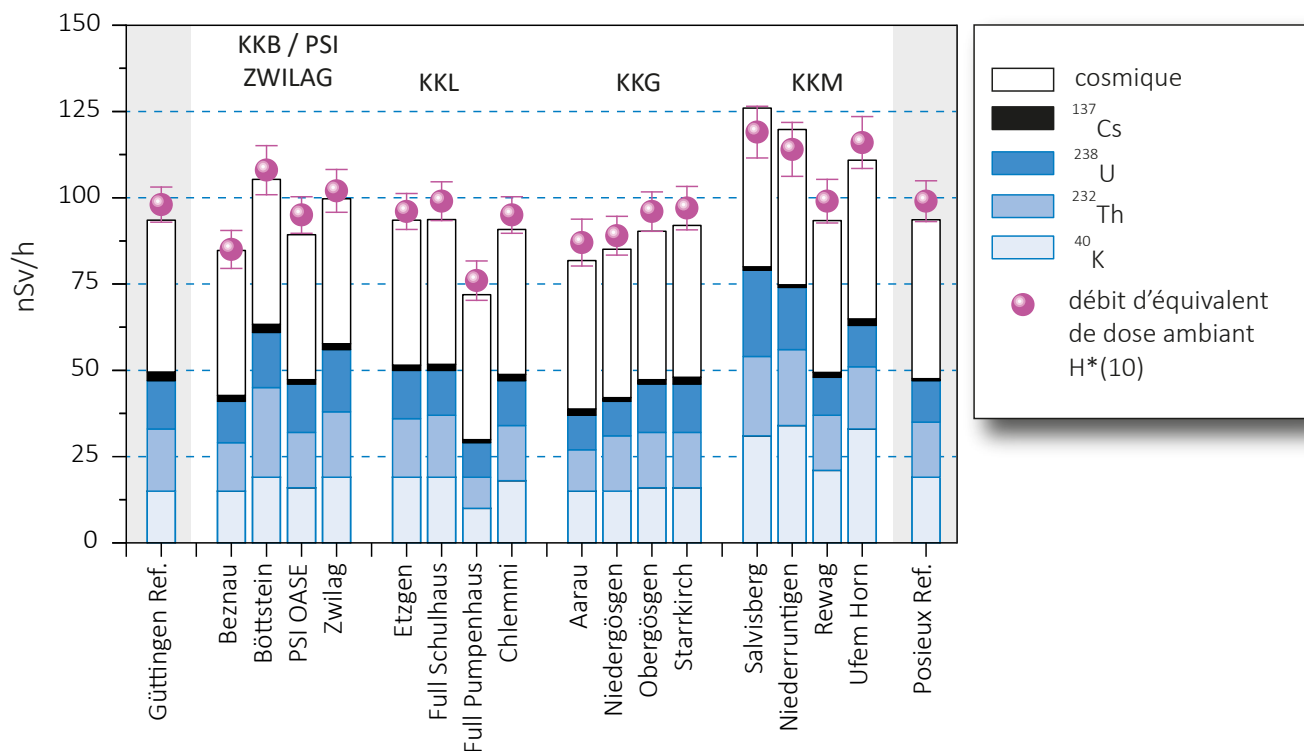


Figure 1 :

Contributions individuelles au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ calculées à partir des spectres in situ (distribution supposée homogène des radionucléides dans le sol) mesurés au voisinage des centrales nucléaires suisses en 2017 ainsi qu'aux points de référence de Güttingen/TG et Posieux/FR (en grisé). La mesure globale du débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ avec chambre d'ionisation est également représentée.

Les valeurs plus élevées de débit de dose enregistrées au voisinage de la centrale de Mühleberg et en particulier à Salvisberg et Ufem Horn (fig. 1) sont d'origine naturelle. Elles sont en effet essentiellement dues aux concentrations plus importantes de ^{40}K dans le sol, ainsi que, dans une moindre mesure, au rayonnement cosmique légèrement plus élevé en raison de l'altitude supérieure de ces sites. A noter également que les résultats des mesures effectuées à Rewag diffèrent de ceux enregistrés par le passé. Les travaux de construction de la citerne d'eau potable (terminés en 2017) ont rendu l'accès à l'ancien point de mesure impossible. Ce point a donc été déplacé d'environ 300 mètres. La composition du remblai déposé sur le site suite aux aménagements diffère de celle du sol originellement présent et qui était essentiellement composé de sable. Ceci explique l'augmentation des valeurs de ^{40}K , ^{228}Ac et ^{214}Bi (séries Th/U) par rapport aux résultats des mesures des années précédentes.

La situation radiologique au voisinage de la centrale nucléaire de Mühleberg, qui sera mise à l'arrêt fin 2019, est généralement bien connue car le site fait l'objet d'une surveillance régulière depuis le début de la période d'exploitation de la centrale. Toutefois, afin de pouvoir évaluer l'impact radiologique éventuel des travaux de désaffectation, un programme de surveillance renforcé a été initié en 2017 pour une durée de 3 ans avant le début des travaux de démantèlement. Ce programme comprend l'analyse de radionucléides spéciaux, mais également des mesures in situ supplémentaires, sur des sites situés à proximité immédiate de la centrale. En effet, contrairement à un rejet éventuel par voie atmosphérique tel qu'il pourrait se produire en période d'exploitation, l'éventuel impact des travaux de désaffectation devrait être localisé dans un périmètre plus restreint.

La figure 2 indique l'emplacement des sept sites examinés en 2017 au voisinage de Mühleberg. En plus de Salvisberg, Rewag, Niederruntigen, Ufem Horn qui font l'objet d'un suivi depuis de nombreuses années, Fuchsenried, Oberruntigen et Clôture KKM sont les 3 points supplémentaires mesurés dans le cadre de cette surveillance accrue.

Comme le montre la figure 3 aucune différence notable n'a pu être remarquée entre les points de la surveillance habituelle et les valeurs mesurées aux 3 nouveaux points. A noter que pour chacun de ces points, un prélèvement annuel de sol annuel et deux prélèvements (printemps et automne) de végétation ont été réalisés (résultat chap 8.5 les installations nucléaires et leur environnement).

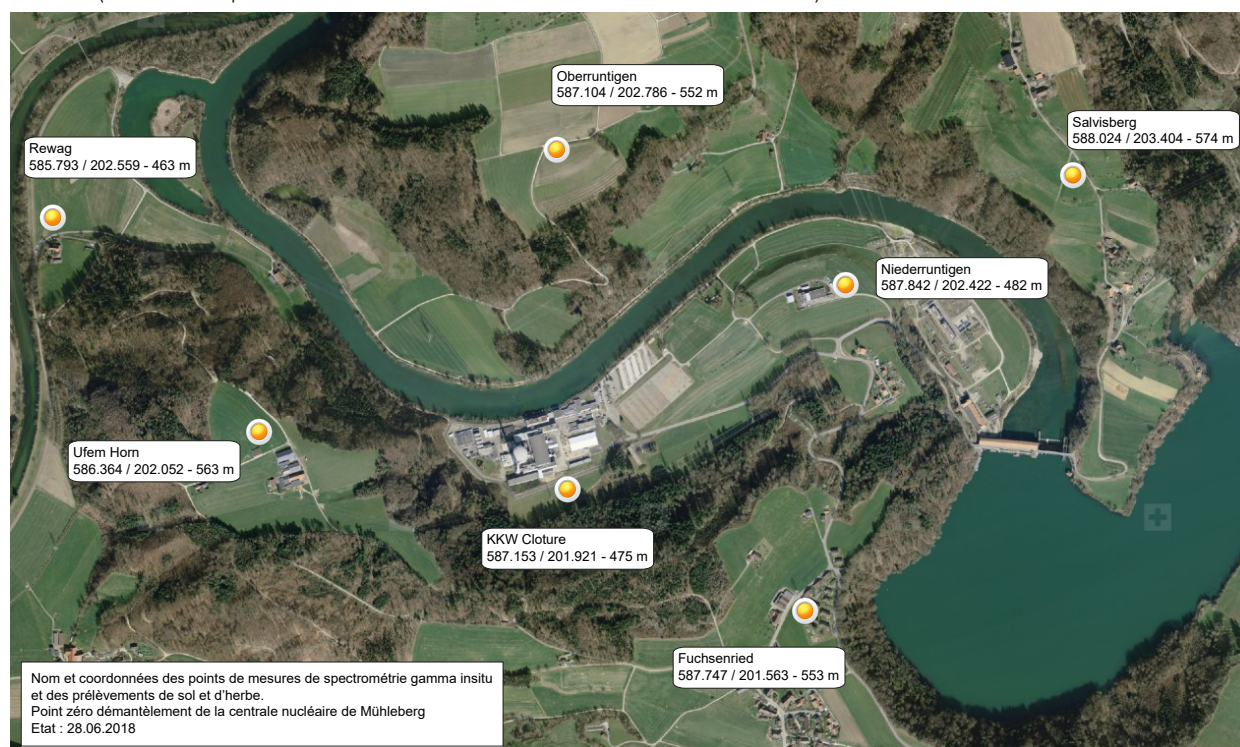


Figure 2:

Emplacement des 7 sites de mesures de spectrométrie gamma in situ et de prélèvement de sol et de végétation dans la région de la centrale nucléaire de Mühleberg en 2017.

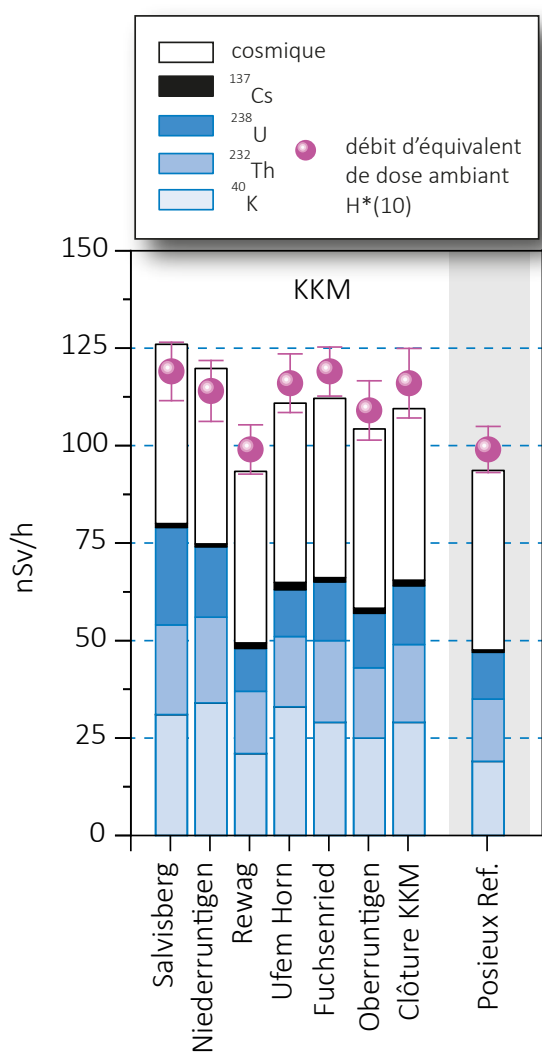


Figure 3 :
Contributions individuelles au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ calculées à partir des spectres in situ (distribution supposée homogène des radionucléides dans le sol) mesurés au voisinage de la centrale nucléaire de Mühleberg (KKM) en 2017 ainsi qu'au point de référence de Posieux/FR (en grisé). La mesure globale du débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ avec chambre d'ionisation est également représentée.

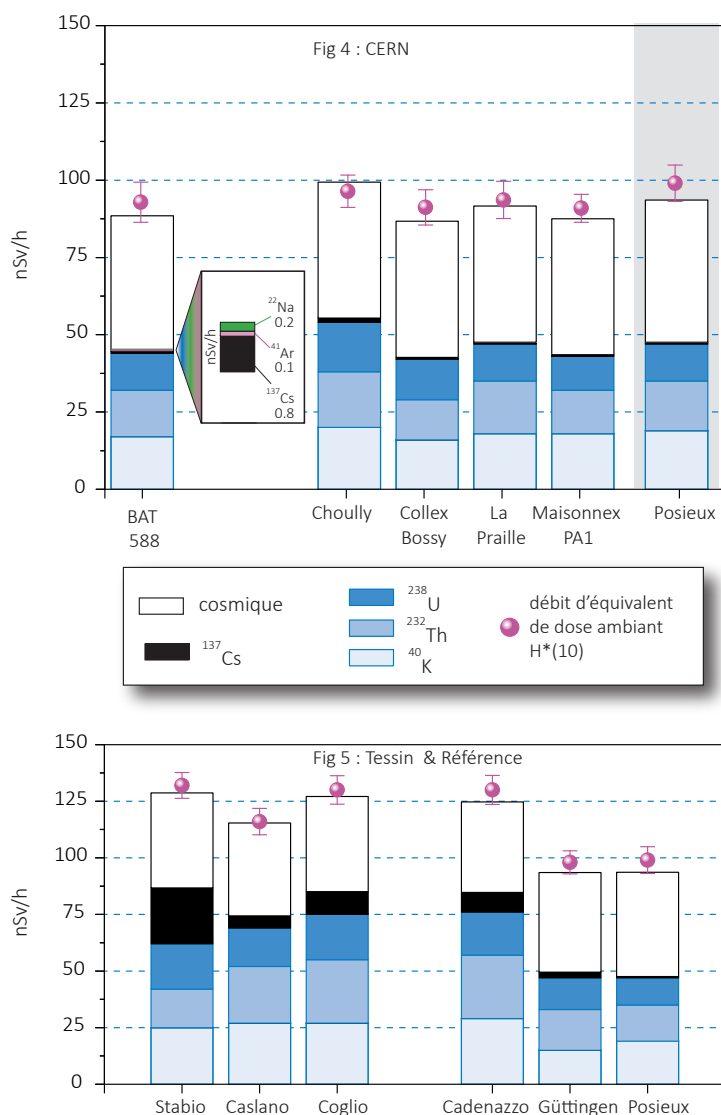


Figure 4 & 5:
Contributions individuelles au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ calculées à partir des spectres in situ (distribution supposée homogène des radionucléides dans le sol) mesurés en 2017 au voisinage du CERN (fig. 2) ainsi qu'au point de référence de Posieux (en grisé), au Tessin ainsi que sur les 3 sites de référence (fig. 3). La mesure globale du débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ avec chambre d'ionisation est également représentée.

La figure 4 montre les résultats des mesures in situ réalisées au voisinage du CERN en 2017. Comme par le passé, ces résultats ne se distinguent pas significativement de ceux enregistrés sur le site de référence de Posieux, si ce n'est par la détection de faibles traces de ^{41}Ar dans l'air dans l'enceinte du centre de recherche (BAT 588). Ce gaz rare de courte période (demi-vie de 109.6 minutes) est produit dans les accélérateurs du centre de recherche. En 2017, des traces de ^{22}Na étaient également clairement visibles sur le spectre in situ enregistré sur le même site. Comme le ^7Be , le ^{22}Na est produit dans la stratosphère par rayonnement cosmique, mais peut également être produit par les installations du CERN. Il n'est pas possible de déterminer avec certitude la part mesurée provenant des activités du CERN, mais ce radionucléide n'a pas été mis en évidence aux points de mesure situés à l'extérieur de la clôture du centre de recherche. La somme des contributions de ces deux radionucléides au débit d'exposition ambiante est toutefois restée inférieure à celle du ^{137}Cs issu de l'accident de Tchernobyl.

Au Tessin, la contamination rémanente en ^{137}Cs , issue des retombées des essais nucléaires des années 50 et 60 et surtout de celles de l'accident de Tchernobyl (1986), est toujours clairement visible. Comme le montre la figure 5, les concentrations de ce radionucléide dans le sol varient de façon importante d'un site à l'autre au sein du canton, il s'avère donc difficile de définir une valeur de référence unique pour la contamination du sol en ^{137}Cs au Tessin. Ces variations s'expliquent d'une part par les différences de dépositions initiales, directement proportionnelles aux précipitations lors du passage du nuage radioactif post-tchernobyl, et en fonction de l'altitude pour les contributions des essais atomiques des années 50 et 60, et d'autre part par les différences de nature et de traitement des sols depuis 1986 (travaux, sols retournés ou non, etc.).

Notons encore que pour tous les sites examinés, les différences entre reconstruction in situ et mesures globales par chambre d'ionisation sont restées inférieures à 10 %.

En 2017, des mesures in situ ainsi que la cartographie de l'exposition ambiante ont également été réalisées dans le cadre du plan d'action radium de l'OFSP, notamment sur des décharges dans lesquels des peintures luminescentes au radium ont été utilisées dans les années 1920 à 1960. En plus de fournir une information plus globale sur la contamination en radium du sol par rapport aux mesures d'échantillons en laboratoire, cette technique permet également d'estimer la contribution éventuelle du ^{226}Ra d'origine artificielle à l'exposition ambiante, en plus de sa part naturelle toujours présente (voir aussi chapitre 9.5, rapport annuel 2014).

Conclusions

Les mesures de spectrométrie gamma in situ réalisées par l'OFSP en 2017 ont permis de caractériser les sites d'intérêt du point de vue de leur composition en radionucléides gamma et des contributions individuelles au débit d'exposition qui en résultent pour le public. Le champ d'application de ces mesures a visé à répondre à des objectifs d'ordre réglementaire (voisinage des installations nucléaires suisses), d'information du public (plan d'action radium) et d'ordre radioécologique (suivi des contaminations ^{137}Cs des retombées des essais nucléaires et de Tchernobyl).

De manière générale, elle a permis de distinguer les composantes naturelles et artificielles de la radioactivité gamma et de s'assurer de la pertinence de l'information acquise par comparaison du débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ calculé à partir de l'analyse spectrométrique à celui mesuré avec une chambre d'ionisation.

Au niveau national, même si les concentrations plus élevées de ^{137}Cs dues aux retombées de Tchernobyl sont toujours plus importantes au Tessin et localement dans les régions montagneuses par rapport au plateau Suisse, les résultats, en termes d'exposition du public, n'ont mis en évidence aucune valeur susceptible de représenter un danger pour la santé de la population.

3.2

Die automatische Überwachung der Ortsdosisleistung mit NADAM

Adrian Hess, Franziskus Stoffel

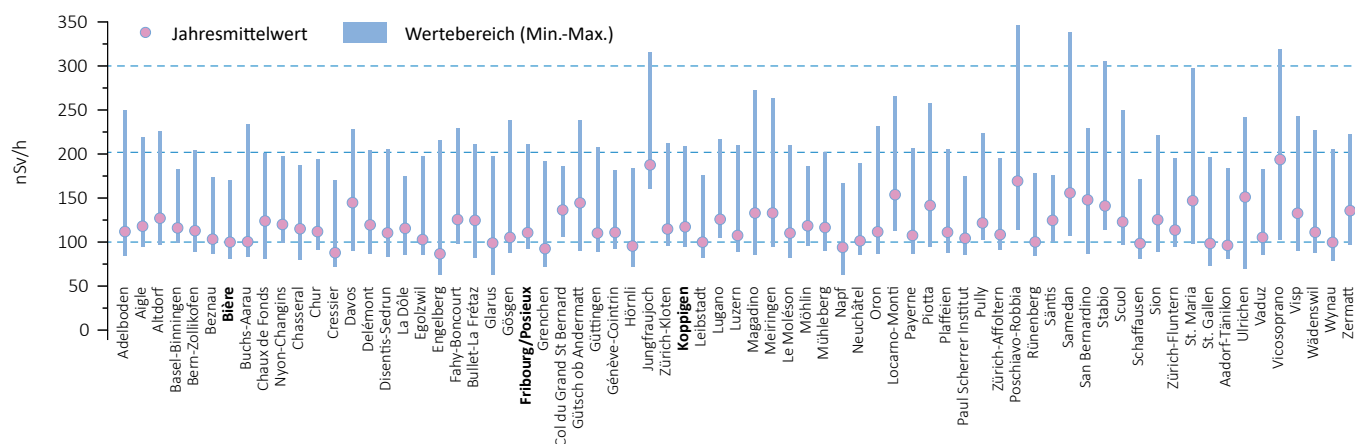
Nationale Alarmzentrale NAZ, Bundesamt für Bevölkerungsschutz BABS,
Ackermannstrasse 26, 8044 Zürich

Zusammenfassung

Das Netz für die automatische Dosisleistungsalarmierung und-messung (NADAM) dient der grossräumigen und permanenten Überwachung der externen Strahlung in der Schweiz. Das Netz besteht aus 71 Stationen (Stand 31.12.2017), die über die ganze Schweiz verteilt sind. Alle Stationen messen in 10-Minuten-Intervallen die γ -Ortsdosisleistung (ODL, $H^*(10)$).

Das NADAM-Netz dient auch als Frühwarnsystem, da jede Überschreitung eines Alarmwerts an die Nationale Alarmzentrale (NAZ) gemeldet wird. Bei einem radiologischen Ereignis unterstützt das NADAM-Netz die NAZ bei der Bestimmung des gefährdeten Gebietes und der Definition allfällig anzuordnender Schutzmassnahmen.

Im Jahr 2017 wurden keine Werte gemessen, die auf eine erhöhte Strahlenbelastung der Bevölkerung schliessen liessen.



Figur 1:

Jahresmittelwerte und Messwertebereiche 2017 der NADAM-Sonden. Der dargestellte Messwertebereich entspricht dem Bereich zwischen dem minimalen und dem maximalen 10 min-Wert der Sonden im Jahr 2017. Die Stationen Bière, Fribourg/Posieux und Koppigen sind fett markiert, da sie erst seit Anfang 2017 in Betrieb sind.

Einleitung

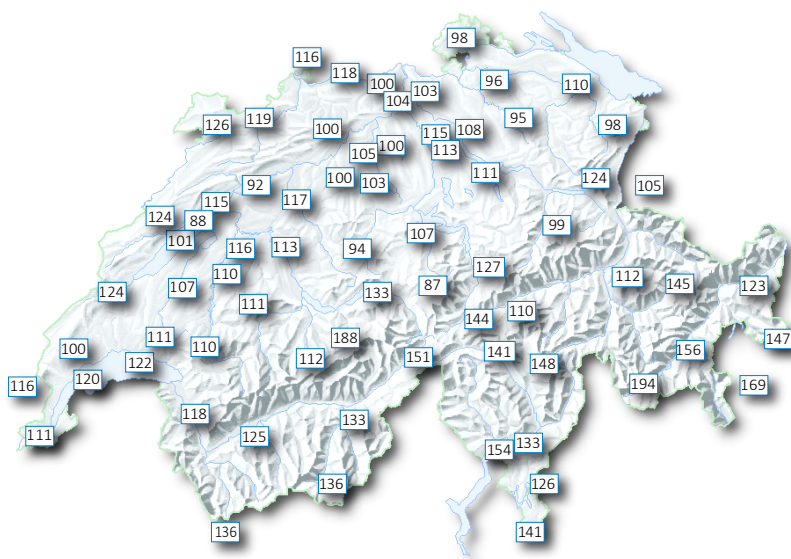
Die permanente Überwachung der externen Strahlung in der Schweiz wird von den 71 in Figur 2 eingezeichneten, über die ganze Schweiz verteilten NADAM-Stationen (Stand 31.12.2017) garantiert. Die Stationen befinden sich bei den Wetterstationen von MeteoSchweiz und liefern alle zehn Minuten Daten zur Ortsdosisleistung (ODL, $H^*(10)$). In Ergänzung zu den ODL-Daten sind damit auch Wetterdaten verfügbar, die wichtige Zusatzinformationen für die Interpretation der Messwerte liefern.

Die Sonden sind mit jeweils drei Geiger-Müller-Zählrohren bestückt, zwei für den Niederdosis- und eines für den Hochdosisbereich. Der Messbereich geht von 10 nSv/h (Nanosievert) bis 10 Sv/h und deckt somit sehr gut den Untergrundbereich bis hin zu Dosisleistungen ab, wie sie z.B. nach einer A-Waffenexplosion zu messen wären.

Das NADAM-Netz wird von der NAZ betrieben, der Fachstelle des Bundes für ausserordentliche Ereignisse. Im Bereich «erhöhte Radioaktivität» hat sie besonders umfangreiche Aufgaben: Warnung der Behörden, Information der Bundesstellen, der Kantone und der internationalen Kontaktstellen (IAEA, EU). Sie kann bei unmittelbarer Gefährdung zudem die Alarmierung und Sofortmassnahmen zum Schutz der Bevölkerung anordnen. Das NADAM-Netz dient als Frühwarnsystem. Eine Überschreitung der Alarmschwelle (1 mikroSv/h) löst in der NAZ eine Alarmmeldung aus. Dort wird der Wert verifiziert (Ausschluss von technischen Problemen, Überprüfung der meteorologischen Daten und Vergleich mit Nachbarstationen) und bei Bedarf werden weitere Messmittel für Abklärungen vor Ort angeboten. Bei einem ernsthaften Verdacht auf eine mögliche radiologische Gefährdung rückt die ganze NAZ ein und die Behörden des betroffenen Kantons werden orientiert. Bei einem radiologischen Ereignis kann die NAZ so rasch das gefährdete Gebiet bestimmen und notwendige Massnahmen zum Schutz der Bevölkerung definieren und anordnen.

Die ODL-Werte der NADAM-Sonden werden täglich zweimal auf der Internetseite der NAZ (www.naz.ch) publiziert. Im Ereignisfall oder nach Bedarf kann der Publikationsrhythmus erhöht werden. Unter der Rubrik «Aktuell» können die Stundenmittelwerte der letzten drei Tage sowie die Tagesmittelwerte vom Vortag abgerufen werden. Im Jahr 2017 wurden keine Werte gemessen, die auf eine erhöhte Strahlenbelastung der Bevölkerung schliessen liessen. Es wurden nur einzelne technische Störungen bei der Messung oder der Datenübertragung registriert.

2017 konnten ODL-Sonden auf den MeteoSchweiz-Standorten Bière (VD), Fribourg-Posieux (FR) und Koppigen (BE) in Betrieb genommen werden. Somit fehlten Ende 2017 noch 5 Messstandorte zum Abschluss der geplanten Erweiterung des NADAM-Messnetzes. Ein weiteres Projekt, das wie die NADAM-Erweiterung in Zusammenarbeit mit MeteoSchweiz durchgeführt wurde, war die Ausrüstung von insgesamt 15 Stationen mit der Möglichkeit, Messdaten über das Satellitenkommunikationssystem Iridium zu übermitteln. Im Normalbetrieb werden die Daten terrestrisch über Mobilfunk- oder Kabelverbindungen übertragen. Mit der neu geschaffenen Redundanz ist nun die Ausfallsicherheit der Datenübertragung erhöht, insbesondere da im Fall einer Katastrophe sowohl die Sicherheit der Kernanlagen als auch die terrestrischen Kommunikationsnetze beeinträchtigt sein könnten.



Figur 2:

Karte mit den Jahresmittelwerten 2017 aller NADAM-Sonden in Nanosievert pro Stunde, basierend auf den 10 min-Werten. Der Jahresmittelwert der Ortsdosisleistung variiert je nach Standort zwischen 87 nSv/h in Engelberg und 194 nSv/h in Vicosoprano.

Jahresmittelwerte und Erfahrungsbereiche 2017

Die ODL-Jahresmittelwerte und die Maxima und Minima der 10-Minuten-Werte aller Stationen sind in Figur 1 dargestellt. Die Übersicht in Figur 2 zeigt die Jahresmittelwerte aller Stationen als Zahlenwert. Die natürlich bedingte Ortsdosisleistung (ODL) wird vom Standort (geologischer Untergrund, Höhe über Meer) und von den meteorologischen Verhältnissen (Regen, Schneedecke) beeinflusst.

Der geologische Untergrund bestimmt den Beitrag der terrestrischen Strahlung zur Ortsdosisleistung. In alpinen Gebieten mit uran- und thoriumhaltigem Gestein ist der Anteil der natürlichen Radioaktivität im Boden höher als z.B. im Mittelland. Dies führt zu einer höheren terrestrischen Strahlung. Ein Beispiel für eine Station mit hohem terrestrischen Beitrag ist Vicosoprano auf 1089 m.ü.M. am Talgrund im Bergell, wo mit 194 nSv/h der höchste ODL-Jahresmittelwert aller NADAM-Stationen gemessen wurde.

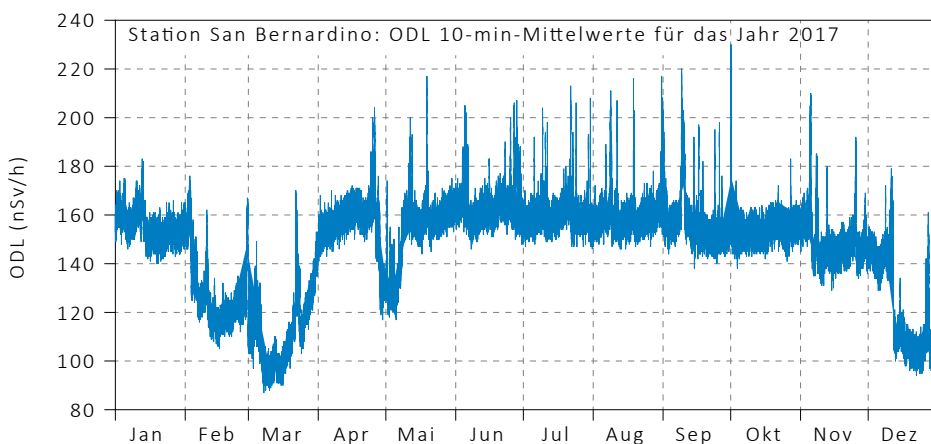
Die Höhe des Sondenstandortes über Meer bestimmt den kosmischen Anteil der ODL. Je höher der Messstandort, desto weniger wird die kosmische Strahlung durch die Atmosphäre abgeschwächt, d.h. umso grösser wird die Intensität der kosmischen Strahlung. Die Messstation Jungfrauoch liegt auf 3580 m.ü.M. Die kosmische Strahlung in dieser Höhe führt mit 188 nSv/h zu einem ähnlich hohen Jahresmittelwert wie in Vicosoprano. Die Beiträge der terrestrischen und der kosmischen Strahlung führen zu den regional beobachteten Unterschieden bei den Jahresmittelwerten.

Als Erfahrungsbereich einer Station wird bei der NAZ der Wertebereich bezeichnet, der die Minima und Maxima der Untergrundwerte (vgl. Figur 1) aus den letzten Jahren sicher einschliesst. Der Erfahrungsbereich hilft bei der automatischen Plausibilisierung der Messwerte und erleichtert somit das rasche Erkennen erhöhter Messwerte, auch wenn diese noch deutlich unter der Alarmschwelle von 1 mikroSv/h liegen. Wie jedes Jahr wurden die bisherigen Erfahrungsbereiche für alle Stationen anhand der aktuellen Messwerte überprüft und bei Bedarf angepasst.

Eine detailliertere Analyse der Station San Bernardino

Die meteorologischen Verhältnisse bestimmen grösstenteils die Schwankungen des ODL-Verlaufs innerhalb eines Jahres an einem Standort. Figur 3 zeigt als Beispiel den Verlauf der 10 min-ODL-Messwerte der Station San Bernardino. Der Jahresmittelwert liegt bei 148 nSv/h. Peaks bis zu 230 nSv/h ergeben sich durch Niederschläge, die bewirken, dass Zerfallsprodukte des natürlich vorkommenden Radons (^{222}Rn) aus der Luft ausgewaschen und am Boden deponiert werden. Umgekehrt erkennt man an tiefen Messwerten bis 87 nSv/h, dass in den Wintermonaten eine unterschiedlich dicke Schneedecke die terrestrische Strahlung abgeschirmt hat.

In Figur 4 ist die Korrelation der auf ganze Zahlen gerundeten ODL-Werte mit dem Niederschlag dargestellt. ODL-Werte über 180 nSv/h gehen in den allermeisten Fällen einher mit Niederschlag. Die ODL-Spitzen aus



Figur 3:
Zeitverlauf der 10 min-ODL-Werte für die Station San Bernardino im Jahr 2017. Deutlich sichtbar sind die um bis zu 41% reduzierten ODL-Werte im Winter aufgrund der Abschirmung der terrestrischen Strahlung durch die Schneedecke.

Figur 3 lassen sich damit sehr gut mit den Niederschlägen erklären. Der Niederschlagseffekt zeigt sich auch in den maximalen 10 Minuten-Werten der Stationen und entsprechend in den in Figur 1 gezeigten Wertebereichen für Adelboden (123% über dem Jahresmittelwert), Gösgen (+126%), Buchs-Aarau (+133%) und Engelberg (+149%).

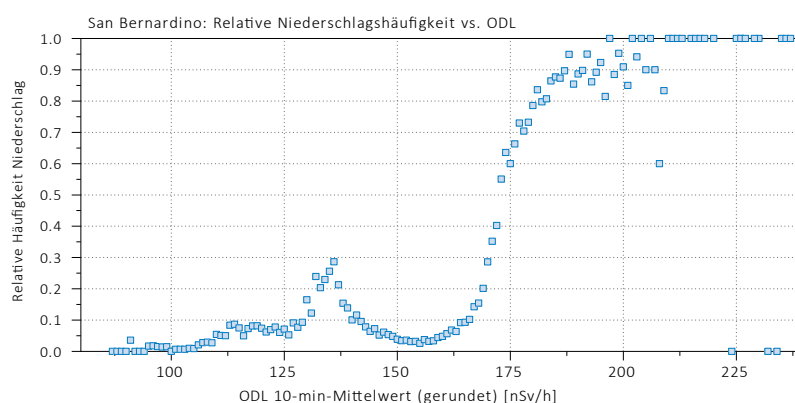
Figur 5 zeigt die absolute Häufigkeitsverteilung der 10 Minuten ODL-Daten. Rot gekennzeichnet ist die Verteilung aller ODL-Daten, blau diejenigen, während denen Niederschlag (Schnee oder Re-

gen) stattgefunden hat. Der häufigste gemessene Wert liegt bei 156 nSv/h, lokale Maxima ergeben sich aus Perioden mit ähnlichen Messwerten über längere Zeiträume, wie bei etwa 105 nSv/h aufgrund der über einige Tage gleich dicken Schneedecke im Dezember. An den blau gezeichneten Werten erkennt man die Korrelation von Niederschlag mit erhöhten ODL-Werten, im Speziellen über 180 nSv/h.

Jahresmittelwert, häufigster Wert, Minimum und Maximum der NADAM-Stationen

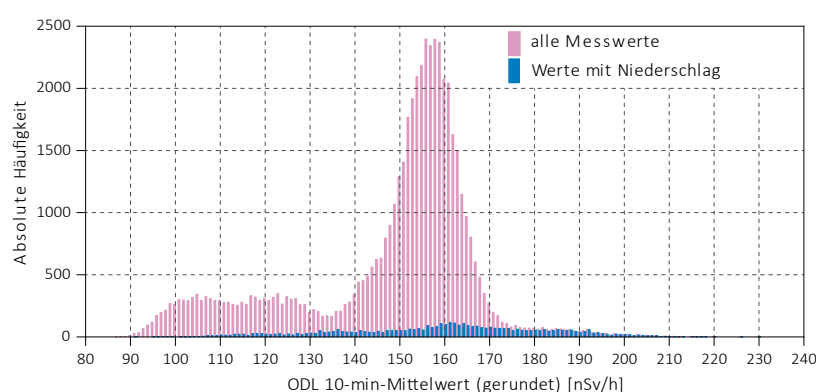
In Tabelle 1 sind für alle NADAM-Stationen die wichtigsten Standort-Informationen, der Jahresmittelwert, der häufigste gemessene Wert, minimaler und maximaler 10-min-ODL-Messwert zusammengestellt. Wenn über kurze Zeiträume höhere oder tiefere Werte gemessen werden, beeinflusst dies den Jahresmittelwert, jedoch bleibt der häufigste Messwert ähnlich, sofern noch genügend Messwerte aus Perioden ohne diese Einflüsse vorhanden sind. Daher liegt etwa in Ulrichen der Jahresmittelwert rund 9 % tiefer als der häufigste Messwert, in Gütsch ob Andermatt beträgt dieser Unterschied gar 20 % (Tabelle 1). Dies ist die Folge der Schneedecke, welche in den Wintermonaten die terrestrische Strahlung stark abschirmt und damit einen tieferen Jahresmittelwert zur Folge hat. In überwiegend schneefreien Gebieten sind die beiden Werte sehr ähnlich.

Ein Ausschnitt der in Figur 3 gezeigten Messreihe ist in Figur 6 detaillierter dargestellt und mit der gleichzeitig gemessenen Niederschlagskurve verglichen. Rot eingezeichnet und auf der linken y-Achse skaliert ist der 10 min ODL-



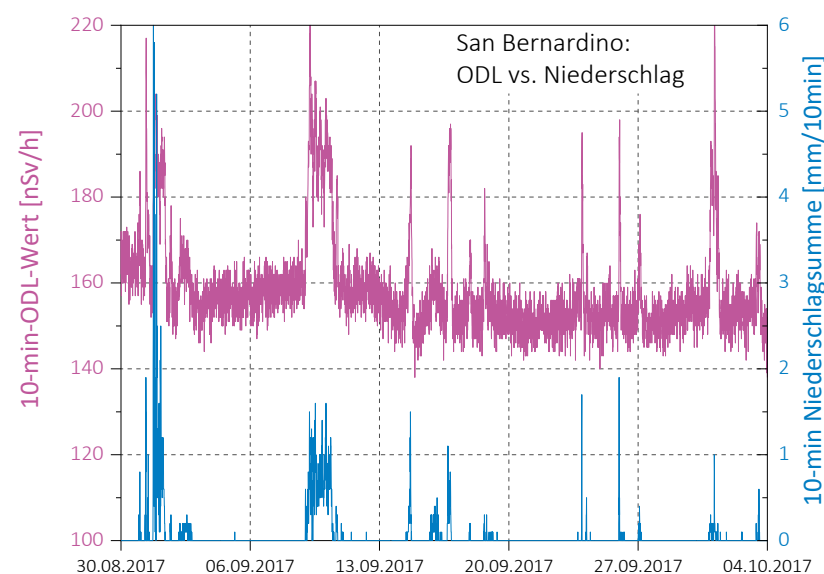
Figur 4:

Korrelation zwischen den 10 min-Werten und den Niederschlägen für die Station San Bernardino im Jahr 2017. Die ODL-Werte über 180 nSv/h korrelieren gut mit Niederschlägen, d.h. in den meisten Fällen traten hohe ODL-Werte gleichzeitig mit Niederschlag auf.



Figur 5:

Verteilung der 10 min-Werte für die Station San Bernardino im Jahr 2017; rot: alle Messwerte; blau: Messwerte während Niederschlag. Werte über 180 nSv/h gehen fast immer einher mit Niederschlag.



Figur 6:

Zeitverlauf der ODL 10 min-Mittelwerte und der 10 min Niederschlagssummen für die Station San Bernardino vom 30.08.2017 bis 04.10.2017.

Mittelwert in Nanosievert pro Stunde [nSv/h] über den Zeitraum von 5 Wochen, blau gezeichnet und auf der rechten y-Achse skaliert ist der gemessene Niederschlag in Millimeter pro 10 Minuten [mm/10min].

Deutlich sichtbar sind ODL-Peaks, die jeweils bei Niederschlägen auftreten. Die klare Korrelation rührt daher, dass bei Niederschlag radioaktive Partikel aus der Luft ausgewaschen und am Boden deponiert werden und dort zu erhöhten Werten führen. Die Intensität des ODL-Anstiegs ist dabei weniger von der Niederschlagsmenge abhängig, sondern eher davon, welche Stoffe gerade in der Atmosphäre waren, als der Niederschlag einsetzte. Am 09.09. und 10.09.2017 ist zudem zu erkennen, dass bei anhaltendem Niederschlag die ODL aufgrund der abnehmenden Konzentration in der Luft zurückgeht.

Qualitätssicherung

Die Sonden sind vom Hersteller typengeprüft und werden durch die anerkannte Eichstelle des «Institut Universitaire de Radiophysique Appliquée» (IRA) geeicht. Die Gültigkeit des Eichzertifikats wurde in Absprache mit der METAS für den Gerätetyp IGS 421 B1-H (Zulassungszertifikat CH-I-13182-01) auf fünf Jahre festgelegt.

Nach der Eichung erfolgt bei MeteoSchweiz in Payerne noch eine Analyse der Eichungsergebnisse. Falls die Abweichung bei Dosisleistungen ≤ 50 mikroSv/h grösser als 7% oder bei Dosisleistungen > 50 mikroSv/h grösser als 15 % ist, wird ein Korrektorkoeffizient angewandt. Damit wird sichergestellt, dass die Sonde in 95 % der Fälle im Toleranzbereich liegt.

Zudem werden die Sonden jährlich von MeteoSchweiz getestet. Mit den Sondentests werden zwei Ziele verfolgt:

- Überprüfen, dass die Sonden im definierten Wertebereich korrekt messen: Bei einer Abweichung von mehr als 7 % des gemessenen Wertes vom Sollwert wird die Sonde ausgewechselt. Somit können sich die Dosisleistungswerte von zwei verschiedenen Sonden (verschiedene Seriennummern) am gleichen Standort bei einem Messwert von 100 nSv/h um bis zu 15 nSv/h unterscheiden. Bei technischen Defekten werden die Sonden ausgewechselt, bei MeteoSchweiz in Payerne im Labor getestet und falls nötig dem Hersteller zur Reparatur geschickt.
- Testen der Meldewege, insbesondere auch die korrekte Auslösung und Übermittlung eines Sondenalarms.

Jede Sonde wird mindestens alle 12 Monate geprüft. Im Jahr 2017 wurden 89 Sondentests durchgeführt. Einige Sonden wurden mehrmals getestet, zum Beispiel nach einer Reparatur oder einem Austausch. Defekte Sonden wurden im Jahr 2017 zurückbehalten, um später in einem Sammelauftrag zur Reparatur geschickt zu werden. Die NADAM-Sonden sind stabil und zuverlässig.

Die NAZ verfügt insgesamt über 116 Sonden. Der grösste Teil davon ist bei den NADAM-Stationen im Einsatz, einige müssen repariert werden oder befinden sich in der Eichung. Daneben stehen einsatzbereite Ersatzsonden an vier Wartungsstandorten von MeteoSchweiz bereit.

Tabelle 1:

Jahresmittelwert, häufigster Wert,
Minimum und Maximum der
NADAM-Stationen

In der folgenden Tabelle sind die Jahresmittelwerte, die häufigsten Werte, die Minima und Maxima, basierend auf den 10-Min-Werten, für alle NADAM-Stationen im Jahr 2017 aufgeführt.

Station	Abkürzung	Datum der Inbetriebnahme	Höhe [m.ü.M.]	Jahresmittelwert [nSv/h]	Häufigster Wert [nSv/h]	Minimum [nSv/h]	Maximum [nSv/h]
Adelboden (ABO)	BE	04.11.09	1322	112	112	84	249
Aigle (AIG)	VD	09.09.09	382	118	116	95	219
Altdorf (ALT)	UR	28.10.09	439	127	126	97	226
Basel-Binningen (BAS)	BS	19.11.09	317	116	114	99	182
Bern-Zollikofen (BER)	BE	30.09.09	554	113	113	89	204
Beznau (BEZ)	AG	19.11.09	327	103	101	87	174
Bière (BIE)	VD	12.01.17	684	100	99	81	170
Buchs-Aarau (BUS)	AG	20.11.09	388	100	99	83	234
Changins (CGI)	VD	23.09.09	459	120	119	99	197
Chasseral (CHA)	BE	17.09.09	1594	115	117	80	187
Chur (CHU)	GR	09.10.09	557	112	110	91	194
Col du Grand St Bernard (GSB)	VS	09.09.09	2491	136	144	106	186
Cressier (CRM)	NE	03.11.16	431	88	86	72	170
Davos (DAV)	GR	08.10.09	1589	145	152	90	228
Delémont (DEM)	JU	03.11.16	439	119	121	86	204
Disentis (DIS)	GR	28.10.09	1197	110	108	83	205
Egolzwil (EGO)	LU	22.09.10	523	103	101	85	197
Engelberg (ENG)	OW	30.10.09	1035	87	87	63	216
Fahy (FAH)	JU	14.10.09	597	126	125	98	229
Fribourg/Posieux (GRA)	FR	13.01.17	646	110	110	93	211
Génève (GVE)	GE	24.09.09	412	111	110	93	182
Glarus (GLA)	GL	02.12.09	518	99	100	63	198
Gösgen (GOE)	SO	20.11.09	381	105	103	88	238
Grenchen (GRE)	SO	06.12.10	431	92	90	72	192
Gütsch ob Andermatt (GUE)	UR	01.09.05	2296	144	174	90	238
Güttingen (GUT)	TG	03.12.09	441	110	108	89	208
Hörnli (HOE)	ZH	12.11.09	1133	95	94	72	184
Jungfrauoch (JUN)	VS	29.09.09	3581	188	185	161	316
Koppigen (KOP)	BE	13.01.17	484	117	120	95	209
La Chaux de Fonds (CDF)	NE	17.09.09	1018	124	126	81	201
La Dôle (DOL)	VD	23.09.09	1670	116	117	86	175
La Frétaz (FRE)	VD	24.09.09	1206	124	128	82	211
Le Moléson (MLS)	FR	19.08.09	1975	110	112	82	210
Leibstadt (LEI)	AG	19.11.09	342	100	98	82	176
Locarno-Monti (OTL)	TI	22.10.09	368	154	152	113	266
Lugano (LUG)	TI	21.10.09	273	126	124	105	217
Luzern (LUZ)	LU	05.11.09	455	107	106	89	210
Magadino-Cadenazzo (MAG)	TI	22.10.09	204	133	132	85	272
Meiringen (MER)	BE	06.10.11	590	133	134	94	263
Möhlin (MOE)	AG	09.2010	341	118	117	96	186
Mühleberg (MUB)	BE	15.10.09	481	116	117	90	202
Napf (NAP)	BE	05.11.09	1405	94	96	63	167
Neuchâtel (NEU)	NE	10.12.09	485	101	99	86	190
Oron (ORO)	VD	29.02.12	828	111	111	87	232
Paul Scherrer Institut – Villigen (PSI)	AG	27.07.11	335	104	102	86	175
Payerne (PAY)	VD	13.08.09	490	107	101	87	207
Piotta (PIO)	TI	29.10.09	990	141	142	94	257
Plaffeien (PLF)	FR	14.08.09	1043	111	111	88	206
Pully (PUY)	VD	23.09.09	456	122	120	103	224
Reckenholz (REH)	ZH	13.11.09	444	108	107	91	195
Robbia (ROB)	GR	07.10.09	1079	169	164	114	346
Rünenberg (RUE)	BL	20.11.09	612	100	99	84	178
Samedan (SAM)	GR	25.08.09	1710	156	161	107	338
San Bernardino (SBE)	GR	29.10.09	1640	148	156	87	230
Santa Maria (SMM)	GR	15.12.11	1385	147	144	98	297
Säntis (SAE)	AI	11.11.09	2503	124	124	100	176
Schaffhausen (SHA)	SH	04.12.09	439	98	97	81	171
Scuol (SCU)	GR	27.08.09	1305	123	121	97	250
Sion (SIO)	VS	10.09.09	482	125	125	89	221
St. Gallen (STG)	SG	12.11.09	777	98	98	73	196
Stabio (SBO)	TI	21.10.09	352	141	139	114	305
Tänikon (TAE)	TG	03.12.09	539	96	95	81	184
Ulrichen (ULR)	VS	04.11.09	1347	151	165	70	242
Vaduz (VAD)	FL	03.12.09	458	105	104	86	183
Vicosoprano (VIO)	GR	06.02.13	1089	194	199	103	319
Visp (VIS)	VS	11.09.09	640	133	134	90	243
Wädenswil (WAE)	ZH	02.12.09	487	111	109	88	227
Wynau (WYN)	BE	15.10.09	423	100	98	79	206
Zermatt (ZER)	VS	11.09.09	1640	136	139	97	223
Zürich-Fluntern (SMA)	ZH	24.11.09	557	113	112	94	195
Zürich-Kloten (KLO)	ZH	24.11.09	427	115	112	96	212

3.3

Aeroradiometrische Messungen

B. Bucher

Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat, Industriestrasse 19, 5200 Brugg

G. Butterweck

Abteilung Strahlenschutz und Sicherheit, Paul Scherrer Institut, 5232 Villigen PSI

L. Rybach

Institut für Geophysik, ETH Zürich, 8092 Zürich

Zusammenfassung

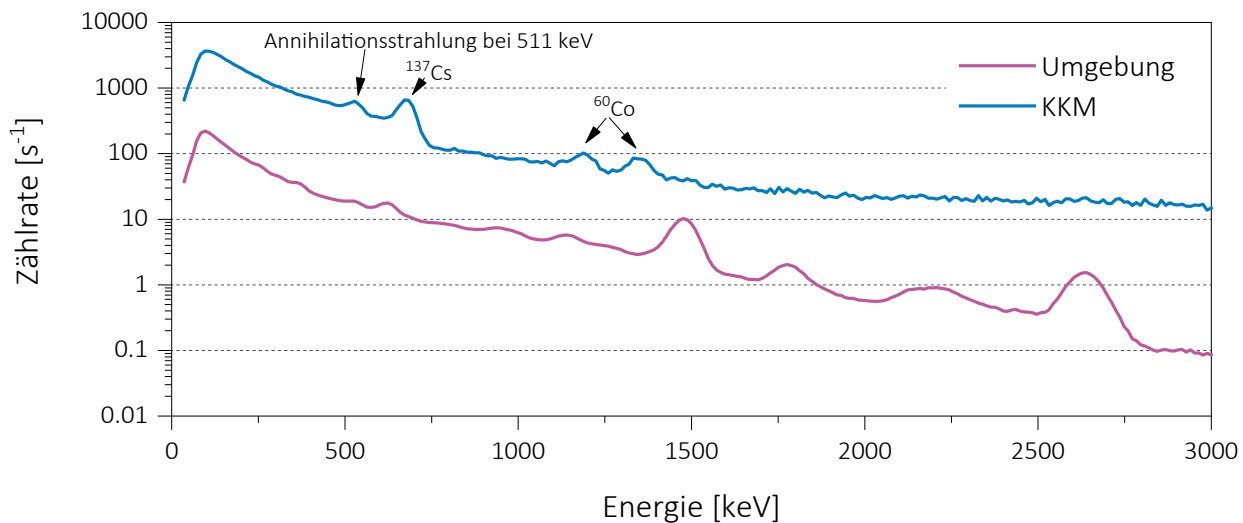
Bei den Messflügen im Juni 2017 wurde turnusgemäss die Umgebung der Kernkraftwerke Gösgen (KKG) und Mühleberg (KKM) abgedeckt. Zusätzlich wurden im Rahmen einer internationalen Messübung mit Messteams aus Deutschland, Frankreich und Tschechien ein Composite Mapping mit integrierter Quellensuche in der Nordostschweiz und Kalibrierflüge über dem Zugersee durchgeführt sowie zwei Referenzgebiete (Linthebene und Murgtal) und ein Profil durch die Nordostschweiz gemessen.

Die Messresultate in den Messgebieten KKG und KKM zeigten ein ähnliches Bild wie in früheren Jahren. Das KKG konnte nicht detektiert werden. Beim KKM konnte wie in früheren Jahren die gestreute, hochenergetische Photonenstrahlung des Radionuklids ^{16}N detektiert werden. Aufgrund von Messungen an Abfallfässern im KKM war während des Überflugs die Abschirmung zum Zwischenlager geöffnet. Dadurch konnten in den Spektren auch ^{137}Cs und ^{60}Co identifiziert werden. Ausserhalb der Betriebsareale wurde keine Radioaktivität identifiziert, die auf den Betrieb der Kernanlagen zurückzuführen wäre.

Bei den übrigen Messungen wurden keine Ergebnisse von radiologischer Bedeutung registriert. Die Messwerte lagen im für diese Gebiete typischen Erfahrungsbereich. Das Composite Mapping zeigte einmal mehr die grosse Leistungsfähigkeit der Aeroradiometrie im Bereich der grossflächigen Kartierung auf.

Einleitung

Aeroradiometrische Messungen in der Schweiz begannen 1986. Methodik und Software für Kalibrierung, Datenerfassung, Datenverarbeitung und Kartendarstellung wurden am Institut für Geophysik der ETH Zürich entwickelt (Schwarz 1991). In der Zeit von 1989 bis 1993 wurde die Umgebung der schweizerischen Kernanlagen jährlich aeroradiometrisch auf einer Fläche von jeweils rund 50 km² vermessen. Im Jahre 1994 ging man zu einem Zweijahresrhythmus über, wobei seither abwechselungsweise zwei bzw. drei Gebiete mit Kernanlagen vermessen werden. 1992 und 1995 wurden ebenfalls am Institut für Geophysik der ETH Zürich zwei neue Messgeräte gebaut mit unterschiedlichen Empfindlichkeiten (Detektorvolumen von 16.8 bzw. 4.0 Litern).



Figur 3:
Gemittetes Spektrum im Bereich des Betriebsgeländes KKM im Vergleich zum gemittelten Spektrum ausserhalb des Betriebsareals (Umgebung).

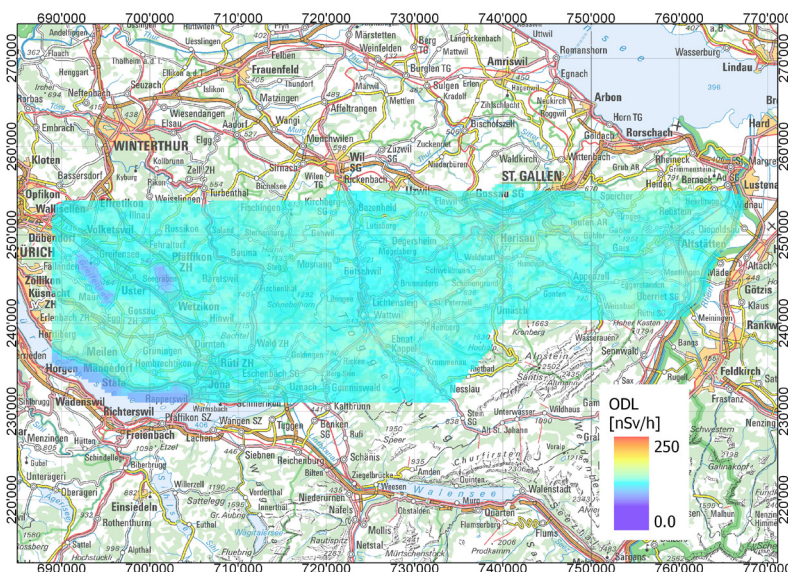
Messungen und Messresultate 2017

Im Juni 2017 wurde turnusgemäss die Umgebung der Kernkraftwerke Gösgen (KKG) und Mühleberg (KKM) gemessen. Im Rahmen der Messflüge 2017 fand auch eine internationale Messübung mit Teilnehmern aus Deutschland, Frankreich und Tschechien statt. Zudem nahm ein Messteam des Komp Zen ABC der Armee teil. Es setzte ein neues Messsystem ein, das ab 2018 die bestehende Aeroradiometrieausrüstung ablösen wird. Bei der internationalen Messübung wurde ein Composite Mapping mit integrierter Quellensuche durchgeführt sowie ein Profil durch die Nordostschweiz und zwei Referenzgebiete gemessen. Über dem Zugersee fanden Messungen zur Bestimmung des Backgrounds statt. Die detaillierten Ergebnisse sämtlicher Messungen werden in einem PSI-Bericht im Verlauf des Jahres 2018 publiziert.

Die Resultate in den Messgebieten KKG und KKM zeigten ein ähnliches Bild wie in vorangegangenen Mess-

kampagnen. Im Bereich des KKG sind keine besonderen Werte bei der Ortsdosisleistung (Figur 1) zu erkennen. KKG mit seinem Druckwasserreaktor konnte aeroradiometrisch weder aufgrund der Ortsdosisleistung (Figur 1) noch des MMGC-Verhältnisses erkannt werden. Das Man Made Gross Count (MMGC) Verhältnis steht für den Quotienten der Zählraten in den Energiebereichen von 400 - 1'400 keV und 1'400 - 3'000 keV. Da die meisten Spaltprodukte Gammalinien im Energiebereich unterhalb von 1'400 keV aufweisen, stellt das MMGC-Verhältnis ein empfindliches Instrument zur Lokalisierung künstlicher Radionuklide dar.

Im Gegensatz zu KKG (Figur 1) konnte das KKM mit seinem Siedewasserreaktor anhand gestreuter, hochenergetischer Photonenstrahlung wie in früheren Jahren erkannt werden (Figur 2). Diese Strahlung wird durch das Aktivierungsprodukt ^{16}N erzeugt, welches bei Siedewasserreaktoren durch die Frischdampfleitung in die Turbinen im Maschinenhaus gelangt. Da das Dach

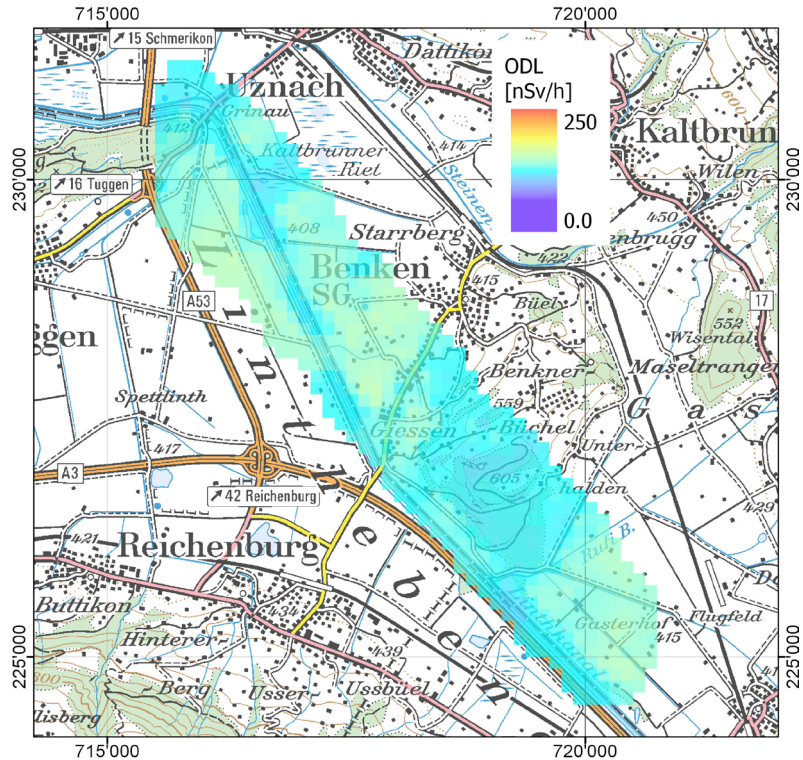


Figur 4:
Ortsdosisleistung der zwei Schweizer Messteams im Rahmen des Composite Mapping.
Kartendaten PK500 © Bundesamt für Landestopografie.

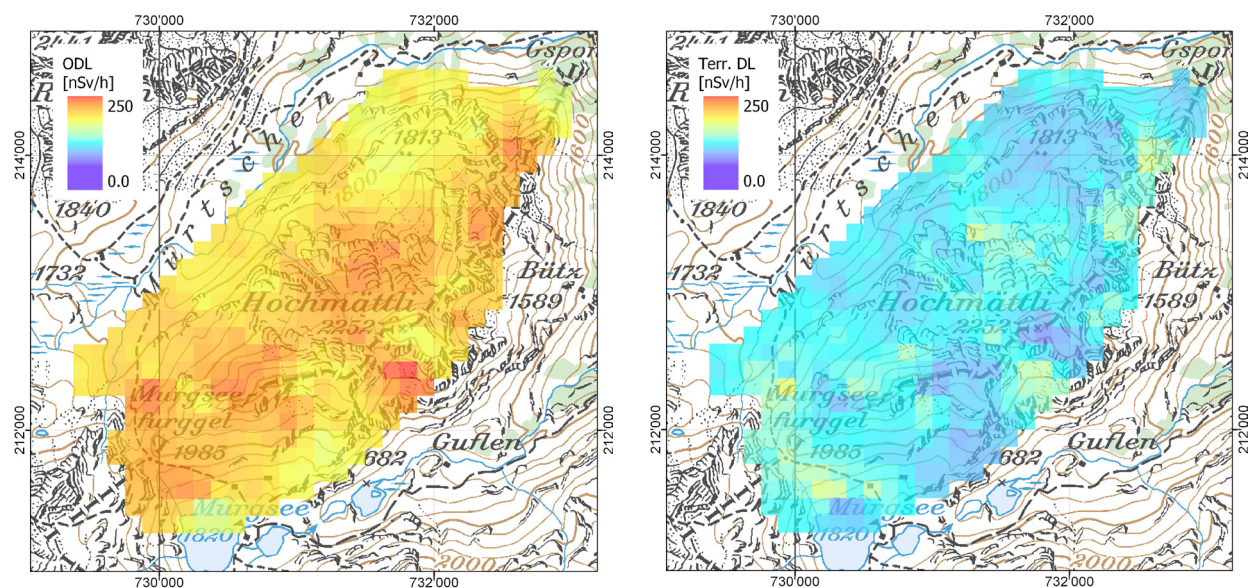
des Maschinenhauses vergleichsweise gering abgeschirmt ist, kann die hochenergetische Gammastrahlung des ^{16}N aus der Luft gut gemessen werden. Die hochenergetische Gammastrahlung führt über Paarbildung und die damit verbundene Annihilationsstrahlung auch zu einem Peak bei 511 keV im Spektrum. Zusätzlich zur ^{16}N -Strahlung konnten 2017 auch die Gammalinien von ^{137}Cs und ^{60}Co in Spektren bei KKM erkannt werden (Figur 3). Während des Messfluges 2017 wurden von Mitarbeitern des KKM Fässer mit radioaktivem Abfall gemessen. Dabei war auch die Abschirmung zum Zwischenlager des KKM für radioaktive Abfälle geöffnet. Dadurch konnte ein Signal der dort gelagerten Abfälle aus der Luft detektiert werden.

Ausserhalb der Betriebsareale sind keine erhöhten Werte erkennbar. Unterschiede sind auf Einflüsse der Topographie wie Untergrund, Vegetation und Gewässer zurückzuführen.

Im Rahmen einer internationalen Messübung in der Schweiz wurden verschiedene Gebiete in der Nordostschweiz gemessen. In einer Messaufgabe wurde die Nordostschweiz durch die sechs teilnehmenden Messteams innerhalb eines Tages radiometrisch kartiert (Composite Mapping). Gleichzeitig wurden im gleichen Messgebiet zwei zu Übungszwecken ausgelegte Quellen gesucht und schliesslich gefunden. In der Abbildung 4 ist die Ortsdosisleistung aus den Messungen der zwei Schweizer Messteams im Rahmen dieser Messaufgabe abgebildet. Die Messungen erfolgten mit zwei unterschiedlichen Messsystemen und zwei Helikoptern innerhalb eines Arbeitstages.

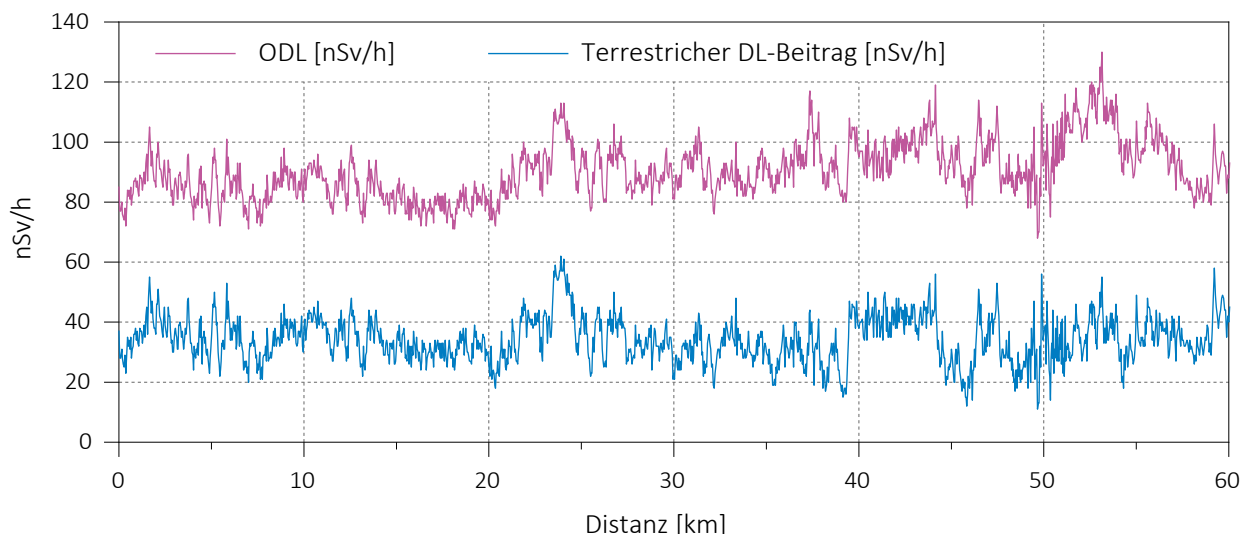


Figur 5:
Ortsdosisleistung im Messgebiet Linthebene.
Kartendaten PK100 © Bundesamt für Landestopografie.



Figur 6:
Ortsdosisleistung (links) und terrestrischer Dosisleistungsbeitrag (rechts) im Messgebiet Murgtal.
Kartendaten PK100 © Bundesamt für Landestopografie.

Zusätzliche Messungen während der internationalen Übung wurden in zwei kleineren Referenzgebieten in der Linthebene und im Murgtal durchgeführt. Während das Gebiet in der Linthebene flach ist, weist das Messgebiet Murgtal eine ausgeprägte Topographie auf. Die Ortsdosisleistung im Gebiet Linthebene (Figur 5) ist sehr ähnlich zu anderen Gebieten der Nordschweiz, die Ortsdosisleistung im Gebiet Murgtal stark durch den höhenabhängigen kosmischen Dosisleistungsbeitrag geprägt. Für das Gebiet Murgtal sind deshalb in Figur 6 die Ortsdosisleistung und der terrestrische Dosisleistungsbeitrag dargestellt.



Figur 7:
Ortsdosisleistung und terrestrischer Dosisleistungsbeitrag entlang des Profils von Neubrunn/ZH nach Wartau/SG.

In Figur 7 sind die Verläufe der Ortsdosisleistung und des terrestrischen Dosisleistungsbeitrags entlang des gemessenen Profils von Neubrunn/ZH nach Wartau/SG dargestellt. Der Verlauf der Ortsdosisleistung weist einen grösseren Wertebereich auf als der terrestrische Dosisleistungsbeitrag, da der kosmische Dosisleistungsbeitrag mit der Höhe exponentiell zunimmt und deshalb im Gebiet der Churfürsten deutlich mehr zur Ortsdosisleistung beiträgt.

Literatur

- Schwarz, G. F., 1991: Methodische Entwicklungen zur Aerogammaspektrometrie. Beiträge zur Geologie der Schweiz, Geophysik Nr.23, Schweizerische Geophysikalische Kommission.
- Bucher, B., 2001: Methodische Weiterentwicklungen in der Aeroradiometrie. Dissertation Nr. 13973, ETH Zürich.
- Bucher, B., Rybach, L., 2010: Flächendeckende Langzeitanalyse der Strahlung in der Umgebung der Schweizer Kernanlagen mit Hilfe der Aeroradiometrie, in: Natürliche und künstliche Radionuklide in unserer Umwelt, 42. Jahrestagung des Fachverbands für Strahlenschutz e.V., FS-2010-153-T, ISSN 1013-4506, TÜV Media GmbH, Köln.

Chapitre / Kapitel 4

Environnement

Umwelt

4.1

Radioaktivität in der Luft (Aerosol) und im Niederschlag

P. Steinmann, S. Estier, D. Lienhard, P. Beuret, G. Ferreri, A. Gurtner, M. Müller,
Sektion Umweltradioaktivität, URA / BAG, 3003 Bern

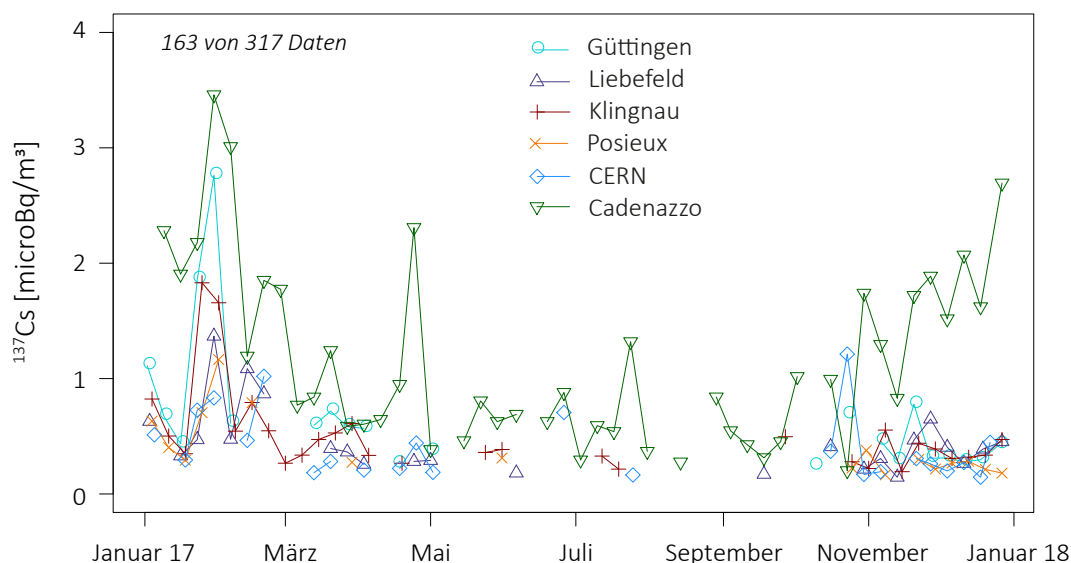
Zusammenfassung

Die Radioaktivität in der Luft und im Niederschlag zeigte 2017 keine erhöhten Werte, welche die Gesundheit der Bevölkerung gefährdet hätten. In der Atmosphäre überwiegt die natürliche Radioaktivität deutlich. Dank der grossen Empfindlichkeit der verwendeten Messmethoden konnten trotzdem kleinste Spuren von künstlichen Radionukliden auf den Aerosolpartikeln nachgewiesen werden. Aussergewöhnlich waren die Ende September im Tessin festgestellten Spuren von Ruthenium-106, einem Spaltprodukt, dass normalerweise in der Luft nicht messbar ist (siehe Kapitel 4.3). Im Niederschlag wurden 2017 mit Ausnahme von Tritium und sporadischen Spuren von ^{137}Cs keine künstlichen Radionuklide nachgewiesen. In der unmittelbaren Umgebung von Tritium-verarbeitenden Industriebetrieben erreichten die Tritiumwerte im Regenwasser maximal 11% des Immissionsgrenzwertes der StSV für öffentlich zugängliche Gewässer.

Luft

Probenahme und Messung

Das BAG sammelt Aerosolpartikel mit sogenannten High-Volume-Samplern (HVS) an 6 Stationen in der Schweiz (siehe Tabelle 1). Bei den HVS Stationen werden fortlaufend grosse Volumen von Luft gefiltert; je nach Station sind es 80'000 m³ bis 150'000 m³ pro Woche. Die Filter werden im Routinebetrieb wöchentlich gewechselt und zur Analyse ans BAG gesandt. Die Messung auf einem HPGe-Gammaspektrometer dauert 2 Tage. Die lange Messzeit ist nötig, weil die Konzentration der radioaktiven Stoffe sehr tief ist. Die Messresultate werden auf www.radenviro.ch und www.bag.admin.ch/hvs zeitnah veröffentlicht. Ziel der HVS Messungen ist nicht die schnelle Alarmierung (dafür gibt es URAnet, MADUK und NADAM) sondern der Nachweis von kleinsten Spuren, die von den anderen Messsystemen nicht detektiert werden. Die Erfahrung, besonders im Jahr 2011 nach dem Reaktorunfall in Fukushima, hat gezeigt, dass für eine glaubwürdige Information der Bevölkerung und von öffentlichen Institutionen eine präzise Messung der tatsächlich vorhandenen Radioaktivität unverzichtbar ist. Neben den HVS-Filtern betreibt das BAG Mittelvolumen-Filter (MV), welche ein 10- bis 20-mal geringeres Luftvolumen filtrieren und damit entsprechend höhere Nachweisgrenzen haben. Die MV-Sammler sind zur Überwachung der Kernkraftwerke bei Gösgen, Leibstadt, Mühleberg und PSI/Beznau stationiert, wobei der letztgenannte vom PSI betrieben und gemessen wird. Ein weiterer MV-Sammler steht für die Überwachung der freien Atmosphäre in der Hochalpinen Forschungsstation Jungfrauoch. Die Filter der MV-Sammler werden wöchentlich gewechselt und als Monatsprobe (4 - 5 Filter) gammaspektrometrisch gemessen.



Figur 1 :
 ^{137}Cs Konzentrationen bei allen HVS Stationen für das Jahr 2017.

Künstliche Radioisotope in der Luft

Ende September bis anfangs Oktober 2017 sind von mehreren Europäischen Messstellen, darunter das BAG, Spuren von radioaktivem Ruthenium-106 (^{106}Ru) in der Luft festgestellt worden.

Dieses Radioisotop, welches unter normalen Umständen in der Atmosphäre nicht nachweisbar ist, muss bei einer ungeplanten Abgabe freigesetzt worden sein. Das Fehlen jeglicher anderer künstlicher Radioisotope schliesst eine Abgabe aus einem Kernkraftwerk aus. In der Schweiz wurden Spuren von ^{106}Ru Ende Oktober bis anfangs November bei Cadenazzo im Tessin nachgewiesen – mit einem Maximum von 1'900 micro-Bq/m³ im Zeitraum vom 02.10. bis 03.10. Eine ausführliche Diskussion dieses ausserordentlichen und immer noch ungeklärten Ereignisses findet sich im Kapitel 4.3 sowie auf www.radenviro.ch (nach «Ruthenium-106» suchen).

Das einzige regelmässig nachgewiesene künstliche Radioisotop in der Luft war wie in den Vorjahren Cäsium-137 (^{137}Cs). ^{137}Cs hat eine Halbwertszeit von 30 Jahren und rührt zur Hauptsache immer noch vom Reaktorunfall in Tschernobyl her. Die gemessenen Konzentrationen sind insgesamt sehr gering. Die höchsten Werte (Maximum 3.5 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) wurden 2017 wie in früheren Jahren im Januar und Dezember für die Station Cadenazzo

gemessen (siehe Figur 1). Diese Werte sind rund eine Million Mal tiefer als der Immissionsgrenzwert für ^{137}Cs von 3.3 Bq/m³. Zu den erhöhten ^{137}Cs Konzentrationen in den Wintermonaten tragen wahrscheinlich das Aufwirbeln von Bodenpartikel in der vegetationsarmen Zeit sowie das Verbrennen von leicht mit ^{137}Cs kontaminiertem Holz bei. Die stärkere Kontamination der Böden im Kanton Tessin nach Tschernobyl erklärt

Tabelle 1:
HVS-Stationen des BAG

Station	H.ü.M.	Gemeinde	Umgebung	Bemerkung
CAD	203 m	Cadenazzo TI	Landwirtschaft (Agroscope Forschungsstation)	Referenzstation für die Alpensüdseite
CERN	428 m	Meyrin GE	Landwirtschaft, Stadtnähe, Gelände CERN	zur Erfassung eventueller Abgaben aus den CERN Beschleunigern
GUT	440 m	Güttingen TG	Landwirtschaft, Bodensee	Referenzstation für das östliche Mittelland
KLI	315 m	Klingnau AG	ländlich, Stausee	im Einflussbereich der KKW Beznau und Leibstadt
LBF	560 m	Köniz BE (Liebefeld)	städtisch, Agglomeration	am Standort des Bundesamts für Gesundheit
POS	640 m	Hauterive FR (Posieux)	Landwirtschaft (Agroscope Forschungsstation)	Referenzstation für das westliche Mittelland

so die höheren Werte der Station Cadenazzo. Das radioaktive Natriumisotop ^{24}Na mit einer Halbwertszeit von 15 Stunden kann sowohl natürliche als auch künstliche Quellen haben. Natürliches ^{24}Na wird wie das ^7Be und ^{22}Na in der oberen Atmosphäre durch die kosmische Strahlung erzeugt. Künstliches ^{24}Na kann in Beschleunigern erzeugt werden, wie sie z. B. am Cern in Genf oder am PSI in Villigen im Einsatz stehen. Bei HVS CERN und bei HVS Klingnau konnten im Berichtsjahr gelegentlich Spuren von ^{24}Na nachgewiesen werden; im Bereich von 28 - 377 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$. Die HVS Station Klingnau liegt in rund 6 km Entfernung vom PSI, welches daher als mögliche Quelle in Betracht gezogen werden muss. Aufgrund der kurzen Halbwertszeit von ^{24}Na kann die Nachweisgrenze variieren und lag 2017 bei rund einem Siebtel der Messungen bei $> 1'000 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$. Die gemessenen ^{24}Na Werte und die Nachweisgrenzen insgesamt liegen allerdings stets deutlich unterhalb des Immissionsgrenzwertes von 100 Bq/m^3 . Geringste Spuren von Jod-131 (^{131}I) tauchten 2017 in einigen (n=8) HVS Filtern auf; vor allem bei der HVS Station CERN mit einem höchsten Wert von 4.0 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$. Das auf dem Gelände des CERN gemessene ^{131}I stammt wohl aus einem Beschleuniger. Bei anderen Stationen ist die Ursache von Spuren von ^{131}I in dessen medizinischen Anwendungen zu suchen, etwa wenn ^{131}I durch die Verbrennung von Abfällen aus Spitälern in die Luft gelangt. Gesundheitlich sind diese Konzentrationen – eine Million Mal tiefer als der Immissionsgrenzwert – irrelevant.

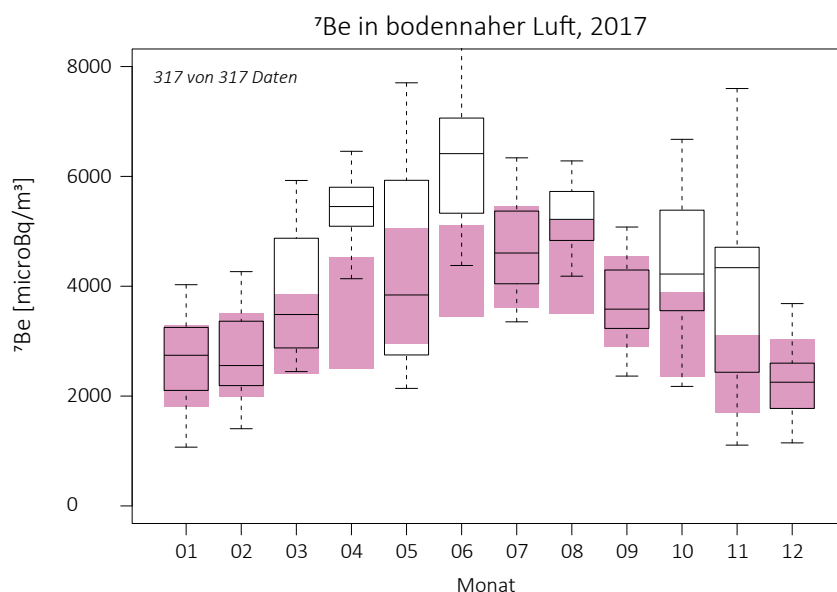
Plutonium-Isotope wurden 2017 an zwei Sammelproben von HVS-Filtern der Station Liebefeld bestimmt – eine Probe mit Filtern vom Sommer und eine Probe mit Filtern vom Winter. Die Summe der Alphastrahler ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu und ^{241}Am ergab 0.84 ± 0.09 nano-Becquerel pro m^3 Luft (nBq/m^3) im Winterhalbjahr (2016/2017) und $1.70 \pm 0.14 \text{ nBq}/\text{m}^3$ im Sommerhalbjahr. Zusätzliche Proben von den Stationen Klingnau, Posieux, Güttingen und CERN betrug die Summe der Alphastrahler betrug zwischen 1.5 und 1.8 nBq/m^3 . Diese Konzentrationen der künstlichen Alphastrahler sind sehr tief und liegen wie beim ^{137}Cs eine Million Mal tiefer als der Immissionsgrenzwert. Kurioserweise fand sich Curium-244 in den HVS-Mischproben von Klingnau, Posieux und Liebefeld. Die gemessenen Konzentrationen waren zwar sehr tief (0.05 bis 0.09 nBq/m^3) aber im Gegensatz zu früheren Jahren doch über der Nachweisgrenze (siehe Kapitel 7.2).

Die Resultate der MV-Filter in der Umgebung der Kernkraftwerke werden im Kapitel 8.5 näher besprochen.

Natürliche Radioisotope in der Luft

Die 2016 auf den HVS Filtern gemessenen Radioisotope waren fast ausschliesslich natürlicher Herkunft. Vorherrschend waren das Radonfolgeprodukt Blei-210 (^{210}Pb ; Halbwertszeit 21 Jahre) und Beryllium-7 (^7Be ; Halbwertszeit 50 Tage), welches

durch die kosmische Strahlung in hohen Schichten der Atmosphäre gebildet und deshalb auch kosmogen genannt wird. Die Konzentration von ^{210}Pb lag 2017 im üblichen Bereich mit Mittelwert = 0.6 mBq/m^3 , Median = 0.5 mBq/m^3 , 5%-Quantil = 0.2 mBq/m^3 und 95%-Quantil = 1.3 mBq/m^3 . Das heisst 90 Prozent der Werte liegen zwischen 0.2 und 1.3 mBq/m^3 . Der entsprechende Konzentrationsbereich für ^7Be liegt zwischen 1.6 und 6.6 mBq/m^3 (Mittelwert = Median = 4.1 mBq/m^3). Neben ^7Be war in kleinsten Spuren von meist weniger als einem $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ das ebenfalls kosmogene Natrium-22 (^{22}Na) nachweisbar. Die Figur 2 zeigt für jeden Monat die Verteilung der ^7Be Konzentrationen aller Stationen im Vergleich mit dem langjährigen Jahresverlauf. Der Jahresverlauf der ^7Be Konzentrationen widerspiegelt das Wettergeschehen, insbesondere



Figur 2 :
Boxplot der monatlichen ^7Be Konzentrationen bei allen HVS Stationen. Die Box umfasst 50% aller Messwerte, die horizontale Linie in der Box entspricht dem Mittelwert und die «whiskers» gehen zu Minimum und Maximum. Die ausgefüllten Boxen gelten für die langjährigen Monatsmittel (1994-2011) [Referenz 1].

die konvektive vertikale Durchmischung der Troposphäre an warmen Sommertagen, wobei ^7Be reiche Luft aus der obersten Troposphäre an den Boden gelangt. Weitere Einflüsse für die ^7Be Konzentration in der Luft sind Niederschlag (Auswaschen von ^7Be) und die kosmische Strahlung (negative Korrelation mit der Sonnenaktivität). Die kosmische Strahlung war 2017 noch etwas höher (+1%) als 2016 (NM64 Neutron Monitor Junfrauoch, cosray.unibe.ch). Der Jahresmittelwert 2017 von ^7Be ist mit 4.1 mBq/m³ sogar deutlich höher (+12%) als im Vorjahr. Diese erhöhten Werte passen zur Tatsache, dass sich der Sonnenzyklus 24 dem Ende zuneigt.

Die auffälligsten Monate bezüglich ^7Be Luftkonzentrationen waren 2017 April und Juni (beide mit deutlich mehr ^7Be als im langjährigen Mittel; Figur 2). Der Juni war extrem warm und relativ trocken (MeteoSchweiz 2018: Klimabulletin Jahr 2017). Stärkere vertikale Konvektion und wenig Niederschlag erklären so die hohen ^7Be Werte in der bodennahen Luft.

Als weiteres natürliches Radioisotop findet sich in den HVS Filtern oft auch ^{40}K . Die Konzentrationen liegen typischerweise bei 5 - 20 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$. Der einzige etwas höhere Wert von 63 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ wurde in der Stadtnahen Station Liebefeld in der Woche des 1. Augusts festgestellt. Dieses Kalium stammt aus dem Kaliumnitrat des zum erwähnten Datum abgebrannten Schwarzpulvers.

Niederschlag

Messungen von Gammastrahlern

Im Berichtsjahr 2017 wurde an folgenden Sammelstationen kontinuierlich Niederschlag gesammelt und monatlich gammaspektrometrisch gemessen: Umgebung der Kernkraftwerke Mühleberg, Leibstadt, Gösgen und Benzau, Umgebung PSI/ZWILAG sowie Posieux FR, Göttingen TG, Cadenazzo TI, Cernier NE und Davos GR. Für die natürlichen Radioisotope ^7Be und ^{210}Pb wurden Werte im Bereich 0.2 - 3.9 (Mittelwert 0.8) Bq/l, respektive 0.01 - 0.75 (Mittelwert 0.09) Bq/l gemessen. Mit Ausnahme einer einzigen Probe mit 0.6 mBq/l ^{137}Cs konnten in Regen und Schnee keine künstlichen Gammaemitter nachgewiesen werden. Als Referenzpunkt kann hier der Immissionsgrenzwert aus der Strahlenschutzverordnung von 16 Bq/l ^{137}Cs in öffentlich zugänglichen Gewässern herangezogen werden, da bei starken Niederschlägen ein öffentlich zugängliches Gewässer im Wesentlichen durch Regenwasser gespeist sein könnte. Für eine weitere Diskussion dieser Resultate siehe auch Kapitel 8.5.

Tritium-Messungen

Für die monatlichen Sammelproben von Niederschlag der Referenzstationen Posieux, Göttingen, Cadenazzo sowie bei den Stationen Basel-Binningen und La Chaux-de-Fonds lagen alle Tritiumkonzentrationen unterhalb von 5 Bq/l. Tritium-Messungen an Regenproben aus der Umgebung der Kernkraftwerke, dem PSI und dem ZWILAG ergaben ebenfalls Messwerte unterhalb oder knapp über der Nachweisgrenze von 2 - 5 Bq/l. Alle gemessenen Konzentrationen liegen sehr deutlich unterhalb der gesetzlichen Grenzwerte (siehe Kapitel 8.5). Höhere Tritiumwerte - aber auch klar unterhalb der Grenzwerte - zeigte die Überwachung von Tritium-verarbeitender Industrie. Nahe bei den betroffenen Standorten in Teufen AR und Niederwangen BE enthielt das Regenwasser zwischen 13 und 1'316 Bq/l Tritium mit einem Mittelwert von 154 Bq/l. Die Höchstkonzentration entspricht rund 11% des Immissionsgrenzwertes der StSV für öffentlich zugängliche Gewässer. Ausführlicher werden diese Tritium-Resultate in Kapitel 9.3 besprochen.

Referenzen

[1] Steinmann P., Zeller M., Beuret P., Ferreri G., Estier S., 2013. Cosmogenic ^7Be and ^{22}Na in ground level air in Switzerland (1994-2011). Journal of Environmental Radioactivity 124, 68-73.

4.2

RADAIR

Réseau Automatique de Détections dans l’Air des Immissions Radioactives

S. Estier, P. Beuret, A. Gurtner, D. Lienhard, M. Müller, P. Steinmann

Section Radioactivité de l’environnement, URA / OFSP, 3003 Berne

Résumé

Le réseau automatique de surveillance de la radioactivité dans l’air, RADAIR, exploité par l’Office Fédéral de la Santé Publique sera remplacé dès 2018 par le nouveau réseau URAnet. Les résultats des mesures réalisées en continu par les 6 moniteurs RADAIR encore en fonction en 2017 n’ont mis en évidence aucune valeur inhabituelle. Dans ce compartiment environnemental, la radioactivité d’origine naturelle domine nettement, et aucune activité β d’origine artificielle supérieure à la limite de détection de 30 à 200 mBq/m³ n’a été enregistrée par les collecteurs d’aérosols. Les concentrations d’iode-131 gazeux sont elles aussi restées inférieures aux limites de détection de 40 - 50 mBq/m³.

Introduction

L’OFSP exploite depuis de nombreuses années trois réseaux de surveillance de la radioactivité dans l’air. Le premier, d’une très grande sensibilité, est constitué de collecteurs d’aérosols à haut débit (env. 500 m³/h) situés à Posieux/FR, Cadenazzo/TI, Güttingen /TG, au CERN/GE, à Klingnau/AG et à Liebefeld/BE et permet la mesure de traces de radioactivité dans l’air. Le second se compose de collecteurs d’aérosols à moyen débit (40 m³/h) et est principalement dédié à la surveillance des centrales nucléaires (Gösgen-Däniken, Leibstadt et Mühleberg. Finalement, l’OFSP gère le réseau automatique de surveillance de la radioactivité dans l’air, 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. Dans le cas des collecteurs d’aérosols à haut débit, la période de collecte s’élève à 1 semaine. Les filtres sont ensuite envoyés par poste puis mesurés en laboratoire. Le délai pour l’obtention des résultats est donc de quelques jours. Par contre les limites de détection sont très faibles, env. 0.5 µBq/m³ pour le ¹³⁷Cs. Ces installations permettent ainsi d’évaluer les niveaux réels de radioactivité présents dans l’environnement. Les résultats des mesures des filtres aérosols des collecteurs à haut débit sont détaillés au chapitre 4.1.

Le réseau RADAIR, quant à lui, 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 collectés par la centrale de gestion des données toutes les 30 minutes. Ce réseau, tout comme le réseau de collecteur à moyen débit dédié à la surveillance des centrales nucléaires, sera remplacé dès 2018 par le nouveau réseau automatique de surveillance de l’air de l’OFSP, nommé URAnet aero. Le projet de rénovation a démarré en 2016 déjà, et seules 6 stations RADAIR étaient encore en fonction en 2017. Le présent chapitre détaille les résultats des mesures enregistrées par le réseau RADAIR au cours de sa dernière année de fonctionnement.

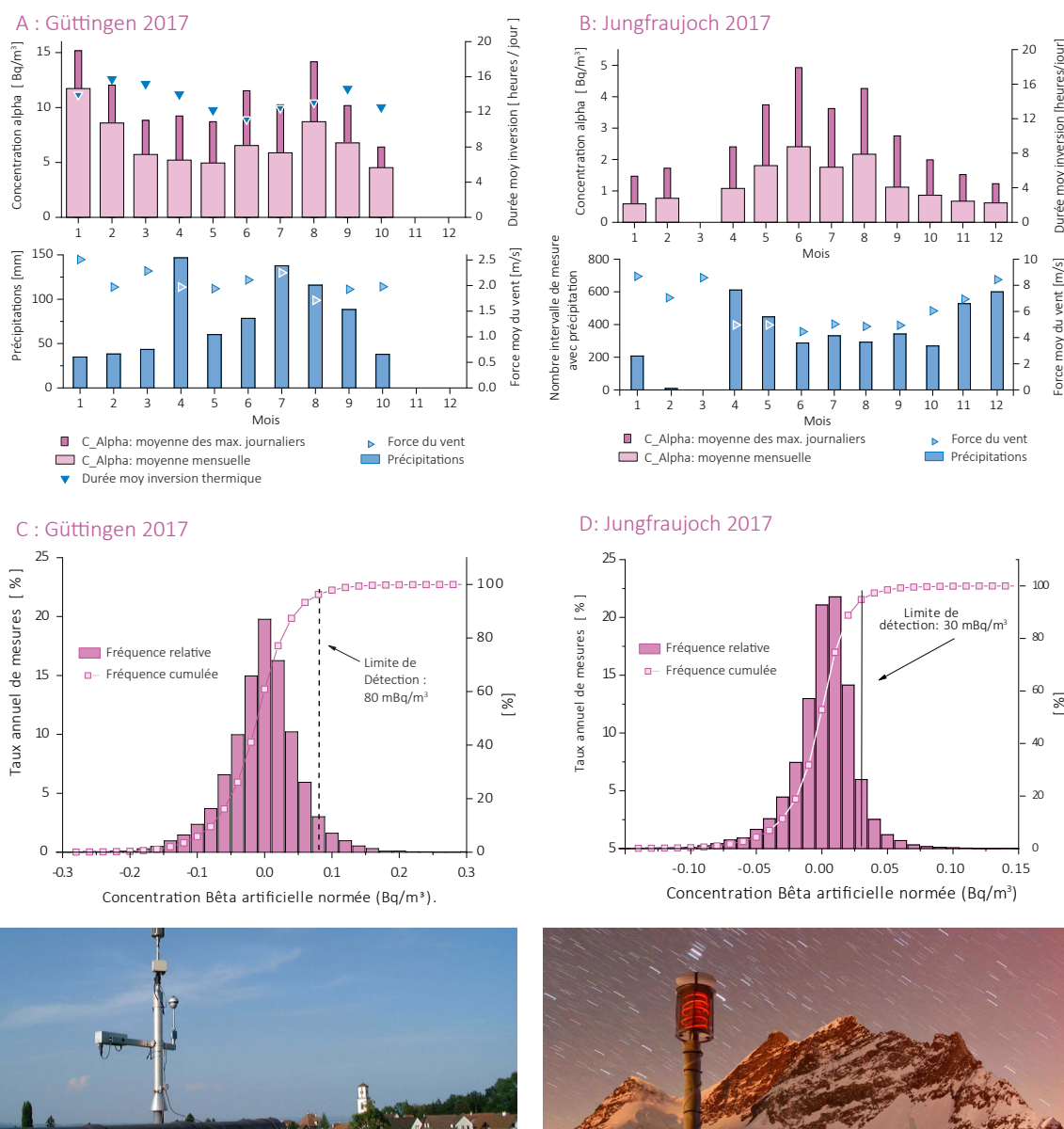


Figure 1 : A, B, E, F et C, D, G, H :

Les figures A, B, E, F montrent les concentrations alpha totales (d'origine naturelle) mensuelles moyennes, les moyennes mensuelles des concentrations alpha maximales, la durée moyenne des inversions thermiques entre l'air (2m) et le sol, les précipitations cumulées mensuelles ainsi que la vitesse moyenne des vents enregistrées en 2017 aux stations de Güttingen, Jungfrauoch, Sion et Vaduz. Les figures C, D, G, H représentent les histogrammes des concentrations bêta artificielles compensées obtenus en 2017 à ces mêmes stations.

Principe de mesure

Le principe de mesure part de l'hypothèse que les activités α totales mesurées dans l'environnement sont d'origine naturelle, à savoir qu'elles proviennent du gaz radon émanant du sol ainsi que de ses produits de filiation. À cette activité α naturelle ($A_{\text{nat}} = A_{\text{tot}}$) est, en tout temps, associée une activité β naturelle, B_{nat} . Le rapport entre les activités $A_{\text{tot}} = A_{\text{nat}}$ et B_{nat} est supposé constant pour une station donnée et est noté F. Il est appelé facteur de compensation α/β .

En cas d'incident libérant de la radioactivité dans l'atmosphère, l'activité β totale mesurée, comprendra, en plus de la part naturelle, une contribution d'origine artificielle que nous cherchons à déterminer. L'activité β artificielle moyenne normée (B_{art}), qui constitue la véritable grandeur d'intérêt, est ainsi calculée à l'aide d'un

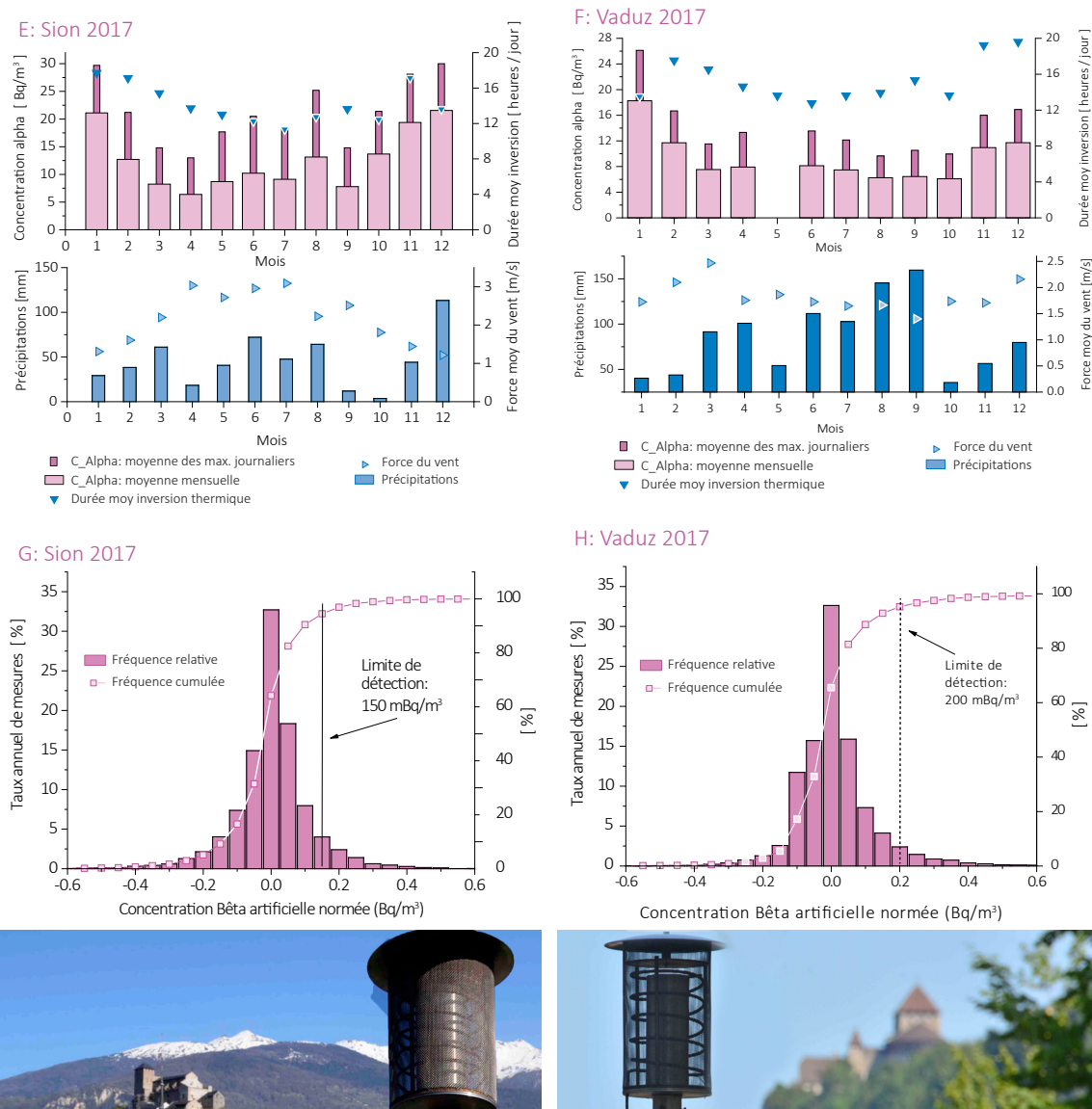


Figure 1 : A, B, E, F et C, D, G, H:

Les figures A, B, E, F montrent les concentrations alpha totales (d'origine naturelle) mensuelles moyennes, les moyennes mensuelles des concentrations alpha maximales, la durée moyenne des inversions thermiques entre l'air (2m) et le sol, les précipitations cumulées mensuelles ainsi que la vitesse moyenne des vents enregistrées en 2017 aux stations de Güttingen, Jungfrauoch, Sion et Vaduz. Les figures C, D, G, H représentent les histogrammes des concentrations bêta artificielles compensées obtenus en 2017 à ces mêmes stations.

algorithme de compensation qui soustrait la part naturelle de l'activité β ($B_{nat} = A_{tot}/F$) à l'activité β totale (B_{tot}) mesurée:

$$B_{art} = B_{tot} - (A_{tot} / F)$$

Une alarme est déclenchée si la valeur de l'activité β artificielle calculée dépasse un seuil prédéfini.

Dans la pratique, toutefois, il apparaît que le facteur F n'est pas véritablement constant pour une station donnée mais fluctue (en moyenne entre 0.65 et 0.85) quotidiennement ainsi qu'en fonction de la saison et des conditions météorologiques. Afin d'automatiser le plus possible l'évaluation des résultats, les moniteurs sont équipés d'un logiciel permettant d'adapter en permanence ce facteur F pour prédire au mieux la composante naturelle du rayonnement β (B_{nat}) en tenant compte des fluctuations saisonnières et quotidiennes au site de mesure. Pour cela, le moniteur effectue la moyenne glissante des n ($n > 10$) derniers rapports pour autant que ce dernier soit compris entre des valeurs seuils (0.6 et 0.9). Ce rapport moyen donnera le facteur F_m avec lequel la concentration β artificielle de la mesure en cours sera calculée. Cette technique de compensation automatique du facteur α/β (F_m), offre par ailleurs un abaissement de la limite de détection, jusqu'à un facteur 2 suivants les sites, par rapport à la méthode de correction manuelle utilisée jusqu'en 2011.

Les modifications apportées en 2017

Les moniteurs restants et serveur du réseau RADAIR ont fonctionné avec satisfaction.

En novembre 2017, le moniteur $\alpha\beta$ du réseau RADAIR de Güttingen a été remplacé par un moniteur spectroscopique FHT59N3 du réseau URAnet aero. L'installation de ce nouveau collecteur a nécessité l'agrandissement du local, la rénovation de la ligne électrique et du climatiseur ainsi que le passage de la ligne d'aspiration, c'est pourquoi les données de ce moniteur sont incomplètes pour 2017. Contrairement aux moniteurs $\alpha\beta$, les nouvelles sondes URAnet permettront l'identification et la quantification individuelle des divers radionucléides (émetteurs gamma) présents dans l'air, grâce à la mesure par spectrométrie gamma automatique et en continu des aérosols collectés sur un filtre déroulant. Les moniteurs du réseau URAnet aero étant encore en test durant 2017, les résultats obtenus durant cette année ne seront pas détaillés ici.

Les résultats de mesure

Collecteurs d'aérosols α/β :

La figure 1 montre les concentrations α naturelles mensuelles moyennes et maximales enregistrées en 2017 aux stations de Güttingen, de Jungfraujoch, de Vaduz et de Sion ainsi que les histogrammes des concentrations β artificielles obtenues après compensation.

Les concentrations α moyennes enregistrées dans les différentes stations (cf figures A, B, E et F de la figure 1) dépendent de la nature géologique du sol, de l'environnement ainsi que des conditions météorologiques. Pour une station donnée, ces valeurs fluctuent d'un facteur 2 à 3 au cours de l'année.

Les différences marquées entre la moyenne des concentrations maximales et les concentrations moyennes reflètent les importantes fluctuations diurnes-nocturnes de radioactivité naturelle passant de 5 à 30 Bq/m³ (en 24 heures) suivant les sites (figures A, B, E et F de la figure 1).

Il faut savoir que le phénomène d'inversion thermique limite la dispersion verticale du radon et de ses produits de filiation qui s'accumulent près du sol durant la nuit, c'est pourquoi il s'en suit une augmentation de la concentration en fin de nuit. Afin de mieux comprendre le phénomène, les figures A, E et F) montrent, pour chaque mois, la durée journalière moyenne de l'inversion. Ces durées ont été déterminées à l'aide des mesures demi-horaires des températures de l'air à 2 m et celles au sol. Ces graphiques montrent que l'inversion est plus longue en automne et hiver et par conséquent le cumul des produits de filiation du radon (concentrations alpha) est plus important. Ce mécanisme explique les résultats mesurés pour les sites de plaine.

Dans les stations de montagne comme au Jungfraujoch et au Weissfluhjoch, les concentrations en radon sont très faibles, en moyenne de l'ordre de 4- 6 Bq/m³. La contribution provient essentiellement de la plaine, soit avec les vents thermiques, soit avec les vents dominants. Les plus fortes concentrations se rencontrent plutôt en été et sont moindres en hiver. Pour le site du Jungfraujoch, qui se trouve en dessus de l'inversion thermique des vallées avoisinantes, les mois de novembre à février, montrent une concentration α nettement plus petite qu'en été. De plus, ces mois sont relativement venteux ce qui augmente la dilution. Le phénomène s'inverse en été où les courants thermiques, plus faibles, apportent les concentrations vers la station de mesure.

Les concentrations alpha des sites de plaines des mois d'avril à juin sont atténuées, d'une part à cause d'une durée moins importante des inversions thermiques, d'autre part à cause des précipitations (lessivage des aérosols), à cela s'ajoute également un brassage plus important des masses d'air (phénomène de dilution).

Plus les fluctuations de radioactivité naturelle sont importantes, plus une contribution supplémentaire d'origine artificielle est difficile à mettre en évidence et donc plus la limite de détection de la concentration β artificielle sera élevée. Suivant les sites, on observe ainsi un rapport d'environ 100 à 200 entre la limite de détection des concentrations β artificielles et les valeurs maximales des concentrations α . La présence irrégulière du radon et de ses produits de filiation sur le sol suisse est ainsi responsable des différences notables des limites de détection de la radioactivité β d'origine artificielle. Les histogrammes de la concentration β (graphiques C, D, G et H de la figure 1) montrent ces limites. Avec l'algorithme automatique de compensa-

tion, des incidents de radioactivité plus petits que 200 mBq/m³ pour les stations de plaine et plus petits que 30 mBq/m³ pour les stations d'altitude ne sont pas décelables. À noter que pour faciliter la comparaison des histogrammes entre eux, le pourcentage de mesure (par rapport au nombre annuel total de mesures effectuées par le moniteur) est indiqué en ordonnée, plutôt que le nombre absolu de mesures. En effet, en raison de pannes diverses, le nombre annuel de mesures réalisées par moniteur n'est pas identique.

De manière générale, les limites de détection restent sensiblement les mêmes ces dernières années. Elles se situent entre 80 et 200 mBq/m³ pour les sites de plaine.

Notons pour terminer qu'aucune activité β d'origine artificielle supérieure à la limite de détection n'a été enregistrée par les collecteurs α/β en 2017.

Collecteur de ¹³¹I:

Les moniteurs de Bellinzona, de Fribourg, de Genève-Meyrin et du PSI mesurant l'iode gazeux (¹³¹I) n'ont pas décelé de valeurs supérieures à leur limite de détection (40 - 50 mBq/m³) au cours de l'année 2017. La figure 2 montre l'histogramme de la concentration moyenne du ¹³¹I enregistré dans les stations de Bellinzona et de Fribourg. Les deux histogrammes de la figure 2 sont quasiment identiques pour deux sites géographiquement très différents.

Disponibilité du système

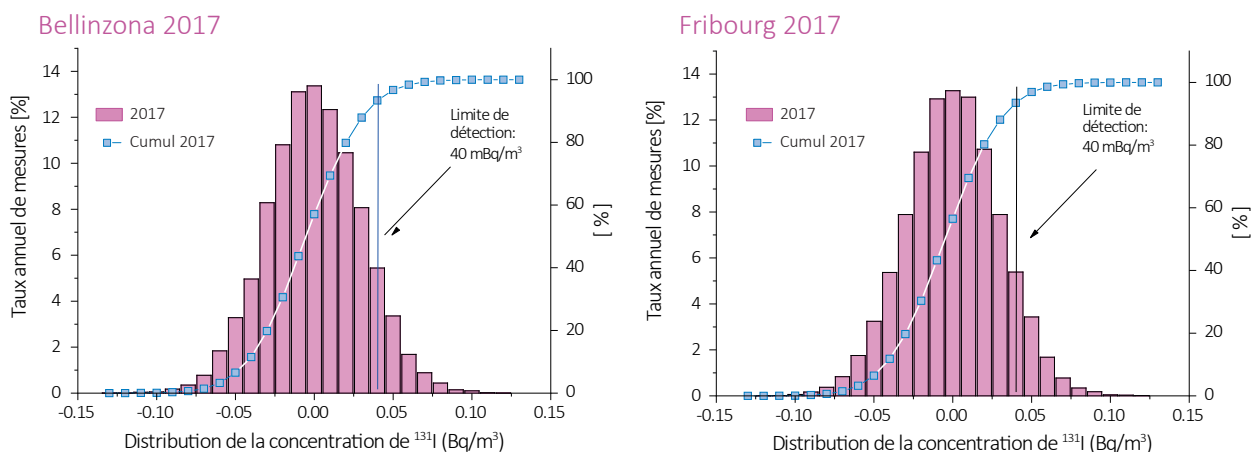


Figure 2:
Histogramme de la concentration du ¹³¹I des stations de Bellinzona et de Fribourg en 2017

Hormis l'arrêt des moniteurs pour travaux, les pannes les plus courantes ont été : les pannes de la carte mère de l'ordinateur de mesure (mars pour Jungfrauoch et mai pour Vaduz), ouvertures sporadiques du système de contournement de l'air (Sion) et quelques pannes de secteurs et de communication principalement sur le site du Jungfrauoch.

Conclusions

L'OFSP a arrêté l'exploitation du réseau RADAIR au 31 décembre 2017. Toutefois comme complément au nouveau réseau URANet, pour le moment, quatre moniteurs $\alpha\beta$ (Jungfrauoch, Sion, PSI et Weissfluhjoch) ont intégrés au nouveau réseau. L'expérience de l'exploitation de RADAIR a aidé l'implantation et l'installation des nouveaux moniteurs. L'analyse des mesures de l'ancien réseau aidera la compréhension des phénomènes de transfert des aérosols (isotopes radiologiques) dans l'air, comme le phénomène d'inversion thermiques, le lessivage et la dilution.

4.3

Ruthénium-106 mesuré dans l'air en Suisse et en Europe

S. Estier, P. Beuret, A. Gurtner, D. Lienhard, M. Müller, P. Steinmann,
Section Radioactivité de l'environnement, URA / OFSP, 3003 Berne

Résumé

Des traces de l'isotope radioactif Ruthénium-106 (^{106}Ru) ont été mesurées dans l'air en Suisse méridionale et dans plusieurs pays d'Europe entre la fin septembre et début octobre 2017. Les concentrations enregistrées dans l'air n'ont toutefois pas présenté de risque pour la santé de la population et aucune trace de ce radionucléide n'a pu être mise en évidence dans les denrées alimentaires analysées. La source à l'origine de cette contamination de l'air reste toutefois toujours officiellement inconnue.

La phase de détection (de fin septembre au 6/7 octobre 2017)

Du ruthénium-106 (^{106}Ru) a été détecté dans l'air dès fin septembre 2017 par plusieurs laboratoires européens de mesure de la radioactivité dans l'atmosphère. En Suisse, la surveillance de la radioactivité menée par l'OFSP dans l'air a également révélé une concentration de $50 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ de ^{106}Ru à Cadenazzo (Tessin) entre le 25 septembre et le 2 octobre 2017. Dès lors, et pendant une semaine environ, les filtres aérosols à haut volume (HVS) ont été changés et envoyés au laboratoire de l'OFSP pour analyse chaque jour. Parallèlement à la publication journalière (puis à nouveau hebdomadaire) des résultats de mesure, l'OFSP a régulièrement informé sur ce sujet via sa plateforme spécialisée www.radenviro.ch dès le 03.10.2017 (voir figure 1).

La concentration maximale de ^{106}Ru a atteint $1'900 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ entre les 2 et 3 octobre. La concentration de ^{106}Ru dans l'air a ensuite progressivement diminué. Entre les 3 et 4 octobre, elle s'élevait encore à $480 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$. Elle est ensuite passée à $466 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ entre les 4 et 5 octobre, puis à $320 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ entre les 5 et 6 octobre, jusqu'à devenir indétectable (inférieure à la limite de détection de $3 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$) à partir du 7 octobre.

La concentration maximale de ^{106}Ru mesurée dans l'air à Cadenazzo, bien qu'anormale, est toutefois restée 350 fois inférieure à la limite d'immission dans l'air fixée pour ce radionucléide dans l'ORaP et n'a donc représenté aucun risque pour la santé de la population. Le laboratoire cantonal du Tessin a également prélevé des échantillons d'herbe à Cevio, Mezzovico et Prato Leventina le 4 octobre 2017. Dans ces échantillons, les concentrations en ^{106}Ru sont restées inférieures à la limite de détection : il n'y a donc pas eu de contamination des denrées alimentaires. Par ailleurs, aucune trace de ^{106}Ru n'a pu être décelée au cours des mêmes périodes par les autres stations de mesures dans l'air de Suisse, situées au Nord des Alpes.

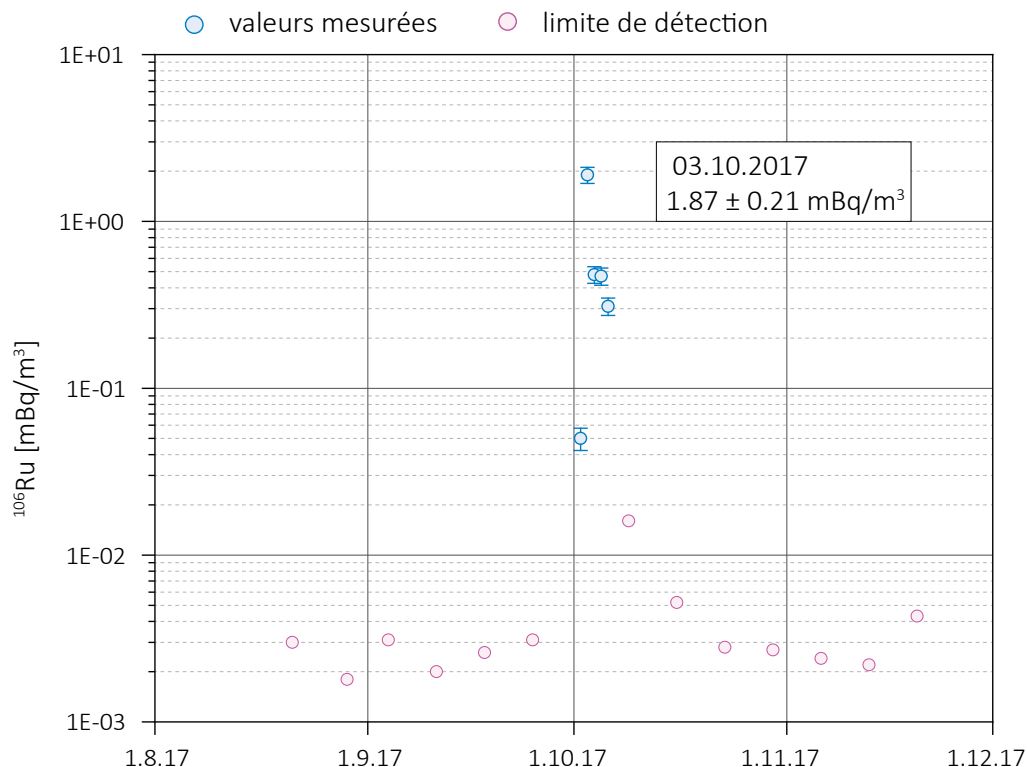


Figure 1:

Résultats des mesures du ^{106}Ru dans les filtres HVS de Cadenazzo, tels que publiés sur la plateforme www.radenviro.ch.

L'OFSP a été très rapidement informé de la détection de ruthénium dans de nombreux autres pays européens par l'intermédiaire du Ring of Five (Ro5¹). Ce réseau informel d'experts appartenant à divers organismes publics européens spécialisés dans la mesure de la radioactivité dans l'air à très bas niveau (de l'ordre du dixième de $\mu\text{Bq/m}^3$) fonctionne sur l'échange entre pairs. Les informations transmises n'ont pas de caractère officiel mais circulent très rapidement, ce qui est primordial en cas d'augmentation anormale de la radioactivité dans l'air.

Le 02.10.2017 le laboratoire de mesure de Milan a été le premier à annoncer la détection de Ruthénium dans l'air entre le 29.09 et le 02.10.2017, avec une concentration atteignant 3 mBq/m^3 . Il a été suivi le même jour par les laboratoires tchèques et autrichiens. Les filtres aérosols du collecteur à haut volume de Cadenazzo étant changés manuellement et envoyés par poste, ce n'est que le lendemain que l'OFSP a pu constater que le Tessin était également concerné et publier les premières valeurs. Les concentrations mesurées dans les pays de l'Est et du Sud de l'Europe ont été généralement supérieures à celles enregistrées en Suisse, avec par exemple une valeur de 40 mBq/m^3 dans l'Est de l'Autriche.

Echange et communication au niveau international

Informée de cette situation, l'Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA) a demandé dès le 07.10.2017 à l'ensemble de ses pays membres de communiquer leurs résultats de mesure concernant ce radionucléide. Parmi environ 400 résultats collectés jusqu'à mi-octobre, la valeur la plus élevée rapportée à l'AIEA s'élève à 0.15 Bq/m^3 et a été mesurée le 30 septembre en Roumanie. Dans les pays où les concentrations maximales ont été enregistrées, des traces de ^{106}Ru ont à nouveau été sporadiquement mesurées jusqu'en novembre, probablement suite à la remise en suspension de particules déposées au sol. Toutefois, les résultats tendent à montrer que le rejet est aujourd'hui terminé. A noter que les données fournies en octobre par la Russie étaient lacunaires. Fin novembre 2017 le service météorologique russe a annoncé avoir également mesuré des valeurs plus élevées de ^{106}Ru sur le territoire russe, à des niveaux comparables à ceux enregistrés en Pologne.

1 Pour plus d'informations sur le Ring Of Five, consulter le site de l'IRSN (www.irsln.fr).

Origines possibles et enquête

Le ^{106}Ru est un élément radioactif d'une demi-vie de 373.6 jours. N'étant pas détecté dans l'air en temps normal, sa présence ne peut être liée qu'à un rejet non maîtrisé. L'absence de tout autre radionucléide artificiel conduit à écarter l'hypothèse d'un rejet issu d'un réacteur nucléaire. En revanche, un tel rejet pourrait résulter d'une activité de retraitement de combustibles nucléaires usés ou d'une activité de production de sources radioactives. Cependant, aucun pays n'a déclaré à l'AIEA être à l'origine de ce rejet.

L'office fédéral allemand de radioprotection (BfS) ainsi que l'institut de radioprotection et de sûreté nucléaire français (IRSN) ont effectué des simulations pour reconstituer le rejet à partir des centaines de résultats de mesures observés. Les calculs effectués indépendamment par les deux instituts et publiés début novembre arrivent aux mêmes conclusions, à savoir que la zone de rejet la plus plausible se situe au sud de l'Oural sans qu'il ne soit possible, avec les données disponibles, de préciser la localisation exacte du point de rejet. La carte présentant la plausibilité de l'origine du rejet est disponible sur le site internet de l'IRSN. Par ailleurs, pour la zone de rejet la plus plausible, la quantité de ^{106}Ru rejetée estimée par les simulations de l'IRSN est très importante, comprise entre 100 et 300 téraBecquerels.

Du fait des quantités rejetées, les conséquences d'un accident de cette ampleur en France (ou en Suisse) auraient nécessité localement de mettre en œuvre des mesures de protection des populations sur un rayon de l'ordre de quelques kilomètres autour du lieu de rejet. Un dépassement des niveaux maximaux admissibles dans les denrées alimentaires (1'250 Bq/kg pour le ^{106}Ru) serait quant à lui observé sur des distances de l'ordre de quelques dizaines de kilomètres autour du point de rejet. Toutefois, suite aux investigations menées par l'OFSP en collaboration avec l'office fédéral de la sécurité alimentaire et des affaires vétérinaires (OSAV), le canton de Bâle et les douanes, il apparaît que la probabilité d'un scénario qui verrait l'importation en Suisse de denrées alimentaires contaminées par du ^{106}Ru à proximité de la source de rejet est extrêmement faible et, d'autre part, que le risque sanitaire potentiel lié à ce scénario est lui aussi très faible. Il n'apparaît donc pas nécessaire de mettre en place des contrôles systématiques des niveaux de radioactivité de denrées alimentaires importées en Suisse en provenance du Sud de l'Oural.

Début février 2018, l'IRSN a publié un rapport qui fait la synthèse des différentes investigations qu'il a menées à la suite de cet incident. Ce rapport a été présenté par l'IRSN le 31 janvier 2018 à Moscou à l'occasion de la première réunion de la Commission internationale d'experts mise en place par les autorités russes, dédiée à l'examen de l'origine du ^{106}Ru . Les travaux de cette commission sont encore en cours. En date de parution de ce rapport, l'origine du rejet de ^{106}Ru dans l'atmosphère à l'origine des contaminations mesurée en Suisse et en Europe reste toutefois officiellement toujours inconnue.

Conclusions

Les concentrations maximales de ^{106}Ru mesurées dans l'air en Suisse méridionale entre la fin septembre et début octobre 2017 sont restées 350 fois inférieures à la limite d'immissions pour ce radionucléide dans l'air selon l'ORaP. Par ailleurs, les échantillons prélevés au Tessin par le laboratoire cantonal ont permis d'exclure une contamination des denrées alimentaires. La présence de ce radionucléide artificiel dans l'air, dont l'origine reste toujours inconnue mais qui provient de régions très éloignées de la Suisse, n'a donc pas eu de conséquences sanitaires pour la population suisse. Cet événement a toutefois permis de démontrer que la surveillance de la radioactivité dans l'air mise en place par l'OFSP est efficace. La plateforme www.radenviro.ch créée à la suite de l'accident de Fukushima a permis une information rapide et transparente de la population. La collaboration entre les différentes institutions cantonales et fédérales (OFPP, OSAV, DFAE, douanes, etc.) a par ailleurs parfaitement fonctionné. Les réseaux de contacts informels entre experts/spécialistes européens ont également joué un rôle important au cours de la phase de détection. Les processus officiels de communication au niveau international sont en effet basés sur le principe de l'annonce d'un événement par un pays; en son absence, comme ce fut le cas ici, les organismes internationaux officiels n'ont que peu de moyens d'action immédiats.

4.4

Überwachung der Radioaktivität der Luft mit Militärflugzeugen

M. Müller, S. Estier,
Sektion Umweltradioaktivität, URA / BAG, 3003 Bern

Zusammenfassung

Mittels zwei an Militärflugzeugen montierten Sammelgeräten werden in 8'000 bis 12'000 m Höhe Luftproben gesammelt. Im Falle einer Radioaktivitätsfreisetzung kann somit im Idealfall die Nuklidzusammensetzung bereits bestimmt werden, bevor sich die Radioaktivität auf Boden und Pflanzen absetzt. Das Einsatzkonzept sieht im Normalfall 6 Flüge pro Jahr vor, im Ereignisfall können nach Absprache zusätzliche Sammelflüge durchgeführt werden.

Vorgeschichte

In den 1960er-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 Boden, Pflanzen und Nahrungsmitteln. Die damalige KUER (Eidg. Kommission zur Überwachung der Radioaktivität) wurde bereits in den 1950er-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.

Bei überirdischen Kernwaffenexplosionen sowie auch bei Unfällen in Kernanlagen erfolgt die Freisetzung der Radioaktivität zum grössten Teil in die Atmosphäre, und die radioaktive Wolke wird je nach Art der Freisetzung in einer gewissen Höhe mit dem Wind verfrachtet.

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. In der Folge wurden in Zusammenarbeit der KUER mit den damaligen Flugzeugwerken Emmen in den 1960er-Jahren Sammelgeräte entwickelt und im Windkanal kalibriert. Diese ermöglichen es, mittels Militärflugzeugen Aerosolpartikel in bis zu 12'000 m Höhe zu sammeln. Die Proben können anschliessend im Labor mittels Gamma-

Spektrometrie analysiert werden. Ebenfalls ab Mitte der 1960er-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.

Ab dem Jahr 2000 war ein Einsatz mit den Sammelgeräten der ersten Generation nicht mehr möglich, da die für diesen Zweck eingesetzten Tiger-Flugzeuge über eine andere Aufhängevorrichtung verfügen. Zudem zeigte sich, dass die seit rund 30 Jahren eingesetzten Geräte einer Überholung bedurften. Mit dieser Erneuerung und Anpassung sowie der erneuten Flugzulassung wurde RUAG Aerospace (die Nachfolgerin der Flugzeugwerke Emmen) beauftragt. Seit 2004 sind die Geräte wieder einsatzbereit und flugerprobt.



*Figur 1 :
Höhenluftfilter-Aggregate montiert an den beiden Flügeln eines Tiger.*

Sammlung der Proben

Die Probenahme der Aerosolpartikel erfolgt mit Hilfe von Filtern, welche in einem Sammelaggregat unter dem Flügel eines Tigers F-5F/E befestigt werden. Die Geräte können vom Piloten ferngesteuert geöffnet und geschlossen werden, was eine Probenahme unter vorgewählten Bedingungen (bzgl. Flughöhe, Flugroute, Dauer, Geschwindigkeit) ermöglicht. Die Geräte wurden im Windkanal kalibriert, sodass bei bekannter Flughöhe, Geschwindigkeit und Flugdauer die Anzahl gesammelter Kilogramm Luft ermittelt werden kann.

Die Flughöhe kann vom Auftraggeber gewählt werden. Beispielsweise ist die Probenahme in der Stratosphäre erforderlich, wenn ob bei einem Ereignis die radioaktive Wolke bis in diese Höhe aufsteigt. Im Normalfall sind 6 Sammelflüge pro Jahr vorgesehen, wobei seit Anfang 2010 Hin- und Rückflug abwechselungsweise über resp. unter der Tropopause erfolgen. Die Höhe der Tropopause wird täglich mit einem Ballonflug durch MeteoSchweiz in Payerne ermittelt.

Die Fluggeschwindigkeit beträgt normalerweise etwa Mach 0.8. Bei einer durchschnittlichen Probenahmedauer von 20 bis 30 Minuten liegt die gesammelte Luftmenge zwischen 2'000 und 4'000 kg.

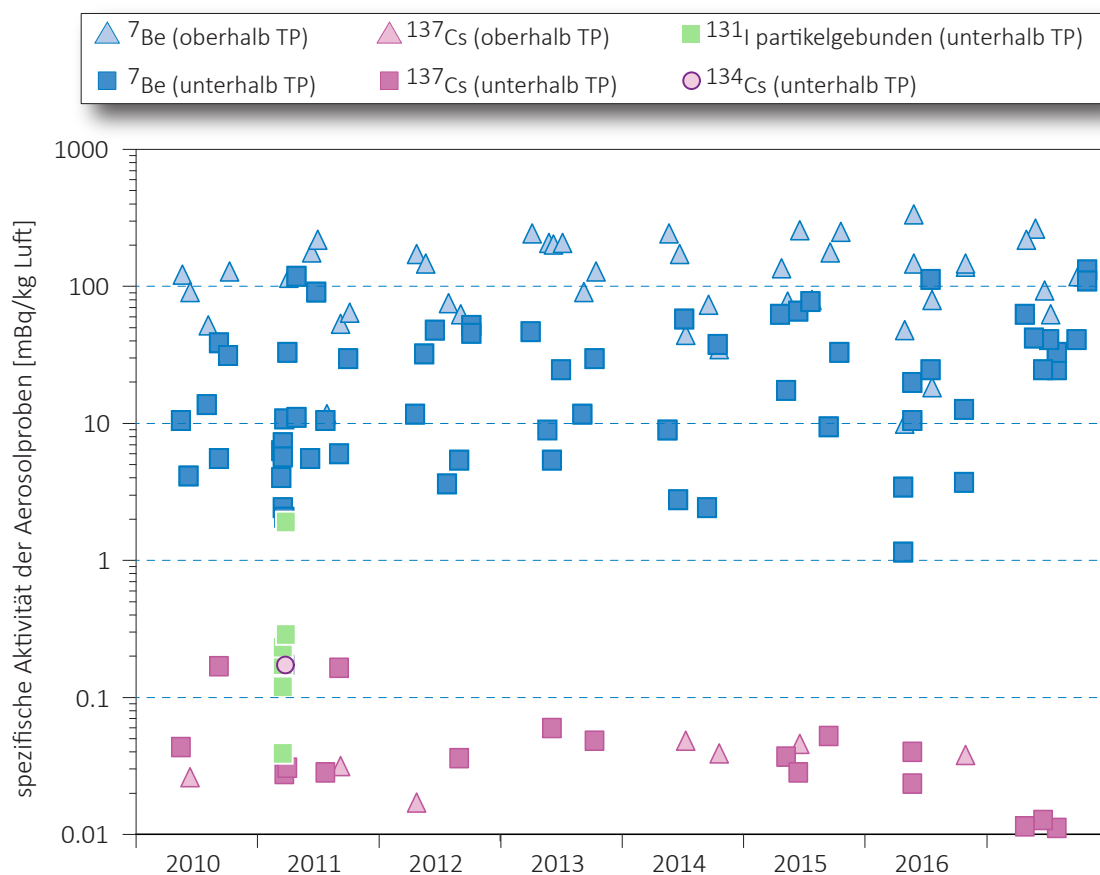


*Figur 2 :
Höhenluftfilter-Aggregate: Detail-Aufnahme eines Sammelgerätes.*

Als Filtermaterial wird ein Zellulosefilter (Sorte 0048, Art. Nr. 348987) von Whatman mit den Dimensionen 555 x 526 mm verwendet. Für die Messungen wird der Filter halbiert. Eine Hälfte wird mit einer hydraulischen Presse mit 25 Tonnen zu einer Tablette von 63 mm Durchmesser und ca. 10 mm Dicke gepresst. Die andere Hälfte dient als Rückstellprobe sowie gegebenenfalls für weitere Analysen. Der Vorteil dieses Überwachungsverfahrens ist der erhebliche Zeitgewinn im Falle eines Ereignisses mit freigesetzter Radioaktivität, da der Nuklidvektor bereits bestimmt werden kann, bevor sich die Radioaktivität aus der Luft auf Boden und Pflanzen abgesetzt hat.

Messung der Proben

Die Messung erfolgt im Labor mittels hochauflösender Gammaskpektrometrie, wobei nach 1-2 Tagen Messzeit für ^{137}Cs eine Nachweisgrenze von 0.01 - 0.05 mBq/kg Luft erreicht wird. Anschliessend können an den Filtern weitere Untersuchungen durchgeführt werden, z.B. mit radiochemischen oder massenspektrometrischen Verfahren.



Figur 3:

^7Be -, ^{134}Cs -, ^{137}Cs - und partikelgebundene ^{131}I - Messwerte in mBq/kg Luft in den Jahren 2010-2017.

Über die letzten sechs Jahre liegt die durchschnittliche Konzentration des kosmogenen Radionuklids ^7Be oberhalb der Tropopause bei 124 mBq/kg. Bei den Messungen 1 km unterhalb der Tropopause liegt der Durchschnittswert bei 17 mBq/kg. Als Vergleich seien hier die Werte von P. Winiger [1] bis [4] erwähnt, die für ^7Be im Mittel bei 100 mBq/kg bzw. 20 mBq/kg liegen, jeweils 1'000 m über bzw. unter der Tropopause ermittelt.

Der grösste Teil der ^{137}Cs -Werte lag im Jahr 2017 unter der Nachweisgrenze von 0.01-0.05 mBq/kg. In Figur 3 deutlich sichtbar sind die nach dem Reaktorunfall Fukushima (Japan) gemessenen ^{131}I -Konzentrationen, welche jedoch infolge der Halbwertszeit von 8 Tagen schon kurze Zeit später nicht mehr messbar waren. Auch das Radionuklid ^{134}Cs konnte in den Jahren nach 2011 nicht mehr nachgewiesen werden.

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 g-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 ^7Be , ^{137}Cs und jungen Spaltfragmenten an der Tropopause. *Tellus* Vol. 28/5, 434-441.

4.5

Radioaktivität in aquatischen Systemen

M.S. Brennwald

Eawag, Gruppe Umweltisotope, Abteilung W+T, 8600 Dübendorf

P. Rünzi

Eawag, Gruppe Sedimentologie, Abteilung SURF, 8600 Dübendorf

M. Zehring

Kantonales Labor Basel-Stadt, 4012 Basel

Zusammenfassung

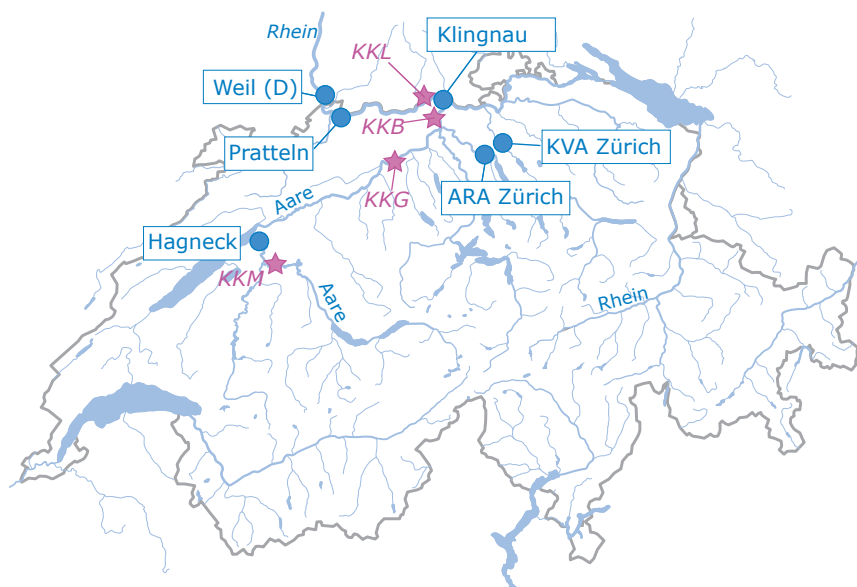
In den Wasserproben von Aare und Rhein wurden 2017 weder ^{54}Mn , ^{58}Co oder ^{60}Co aus Abgaben der Kernkraftwerke Mühleberg, Gösgen, Beznau oder Leibstadt nachgewiesen. Nur in den Schwebstoffproben von Aare und Rhein wurden sporadisch ^{54}Mn und ^{60}Co in geringen Konzentrationen gefunden. Weiter wurde vereinzelt ^{137}Cs beobachtet, welches zum grössten Teil vom Tschernobylunfall stammt. In Stichproben von Schwebstoffen im Rhein bei Weil (D) wurden im Weiteren die kurzlebigen Radionuklide ^{131}I , ^{177}Lu und ^{223}Ra gefunden, welche in der Nuklearmedizin eingesetzt werden. In Fischen waren keine künstlichen Radionuklide nachweisbar. In verschiedenen Wasserpflanzenproben wurde vereinzelt ^{60}Co und ^{137}Cs gefunden. Analysen des Grundwassers bei Aarberg, Döttingen und Pratteln ergaben keine Hinweise auf eine Infiltration künstlicher Radionuklide aus der Aare bzw. dem Rhein.

Ziele

Die meisten künstlichen Radionuklide gelangen direkt über Einleitung von Abwässern oder indirekt über den Niederschlag in den Wasserkreislauf. Entsprechend wird die Radioaktivität in aquatischen Systemen kontinuierlich analysiert mit dem Ziel, die Radionuklid-Immissionen der entsprechenden Betriebe zu überwachen und die gesamte Radioaktivität, welche die Schweiz über den Wasserpfad verlässt, zu bilanzieren.

Methoden

Die kumulierten Radionuklidabgaben der Kernkraftwerke werden mittels Wasserproben an verschiedenen Standorten entlang von Aare und Rhein erfasst und überwacht (Figur 1). Die Station Hagneck liegt stromabwärts des Kernkraftwerks Mühleberg an der Mündung der Aare in den Bielersee. An der Station Klingnau weiter stromabwärts werden zusätzlich die Abgaben der Kernkraftwerke Gösgen und Beznau überwacht. An der Station Pratteln werden schliesslich auch die Abgaben des Kernkraftwerks Leibstadt berücksichtigt. Komplementär zu den Wasserproben aus Rhein und Aare werden bei Hagneck, Klingnau und Pratteln auch



Figur 1:

Standorte der Stationen zur Überwachung der Radionuklidabgaben aus den Kernkraftwerken Mühleberg (KKM), Gösgen (KKG), Beznau (KKB) und Leibstadt (KKL) und sonstigen industriellen oder medizinischen Betrieben.

regelmässig Schwebstoffproben gesammelt. Zusätzlich werden einmal jährlich auch Grundwasser-, Fisch- und Wasserpflanzenproben untersucht. Die Aktivitäten der Radionuklide in allen Proben werden an der Eawag mittels Gammaskpektrometrie bestimmt.

Die Wasserproben aus Aare und Rhein bei Hagneck, Klingnau und Pratteln werden als grossvolumige, monatliche Sammelproben entnommen. Entsprechend dem jeweiligen Abfluss werden pro Tag automatisch zwischen 20 und 40 Proben genommen, was monatliche Sammelproben zwischen 50L und 200L ergibt. Zur Bestimmung der monatlichen Fracht der Radionuklide in Aare und Rhein werden die Radionuklide in den Sammelproben durch eine Eisenhydroxidfällung aufkonzentriert. Danach wird das Fällungsprodukt getrocknet und darin die Aktivitäten der betreffenden Radionuklide bestimmt.

Die Radionuklid-Fracht ergibt sich aus dem Produkt der gemessenen Aktivität und der während der Sammelperiode abgeflossenen Wassermenge. Im Jahr 2017 ist durch technische Umstellungen an der Überwachungsanlage (BAFU/METAS) bei der Station Hagneck die Steuerung der Wasserbeprobung für die Radionuklidüberwachung im April, September und Oktober ausgefallen. In diesen Monaten konnten deshalb keine aussagekräftigen Wasserproben genommen werden.

Die Schwebstoffproben werden mit Hilfe von Sedimentfallen als monatliche Sammelproben gesammelt. Die Fisch- und Wasserpflanzenproben (ohne Wurzeln) werden unmittelbar stromabwärts der Kernkraftwerke entnommen. Die Fische werden filetiert und die Wasserpflanzenproben werden gereinigt, um eine Partikelkontamination mit Radionukliden zu vermeiden. Die Sediment-, Fisch- und Wasserpflanzenproben werden vor der Analyse gefriergetrocknet. Die spezifische Aktivität dieser Proben wird in Bezug auf das Trockengewicht angegeben.

Bei der Rheinüberwachungsstation Weil (D) werden durch das Amt für Umweltschutz und Energie Basel Stadt (AUE BS) täglich Wasserproben gesammelt. Das kantonale Labor Basel-Stadt (KLBS) mischt die Tagesproben zu Wochenmischproben und bestimmt deren ^3H -Aktivität (Bestimmungsgrenze 2 Bq/L). Zudem sammelt das AUE BS bei Weil monatlich Schwebstoff-Stichproben. Dabei wird über Zeiträume von einigen Tagen Rheinwasser aus der Querprofilmischung entnommen und davon die Schwebstoffe abzentrifugiert. Die Schwebstoffe werden gefriergetrocknet, gemahlen und danach vom KLBS gammaskpektrometrisch analysiert. Aus den so bestimmten spezifischen Aktivitäten und dem monatlichen Abfluss bei Basel werden die monatlichen Radionuklidfrachten auf suspendierten Partikeln abgeschätzt. Dabei ist zu beachten, dass diese Hochrechnung auf der Annahme beruht, dass die über 1- 4 Tage gesammelten Stichproben repräsentativ für den ganzen Monat sind, was aufgrund der diskontinuierlichen Abgaben der Kernkraftwerke nicht immer zutrifft.

Die Eawag beprobt sporadisch die Grundwasserströme bei Aarberg (Pumpwerk Römerstrasse II, in der Nähe der Überwachungsstation Hagneck), bei Döttingen (Pumpwerk Unterwald, in der Nähe der Überwachungsstation Klingnau) und bei der Überwachungsstation Pratteln (Pumpwerk BW16 der Hardwasser AG). Dabei werden die Radionuklide aus 100L Grundwasser analog zu den Flusswasserproben vor der Analyse angereichert und analysiert.

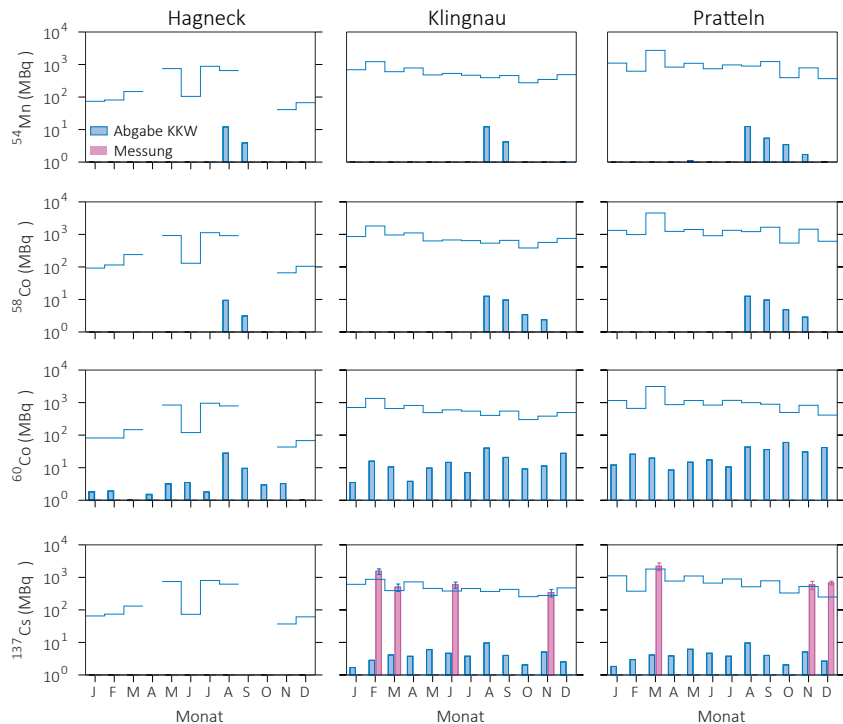
Ergebnisse

Wasserproben

Figur 2 zeigt die monatlichen Frachten der im Wasser gelösten Radionuklide ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co und ^{137}Cs bei den Stationen Hagneck, Klingnau und Pratteln.

Die kumulierten Abgaben von ^{54}Mn , ^{58}Co und ^{60}Co der flussaufwärts gelegenen Kernkraftwerke sind vorwiegend durch die Abgaben aus dem Kernkraftwerk Mühleberg dominiert. Die kumulative ^{137}Cs -Bilanz ist durch die Abgaben des Kernkraftwerks Beznau bestimmt, welche relativ gleichmässig über das Jahr verteilt waren.

Bei allen drei Stationen (Hagneck, Klingnau und Pratteln) wurde über das ganze Jahr kein ^{54}Mn , ^{58}Co oder ^{60}Co nachgewiesen. In früheren Jahren wurden vereinzelt Spuren dieser Nuklide nahe der Nachweisgrenze gefunden. Im Jahr 2017 war der Abfluss in den überwachten Fliessgewässern allerdings nochmals geringer als im Jahr 2016, als der Abfluss ebenfalls schon gering war. Möglicherweise sind Mn und Co durch die stärkere Partikelsedimentation in der schwächeren Strömung effizienter aus dem Wasser entfernt worden als in den Vorjahren. Zudem waren die Abgaben aus den KKW in den Jahren 2016 und 2017 deutlich geringer als in den Vorjahren (Fig. 4).



Figur 2:

Vergleich der berechneten und gemessenen Frachten von ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co und ^{137}Cs an den drei Stationen bei Hagneck, Klingnau und Pratteln. Die berechneten Frachten entsprechen den kumulierten Abgaben der flussaufwärts gelegenen Kernkraftwerke. Die Messwerte lagen mit wenigen Ausnahmen immer unter der Bestimmungsgrenze (blaue Stufenlinie). Die Fehlerbalken zeigen den Standardmessfehler der Fracht.

^{137}Cs wurde bei Klingnau und Pratteln nur sporadisch und in Konzentrationen nahe der Bestimmungsgrenze gefunden. Diese ^{137}Cs -Nachweise sind grösser als die Abgaben der Betriebe, was wie in bisherigen Jahren auf die Remobilisierung von ^{137}Cs vom Tschernobylunfall zurückgeführt wird.

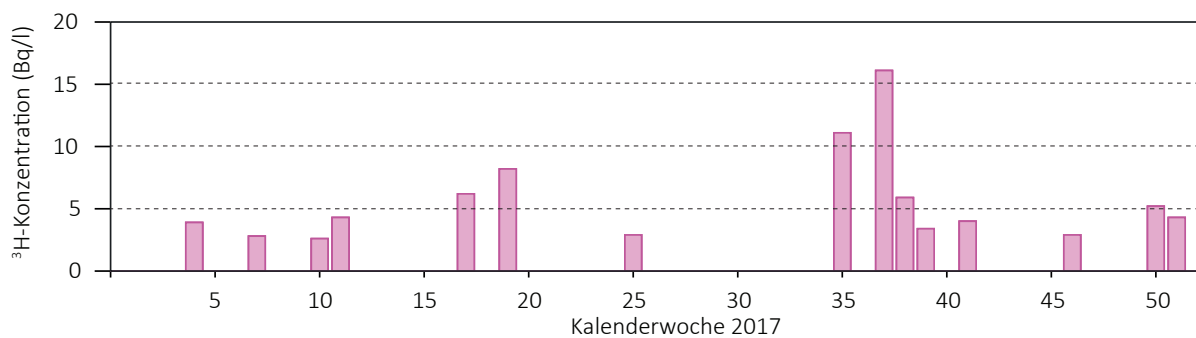
Die ^3H -Aktivität der wöchentlichen Rheinwasserproben von Weil am Rhein (D) ist in Figur 3 dargestellt. Die ^3H -Konzentrationen betragen über das ganze Jahr generell $\leq 8 \text{ Bq/L}$. Dieser Wert wurde nur in den beiden Proben der Kalenderwoche 35 (11 Bq/L) und Kalenderwoche 37 (16 Bq/L) übertroffen.

In allen analysierten Proben liegen die Konzentrationen von ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{137}Cs und ^3H um mindestens drei bis vier Grössenordnungen unterhalb Immissionsgrenzwerte für Gewässer (StSV).

Ausser den oben diskutierten Radionukliden wurden keine weiteren künstliche Radionuklide nachgewiesen, wohl aber natürliche wie ^7Be , ^{40}K und ^{210}Pb .

Langfristige Entwicklung der Radionuklidabgaben und Frachten in Aare und Rhein

Figur 4 zeigt den zeitlichen Verlauf der Abgaben von ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co und ^{137}Cs aller Kernkraftwerke während den Jahren 2000 - 2017. Als Folge der Revisionen der Kernkraftwerke sind die Abgaben in der Regel im



Figur 3:

^3H -Aktivitätskonzentration im Rhein bei Weil am Rhein (D).

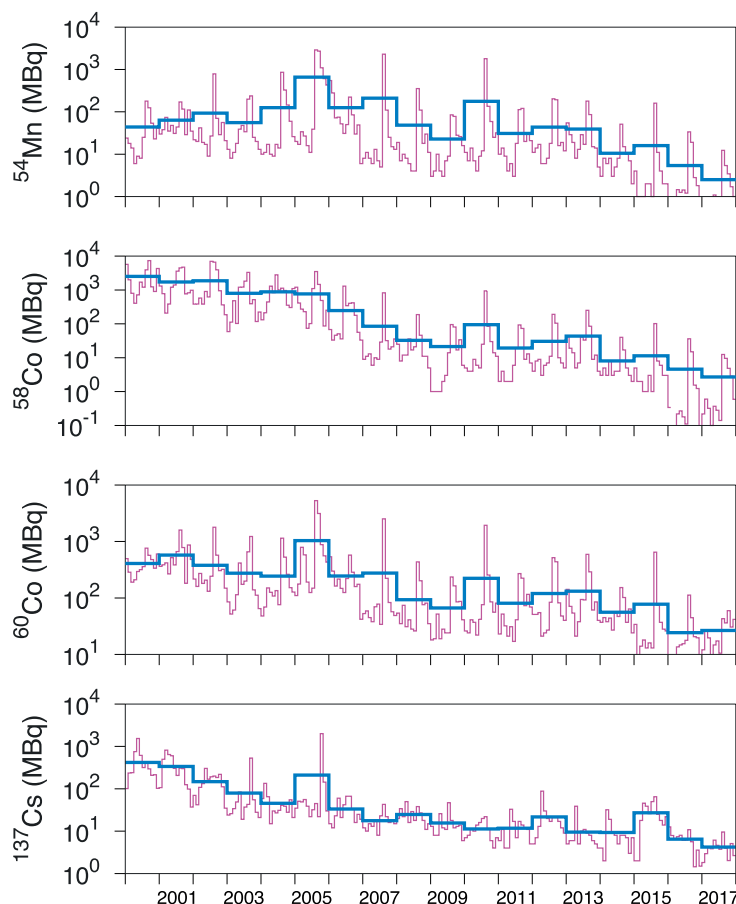
Sommer/Herbst am grössten. Über die Jahre betrachtet haben die Abgaben von ^{58}Co , ^{60}Co und ^{137}Cs bis ca. 2008 tendenziell abgenommen. Danach ist bis 2015 keine systematische Veränderung erkennbar. In den Jahren 2016 und 2017 verringerten sich die Abgaben aller vier Nuklide weiter.

Im Einklang mit den generell geringeren Abgaben während der letzten Jahre lagen die Messwerte der im Wasser gelösten Radionuklide mit sporadischen Ausnahmen bei ^{137}Cs unterhalb der spezifischen Bestimmungsgrenzen. Deshalb ist wie bereits in den Vorjahren eine Quantifizierung der Jahresgesamtfracht anhand der monatlich überwachten Radionuklidfrachten nicht sinnvoll möglich.

Partikelproben

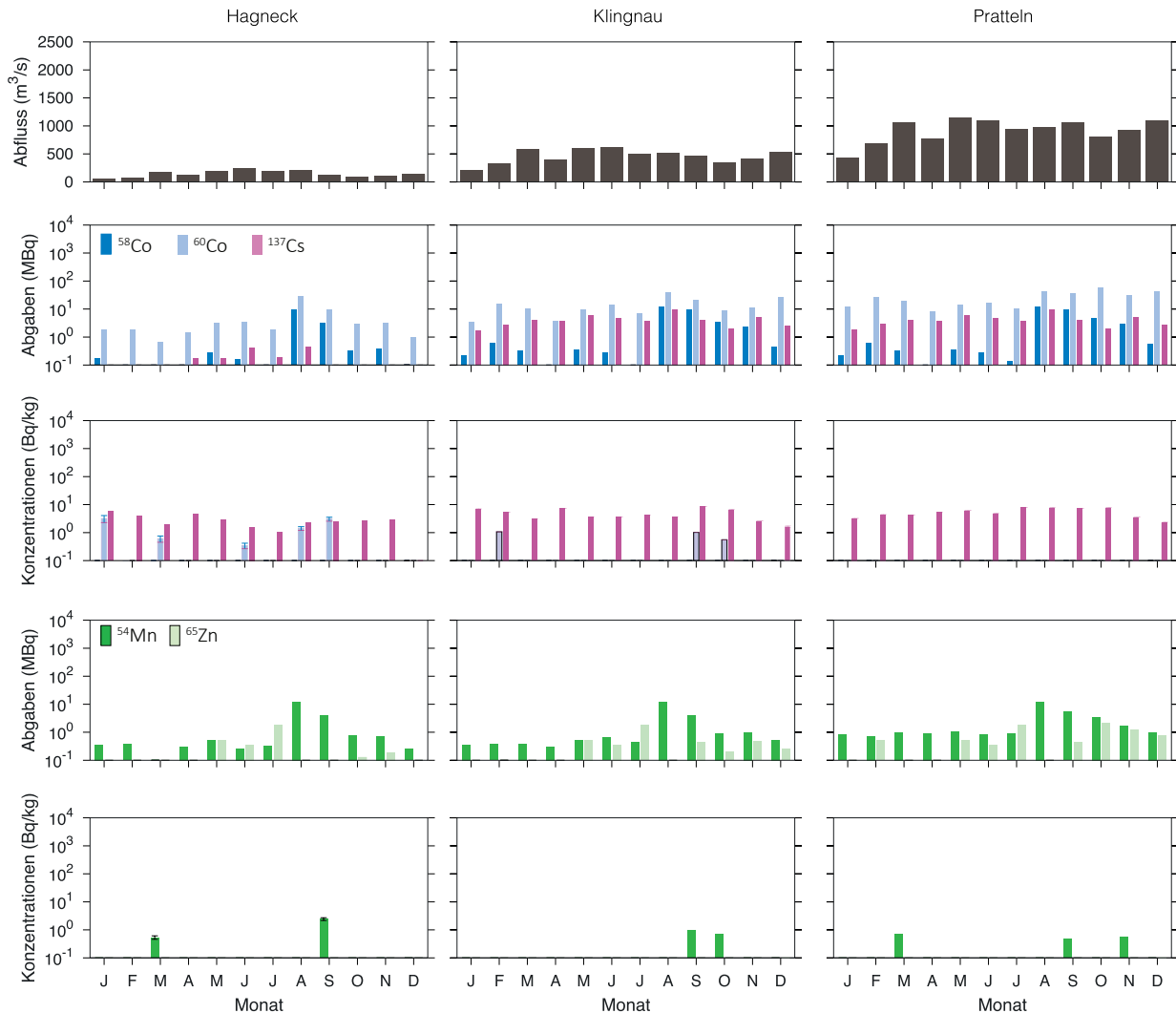
Die meisten der von den Kernkraftwerken abgegebenen Radionuklidspezies lagern sich an suspendierte Partikel im Wasser an. Der Partikeltransport trägt somit wesentlich zur Verfrachtung der Radionuklide bei. Insbesondere werden Radionuklide durch sedimentierende Partikel aus dem offenen Wasser entfernt. Umgekehrt können Radionuklide durch Resuspension des Sediments auch wieder zurück in die Wasserphase gelangen.

Die spezifischen ^{137}Cs -Aktivitäten der Partikelproben liegen bei allen drei Stationen bei 0.5 - 8.4 Bq/kg und zeigen keine generelle Korrelation mit den Abgaben aus den Kernkraftwerken (Figur 5). Die ^{137}Cs -Nachweise werden in Übereinstimmung mit dem im Wasser gelösten ^{137}Cs auf die Mobilisierung von ^{137}Cs vom Tschernobylunfall zurückgeführt. Ansonsten wurden vereinzelt ^{54}Mn (bei allen drei Stationen) und ^{60}Co (bei Hagneck und Klingnau) gefunden. ^{58}Co und ^{65}Zn wurden nicht nachgewiesen.



Figur 4:

Zeitliche Entwicklung der Abgaben von ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co und ^{137}Cs aus den Kernkraftwerken während 2000 - 2017 (jährliche und monatliche Mittelwerte der Summen der Abgaben aller Kernkraftwerke; Angaben ENSI).



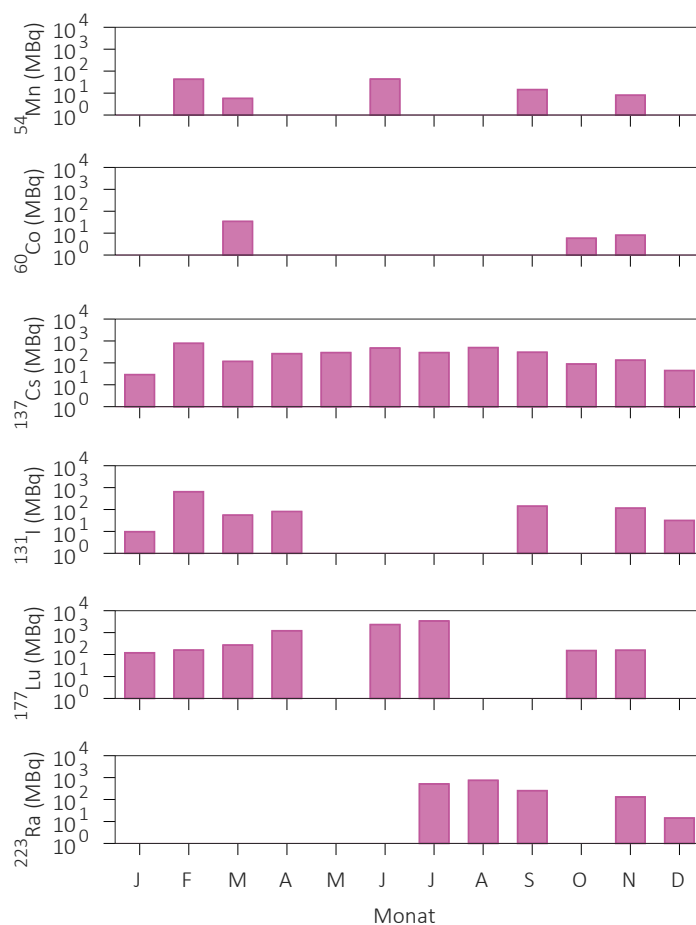
Figur 5:

Spezifische Aktivitäten von ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{65}Zn und ^{137}Cs in den monatlichen Partikelproben aus den Sedimentfallen bei Hagneck, Klingnau und Pratteln im Vergleich mit dem Abfluss und den kumulierten Abgaben der stromaufwärts gelegenen Kernkraftwerke. Die Messwerte wurden nur dann eingezeichnet, wenn die Bestimmungsgrenze der jeweiligen Messung erreicht wurde (typische Bestimmungsgrenzen für alle Nuklide in der Figur: 0.5 - 4 Bq/kg). Die Fehlerbalken zeigen den Standardmessfehler der spezifischen Aktivitäten.

Figur 6 zeigt die aus den Stichproben bei Weil (D) abgeschätzten Frachten von ^{54}Mn , ^{60}Co und ^{137}Cs auf Schwebestoffen. ^{54}Mn und ^{60}Co wurden nur sporadisch nachgewiesen. In allen Stichproben wurde ^{137}Cs gefunden, was wiederum primär auf die Mobilisierung von ^{137}Cs aus dem Tschernobylunfall zurückgeführt werden kann. Zusätzlich zu den relativ langlebigen Radionukliden konnten in den Stichproben von Weil (D) auch die kurzlebigen Radionuklide ^{131}I (Halbwertszeit: 8 Tage), ^{177}Lu (Halbwertszeit: 6.7 Tage) und ^{223}Ra (Halbwertszeit: 11.4 Tage) nachgewiesen werden (ebenfalls Figur 6), welche in der Nuklearmedizin eingesetzt werden.

Fische

Im Jahr 2017 wurden Fische aus der Aare bei Hagneck (gefangen am 16.8.2017), bei Schönenwerd (5.10.2017), dem Klingnauer Staubecken (2.8.2017) und dem Rhein bei Birsfelden (26.9.2017) analysiert. Bei allen Fischproben wurde natürliches ^{40}K gefunden (511 - 670 Bq/kg). Künstliche Radionuklide wurden keine nachgewiesen



Figur 6:
 Monatliche Frachten von ^{54}Mn , ^{60}Co , ^{137}Cs , ^{131}I , ^{177}Lu und ^{223}Ra auf Schwebstoffen bei Weil am Rhein (D). Die Frachten wurden aus den Messergebnissen der Stichproben abgeschätzt, welche über kurze Zeiträume (1 - 4 Tage pro Monat) gesammelt wurden.

Wasserpflanzen

Es wurden Wasserpflanzen bei den verschiedenen Überwachungsstationen entnommen und analysiert:

- In der Probe von Wehr bei Hagneck (12.10.2017) wurden ^{60}Co (1.6 Bq/kg), und ^{137}Cs (1.8 Bq/kg) gefunden.
- In der Probe vom Klingnauer Staubecken (12.10.2017) wurde ^{60}Co (4.1 Bq/kg) und ^{137}Cs (3.5 Bq/kg) gefunden.
- In der Probe von Pratteln (13.10.2017) wurde ^{137}Cs (6.3 Bq/kg) gefunden.

Abgesehen von künstlichen Radionukliden wurde in allen Proben ^{40}K gemessen (458 - 626 Bq/kg).

Grundwasser

In den Grundwasserproben von Aarberg (17.8.2017), Döttingen (17.8.2017) und Pratteln (17.8.2017) wurden keine künstlichen Radionuklide nachgewiesen (Bestimmungsgrenze 0.3 - 1 mBq/L).

4.6

Tritium-Monitoring in der Aare

Th. Stocker, R. Purtschert, P. Düring, H.P. Moret und T. Wagner

Abt. Klima- und Umweltphysik, Physikalisches Institut Universität Bern, Sidlerstrasse 5, 3012 BERN

Einführung

Im Januar 2017 lancierte die Abteilung für Klima- und Umweltphysik (KUP) der Universität Bern im Auftrag der BKW Energie AG (BKW) und des Kantons Bern sowie mit Unterstützung des Bundesamtes für Gesundheit (BAG) ein umfangreiches Monitoring von Tritium (^3H) in Fließgewässern des Kantons Bern. Im Rahmen dieses zunächst dreijährigen Monitorings soll im Hinblick auf die Stilllegung des Kernkraftwerks Mühleberg (KKM) am 20.12.2019 das Tritium im Wasser der Aare in hoher zeitlicher Auflösung gemessen werden. Das Ziel ist die detaillierte Aufnahme des bisherigen Normalzustandes bezüglich Tritiumaktivität im Flusswasser über drei vollständige Jahresgänge (2017- 2019), um damit eine Referenzgrösse zu bestimmen. Diese Referenzgrösse ist eine unerlässliche Basis für allfällige entsprechende Messungen während der Rückbauphase des KKM ab 2020.

Probenahmen

Aarewasser wurde an drei Standorten entnommen:

- Aare flussaufwärts vom KKM (Standort Eymatt am Wohlensee)
- Aare flussabwärts vom KKM (Standort Mühleberg-Rewag)
- Aare Wynau (kurz vor dem endgültigen Verlassen der Aare des Kantons Bern)

Zusätzliche Tritiummessungen erfolgten am Wasser von drei Trinkwasserfassungen des Wasserverbunds Seeland (nahe Gimmiz/Worben), welche von Aarewasser gespiesen werden, sowie am Wasser von zwei Referenzstandorten:

- Aare am Altenbergsteg Bern (unterhalb der Kornhausbrücke)
- Emme an der Heimiswilbrücke Burgdorf

Darüber hinaus wurde auch das auf dem Dach des Physikalischen Instituts der Universität Bern gesammelte Regenwasser regelmässig auf seinen Tritiumgehalt hin untersucht.

Tabelle 1 enthält Einzelheiten zu den Messungen, die 2017 durchgeführt wurden.

Tabelle 1:

Anzahl der Tritiummessungen 2017 nach Art und Entnahmeort

Art bzw. Entnahmeort der Probe	Anzahl.
Aare Eymatt	342
Aare Mühleberg Rewag	359
Aare Wynau	52
Gimmiz/Worben	49
Referenzstation Kornhausbrücke	12
Referenzstation Heimiswilbrücke	12
Regenwasser Physikalisches Institut	11
Standards/Nulleffektmessungen	50
Vergleichsmessungen/Wiederholungen	26
Total: 913	

Die täglichen Proben aus der Aare an den Standorten Eymatt und Mühleberg wurden mit Hilfe von automatischen Probennehmern vom Typ ISCO 6712 gesammelt. Dabei werden in Abständen von je 30 Minuten einige Milliliter Flusswasser in Probeflaschen abgefüllt, sodass jede Probeflasche eine Mischprobe eines 24-Stunden-Intervalls darstellt. Das Regenwasser auf dem Dach der Universität Bern wurde monatlich gesammelt und variierte im Volumen je nach Niederschlagsmenge. Bei den restlichen Proben handelte es sich um Stichproben mit einem Volumen zwischen 0.5 Litern und 1 Liter pro Probe.

Nachweis und Messung des Tritiumgehalts

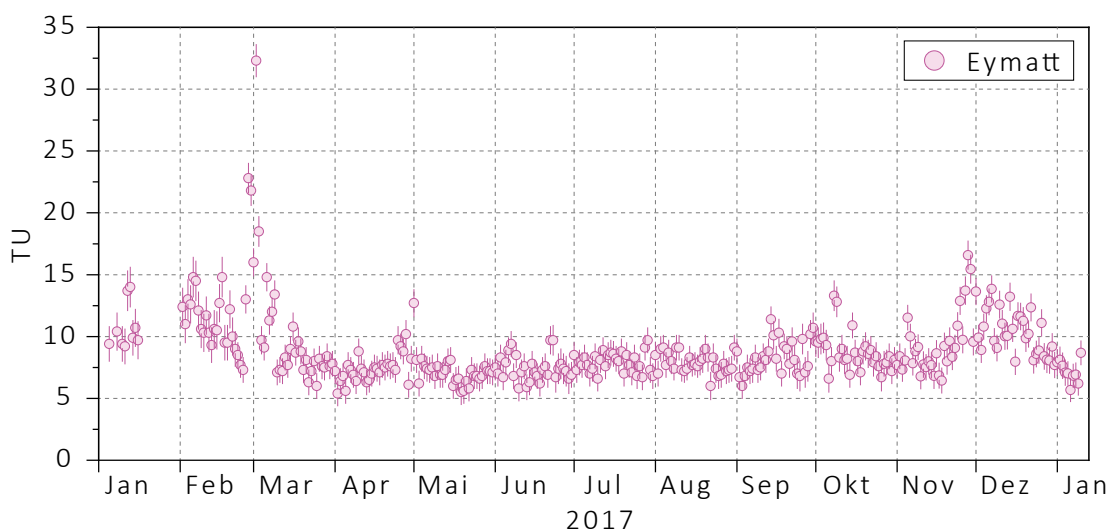
Die Aktivitätskonzentration von Tritium im Wasser wurde mit einem Liquid-Szintillationsmessgerät vom Typ Aloka LSC-LBIII bestimmt, welches im Tieflabor des Physikalischen Instituts der Universität Bern installiert ist. Die Nachweisgrenze liegt bei 0.5 Bq/L, sodass auch die natürliche Hintergrundaktivität von ^3H im Niederschlag detektiert werden kann.

Messergebnisse 2017

Standorte Eymatt und Mühleberg

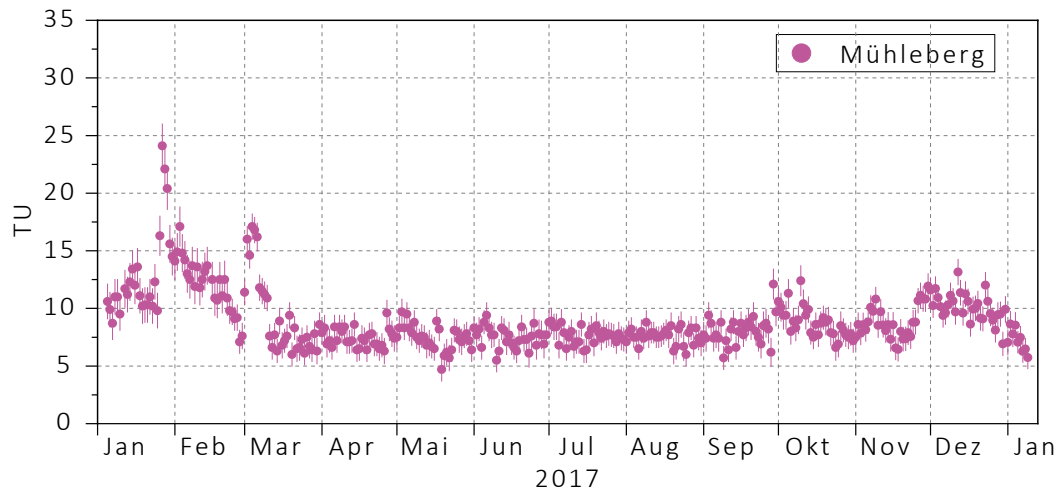
Der grösste Teil der Probenahmen im Jahr 2017 entfiel auf die Standorte Eymatt und Mühleberg, d. h. stromauf- bzw. stromabwärts vom Kernkraftwerk Mühleberg als potenziellem Tritiumemittenten. Die Tritiummesswerte an diesen beiden Standorten bewegten sich relativ stabil in einem Band zwischen 5 und 15 TU (1 Tritium Unit = 1 TU = 0.118 Bq/L), also ca. 0.6 bis 1.8 Bq/L.

Die Probenahme im Januar 2017 war aufgrund der extremen Kälte lückenhaft. Seither sind die beiden automatischen Probenahmestationen mit zusätzlichen Akkumulatoren nachgerüstet worden. Ende Februar wurden am Standort Eymatt einige deutlich erhöhte Tritiumwerte bis maximal 35 TU gemessen, die ebenfalls, jedoch reduziert, am Standort Mühleberg festgestellt werden konnten. Dies weist auf einen Tritiumemittenten oberhalb des Wohlensees hin.

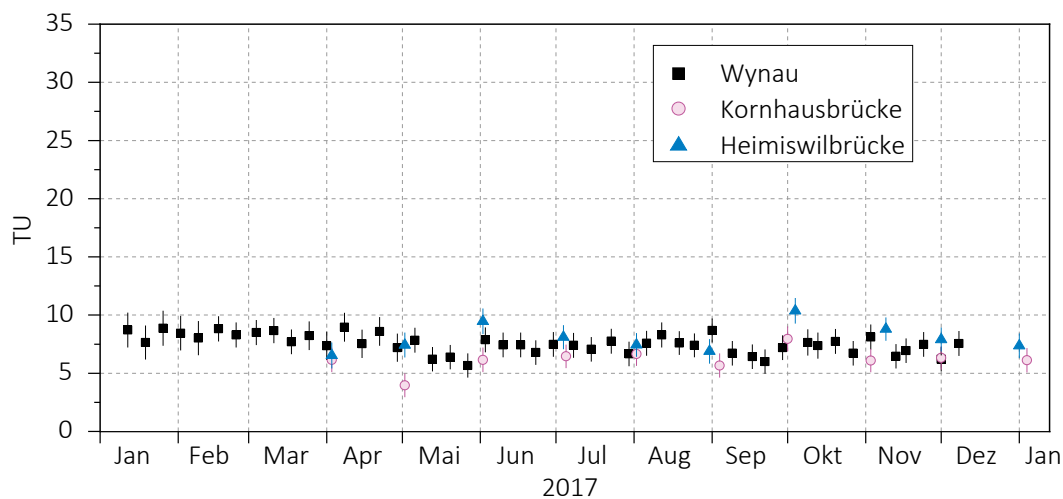


Figur 1:
Tritium-Messwerte Januar bis Dezember 2017 am Standort Eymatt

Es liessen sich gute Korrelationen zwischen den Standorten Eymatt und Mühleberg beobachten, wobei die Messwerte aus Mühleberg im Allgemeinen leicht unter den Werten des Standorts Eymatt lagen. Im Jahr 2017 trat das KKM im Leistungsbetrieb somit nicht als messbare Tritiumquelle für Aarewasser in Erscheinung. Die Jahresrevision des KKM, welche zwischen dem 13. August und dem 7. September 2017 stattfand, führte ebenfalls zu keiner messbaren Erhöhung des Tritiumgehalts des Aarewassers. Auch an den anderen Probenahmestellen der Aare wurden während des gesamten Jahres keine erhöhten Werte gemessen.



Figur 2:
Tritium-Messwerte Januar bis Dezember 2017 am Standort Mühleberg



Figur 3:
Tritium-Messwerte Januar bis Dezember 2017 an den Standorten Wynau, Kornhausbrücke und Heimiswilbrücke

Standorte Gimmiz

Im Raum Gimmiz wurden im Sommer 2017 die drei Wasserfassungen Gimmiz 3, Gimmiz 4 und Römerstrasse beprobt. Der Tritiumgehalt des Wassers von Gimmiz 3 lag mit Werten zwischen 10.5 und 29.5 TU deutlich über dem der beiden anderen Wasserfassungen, deren Tritiumgehalt mit Werten zwischen 6.5 und 9.4 TU dem des Aarewassers entspricht.

Standort Physikalisches Institut

Der im Jahr 2017 gemessene absolute Höchstwert betrug 117 TU (entsprechend 13.8 Bq/L) und trat bei Regenwasser auf, das im März auf dem Dach des Physikalischen Instituts gesammelt wurde. Möglicherweise wurde das Tritium mit dem Wind aus Mühleberg oder Niederwangen, wo sich einer der grössten Tritiummittenten der Schweiz befindet, nach Bern verfrachtet. Für das Jahr 2018 sind einige zusätzliche Messungen geplant, um mögliche Quellen für tritiumhaltige Niederschläge genauer zu bestimmen.

Begleitgruppe Tritium-Monitoring

Zur Begleitung des Projekts sowie zur Sicherstellung des Informationsstandes aller Beteiligten wurde eine Begleitgruppe bestehend aus Vertretern des Kantons Bern, der BKW, des BAG und der Universität Bern geschaffen. Das erste jährliche Treffen fand am 24. November 2017 statt.

4.7

Automatisches Messnetz zur Überwachung des Flusswassers

P. Steinmann, M. Müller, S. Estier

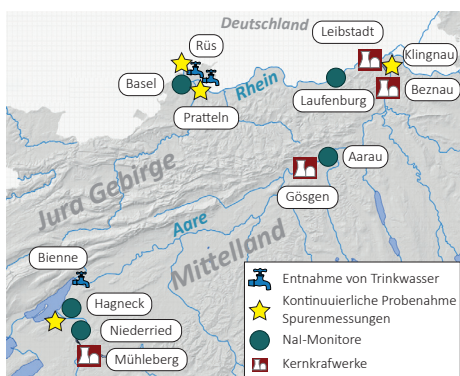
Sektion Umweltradioaktivität, URA / BAG, 3003 Bern

Zusammenfassung

Die fünf automatische Natrium-Iodid-Sonden des Messnetzes URAnet aqua messen fortlaufend die Konzentration von Gammastrahlern in Aare und Rhein und übermitteln alle 10 Minuten einen Messwert. Künstliche Radionuklide konnten im Berichtsjahr nicht nachgewiesen werden. Die Verfügbarkeit der Messsonden war sehr hoch, mit der Ausnahme eines fast dreitägigen Ausfalls beider Sonden unterhalb des Kernkraftwerks Mühleberg Anfang Januar.

Das Messnetz und seine Aufgaben

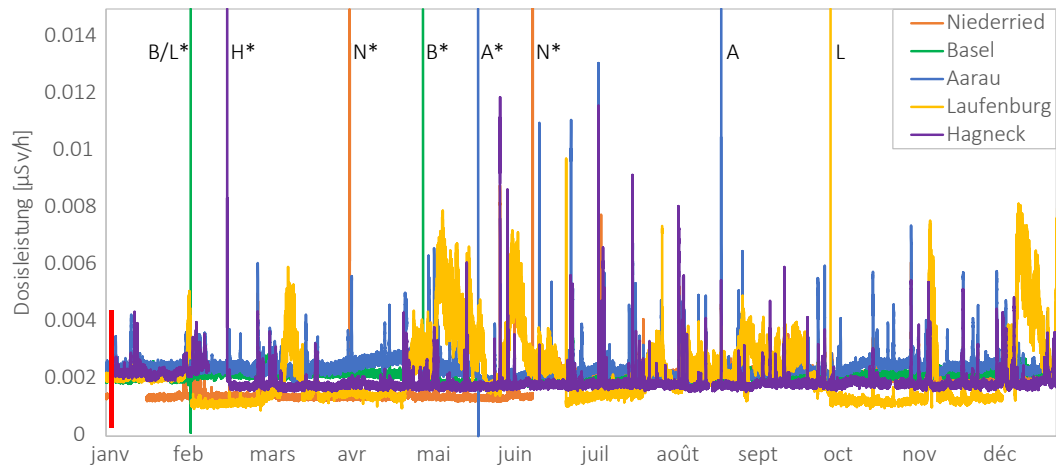
Das Messnetz URAnet aqua überwacht kontinuierlich und automatisch das Flusswassers von Aare und Rhein stromabwärts der Kernkraftwerke (Figur 1). Die beiden Sonden bei Niederried und Hagneck messen zwischen dem KKW Mühleberg und dem Bielersee, welcher ein wichtiges Trinkwasserreservoir für die Stadt Biel ist. Flussabwärts des Kernkraftwerks Gösgen sowie der beiden relativ nahe beieinander liegenden Standorte Beznau und Leibstadt sind zwei weitere Sonden installiert: eine bei Aarau und eine bei Laufenburg. Eine fünfte Sonde überwacht das von IWB für die Trinkwasserversorgung der Stadt Basel aus dem Rhein entnommene Wasser. Auch hier befinden sich also zwei Messsonden zwischen dem letzten Kernkraftwerk und der Trinkwasserentnahme.



Figur 1 :
Standorte der Nal-Detektoren; EAWAG-Stationen mit kontinuierlicher Probenahme für Spurenmessungen (Hagneck, Klingnau und Pratteln); Rheinüberwachungsstation Rüs Weil a.Rh. (Messungen KL BS); Entnahmestellen von Trinkwasser im Bielersee und im Rhein (Pratteln und Basel).

Die Aufgabe der neuen automatischen Messsonden ist es starke Erhöhungen von Radioaktivität im Flusswasser rasch zu erkennen. Die Nachweisgrenze von rund 1 Bq/l erlaubt es eine untere Meldeschwelle im Bereich des Toleranzwertes aus der bis 1.5.2017 gültigen Fremd- und Inhaltstoffverordnung (FIV) bzw. der Immissionsgrenzwerte für Gewässer aus der revidierten Strahlenschutzverordnung zu setzen. Für ^{137}Cs ist die untere Meldeschwelle auf 10 Bq/l gesetzt. Eine zweite Schwelle mit Alarmauslösung entspricht den Höchstgehalten für Radionuklide nach einem nuklearen Unfall aus der Kontaminantenverordnung (VHK); für ^{137}Cs in flüssigen Lebensmitteln beträgt dieser 1'000 Bq/l. Bei Überschreitung der unteren Meldeschwelle wird per SMS die zuständige Stelle am BAG benachrichtigt, welche die Messwerte verifiziert, die Ursache einer allfälligen Kontamination eruiert und informiert. Bei Überschreitung der zweiten Schwelle wird sofort eine Alarmmeldung an die Nationale Alarmzentrale gesandt, die nach Rücksprache mit dem BAG die nötigen Massnahmen anordnet.

Die automatischen Messsonden sind komplementär zu den monatlichen Messungen der EAWAG (siehe Figur 1), welche mit einer mehr als tausendmal tieferen Nachweisgrenze auch geringe Abgaben der Kernkraftwerke erfassen können.



Figur 2 :

Dosisleistung aller URAnet aqua Stationen für das Jahr 2017. Der Asterisk (*) zeigt an, dass die Sonde zur Reinigung und Konstanzprüfung aus dem Wasser genommen wurde. Der rote Balken links zeigt den Unterbruch der Messungen der beiden Sonden vor dem Bielersee.

Messtechnik

Die eingesetzten Sonden enthalten 3'' NaI-Detektoren, welche im Wasser eine «Sichtweite» von rund einem Meter haben. Die NaI-Kristalle registrieren die Gammastrahlung und die Sonde zeichnet ein Energiespektrum auf. Alle 10 Minuten werden die Messwerte an die Messzentrale weitergeleitet. Am Ende einer vollen Stunde werden die sechs 10-Minuten-Spektren addiert und neu ausgewertet, was eine tiefere Nachweisgrenze ermöglicht (1Bq/l für ^{137}Cs). Siehe auch Lit. [1].

Verfügbarkeit der Messsonden und Messergebnisse 2017

Die Verfügbarkeit der Sonden, d.h. die Verfügbarkeit der 10-MinutenSpektren, ist in Tabelle 1 zusammengefasst. Generell sind diese Werte sehr hoch. Hingegen ist Anfangs Jahr der ungünstige Fall aufgetreten, dass beide Messsonden zwischen Kernkraftwerk Mühleberg und dem Bielersee gleichzeitig ausgefallen sind. Während knapp 3 Tagen (zwischen dem 1. und 4. Januar 2017) sind für diesen Flussabschnitt keine Werte verfügbar.

Die NaI-Detektoren des URAnet aqua Messnetzes konnten 2017 keine künstlichen Radioisotope im Flusswasser nachweisen. Bei den Messwerten fallen vor allem Spitzen in der Dosisleistung auf, wenn nach starken Niederschlägen viele Radonfolgeprodukte ins Flusswasser gelangen (siehe Fig. 2). Neben den kurzen «Radonspitzen» zeigt die Sonde Laufenburg anhaltendes Ansteigen der ODL bei Hochwasser. Das hat damit zu tun, dass die Sonde frei im Wasser hängt und bei erhöhter Strömung aufschwimmt; zudem werden durch das Öffnen der Schleusen die Strömungsverhältnisse geändert. Bei genauerer Betrachtung lässt sich bei der Ortsdosisleistung der Sonde Niederried eine geringe Erhöhung im August und September feststellen. Die Ursache ist die Stauabsenkung des Stausees Niederried in dieser Zeit. Auch hier führt eine geringere Abschirmung des Detektors durch die Wassersäule zu einem stärkeren Beitrag an kosmischer Strahlung. Die grossen Spitzen der ODL in Figur 2 kommen daher, dass die Sonden aus dem Wasser genommen wurden, zwecks Reinigung, Konstanzprüfung oder Austausch für Reparaturen. Kleine Stufen im Verlauf der ODL-Kurven sind ebenfalls auf Reinigung oder Austausch der Messsonden zurückzuführen. Online werden zurzeit die 24-Stunden-Mittelwerte der gemessenen Radioisotope auf www.radenviro.ch publiziert.

Literatur

[1] Steinmann P. und Estier S., 2015. Radioaktivität in Flusswasser unterhalb KKW: Das neue Messnetz zur kontinuierlichen Überwachung von Aare und Rhein. Aqua & Gas, 10, 66-72.

Tabelle 1:

Verfügbarkeit (Uptime) der NaI-Wassersonden im Jahr 2017

Station	Uptime	Inbetriebnahme
Niederried	95.9%	Juni 2014
Hagneck	97.1%	Juni 2015
Aarau	99.8%	Juni 2014
Laufenburg	99.3%	Januar 2015
Basel	98.4%	Juli 2013

4.8

Sedimentationsrate im Südbecken des Luganersees

Bestimmung von Sedimentationsraten im Südbecken des Luganersees über Datierung von Sedimentschichten mit Hilfe von ^{137}Cs und ^{210}Pb

E. Klemt, V. Putyrskaya

Hochschule Ravensburg-Weingarten, D-88250 Weingarten

S. Röllin, J.A. Corcho-Alvarado, H. Sahli

LABOR SPIEZ, Bundesamt für Bevölkerungsschutz, 3700 Spiez

Zusammenfassung

Nach dem Unfall von Tschernobyl im Jahr 1986 wurde im Luganersee die Aktivitätskonzentration von künstlichen Radionukliden, insbesondere von ^{137}Cs , schon in mehreren langfristigen radioökologischen Studien (Dominik und Span, 1992; Konoplev et al., 2002; Putyrskaya et al., 2009; Santschi et al., 1990; Zibold et al., 2002) untersucht. In dem hier vorliegenden Bericht werden die Ergebnisse einer neuen Sedimentationsstudie vorgestellt, die im Südbecken des Luganersees durchgeführt wurde. Ein Sedimentkerns, der aus dem Jahr 2017 stammt, wurde mit einem anderen Sedimentkern einer naheliegenden Position verglichen, der schon zwei Jahrzehnte früher entnommen und untersucht wurde. Zum ersten Mal wurde ein Sedimentkern des Luganersees mit einer speziellen ^{210}Pb -Datierungsmethode untersucht: Es handelt sich dabei um das «piecewise Constant Rate Supply» Modell (CRSPW), bei dem der ^{210}Pb -Eintrag in das Sediment in verschiedenen Zeitintervallen jeweils konstant ist. Mit dem CRSPW-Modell wurden in den Zeitintervallen 1986 - 2017, 1963 - 1986 und vor 1963 als durchschnittliche Massen-Sedimentationsraten (0.041 ± 0.003) g/(cm² Jahr), (0.070 ± 0.009) g/(cm² Jahr) und (0.83 ± 0.066) g/(cm² Jahr) berechnet.

Einleitung

Der eiszeitlich geformte Luganersee liegt auf der Grenze zwischen der Schweiz (Tessin) und Italien (Lombardien) und er ist einer der großen Trinkwasserspeicher am südlichen Alpenrand. Nach dem Unfall von Tschernobyl am 26. April 1986 wurden auf Grund des Fallouts etwa 24 kBq/m² an ^{137}Cs auf der Oberfläche des Sees deponiert (Santschi et al., 1990). Ursprünglich war der See oligotroph aber in den 40er bis 60er Jahren hat er sich sehr rasch zu einem eutrophen See gewandelt. Bis heute ist er eutroph geblieben (Barbieri and Mosello, 1992; UPDA, 2006). Der See ist in zwei Becken (Nord-, Südbecken) aufgeteilt, die durch einen künstlichen Damm, der 1844 gebaut wurde, getrennt sind. Die vorliegende Studie beschäftigt sich mit der Messung von künstlichen und natürlichen Radionukliden in Sedimentkernen des monomiktischen und damit saisonal anoxischen Südbeckens und der Bestimmung von Sedimentationsraten in den letzten etwa 120 Jahren. In Tabelle 1 sind die wichtigsten morphometrischen Parameter des Luganersees zusammengestellt.

Probennahme und Probenvorbereitung

Am 13. Mai 1997 wurde ein Sedimentkern LS97-SB3 aus dem Südbecken des Luganer Sees entnommen (in der Nähe von Melide). Zwanzig Jahre später, am 5. Mai 2017, wurde der Kern LS17-SB4 nahe der Position SB3 entnommen (Figur 1). Die Koordinaten und weitere Parameter der zwei Kerne sind in Tabelle 2 zu finden.

Zur Beprobung wurde ein «Gravity Corer» mit einem Rohrinnendurchmesser von 58 mm verwendet. Die Sedimentkerne wurden bei 4°C in einem Kühlschrank aufbewahrt, bevor sie geöffnet und längs in zwei Hälften aufgeteilt wurden. Die Hälften wurden in 1 cm dicke Schichten aufgeteilt. Nach Gefriertrocknung und Homogenisierung wurden alle Proben gewogen und in transparente zylindrische Polystyrol-Becher (LICEFA Kunststoffverarbeitung GmbH & Co. KG) mit einem Durchmesser von 58 mm und einer Höhe von 11 mm gegeben. Um zu verhindern, dass gasförmiges ^{222}Rn ($T_{1/2}=3.8$ Tage) aus den Proben herausdiffundiert, wurden sie in «Vacumetic Aluminium-Composite Foil» (BRANOPac GmbH) versiegelt, wie in Putyrskaya et al. (2015) beschrieben ist. Ein radioaktives Gleichgewicht zwischen den Töchtern von ^{222}Rn wurde dadurch sichergestellt, dass die Proben noch weitere ca. drei Wochen ($> 5 T_{1/2}$ von ^{222}Rn) gelagert wurden.

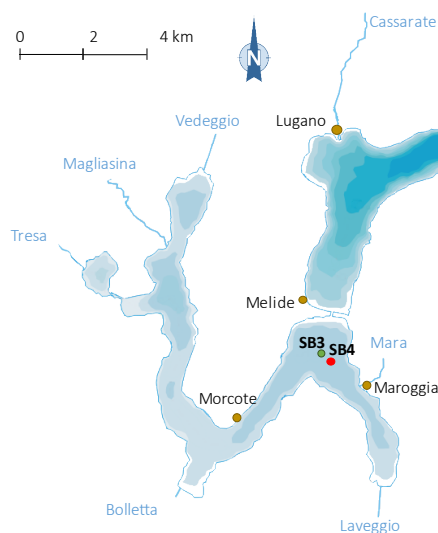


Tabelle 1:
Morphometrische Charakteristika des Südbeckens des Luganersees (IST-SUPSI, 2016)

Wassereinzugsgebiet, km ²	607,8
Oberfläche, km ²	20,3
Max. Tiefe, m	95
Mittlere Tiefe, m	55
Wasservolumen, km ³	1,14
Wasserrückhaltezeit, Jahre	1,4

Figur 1:
Karte des Luganersees mit den Beprobungspositionen in den Jahren 1997 (SB3) und 2017 (SB4).

Analyseverfahren

Die Aktivitätskonzentration der Radionuklide in den Sedimentproben wurde mit Hilfe von «Broad Energy Germanium» Detektoren (BEGe-5030) von Canberra-Eurisys gamma-spektrometrisch bestimmt. Dabei variierte die Messzeit pro Probe zwischen 24 und 48 Stunden. Zur Bestimmung der «Single Photon Peak Efficiency» wurde die Kalibrierungssoftware «LabSOCS» (Canberra-Eurisys) verwendet. Eine Summationskorrektur wurde, falls erforderlich, in der Auswertesoftware Genie 2000 V3.2 (Canberra-Eurisys) berücksichtigt. Die Energiekalibrierung wurde mit einem gemischten Radionuklidstandard (QCYB12064, AEA Technology QSA) in regelmässigen Abständen überprüft.

Tabelle 2:

Probennahmeparameter, Tschernobyl und Kernwaffen ^{137}Cs -Inventare und Sedimentationsgeschwindigkeit (v_s) von zwei Sedimentkernen aus dem Südbecken des Luganersees.

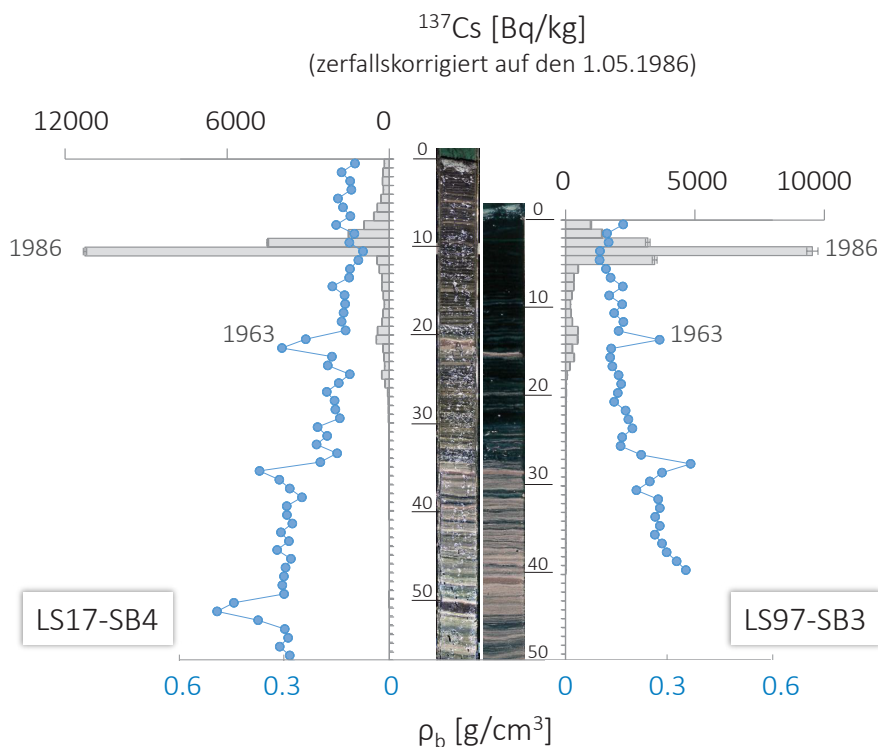
Kern	LS97-SB3	LS17-SB4
Koordinaten CH1903	E 717470 N 88960	E 717828 N 88726
Probennahme Datum	13. Mai 1997	03. Mai 2017
Seetiefe, m	85	84
Kernlänge, cm	75	72
Tschernobyl ^a ^{137}Cs -Inventar, kBq/m ²	22.1	21.9
Kernwaffen ^b ^{137}Cs -Inventar, kBq/m ²	7.9	8.1
v_s , cm/Jahr:		
seit 1986	0.36	0.35
1963 - 1986	0.44	0.44

^a Tschernobyl ^{137}Cs -Inventare sind auf den 1. Mai 1986 zerfallskorrigiert

^b Kernwaffen ^{137}Cs -Inventare sind auf den 1. Juli 1963 zerfallskorrigiert

Tiefenverteilung von ^{137}Cs und von natürlichen Radionukliden im Sediment

In Figur 2 werden die zwei Sedimentkerne aus dem Luganersee, die 1997 (rechts, Core LS97-SB3) bzw. 2017 (links, Core LS17-SB4) entnommen wurden, verglichen. Auf den Fotos der beiden Sedimentkerne in der Mitte der Figur ist eine deutliche jährliche Laminierung, die bei beiden Kernen eine ähnliche Struktur hat, zu sehen. Die Tiefenverteilung der ^{137}Cs -Aktivitätskonzentration, die auf den 1.5.1986 zerfallskorrigiert ist, hat bei beiden Kernen ebenfalls eine sehr ähnliche Struktur: Deutlich sind zwei Maxima, die dem Fallout nach dem Tschernobyl-Unfall (1986) und dem Fallout nach den atmosphärischen Kernwaffentests (1963) zuzuordnen sind, zu erkennen. Für ^{137}Cs betragen die Tschernobyl-Inventare in den Kernen LS97-SB3 und LS17-SB4 ungefähr 22 kBq/m^2 (s. Tab. 2). Dies ist etwa genauso viel, wie ursprünglich durch den Fallout im Jahr 1986 auf der Oberfläche des Luganersees deponiert wurde.

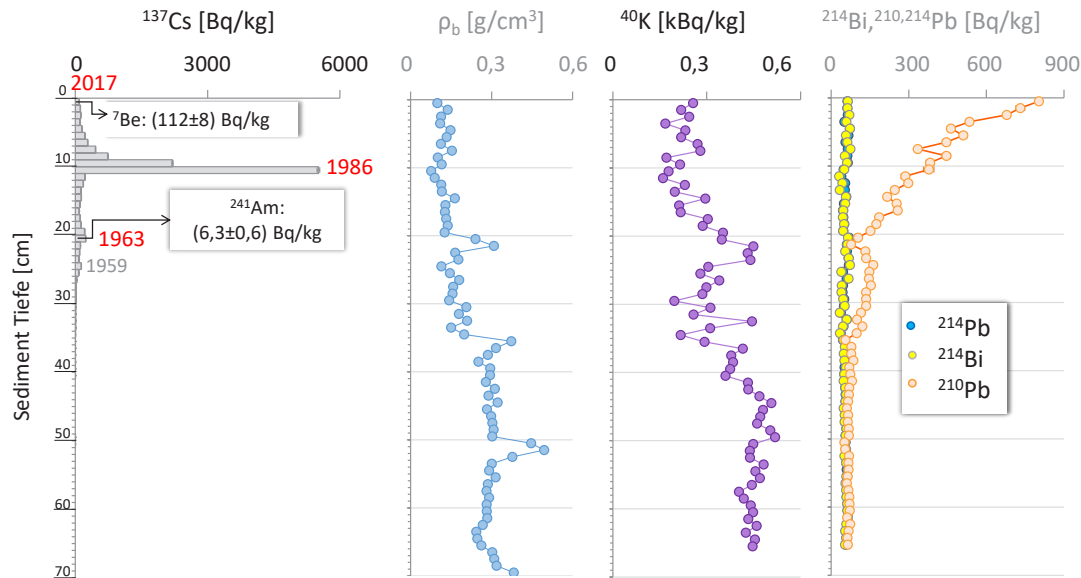


Figur 2:
Tiefenverteilungen von ^{137}Cs Aktivitätskonzentration (zerfallskorrigiert auf den 1. Mai. 1986) und Sedimentdichte ρ_b (blau) sowie Fotos von zwei Sedimentkernen, entnommen aus dem Südbecken des Luganersees im Jahr 1997 (LS97-SB3) und Jahr 2017 (LS17-SB4).

In beiden Sedimentkernen nimmt die Trockendichte auf Grund der Kompaktierung mit der Tiefe zu. Dabei gibt es ein paar Unregelmässigkeiten: Im Kern LS17-SB4 (Figur. 2, links) gibt es relativ grosse Dichtewerte in den Schichten 20 - 22 cm, 34 - 36 cm und 50 - 52 cm. Dies ist ebenfalls im Kern LS97-SB3 in den Schichten 13 - 14 cm und 27 - 28 cm (Figur 2, rechts) zu sehen. Solche Unregelmässigkeiten, die in Seen des Alpenvorlandes häufiger vorkommen, können mit einzelnen Ereignissen, z.B. heftigem Gewitterregen, erklärt werden, bei denen in kurzer Zeit zusätzliches, allochthones Material auf den Seegrund transportiert wird. Diese Ereignisse können als Mini-Turbidite bezeichnet werden (Putyrskaya et al., 2015). In den Luganersee-Sedimenten haben, verglichen mit benachbarten Schichten, die Schichten mit höheren Trockendichten auch eine höhere ^{40}K - und eine geringere ^{210}Pb -Aktivitätskonzentration (Figur 3).

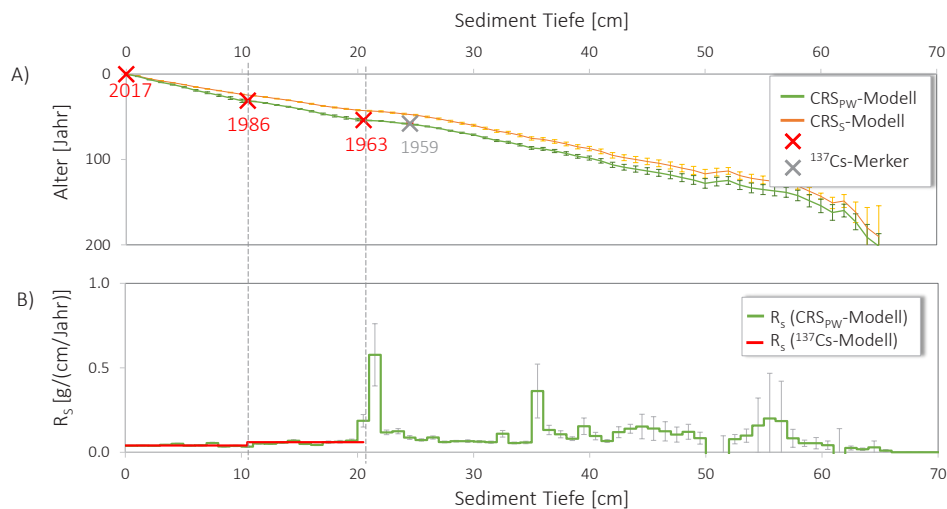
In beiden untersuchten Sedimentkernen steigt die ^{40}K -Aktivitätskonzentration (Figur 3) bis zu einer Tiefe von ca. 40 cm an. Unterhalb von 40 cm bleibt die ^{40}K -Aktivitätskonzentration mehr oder weniger konstant und ist etwa doppelt so hoch wie in den oberen Schichten. Dies ist ein Indiz dafür, dass sich der Ursprung und/oder die Zusammensetzung des Sedimentes mit der Zeit geändert haben.

In Figur 3 sind ebenfalls die Tiefenverteilungen des gesamten (über die Wassersäule eingetragen + im Sediment produzierten) und des «supported» (nur im Sediment produzierten) ^{210}Pb des Sedimentkerns LS17-SB4 gezeigt; Daten, die im Südbecken des Luganersees bisher noch nicht erhoben wurden. Nachdem die Sedimentproben gasdicht verpackt und drei Wochen gelagert wurden, sind die natürlichen Radionuklide ^{214}Pb und ^{214}Bi in radioaktiven Gleichgewicht mit der ^{238}U -Zerfallsreihe zwischen ^{226}Ra und ^{210}Pb . Deswegen sind dann ^{214}Pb und ^{214}Bi ein Mass für das im Sediment produzierte ^{210}Pb . Um das «unsupported» ^{210}Pb ($T_{1/2}=22.3$ Jahre), das für die Datierung benötigt wird, zu erhalten, wird das «supported» ^{210}Pb von gemessenen, gesamten ^{210}Pb subtrahiert. Weitere Details der ^{210}Pb -Datierungsmethode sind in Putyrskaya et al. (2015) zu finden.



Figur 3:

Sedimentkern LS17-SB4 aus dem Südbecken des Luganer Sees (von links nach rechts): Tiefenverteilungen von ^{137}Cs , Sedimentdichte ρ_b , ^{40}K , gesamtes ^{210}Pb , ^{214}Pb , und ^{214}Bi . Die Aktivitätskonzentration aller Radionuklide ist auf den 3. Mai 2017 (Zeitpunkt der Probenahme) zerfallskorrigiert. Die ^{137}Cs -Maxima sind den Fallouts nach dem Unfall von Tschernobyl (1986) und nach den atmosphärischen Kernwaffentests (1963 und 1959) zuzuordnen.



Figur 4: ^{210}Pb -Chronologie des Sedimentkerns LS17-SB4.

A) Vergleich der ^{210}Pb -Tiefen-Altersrelationen nach dem einfachen (CRSS, orange) und dem «piecewise Constant Rate Supply»-Modell (CRSPW, grün). Beim CRS_{PW} -Modell wird angenommen, dass der ^{210}Pb -Fluss in das Sediment in verschiedenen Zeitintervallen, die durch bekannte ^{137}Cs Peaks (1986 und 1963, rot) getrennt sind, konstant ist. Ein zusätzlicher ^{137}Cs Peak (1959) der in der ^{137}Cs -Tiefenverteilung (s. Fig. 3) zu sehen ist, wurde nicht als Zwangsbedingung für das ^{210}Pb Modell verwendet. **B)** Massen-Sedimentationsrate R_s in $\text{g}/(\text{cm}^2 \text{ Jahr})$, abgeleitet vom CRSPW ^{210}Pb - (grün) Modell.

Datierung der Sedimente des Luganersees

Die Erstellung einer Alters-Tiefenrelation für Sedimente des Luganersees basiert auf der Identifikation von ^{137}Cs -Depositionsmaxima. Die Maxima der ^{137}Cs -Aktivitätskonzentration im Sedimentkern LS17-SB4 sind dem Fallout nach dem Tschernobyl-Unfall 1986 und den atmosphärischen Kernwaffentests in den 1960ern mit einem Maximum im Jahr 1963 zuzuordnen (s. Figur 3). Die Zuordnung des tieferen Maximums zum globalen Fallout der Kernwaffentests wurde durch die Anwesenheit von ^{241}Am bestätigt. Zusätzlich wurde die Aktivitätskonzentration von ^7Be ($T_{1/2}=54$ Tage), das in der oberen Atmosphäre produziert wird, in der obersten

0 - 1 cm Schicht nachgewiesen, was zeigt, dass die oberste Sedimentschicht bei der Probennahme nicht verlorengegangen ist. Damit kann die Oberfläche des Sedimentkerns LS17-SB4 dem Probennahmedatum (3.5.2017) zugeordnet werden. Dies entspricht nun dem Alter von 0 Jahre.

Ein alternativer Ansatz zur Altersbestimmung von Sedimenten basiert auf dem piecewise Constant Rate Supply (CRSPW) des «unsupported» ^{210}Pb (Appleby, 2001). Im Gegensatz zum einfachen CRS-Modell (CRSS) (Appleby and Oldfield, 1978), bei dem der ^{210}Pb -Fluss auf Dauer als konstant angenommen wird, ist beim piecewise CRS-Modell (CRSPW) der ^{210}Pb -Fluss nur zwischen bekannten Zeitmarkern, z. B. den ^{137}Cs Maxima von 1986 und 1963, konstant. Um beim Sedimentkern LS17-SB4 eine exakte Übereinstimmung zwischen den ^{137}Cs -Zeitmarkern und der kontinuierlichen ^{210}Pb -Zeitskala zu erreichen, müssen die ^{210}Pb -Flüsse 290, 360 und 490 $\text{Bq}/(\text{m}^2 \text{ Jahr})$ in den Zeitintervallen 1986 - 2017, 1963 - 1986, und vor 1963 betragen (Tabelle 3).

Tabelle 3:

Durchschnittliche Massensedimentationsraten (R_s), und Pb-Flüsse ($\phi(^{210}\text{Pb})$) im Sedimentkerns LS17-SB4, Luganersee. ^{210}Pb -Berechnung mit dem CRS_{pw} -Modell

Position	Zeit	R_s in $\text{g}/(\text{cm}^2 \text{ Jahr})$	$\phi(^{210}\text{Pb})$ $\text{Bq}/\text{m}^2 \text{ Jahr}$
LS17-SB4	1986 - 2017	$0.041 \pm 0,003$	290 ± 11
	1963 - 1986	$0.070 \pm 0,009$	360 ± 33
	vor 1963	$0.083 \pm 0,066$	490 ± 45

Figur 4 zeigt, dass, wenn der ^{210}Pb -Fluss nicht konstant ist, das CRSPW-Modell, das ja Zwangsbedingungen durch die ^{137}Cs -Zeitmarker beinhaltet, eine bessere Alters-Tiefenrelation ergibt als das einfache CRSS-Modell. Im Fall des Sedimentkerns LS17-SB4 gibt es die Tendenz, dass das einfache CRSS-Modell den Sedimentkern jünger macht.

Sedimentationsraten

Nimmt man an, dass die Position des ^{137}Cs -Tschernobyl-Peaks dem 1.5.1986 entspricht, kann man für das Zeitintervall 1986 - 2017 sehr geringe Sedimentationsgeschwindigkeiten von $v_s \approx 0.35 \text{ cm/Jahr}$ direkt aus der ^{137}Cs -Tiefenverteilung beider Kernen entnehmen (Tab. 1). Die Sedimentations-geschwindigkeit ist in den Jahren 1963 - 1986 generell um einen Faktor von ≈ 1.2 größer. Dies liegt sicherlich an der seit den 1940er Jahren zunehmenden Eutrophierung, die mit Beginn der 1990er Jahre wieder umgekehrt wurde.

In Figur 4B ist die variable Massen-Sedimentationsrate R_s des Sedimentkerns LS17-SB4 zu sehen, die mit dem ^{210}Pb - CRS_{pw} -Modell berechnet wurde. Diese variable Massen-Sedimentationsrate erzählt von den Sedimentationsprozessen im Luganersee der letzten gut 100 Jahre (Davor steigt die statistische Unsicherheit schnell an). Die höheren Sedimentationsraten in den Schichten 20 - 22 cm und 34 - 36 cm des Sedimentkerns LS17-SB4 könnten z. B. durch Mini-Turbidite, die zusätzliches Material zum Seegrund transportiert haben, verursacht sein (s. oben).

Danksagung

Wir danken Stefano Beatrizotti und Fabio Lepori von SUPSI (Lugano) für die Organisation und Durchführung der Probennahme sowie Stamatina Makri von der Universität Bern (Geographisches Institut) für das Halbieren und Fotografieren der Sedimentkerne.

Referenzen

- Appleby, P.G., 2001. Chronostratigraphic technique in recent sediments. In: W.L. Last and J.P. Smol (Eds.), *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments, Volume 1: Basin Analysis, Coring, and Chronological Techniques*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp. 171–203.
- Appleby, P.G., Oldfield, F., 1978. The calculation of ^{210}Pb dates assuming a constant rate of supply of unsupported ^{210}Pb to the sediment. *Catena* 5, 1–8.
- Barbieri, A., and Mosello, R., 1992. Chemistry and trophic evolution of Lake Lugano in relation to nutrient budget. *Aquatic Sciences* 54, 3/4, 219–237.
- Dominik, J., Span, D., 1992. The fate of ^{137}Cs in Lake Lugano. *Aquatic Sciences*, 54, 3/4, 238–254.
- Istituto scienze della Terra (IST-SUPSI), 2012. Ricerche sull'evoluzione del Lago di Lugano – aspetti limnologici. Programma quinquennale 2008-2012. Campagne 2011. Ed. Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere: 106 pp.
- Konoplev, A., Kaminski, S., Klemt, E., Konopleva, I., Miller, R., Zibold, G., 2002. Comparative study of ^{137}Cs partitioning between solid and liquid phases in Lakes Constance, Lugano and Vorsee. *J. Environ. Radioact.* 58, 1–11.
- Putyrskaya, V., Klemt, E., Rölli, S., 2009. Migration of ^{137}Cs in tributaries, lake water and sediment of Lago Maggiore (Italy, Switzerland) – analysis and comparison with Lago di Lugano and other lakes. *J. Environ. Radioact.* 100, 35–48.
- Putyrskaya, V., Klemt, E., Rölli, S., Astner, M., Sahli, H., 2015. Dating of sediments from four Swiss prealpine lakes with ^{210}Pb determined by gamma-spectrometry: progress and problems. *J. Environ. Radioact.* 145, 78–94.
- Santschi, P.H., Bollhalder, S., Zingg, S., Lück, A., Farrenhothen, A., 1990. The self-cleaning capacity of surface waters after radioactive fallout. Evidence from European waters after Chernobyl, 1986 – 1988. *Environ. Sci. Technol.*, 24, 519–527.
- Ufficio Protezione e Depurazione Acque (UPDA), 2006. Ricerche sull'evoluzione del Lago di Lugano- aspetti limnologici. Programma quinquennale 2003-2007. Campagne 2004 e 2005. Ed. Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere: 98 pp.
- Zibold, G., Kaminski, S., Klemt, E., Smith, J.T., 2002. Time-dependency of the ^{137}Cs activity concentration in freshwater lakes, measurement and prediction. *Radioprotection-Colloques*, 37, 75–80.

4.9

Radioactivité du sol et de l'herbe

P-A. Pittet, P. Froidevaux, F. Barraud, F. Bochud

Institut de radiophysique, CHUV, Grand Pré 1, 1007 Lausanne

S. Estier, P. Steinmann, A. Gurtner

Section de surveillance de la radioactivité, URA / OFSP, 3003 Berne

M. Zerhinger

Laboratoire Cantonal de Bâle, Kannenfeldstr. 2 CH-4012 Basel

M. Burger, S. Rölli, R. Holzer, H. Sahli, M. Astner

Labor Spiez, Office fédéral de la protection de la population, 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, et mesuré leurs niveaux d'activité. Dans certains cas, des mesures de spectrométrie gamma in-situ ont également été réalisées. Les résultats montrent que l'activité artificielle dans le sol et l'herbe est restée faible et est principalement due aux retombées des essais d'armes atomiques réalisées en atmosphère jusque dans les années soixante ainsi qu'aux retombées de l'accident de Tchernobyl.

Une attention particulière a été apportée au site de la centrale de Mühleberg, dont le fonctionnement sera stoppé à fin 2019 avant d'être ensuite démantelée. Les prélèvements ont été effectués sur sept sites et ont fait l'objet d'analyses indépendantes pour le strontium-90 (^{90}Sr), le plutonium et l'américium. Cela permettra de vérifier qu'aucune contamination de l'environnement n'intervienne lors des opérations de démantèlement.

Introduction

Le ^{90}Sr et le ^{137}Cs ont été largement dispersés dans l'environnement suite aux essais nucléaires des années cinquante et soixante ainsi que lors de l'accident de Tchernobyl en 1986. Ces radioéléments sont les deux principaux produits de fission à durée de vie moyenne (environ 30 ans) et ont un comportement chimique proche de deux éléments impliqués dans les cycles vivants, le calcium (pour le strontium) et le potassium (pour le césium). Par exemple, le ^{90}Sr est facilement transféré du sol aux plantes, puis tout au long de la chaîne alimentaire, et pourra finalement se trouver dans les tissus osseux et les dents [1]. Le ^{137}Cs va aussi passer du sol aux végétaux et rejoindre la chaîne alimentaire. Au contraire du ^{90}Sr , il se retrouvera principalement dans les tissus musculaires des vertébrés, mais sera éliminé des organismes beaucoup plus rapidement que le strontium.

Le transfert d'un radioélément entre deux compartiments de l'environnement, par exemple du sol à l'herbe, peut être caractérisé par le facteur de transfert. Ce paramètre est cependant dépendant de plusieurs facteurs, tels que la nature des compartiments (type de sol et espèce de la plante), la concentration des autres éléments compétiteurs (Ca et K) ainsi que la progression de la croissance, cette dernière étant notablement affectées par les conditions météorologiques (température, pluviosité) [2,3,4].

Le démantèlement de la centrale nucléaire de Mühleberg sera opéré après sa mise à l'arrêt définitif qui est planifié au 20 décembre 2019. Après l'évacuation des éléments combustibles vers le centre de stockage intermédiaire de Würenlingen (Zwilag), les installations ayant été en contact avec la radioactivité seront ensuite démontées, les matériaux décontaminés ou conditionnés avant leur entreposage. Pour contrôler l'absence de contamination de l'environnement durant ce processus, le programme de surveillance a été élargi. Jusqu'à l'année 2016, la radioactivité de l'environnement immédiat de la centrale était effectuée par l'analyse d'un mélange de sols et d'herbe collectés sur 4 sites. En 2017, des échantillons ont été prélevés sur 3 nouveaux sites et chacun des échantillons a été soumis à une analyse indépendante du ^{90}Sr , du plutonium et de l'américium, afin de caractériser l'état initial des sols à proximité de la centrale. Afin de pouvoir comparer ces résultats avec ceux des années précédentes, deux valeurs moyennes ont été calculées, la première pour les quatre sites usuels et la seconde pour les sept sites de collecte.

Résultats et discussion

Les résultats des mesures pour les sols sont présentés dans le Tableau 1. La présence du ^{90}Sr et des actinides Pu et Am est principalement due aux retombées des essais nucléaires atmosphériques des années cinquante et soixante. Cette déposition ayant été amenée au sol par les précipitations, les régions connaissant une pluviosité plus importante montrent les activités les plus élevées. Ainsi, les activités en ^{90}Sr sont dans une gamme de 0.2 à 1 Bq/kg sur le plateau suisse et toutes supérieures à 1 Bq/kg dans les autres régions (Tessin, arc alpin, plateau de Diesse). La même tendance est observée pour les actinides, avec des activités inférieures à 0.4 Bq/kg pour le plutonium et à 0.15 Bq/kg pour l'américium sur le plateau suisse, alors que ces valeurs augmentent avec l'altitude, le point de prélèvement le plus élevé (alpage de l'Allmendhubel) montrant les activités les plus importantes.

La situation est plus complexe dans le cas du ^{137}Cs , le passage du nuage radioactif émis lors de l'accident de Tchernobyl en 1986 ayant provoqué une déposition supplémentaire dont la répartition géographique n'est pas uniforme. De fortes précipitations ayant eu lieu au Tessin lors du passage du nuage, c'est dans cette région que les dépôts les plus importants ont eu lieu [5] et où sont mesurées actuellement les plus fortes activités (> 200 Bq/kg). La région du lac de Constance a également été touchée, mais dans une moindre mesure, ainsi que l'atteste l'activité résiduelle de 47 Bq/kg observée à Arenenberg. Pour le ^{60}Co et le ^{134}Cs , deux radioéléments produits artificiellement dans les réacteurs nucléaires, aucune activité supérieure à la limite de détection n'a été observée. Enfin, c'est pour le ^{40}K , un des trois isotopes constituant le potassium naturel, que l'activité observée est la plus élevée.

Les mesures de radioactivité dans l'herbe sont rapportées dans le Tableau 2. On constate que la radioactivité de l'herbe est dominée par le ^{40}K , suivi du ^7Be , qui est formé par l'action du rayonnement cosmique sur les couches supérieures de l'atmosphère. Les activités en ^{60}Co et ^{134}Cs sont restées inférieures à la limite de détection. Pour le ^{137}Cs , les valeurs les plus élevées sont observées au Tessin, où les sols montrent également l'activité la plus élevée. L'activité en ^{90}Sr varie fortement selon la période de coupe pour un même site de prélèvement. Sur le plateau, le plus grand changement est observé à Posieux (0.5 à 3.1 Bq/kg MS), les valeurs observées pour les autres sites de plaine, y compris à proximité des centrales, étant comprises dans cette gamme. Ces différences observées dans l'activité en ^{90}Sr de l'herbe lors des coupes de printemps et d'automne a été déjà remarquée et son origine attribuée au métabolisme des végétaux qui influence de manière importante l'incorporation de certains éléments (Ca, K) et radioéléments (^{137}Cs et ^{90}Sr) en fonction des périodes de croissance végétale [4].

Les résultats obtenus lors des analyses distinctes des échantillons des sept sites de collecte autour de la centrale de Mühleberg sont présentés dans le tableau 3. Ces sites sont tous distants de moins de 2 km de la centrale mais les activités mesurées pour les sols varient d'un facteur 2 pour le ^{90}Sr et de plus de 5 pour le plutonium ou l'américium. Les valeurs les plus basses sont obtenues pour Niederrunningen, sur la rive de l'Aar, et les plus élevées Oberrunningen, situé 100 m plus haut sur une colline dominant le cours de la rivière. Ces différences illustrent la disparité du dépôt consécutif aux essais nucléaires dû au relief local. L'activité en ^{90}Sr des herbes est du niveau de celle observée pour les autres échantillons collectés sur le plateau suisse (Tableau 2).

Tableau 1:

Activités en ^{40}K , ^{60}Co , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{90}Sr , Pu et Am dans des sols (0-5 cm) prélevés en Suisse en 2017
(Bq/kg matière sèche, fraction < 2 mm).

Canton / Lieu	n	^{40}K	^{60}Co	^{134}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am
AG (Voisinage KKB)	2	429 - 484	< 0.9	< 0.6	16.5 - 19.1	0.3 ± 0.1	0.181 ± 0.019	0.076 ± 0.010
AG (KKB in-situ)	2	342 - 368			10.0 - 12.2			
AG (PSI)	1	391 ± 42	< 0.6	< 0.6	10.1 ± 1.1	0.7 ± 0.1	0.142 ± 0.009	0.064 ± 0.008
AG (PSI in-situ)	1	313 ± 33			6.9 ± 0.9			
AG (ZWILAG)	1	415 ± 46	< 1.0	< 0.8	9.5 ± 1.3	1.0 ± 0.1	0.158 ± 0.010	0.051 ± 0.007
AG (ZWILAG in-situ)	1	369 ± 38			7.5 ± 0.9			
AG (Vois. KKL)	4	376 - 435	< 0.7	< 0.6	9.8 - 11.2	0.6 ± 0.1	0.199 ± 0.012	0.078 ± 0.009
AG (KKL in-situ)	4	203 - 377			4.9 - 9.7			
AG/SO (Vois. KKG)	4	396 - 430	< 1.0	< 0.8	9.4 - 16.3	0.9 ± 0.1	0.270 ± 0.014	0.115 ± 0.011
AG/SO (KKG in-situ)	4	288 - 311			5.7 - 10.7			
BE (Voisinage KKM)	4	438 - 811	< 0.8	< 0.7	4.5 - 13.6	0.6 ± 0.1	0.155 ± 0.011	0.063 ± 0.006
BE (KKM in-situ)	4	403 - 666			3.3 - 11.1			
BE (Voisinage KKM + dem) ¹⁾	13	387 - 811	< 0.9	< 0.8	8.9 - 10.6	0.7 ± 0.1	0.179 ± 0.013	0.068 ± 0.007
BE (KKM in-situ + dem) ¹⁾	7	403 - 666			4.1 - 10.0			
BE (Mürren) ²⁾	1	511 ± 22	< 0.2	< 0.3	28.2 ± 1.8	2.64 ± 0.38 2.7 ± 0.20	0.96 ± 0.14 0.745 ± 0.037	0.44 ± 0.10 0.301 ± 0.022
BE (Gimmelwald)	1	292 ± 13	< 0.2	< 0.3	13.0 ± 1.8	3.04 ± 0.42 3.0 ± 0.30	0.52 ± 0.14 0.526 ± 0.032	0.28 ± 0.10 0.144 ± 0.011
BE (Fahrni) ³⁾	1	474 ± 32	< 0.2	< 0.3	14.4 ± 2.0	2.88 ± 0.41 2.4 ± 0.30	0.52 ± 0.10 0.502 ± 0.027	0.26 ± 0.06 0.180 ± 0.015
BE (Diesse/Jura)	1	459 ± 31	< 0.2	< 0.3	14.3 ± 2.0	1.24 ± 0.20 1.2 ± 0.20	0.45 ± 0.10 0.417 ± 0.030	0.22 ± 0.04 0.179 ± 0.013
BL (Sissach)	1	497 ± 16	< 0.1	< 0.1	15.7 ± 0.5	3.3 ± 0.7		
FR (Posieux)	1	444 ± 48	< 0.8	< 0.7	5.0 ± 0.8	0.6 ± 0.1	0.164 ± 0.010	0.061 ± 0.007
FR (Posieux, in-situ)	1	378 ± 39			3.1 ± 0.6			
GE (Vois. CERN)	5	431 - 505	< 0.7	< 0.7	2.8 - 10.0	0.2 ± 0.1	0.092 ± 0.008	0.026 ± 0.004
GE (CERN in-situ)	5	337 - 394			2.9 - 7.1			
TG (Güttingen)	1	356 ± 38	< 0.6	< 0.6	20.0 ± 2.2	0.6 ± 0.1	0.175 ± 0.011	0.050 ± 0.007
TG (Güttingen in-situ)	1	283 ± 30			13.1 ± 1.5			
TG (Arenenberg)	1	483 ± 16	< 0.6	< 0.7	46.8 ± 0.8	0.6 ± 0.1	0.173 ± 0.012	0.054 ± 0.006
TI (Centovalli)	1	559 ± 48	< 0.1	< 0.1	183 ± 19.1	7.0 ± 1.4		
TI (Leventina)	1	542 ± 46	< 0.1	< 0.1	23.4 ± 2.5	11.3 ± 2.3		
TI (Malcantone)	1	579 ± 48	< 0.1	< 0.1	75.7 ± 7.9	7.3 ± 1.5		
TI (Stabio)	1	609 ± 64	< 0.8	< 0.6	224 ± 23.0	1.1 ± 0.1	0.351 ± 0.018	0.115 ± 0.010
TI (Stabio- In situ)	1	493 ± 51			129 ± 13.0			
TI (Cadenazzo)	1	695 ± 74	< 0.9	< 0.8	43.4 ± 4.5	1.4 ± 0.1	0.162 ± 0.011	0.044 ± 0.006
TI (Cadenazzo- In-situ)	1	562 ± 58			45.5 ± 4.7			
Ti (Caslano)	1	610 ± 65	< 1.0	< 0.8	75.6 ± 7.7	1.0 ± 0.1	0.084 ± 0.007 0.150 ± 0.012	0.067 ± 0.007
Ti (Caslano- in-situ)	1	525 ± 54			27.9 ± 2.9			

n = nombre d'échantillons; ¹⁾ avec 3 nouveaux sites de collecte d'échantillons pour la surveillance du démantèlement; ²⁾ alpage (Allmendhubel, 1'900 m);
³⁾ bord des alpes (850 m).

Remarque: Les résultats des mesures in situ sont représentatifs de l'activité moyenne du sol sur une surface d'environ 300 m², alors que les mesures en laboratoire permettent la détermination précise de l'activité du sol au point de prélèvement.

Tableau 2 :

Activité du ^7Be , ^{40}K , ^{60}Co , ^{134}Cs , ^{137}Cs et ^{90}Sr dans des échantillons d'herbe prélevés en Suisse en 2017 lors de deux saisons de coupe (Bq/kg de matière sèche). Pour les échantillons uniques, la valeur et l'incertitude sont indiquées ($a \pm b$). Si plusieurs échantillons ont été mesurés, la gamme des valeurs est donnée ($a-b$).

Canton/Lieu	n	^7Be	^{40}K	^{60}Co	^{134}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr
AG (Voisinage KKB)	4	126 - 332	498 - 928	< 1.0	< 0.8	0.4 - < 1.0	$0.6 \pm 0.1^{(4)}$ $0.8 \pm 0.1^{(5)}$
AG (PSI-ZWILAG)	2	182 - 440	725 - 784	< 1.3	< 1.1	< 0.9 - 1.0	$0.8 \pm 0.1^{(4)}$ $1.1 \pm 0.1^{(5)}$
AG (PSI-OASE)	2	194 - 215	472 - 627	< 1.2	< 1.1	< 1.0 - 1.0	$1.3 \pm 0.1^{(4)}$ $0.9 \pm 0.1^{(5)}$
AG (Voisinage KKL)	8	100 - 116	397 - 1'575	< 1.3	< 1.1	< 0.7 - 3.3	$0.6 \pm 0.1^{(4)}$ $1.1 \pm 0.1^{(5)}$
AG/SO (Voisinage KKG)	8	36 - 512	623 - 1'072	< 1.4	< 0.9	< 0.7 - 0.9	$0.5 \pm 0.1^{(4)}$ $1.1 \pm 0.1^{(5)}$
BE (Voisinage KKM)	8	33 - 257	568 - 1'657	< 1.1	< 1.0	< 0.8 - 1.0	$0.8 \pm 0.1^{(4)}$ $1.1 \pm 0.1^{(5)}$
BE (Vois KKM + Dem)	11	33 - 257	568 - 1'657	< 1.2	< 1.0	< 0.8 - 1.0	$1.2 \pm 0.1^{(4)}$
BE (Mürren) ²⁾	1	148 ± 22	720 ± 64	< 0.4	< 0.3	< 0.2	$3.62 \pm 0.4^{(4)}$
BE (Lauterbrunnen)	1	12.7 ± 2.4	624 ± 54	< 0.4	< 0.3	1.27 ± 0.2	3.04 ± 0.4
BE (Gimmelwald)	1	192 ± 30	709 ± 64	< 0.4	< 0.4	1.79 ± 0.13	$2.62 \pm 0.3^{(4)}$
BE (Fahrni) ³⁾	1	$164 \pm 26^{(4)}$ $354 \pm 54^{(5)}$	$839 \pm 76^{(4)}$ $846 \pm 74^{(5)}$	< $0.4^{(4)}$ < $0.4^{(5)}$	< $0.3^{(4)}$ < $0.3^{(5)}$	< $0.3^{(4)}$ $0.3 \pm 0.10^{(5)}$	$1.00 \pm 0.1^{(4)}$ $3.54 \pm 0.5^{(5)}$
BE (Diesse/Jura)	1	$66 \pm 10^{(4)}$ $324 \pm 50^{(5)}$	$1'210 \pm 106^{(4)}$ $1'130 \pm 100^{(5)}$	< $0.4^{(4)}$ < $0.4^{(5)}$	< $0.3^{(4)}$ < $0.4^{(5)}$	< $0.3^{(4)}$ < $0.4^{(5)}$	$0.68 \pm 0.1^{(4)}$ $1.24 \pm 0.2^{(5)}$
BL (Sissach)	1	62.9 ± 3.5	373 ± 18	< 0.2	< 0.1	< 0.1	1.2 ± 0.2
GE (Voisinage CERN)	5	303 - 387	525 - 758	< 1.2	< 0.9	< 0.9 - 1.1	$0.9 \pm 0.1^{(5)}$
FR (Posieux)	2	51 - 114	1'075 - 1'666	< 1.4	< 0.9	< 0.9	$0.5 \pm 0.1^{(4)}$ $3.1 \pm 0.3^{(5)}$
TG (Güttingen)	2	49 - 236	1'066 - 1'135	< 1.5	< 1.2	< 1.2 - 1.7	$0.5 \pm 0.1^{(4)}$ $0.9 \pm 0.1^{(5)}$
TG (Arenenberg)	1	68 ± 7	771 ± 41	< 1.2	< 1.1	1.2 ± 0.6	0.7 ± 0.1
TI (Centovali)	1	198 ± 24	997 ± 91	< 0.4	< 0.3	9.1 ± 1.5	8.3 ± 1.7
TI (Leventina)	1	95 ± 14	936 ± 84	< 0.4	< 0.3	1.4 ± 0.8	
TI (Malcantone)	1	270 ± 34	$1'050 \pm 100$	< 0.3	< 0.2	20.6 ± 2.8	7.0 ± 1.4
TI (Cadenazzo)	2	110 - 594	1'028 - 1'058	< 1.5	< 1.3	3.9 - 6.7	$6.8 \pm 0.6^{(4)}$ $4.3 \pm 0.4^{(5)}$
Ti (Stabio)	1	234 ± 28	966 ± 106	< 1.9	< 1.4	2.1 ± 0.8	$3.2 \pm 0.3^{(5)}$

n = nombre d'échantillons; ²⁾ avec 3 nouveaux sites de collecte d'échantillons pour la surveillance du démantèlement; ²⁾ alpage (Allmendhubel); ³⁾ bord des alpes, 850 m ⁴⁾ coupe de printemps; ⁵⁾ coupe d'automne.

Tableau 3:

Activités en ^{90}Sr , Pu et Am dans des sols (0 - 5 cm, fraction < 2 mm) et en ^{90}Sr dans les herbes, prélevés en 2017 sur sept sites autour de Mühleberg (Bq/kg matière sèche).

Site	^{90}Sr (sol)	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am	^{90}Sr (herbe)
Rewag	0.63 ± 0.10	0.194 ± 0.012	0.079 ± 0.008	0.62 ± 0.09
Salvisberg	0.68 ± 0.09	0.206 ± 0.013	0.085 ± 0.007	1.47 ± 0.15
Ufem Horn	0.83 ± 0.12	0.176 ± 0.012	0.071 ± 0.007	1.39 ± 0.21
Niederruntigen	0.39 ± 0.08	0.046 ± 0.005	0.015 ± 0.003	0.89 ± 0.11
Oberruntigen	0.83 ± 0.10	0.305 ± 0.017	0.092 ± 0.011	1.21 ± 0.14
Fuchsenried	0.83 ± 0.09	0.182 ± 0.011 0.174 ± 0.021	0.069 ± 0.006	1.28 ± 0.16
Clôture KKW	0.55 ± 0.08	0.152 ± 0.009	0.064 ± 0.006	1.73 ± 0.18
Moyenne pour les 7 sites	0.68 ± 0.09	0.179 ± 0.013	0.068 ± 0.007	1.23 ± 0.15

Conclusions

Les mesures de ^{90}Sr et de ^{137}Cs dans les sols et les herbes en Suisse en 2017 présentent des activités similaires aux années précédentes. Aucune augmentation d'activité n'a été constatée, ni aux abords des centrales nucléaires, ni dans les sites de référence. Les sites de montagne et certains sites du Tessin présentent des activités en ^{90}Sr et en ^{137}Cs supérieures à celles mesurées sur les sites de plaine, centrales nucléaires incluses. Un marquage assez important en ^{137}Cs dans des échantillons de sol et d'herbe de certains sites de prélèvement du Tessin et de Suisse orientale est encore observé plus de trente ans après l'accident de Tchernobyl.

La caractérisation approfondie des points de prélèvements autour de la centrale de Mühleberg a été réalisée et pourra être utilisée lors du contrôle effectué après le démantèlement de la centrale.

Références

- [1] voir chapitre «Mesures de ^{90}Sr , de ^{210}Po et de ^{226}Ra dans les vertèbres et de ^{90}Sr dans les dents de lait».
- [2] Ehlen, S., Kirchner, G. Environmental processes affecting plant root uptake of radioactive trace elements and variability of transfer factor data: a review. *J Environ Radioact.* 2002, 58, 97–112.
- [3] Guillaume, T. et al., Disparity in ^{90}Sr and ^{137}Cs uptake in Alpine plants: phylogenetic effect and Ca and K availability. *Plant Soil* 2012, 355, 29–39.
- [4] Froidevaux, P. et al., chap. 4.6 de «Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnement en Suisse», 2005, OFSP.
- [5] OFSP, 2006: «20 ans après l'accident nucléaire de Tchernobyl : les conséquences en Suisse».

Chapitre / Kapitel 5

**Radioaktivität in
Lebensmitteln**

**Radioactivité dans
l'alimentation**

5

Radioaktivität in Lebensmitteln

P. Steinmann, S. Estier

Sektion Umweltradioaktivität, URA / BAG, 3003 Bern

mit Daten und Angaben von

M. Zehringer

Kantonales Laboratorium Basel-Stadt, 4012 Basel

C. Gemperle

Amt für Verbraucherschutz, 5000 Aarau

E. Nyfeler

Kantonales Laboratorium Bern, 3000 Bern 19

R. Brogioli, T. Kaufmann

Amt für Lebensmittelkontrolle und Verbraucherschutz, 6002 Luzern

D. Baumann, 7001 Chur

M. Jermini, M. De Rossa

Laboratorio Cantonale, 6500 Bellinzona

S. Reber

Kantonales Labor, 8032 Zürich

P. Froidevaux, P.-A. Pittet, F. Barraud, F. Bochud

IRA, Grand-Pré 1, 1007 Lausanne

G. Ferreri, A. Gurtner, M. Müller

Sektion Umweltradioaktivität, URA / BAG, 3003 Bern

Zusammenfassung

Insgesamt wurden 2017 rund 280 Lebensmittelproben aus der Schweiz (ohne Spezialkampagnen für Wildschweine) sowie 94 importierte Lebensmittel auf Radioaktivität untersucht. Für die importierten Lebensmittel bedeutet dies ein deutlicher Rückgang (dreimal weniger) verglichen mit früheren Jahren. Die Analysen fanden im Rahmen des BAG Probenahmeplans, von kantonalen Messkampagnen und von Spezialprogrammen statt. In den Hauptnahrungsmitteln waren wie erwartet Spuren von ^{137}Cs , ^{90}Sr und Tritium als anthropogene Radionuklide nachweisbar. Bei rund 2% der untersuchten Wildschweine lag der ^{137}Cs -Gehalt über dem Grenzwert. Bei einem einheimischen Pilz war der Toleranzwert für ^{137}Cs überschritten; eine Milchprobe lag knapp über dem Toleranzwert für ^{90}Sr . Bei allen anderen Proben - Lebensmittelproben aus der Schweiz sowie importierte Lebensmittel - wurden die in der FIV festgelegten Toleranzwerte eingehalten.

Im Text werden die kantonalen Ämter mit «KL» gefolgt vom Kanton abgekürzt.

Messprogramm

Die Europäische Union hat nach dem Reaktorunfall in Fukushima die Höchstwerte für Cäsium-Isotope für Lebensmittelimporte aus Japan den in Japan gültigen Grenzwerten angepasst (Durchführungsverordnung (EU) 2016/6). Die Schweiz hat die EU-Regelung für Importe aus Japan übernommen (BLV Verordnung 817.026.2). Für Produkte aus der Schweiz und andere Importe galten zu Beginn des Berichtsjahres die Grenz- und Toleranzwerte der Fremd- und Inhaltsstoffverordnung (FIV). Ab 1. Mai 2017 gelten für die Radioaktivität in Lebensmitteln die neuen Regelungen des revidierten Lebensmittelrechts. Die wichtigsten Höchstwerte sind in Tabelle 1 zusammengefasst.

Höchstwerte für Lebensmittel

Die Europäische Union hat nach dem Reaktorunfall in Fukushima die Höchstwerte für Cäsium-Isotope für Lebensmittelimporte aus Japan den in Japan gültigen Grenzwerten angepasst (Durchführungsverordnung (EU) 2016/6). Die Schweiz hat die EU-Regelung für Importe aus Japan übernommen (BLV Verordnung 817.026.2). Für Produkte aus der Schweiz und andere Importe galten zu Beginn des Berichtsjahres die Grenz- und Toleranzwerte der Fremd- und Inhaltsstoffverordnung (FIV). Ab 1. Mai 2017 gelten für die Radioaktivität in Lebensmitteln die neuen Regelungen des revidierten Lebensmittelrechts. Die wichtigsten Höchstwerte sind in Tabelle 1 zusammengefasst.

Ergebnisse der Überwachung der Lebensmittel aus der Schweiz

^{137}Cs , ^{131}I und ^{90}Sr in Milch

2017 wurden rund 130 Milchproben gammaspektrometrisch analysiert. Für ^{137}Cs waren die meisten Werte unterhalb der Nachweisgrenze, die zwischen 0.02 Bq/l und 1 Bq/l lag. Alle gemessenen Werte sind unter dem Toleranzwert der FIV (10 Bq/l). Der höchste Wert wurde bei einer Probe aus dem Kanton Tessin festgestellt (8.7 Bq/l). Bei anderen Proben aus dem Tessin und den Bündner Südtälern konnten Spuren <1 Bq/l von ^{137}Cs nachgewiesen werden. Diese Spuren sind immer noch eine Folge der dortigen hohen ^{137}Cs -Depositionen nach dem Unfall von Tschernobyl.

^{131}I konnte 2017 in keiner Milchprobe nachgewiesen werden (Nachweisgrenze: meist <1 Bq/l; Toleranzwert: 10 Bq/l).

Das KL BS, das IRA Lausanne und das LABOR SPIEZ untersuchten insgesamt 68 Milchproben auf ^{90}Sr . Ein einzelner Wert von 1.4 Bq/l bei einer Probe aus dem Tessin lag über dem FIV Toleranzwert von 1 Bq/l. Alle anderen Proben lagen deutlich darunter mit einem Medianwert von 0.04 Bq/l.

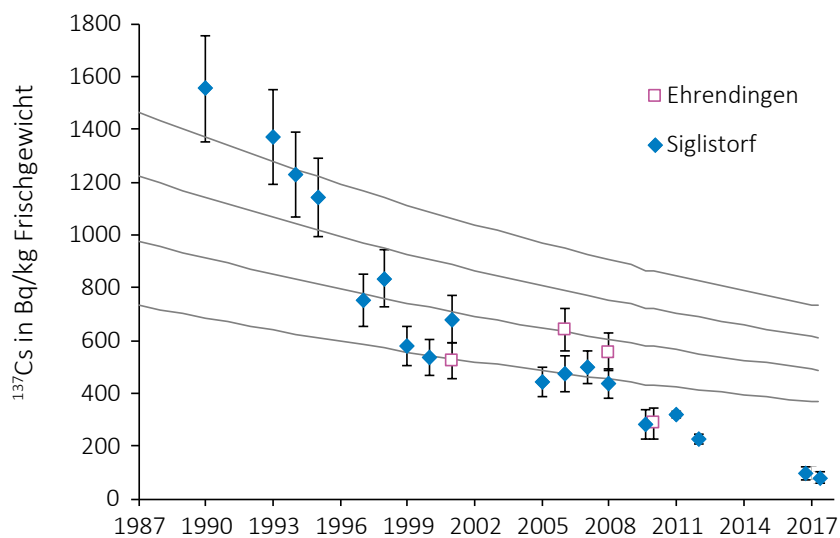
^{137}Cs und ^{90}Sr in Getreide, Obst und Gemüse

Fünfzehn Getreideproben und 32 Gemüse- und Obstproben aus der Schweiz ergaben ^{137}Cs -Werte unterhalb der Nachweisgrenzen von 1 (oder kleiner) Bq/kg Frischgewicht. Je etwa die Hälfte der Proben stammte aus der Umgebung der Kernkraftwerke und aus von davon entfernten Gegenden. Ein Unterschied zwischen diesen beiden Probengruppen konnte nicht festgestellt werden. Der Toleranzwerte (FIV) für ^{137}Cs von 10 Bq/kg Frischgewicht wurde klar eingehalten.

Die ^{90}Sr Werte der Getreideproben (n=17), sowohl aus der Umgebung von Kernkraftwerken als auch aus entfernten Gebieten, variierten zwischen 0.07 und 0.30 Bq/kg mit einem Medianwert von 0.10 Bq/kg. Damit lagen alle Proben unterhalb des Toleranzwertes von 1 Bq/kg. Sechs Gemüse- und Obstproben aus der Umgebung des KKL zeigten ^{90}Sr -Gehalte zwischen < 0.01 und 0.12 Bq/kg Frischgewicht. In 7 Vergleichsproben vom Markt in Lausanne lagen die ^{90}Sr -Gehalte mit Werten von < 0.01 bis 0.07 Bq/kg Frischgewicht im gleichen Bereich wie jene aus der Umgebung KKL. Es wurde keine Überschreitung des Toleranzwertes von 1 Bq/kg Frischgewicht festgestellt.

^{137}Cs in Wildpilzen

Im Berichtsjahr wurden 69 Pilzproben aus den Kantonen Tessin, Zürich und Aargau gammaspektrometrisch untersucht. Ein Steinpilz aus dem Kanton Tessin erreichte mit knapp 1'000 Bq/kg Frischgewicht den höchsten gemessenen Wert für ^{137}Cs und lag damit über 600 Bq/kg Frischgewicht, was dem (ehemaligen) Toleranzwert der FIV und dem neuen Grenzwert der Tschernobyl-Verordnung entspricht. Nach einem Unterbruch von 4 Jahren hat das KL-AG auch wieder Pilze vom Standort Siglistorf untersucht. Zwei von sieben Proben aus Siglistorf zeigten etwas höhere Werte zwischen 80 und 100 Bq/kg Frischgewicht. Es handelt sich um einen Maronenröhrling und einen Violetten Lacktrichterling. Wie die Figur 1 zeigt setzte sich damit der Rückgang der ^{137}Cs Belastung an diesem Standort offenbar fort. Zu beachten ist, dass in der Grafik bis und mit 2012 Messwerte von Zigeuner-Pilzen dargestellt sind. Die Tatsache, dass der ^{137}Cs Gehalt in den Pilzen stärker abnimmt, als vom radioaktiven Zerfall her erwartet (siehe gestrichelte Linien), erklärt sich durch eine Auswaschung eines Teils des Cäsiums in tiefere Bodenschichten. Insgesamt liegt die Belastung der gemessenen Wildpilze aus der Schweiz mit einem Medianwert von 34 Bq/kg Frischgewicht (Mittelwert 62 Bq/kg) deutlich unter dem Grenzwert der Tschernobyl-Verordnung.



Figur 1:

^{137}Cs in Zigeunerpilzen aus Siglistorf und Ehrendingen (AG). Dargestellt sind die Aktivitäten zur Zeit der Probenahme. Die gestrichelten Linien zeigen die erwartete Abnahme aufgrund des radioaktiven Zerfalls. Die beiden Punkte für 2017 stammen von Messungen an einem Maronenröhrling und einem Violetten Lacktrichterling am Standort Siglistorf.

Tritium in Obst und Milch

Die in der Umgebung der Firma mb-microtec in Niederwangen gemessenen erhöhten Tritiumwerte im Niederschlag (siehe Kapitel 4.1) werden durch die genehmigten Abgaben an die Umwelt verursacht. Als Folge davon ist Tritium in diesem Gebiet auch in Lebensmitteln nachweisbar. Die gemeinsam vom KL BE und BAG jährlich durchgeführten Routinemessungen von Gemüse- und Obstproben aus der Umgebung der Firma im August 2017 ergaben Tritiumkonzentrationen (^3H) von 39 - 664 Bq/l im Destillat (11 Proben; Mittelwert: 169 Bq/l).

Die ebenfalls leicht erhöhte ^3H -Aktivität der Milch aus der Umgebung des genannten Betriebes (14 - 37 Bq/l im Destillat von 4 Milchproben) ist auf die Aufnahme von ^3H aus lokalen Futtermitteln zurückzuführen. Acht Milchproben aus der Umgebung des KKW Mühleberg und 3 Vergleichsproben von Grossverteilern nicht in der Umgebung eines KKW zeigten alle tiefe Tritiumkonzentrationen von <4 Bq/l.

Bei allen untersuchten Obst- und Milchproben ist der FIV-Toleranzwert für Tritium von 1'000 Bq/l klar eingehalten.

^{137}Cs in Wildschweinen und anderen Wildtieren

Der Kanton Tessin hat in Zusammenarbeit mit dem BAG 2017 die Triagemessungen an Wildschweinen weitergeführt. Die Situation ist mit den Vorjahren vergleichbar: von 547 untersuchten Tieren (Stand 9.10.2017) überschritten rund 2% den FIV-Grenzwert von 1'250 Bq/kg für ^{137}Cs in Wildtieren. Der höchste gemessene Wert betrug 4'721 Bq/kg. Die betroffenen Tiere wurden vom Kantonstierarzt konfisziert.

Das KL TI hat 17 weitere Wildproben (Hirsch, Reh, Gämse und Wildschwein) analysiert. Dabei zeigten 2 Wildschweinfleischproben erhöhte ^{137}Cs Werte von 250 und 840 Bq/kg. Die anderen Proben lagen mit Messwerten von <2 bis 57 Bq/kg (Mittelwert 24 Bq/kg) deutlich unterhalb des FIV-Toleranzwert von 600 Bq/kg.

Andere Lebensmittel aus der Schweiz

In 6 Konfitüren mit Waldbeeren tauchte ^{137}Cs in einer Probe etwas erhöht auf (18 Bq/kg; alle anderen <3 Bq/kg). Der Toleranzwert für Wildbeeren liegt bei 100 Bq/kg.

Ergebnisse der Untersuchungen von importierten Lebensmitteln

Die Kontrolle der Radioaktivität in importierten Lebensmitteln findet im Rahmen von gemeinsamen Kampagnen des Bundes und der Kantonalen Laboratorien sowie von eigenen Kampagnen der Kantonalen Laboratorien statt. Im Berichtsjahr wurden rund 94 importierte Lebensmittel geprüft. Verglichen mit früheren Jahren ist also ein deutlicher Rückgang der Anzahl untersuchter Proben aus dem Ausland festzustellen (rund dreimal weniger).

Proben aus Japan, für welche in der Schweiz- gleich wie in der Europäische Union - seit dem Reaktorunfall in Fukushima Daiichi ein Programm zur Kontrolle beim Import besteht, wurden im Berichtsjahr nur noch wenige gemessen, da bereits in den Vorjahren Spuren von künstlicher Radioaktivität nur vereinzelt nachgewiesen werden konnten. Die Höchstwerte die für Importierte Lebensmittel anzuwenden sind, sind in Tabelle 1 zu finden.

Tabelle 1:

Höchstwerte für Radionuklide in Lebensmitteln (Bq/kg)

Isotope	Referenz	Lebensmittel für Säuglinge u. Kleinkinder	Flüssige Lebensmittel			Lebensmittel allgemein			
				Trinkwasser	Milch & Getränke auf Milchbasis		Wildfleisch und Wildpilze	Wildbeeren	Lebensmittel geringer Bedeutung
⁹⁰ Sr	VHK (GW)	75	125	←	125	750	←	←	7'500
	FIV (TW)	(1)	(1)	←	←	(1)	←	←	(1)
	TBDV (AK)	-	-	4.9	-	-	-	-	-
¹³¹ I	VHK (GW)	150	500	←	500	2'000	←	←	20'000
	FIV (TW)	(10)	(10)	←	←	(10)	←	←	(10)
	TBDV (AK)	-	-	6.2	-	-	-	-	-
²³⁹ Pu, ²⁴¹ Am	VHK (GW)	1	20	←	20	80	←	←	800
	FIV (TW)	(0.1)	(0.1)	←	←	(0.1)	←	←	(0.1)
	TBDV (AK)	0.1	0.1	←	←	0.1	←	←	0.1
¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs	T.-V. (GW)	370	600	←	370	600	600	600	←
	VHK (GW)	400	1'000	←	1'000	1'250	←	←	12'500
	FIV (TW)	(10)	(10)	←	←	(10)	(600)	(100)	(10)
	Japan (GW)	50	10 ^a	←	50	100 ^b	←	←	←
	TBDV (AK)	-	-	11	-	-	-	-	-
³ H, ²²² Rn	TBDV (PW)	-	-	100	-	-	-	-	-
Gesamtdosis ^c	TBDV (PW)	-	-	0.1 mSv/a ^c	-	-	-	-	-

VHK: Kontaminatenverordnung. Die Werte der VHK treten nach einem radiologischen Notfall in Kraft und entsprechen den Grenzwerten (GW) der ehemaligen FIV (ohne ³H ¹⁴C und natürliche Radionuklide).

FIV: Die Toleranzwerte (TW) der ehemaligen FIV sind nicht mehr in Kraft. Im Vordergrund stand die Beurteilung von Verunreinigungen und nicht gesundheitliche Auswirkungen.

TBDV: Trink-, Bade- und Duschwasserverordnung mit Parameterwerten (PW) daraus abgeleitete Konzentrationen (AK). Eine Überschreitung erfordert weitere Abklärungen.

T.-V.: Die Tschernobylverordnung gilt für Lebensmittel, die aufgrund des Reaktorunfalls in Tschernobyl (1986) kontaminiert sind.

Japan: Japanische Grenzwerte, die auch für Importe aus den vom Reaktorunfall in Fukushima betroffenen Gebiete gelten (817.026.2 Verordnung des BLV).

^a) ohne Milch und Getränke auf Milchbasis

^b) Für Tee gilt ein Zubereitungsfaktor von 50, d.h. der Höchstwert für trockene Teeblätter ist 500 Bq/kg.

^c) Die TBDV gibt einen Parameterwert für die Gesamtdosis durch alle Radionuklide (ohne ³H, ²²²Rn und kurzlebige Radonfolgeprodukte).

Proben aus Japan.

Das KL ZH untersuchte 6 Fischproben aus Japan (meist *Seriola*) und das KL GR eine Algenprobe aus Japan auf Gammastrahler. Dabei konnte keiner Probe Spuren von ^{137}Cs nachgewiesen werden.

Importierte Wildpilze, Wild und weitere Proben.

Das KL GR konnte in 9 Thun- und 3 weiteren Fischproben nur Spuren von ^{137}Cs nachweisen ($<1\text{ Bq/kg}$). Das KL ZH analysiert 10 Tintenfische und verwandte Meerestiere und konnte keine künstlichen Radioisotope nachweisen. Sechzehn importierte Wildproben (Wildschweine, Reh und Hirsch) wurden von KL TI und KL GR untersucht. Es fanden sich nur Spuren von ^{137}Cs , mit einem Höchstwert von 13.3 Bq/kg in einer Wildschweinprobe aus Osteuropa. In 17 vom KL ZH untersuchten importierten Wildbeeren (vor allem Heidelbeeren) fanden sich in vier Proben ^{137}Cs -Werte von mehr als 10 Bq/kg ($16 - 173\text{ Bq/kg}$), bei den meisten Proben aber gar nichts. Schliesslich beprobten KL ZH und KL GR 32-mal Wildpilze und konnten Spuren von ^{137}Cs in praktisch allen nachweisen, mit einem Mittelwert von 22.3 und einem Maximum von 180 Bq/kg Frischgewicht.

Bei allen anderen von den Kantonalen Laboratorien untersuchten importierten Lebensmitteln lag ^{137}Cs unterhalb des Toleranzwertes und konnte oft gar nicht nachgewiesen werden.

Bewertung und Interpretation

Für die Beurteilung der Radioaktivität in Lebensmitteln für das Jahr 2017 werden hier die Toleranz und Grenzwerte der im Berichtsjahr noch nicht vollständig abgelösten FIV herangezogen. Zu FIV-Grenzwertüberschreitungen in Lebensmittel kam es 2017 in Wildschweinfleisch, wobei der Grenzwert für ^{137}Cs von $1'250\text{ Bq/kg}$ in 12 Proben übertroffen wurde (Maximum $4'721\text{ Bq/kg}$). Das untersuchte Wildschweinfleisch aus der Jagd ist im Allgemeinen nicht für den Markt bestimmt. Tiere mit ^{137}Cs Gehalten über dem Grenzwert werden konfisziert.

Toleranzwertüberschreitungen für ^{137}Cs sind im Berichtsjahr bei einer Pilzprobe $1'000\text{ Bq/kg}$ Frischgewicht aufgetreten (Toleranzwert 600 Bq/kg , Grenzwert $1'250\text{ Bq/kg}$). Eine Milchprobe aus dem Kanton Tessin lag über dem Toleranzwert für ^{90}Sr (Toleranzwert 1 Bq/kg , Probe: 1.4 Bq/kg , Grenzwert: 750 Bq/kg).

Bei starkem Konsum der am stärksten mit künstlichen Radionukliden belasteten Lebensmittel – Wild, Wildpilze und Wildbeeren – könnte eine Dosis von einigen wenigen Hundertstel mSv akkumuliert werden. Im Vergleich dazu liegen die jährlichen Dosen durch die über die Nahrung aufgenommenen natürlichen Radionuklide im menschlichen Körper bei durchschnittlich rund 0.35 mSv . Davon stammen rund 0.2 mSv von ^{40}K , der Rest von Uran, Radium und Thorium und deren Folgeprodukten, insbesondere ^{210}Pb und ^{210}Po . Die beiden letztgenannten natürlichen Isotope könnten bei Personen mit überdurchschnittlichem Konsum von speziellen Lebensmitteln wie Wildpilzen, Sardinen oder Sardellen zu einer zusätzlichen Dosis von maximal 0.1 mSv/a führen.

Chapitre / Kapitel 6

**Radioaktivität
im Menschen**

**Radioactivité
dans le corps humain**

6.1

Ergebnisse der Ganzkörpermessungen

S. Estier

Sektion Umweltradioaktivität, URA / BAG, 3003 Bern

E. G. Yukihiro, F. Assenmacher

Abteilung Strahlenschutz und Sicherheit, Paul Scherrer Institut, 5232 Villigen-PSI

Mme. S. Namy, K. Jeandet

Abteilung Nuklearmedizin des Kantonsspital, Av. Micheli-du-Crest 24, 1211 Genf-4

Zusammenfassung

Ganzkörpermessungen zur Bestimmung des Radioaktivitätsgehaltes im menschlichen Körper werden regelmässig an Mitarbeitern des Paul Scherrer Institutes (PSI) in Villigen sowie an Studenten und Studentinnen aus Genf durchgeführt. Die ^{137}Cs -Messresultate aus Genf lagen durchwegs unter der Nachweisgrenze von ca. 45 Bq. Das PSI ermittelte in diesem Jahr sieben ^{137}Cs -Messwerte über die Nachweisgrenze von ca. 60 Bq, die aber zu keinen radiologisch relevanten Folgedosen führten. Die ^{137}Cs -Aktivitäten für die anderen 554 am PSI durchgeführten Messungen lagen unterhalb der Nachweisgrenze.

Ziel der Messungen

Am PSI werden Ganzkörpermessungen zur Überwachung der beruflich strahlenexponierten Personen dieses Institutes eingesetzt. Bei Ereignissen mit Verdacht auf Inkorporation radioaktiver Stoffe können auch Personen der Bevölkerung gemessen werden. Seit 40 Jahren wurden in Genf Gymnasiastinnen und Gymnasiasten gemessen, mit dem Ziel die Radioaktivität bis zum letzten Glied der Nahrungskette überwachen zu können und Angaben zur Verteilung natürlicher und künstlicher Radionuklide in der Bevölkerung zu erhalten. Leider konnten diese Messungen 2013 nicht durchgeführt werden, da es immer schwieriger wurde die Schüler für diesen freiwilligen Beitrag zu gewinnen. Ab 2014 wurde deshalb das Messprogramm mit Studentinnen und Studenten der höheren Fachschule für Gesundheit in Genf weitergeführt.

Messmethode

Ganzkörpermessungen am Kantonsspital Genf werden mit grossvolumigen NaI-Kristallen in speziell abgeschirmten Messkammern mit Blei- und Eisenabschirmung durchgeführt. Die Messung einer Person dauert in der Regel etwa zehn bis 30 Minuten. Die Kalibrierung erfolgt mittels eines Personen-Phantoms bekannter Aktivität.

Für die Ganzkörpermessungen wird am PSI ein Reinstgermanium-Detektor in einer speziell abgeschirmten Messkammer (mit Blei- und Eisenabschirmung) eingesetzt. Die Messung einer Person dauert in der Regel etwa 7 Minuten für die routinemässigen Überwachungsmessungen am PSI. Die Kalibrierung erfolgt mittels eines personenähnlichen Phantoms bekannter Aktivität.

Ergebnisse und Interpretation der ^{137}Cs -Messungen

Im Rahmen der Inkorporationsüberwachung am PSI in Villigen werden bei ausgewählten beruflich strahlenexponierten Personen in der Regel jährlich zweimal eine Ganzkörpermessung durchgeführt. 2017 wurden 268 Personen zu total 545 Ganzkörpermessungen aufgeboten. Bei sieben Personen wurden ^{137}Cs -Messwerte über der Nachweisgrenze von ca. 60 Bq festgestellt, die aber zu keinen radiologisch relevanten Folgedosen führten. In den meisten Fällen kann mit sehr grosser Wahrscheinlichkeit davon ausgegangen werden, dass die ^{137}Cs -Ganzkörperaktivität über kontaminierte, selbst gesammelte Pilze aufgenommen wurde. Vergleichbare Messwerte lassen sich bei den betroffenen Personen über die letzten Jahre nachverfolgen. Die maximale ^{137}Cs -Ganzkörperaktivität betrug ca. 410 Bq, die gemäss der Standardinterpretation in der Verordnung über die Personendosimetrie eine vernachlässigbare, effektive Folgedosis von 11 mikroSievert ergibt. Dieser Wert ist zehnmal kleiner als die typische, natürliche Folgedosis durch ^{40}K im Körper.

Die ^{137}Cs -Messwerte von den Studentinnen und Studenten aus Genf ergaben durchwegs Werte unter der Nachweisgrenze von ca. 45 Bq.

^{40}K -Kalium-Gehalt des Körpers

Da ^{40}K ein Gamma-Strahler ist, kann es bei der Ganzkörpermessung ohne zusätzlichen Aufwand mitgemessen werden.

Das in der Natur vorkommende Kalium besteht zu 11.67% aus dem radioaktiven Isotop ^{40}K . Kalium befindet sich vor allem im Muskelgewebe und damit ist der Kalium-Gehalt proportional zur Muskelmasse. Da bei Männern der Anteil Muskelgewebe am Gesamtkörpergewicht grösser ist als bei Frauen, haben die Männer einen höheren Kalium-Gehalt als Frauen. Der durchschnittliche ^{40}K -Gehalt beträgt (gemäss älteren Publikationen) bei 20 - 30-jährigen Männern ca. 4'500 Bq und bei gleichaltrigen Frauen ca. 3'000 Bq und nimmt danach bis zum Alter von 70 Jahre um etwa 10 bis 20 Prozent ab.

Aus den langjährigen Ganzkörpermessungen an Gymnasiasten (16 - 21-jährige) und Studenten 21 - 28-jährige aus Genf (von 1974 bis 2015: 720 Messwerte an jungen Frauen und 722 Messwerte an jungen Männern) kann die Häufigkeitsverteilung des Kalium-Gehaltes bestimmt werden. Im Durchschnitt ergibt sich bei den untersuchten Gymnasiasten/Studenten bei den jungen Frauen ein Mittel von 1.83 g Kalium (20 - 80%-Perzentile: 1.64 - 2.04 gK) pro kg Körpergewicht (entsprechend 3'300 Bq) und bei den jungen Männer 2.29 g K (20 - 80%-Perzentile: 2.10 - 2.50 gK) pro kg Körpergewicht (entsprechend 4'900 Bq). Man stellt eine Erhöhung der durchschnittlichen ^{40}K -Aktivität im Körper von ca. 10% über den letzten zehn Jahren fest. Diese ist direkt auf die Zunahme des durchschnittlichen Körpergewichts der Gymnasiasten zurückzuführen.

Die tägliche Kaliumzufuhr beträgt etwa 3.3 g d.h. rund 100 Bq ^{40}K . Die durchschnittliche Jahresdosis durch das natürliche ^{40}K beträgt bei den untersuchten Gymnasiasten und Studenten etwa 0.19 mSv (0.17 bei den Frauen und 0.21 bei den Männern). Gemittelt über alle Altersgruppen liegt der Wert infolge Abnahme des K-Gehaltes mit dem Alter etwas tiefer, gemäss UNSCEAR: 0.17 mSv/Jahr. Da bei diesen Messreihen auch Grösse und Gewicht der untersuchten Personen erfasst wurden, konnte aus den Daten abgeleitet werden, dass der Kalium-Gehalt mit zunehmendem Body-Mass-Index ($\text{BMI} = \text{Gewicht}/\text{Grösse}^2 [\text{kg}/\text{m}^2]$) leicht abnimmt. Das hängt damit zusammen, dass der BMI proportional zum Anteil Fettgewebe ist und damit umgekehrt proportional zur Muskelmasse und somit zum Kalium-Gehalt.

6.2

Mesure de ^{90}Sr , ^{210}Po et ^{226}Ra dans les vertèbres et de ^{90}Sr dans les dents de lait

P. Froidevaux, P.-A. Pittet, F. Barraud, F. Bochud

Institut de radiophysique, CHUV, Grand Pré 1, 1007 Lausanne

Résumé

La mesure de la radioactivité dans les vertèbres humaines et les dents de lait permet l'évaluation de l'atteinte à l'homme ainsi qu'une évaluation de la contamination de la chaîne alimentaire. Les activités en ^{90}Sr dans les vertèbres et les dents de lait mesurées dans ce travail sont très basses, en constante diminution par rapport aux années précédentes et ne dépassent pas 16 mBq/g Ca dans ces deux types d'échantillons. Les activités en ^{210}Po sont de l'ordre de 6 - 35 mBq/g Ca, soit des valeurs très proches de la valeur moyenne des mesures effectuées à l'IRA depuis 2006 sur des prélèvements de vertèbres dans les instituts de pathologie de Lausanne et Locarno (25.4 mBq/g Ca). Les activités en ^{226}Ra sont situées entre 0.86 et 1.4 mBq/g Ca et ne diffèrent pas significativement des valeurs obtenues les deux années précédentes. Par ailleurs, nous avons analysé pour comparaison les vertèbres d'un touriste Chilien décédé au Tessin en 2017; l'activité en ^{90}Sr était inférieure à la limite de détection de 2.4 mBq/g Ca, ce qui confirme que l'hémisphère sud a été moins contaminé par le ^{90}Sr des retombées des essais nucléaires que l'hémisphère nord.

Introduction

L'OFSP mesure depuis les années soixante le ^{90}Sr dans les vertèbres humaines prélevées lors d'autopsies. Ces mesures permettent l'évaluation de la contamination de la chaîne alimentaire par ce radioélément car, de par sa nature chimique similaire au calcium, il se transfère rapidement du sol à l'herbe, de l'herbe au lait et ainsi jusqu'à l'homme, dans lequel il cible la masse osseuse. Depuis plusieurs années déjà, nous mesurons également le ^{210}Po , un produit issu de la chaîne de désintégration de ^{238}U . La mesure de ^{210}Po dans les vertèbres permet l'évaluation de l'incorporation de ^{210}Pb , dont le métabolisme suit celui du calcium [1]. ^{210}Pb va être incorporé dans l'organisme humain par inhalation des produits de filiation du gaz ^{222}Rn , soit directement dans l'air respiré, soit particulièrement dans l'inhalation de fumées du tabac. Une proportion importante de ^{210}Pb est également incorporée par ingestion de nourriture, spécialement les fruits de mer. La mesure de ^{226}Ra a quant à elle été réalisée dans le but de déterminer une valeur de référence pour la population suisse. Ce travail est effectué notamment en regard des contaminations potentielles liées aux héritages radiologiques de l'industrie horlogère. Comme le ^{90}Sr , ^{226}Ra , qui est un cation alcalino-terreux similaire au calcium, va également cibler spécifiquement la masse osseuse. Cette année en raison de contraintes supplémentaires imposées par le respect des règles d'éthique, les prélèvements à l'institut de pathologie du CHUV n'ont pas été possibles. Nous reportons donc uniquement la mesure de ^{90}Sr dans les vertèbres de douze personnes décédées au Tessin et prélevées par l'institut de pathologie de Locarno.

Dans ce rapport, nous reportons également la mesure de ^{90}Sr des dents de lait de deux jumeaux nés en 2005 et vivant à Lausanne. Toutes les dents de lait ont été conservées indépendamment par leurs parents, ce qui permet la mesure des cas individuels, au moins douze dents étant présentes par enfant. Ces deux mesures nous permettent de valider la reproductibilité et la précision de la méthode de mesure, car on ne s'attend pas à des différences significatives pour ces deux enfants.

Nous avons aussi déterminé l'activité en ^{90}Sr des vertèbres d'un touriste chilien décédé au Tessin. Cette mesure nous permet de mettre en évidence la différence de contamination environnementale par les retombées des essais nucléaires entre les deux hémisphères.

Tableau 1:

^{90}Sr (mBq/g Ca) et ^{210}Po (mBq/g Ca) dans les vertèbres de personnes décédées en Suisse en 2017. Incertitudes pour u(95%).

Année décès	Lieu décès	⁹⁰ Sr (mBq/g Ca)	²¹⁰ Po (mBq/g Ca)
2017	Tessin	9.3 ± 1.9	15.1 ± 0.9
		17.2 ± 2.0	24.4 ± 1.4
		7.9 ± 1.7	
		7.3 ± 1.7	11.3 ± 0.8
		3.8 ± 1.8	
		6.2 ± 1.4	
		13.0 ± 2.1	
	TI/Chilij ^{a)}	< 2.4	5.9 ± 0.4
	Tessin	11.4 ± 1.9	11.1 ± 0.7
		6.8 ± 1.7	
		9.3 ± 1.7	
7.7 ± 1.4		35.1 ± 1.9	
Moyenne ± écart-type		9.1 ± 3.5	

^{a)} Ressortissant chilien décédé au Tessin

Méthodes

Les méthodes d'analyses du ^{90}Sr et du ^{210}Po peuvent être trouvées dans les références [2] et [3]. Nous décrivons brièvement la méthode d'analyse du ^{226}Ra dans les vertèbres humaines: 5 g de cendres d'os sont dissouts dans 20 ml de HCl 32%. On ajoute 50 mBq de traceur ^{229}Th (^{225}Ra), 15 mg de Ba^{2+} et dilue la solution à 500 ml par de l'eau ultrapure. Le pH est remonté vers 2-3 et 0.5 ml de H_2SO_4 98% est ajouté goutte-à-goutte. Après décantation du précipité de $\text{Ba}(\text{Ra})\text{SO}_4$, celui-ci est dissout dans 3 ml d'EDTA 0.5 M, à chaud. Après dilution à 50 ml et ajustement du pH à la valeur de 6.5, la solution est passée sur une colonne de chromatographie d'échange de cations (Bio-Rad AG 50w, 8 ml). Les cations alcalino-terreux, à l'exception du radium, sont élués de la colonne par DCTA 0.075 M à pH 7.5. Le radium est alors élué par HNO_3 6M, la solution est évaporée et le radium électro-déposé sur un disque d'argent métallique en milieu alcoolique, sous une tension de 25V (env. 100 mA). Le disque est compté pendant 10 jours pour la mesure de ^{226}Ra , puis recompté 4 jours pour tenir compte de la croissance de ^{217}At , arrière-petite fille du ^{225}Ra , sur la source. C'est en effet le comptage de ^{217}At qui permet l'évaluation du rendement de séparation chimique dans l'analyse.

Tableau 2:

^{90}Sr (mBq/g Ca) dans les dents de lait d'enfants nés en Suisse entre 2000 et 2007 et mesurées en 2017. Les dents de lait sont groupées pour former un échantillon d'au moins 5 g de cendre après calcination (environ 10 dents). Incertitudes pour u(95%).

Naissance		Année d'extraction	^{90}Sr (mBq/g Ca)
Année	Lieu		
2000	Zürich	2016 - 2017	18.2 ± 3.8
2007	Zürich	2016 - 2017	10.9 ± 2.9
2001	Tessin	2016 - 2017	15.0 ± 3.7
2003	Vaud	2016 - 2017	15.8 ± 3.8
2005	Lausanne	a)	12.0 ± 3.0
2005	Lausanne	a)	10.0 ± 3.0

^{a)} dents provenant de jumeaux monozygotes, extraites durant toute l'enfance et conservées pour être analysées

Tableau 3:

^{226}Ra (mBq/g Ca) dans les vertèbres de personnes décédées en Suisse en 2017 et mesurées la même année. Incertitudes pour u(95%).

Année décès	Lieu décès	Type	^{90}Sr (mBq/g Ca)
2017	Tessin	vertèbre	1.04 ± 0.14
		vertèbre	0.86 ± 0.16
		vertèbre	1.41 ± 0.22
		vertèbre	0.90 ± 0.15

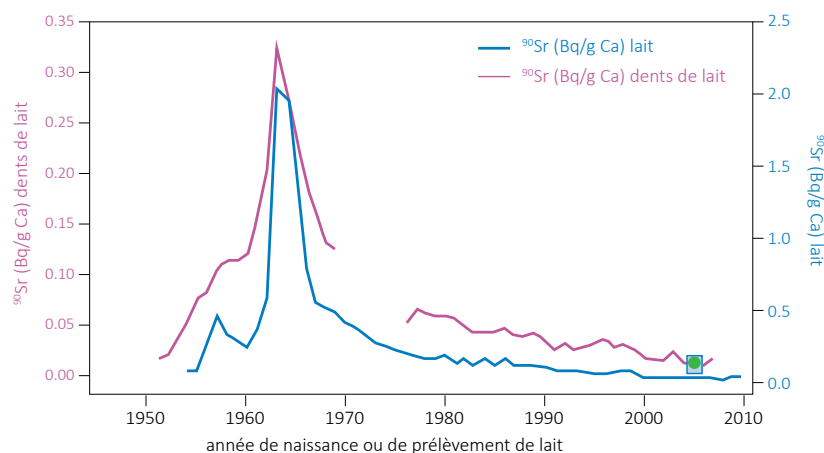


Figure 1 :

Activités en ^{90}Sr dans le lait et dans les dents de lait mesurées en Suisse de 1951 à 2017. Le carré bleu et le rond vert en 2005 indiquent la mesure de ^{90}Sr effectuée sur les dents de lait de deux jumeaux nés à Lausanne en 2005, dont les dents ont été collectées séparément au cours du temps lorsqu'elles tombaient. L'absence de données entre 1970 et 1975 provient de l'interruption du programme de collecte, repris suite à l'accident de Tchernobyl.

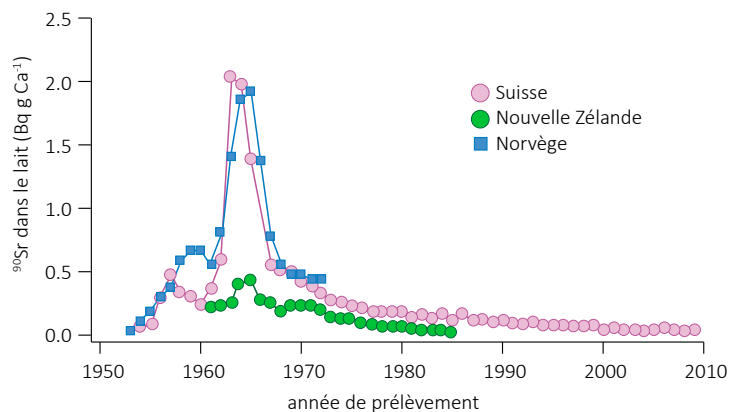


Figure 2 :

Activité en ^{90}Sr (Bq/g Ca) mesurée dans des échantillons de lait de l'hémisphère nord (Suisse et Norvège) et de l'hémisphère sud (Nouvelle Zélande) en fonction de l'année de prélèvement [5].

Résultats et discussion

Les résultats obtenus lors d'analyses de la radioactivité sur des vertèbres prélevées par l'institut de pathologie de Locarno, ainsi que sur des dents de lait prélevées dans les cantons de Vaud, Zürich et du Tessin sont présentés dans les Tableaux 1 à 3. On constate d'emblée que les valeurs de ^{90}Sr dans les dents de lait et les vertèbres sont très basses, inférieures dans tous les cas à 18 mBq/g Ca. L'origine de cette incorporation de ^{90}Sr remonte aux essais nucléaires atmosphériques des années soixante; depuis l'interdiction de ces essais, l'activité en ^{90}Sr n'a cessé de diminuer dans l'environnement, la chaîne alimentaire et l'homme. La figure 1 montre l'évolution de l'activité en ^{90}Sr dans les dents de lait et dans le lait en Suisse entre 1951 et 2017. On constate que les deux courbes se superposent parfaitement, ce qui confirme que la présence de ^{90}Sr dans les dents de lait à la naissance de l'enfant est due au transfert de ^{90}Sr de l'alimentation de la mère au fœtus à travers la barrière placentaire. Une étude similaire de notre laboratoire avait montré un comportement différent pour le Pu, dont on avait pu conclure qu'il ne passait pas la barrière placentaire [4]. Les mesures de ^{90}Sr dans les dents de lait des deux jumeaux lausannois ont donné des valeurs identiques dans l'intervalle des incertitudes de la mesure. Ces activités sont également très cohérentes par rapport aux autres mesures réalisées en Suisse pour l'année de naissance 2005 (voir Figure 1), ce qui confirme la reproductibilité et la précision de la méthode de mesure utilisée.

Le résultat de la mesure de l'activité en ^{90}Sr dans les vertèbres d'un touriste chilien s'est avéré inférieur à la limite de détection de 2.4 mBq/g Ca. Toutes les autres mesures de cas de personnes ayant vécu au Tessin donnent des activités au moins 3 fois supérieures à la limite de détection. Ce résultat confirme que l'hémisphère sud, lieu de vie du touriste chilien, a été significativement moins contaminé par les retombées des essais nucléaires que l'hémisphère nord. La figure 2 présente les activités en ^{90}Sr mesurées dans des laits prélevés dans les deux hémisphères. On constate que l'activité en ^{90}Sr , autant en Suisse qu'en Norvège, a atteint un maximum d'environ 2 Bq/g Ca alors que ce maximum n'a été que de 0.45 Bq/g Ca en Nouvelle Zélande [5]. La contamination de l'environnement et de la nourriture dans l'hémisphère sud par le ^{90}Sr se traduit par une contamination inférieure du corps humain par rapport à l'hémisphère nord, avec une mesure en 2017 inférieure à la limite de détection de nos analyses.

Les activités en ^{210}Po mesurées dans ce travail sont parfaitement compatibles avec la valeur moyenne (25.4 mBq/g Ca) des résultats obtenus jusqu'à présent pour ce type de mesures (vertèbres et côtes humaines). Pour cette mesure également, l'activité déterminée pour le cas chilien est significativement inférieure à cette moyenne (5.9 ± 0.4 mBq/g Ca). Ce résultat indique que, probablement, le lieu de vie de cette personne contient moins d'activité en précurseurs du ^{210}Po que le Tessin et le reste de la Suisse.

Les activités en ^{226}Ra sont très faibles et se situent entre 0.86 et 1.41 mBq/g Ca (Tableau 3). La moyenne des valeurs en ^{226}Ra lors des mesures de ces quatre dernières années est de 2.14 ± 1.4 mBq/g Ca ($n=17$). Ces mesures très sensibles de la contamination du corps humain par des radioéléments ciblant la masse osseuse (^{210}Pb , ^{226}Ra et ^{90}Sr) nous permettent de mettre en évidence d'éventuelles incorporations de radioactivité par la population suisse à des valeurs non acceptables.

Conclusions

Les résultats obtenus en 2017 indiquent que la contamination de l'être humain par le ^{90}Sr en Suisse ne cesse de diminuer, pour s'approcher des valeurs des limites de détection pour ce type d'analyse, ce qui est attendu s'il n'y a pas de nouveaux apports de ^{90}Sr dans l'environnement. Les activités en ^{210}Po sont proches de la valeur moyenne pour ce radionucléide dans les vertèbres humaines. Elles ne représentent pas des valeurs donnant lieu à une dose de radiation dont il faudrait s'inquiéter. Les activités en ^{226}Ra sont très faibles mais facilement mesurables, ce qui laisse supposer qu'une contamination artificielle devrait être aisément mesurable. La mesure de ^{90}Sr dans les dents de lait de deux jumeaux vivant à Lausanne nous a permis de vérifier la reproductibilité de la mesure sur des cas individuels et la précision par rapport à la valeur moyenne obtenue en Suisse pour l'année de naissance 2005. La mesure de ^{90}Sr dans les vertèbres d'un touriste chilien décédé au Tessin confirme que l'hémisphère sud a reçu un dépôt de ^{90}Sr provenant des essais nucléaires significativement inférieur à l'hémisphère nord.

Remerciements

Nous remercions les médecins-dentistes ayant participé à la collecte des dents de lait et l'institut de pathologie de Locarno pour la collecte des vertèbres.

Références

- [1] Leggett, RW. An age-specific kinetic model for lead metabolism in human. *Env. Health Perspect.* 1993, 101, 598-616.
- [2] Schrag et al. Dating human skeletal remains using a radiometric method: Biogenic versus diagenetic ^{90}Sr and ^{210}Pb in vertebrae. *Forensic Sci.Int.* 2012, 220, 271-278.
- [3] Froidevaux et al. Retention half times in the skeleton of plutonium and ^{90}Sr from above-ground nuclear tests: A retrospective study of the Swiss population. *Chemosphere*, 2010, 80, 519-524.
- [4] Froidevaux and Haldimann. Plutonium from Above-Ground Nuclear Tests in Milk Teeth: Investigation of Placental Transfer in Children Born between 1951 and 1995 in Switzerland. *Env. Health Perspect.* 2008, 116, 1731-1734.
- [5] Froidevaux et al. Long-Term Effects of Exposure to Low-Levels of Radioactivity: a Retrospective Study of ^{239}Pu and ^{90}Sr from Nuclear Bomb Tests on the Swiss Population. In "Nuclear Power- Operation, Safety and Environment", book edited by Pavel Tsvetkov, ISBN 978-953-307-507-5, Published: September 6, 2011 under CC BY-NC-SA 3.0. Chapter 14, Open Acces.

Chapitre / Kapitel 7

**Messung von
Spezialnukliden**

**Mesures de
nucléides spéciaux**

7.1

Kohlenstoff-14, Krypton-85, Argon-37

Th. Stocker, P. Düring, R. Purtschert und T. Wagner

Abt. Klima- und Umweltp Physik, Physikalisches Institut Universität Bern, Sidlerstrasse 5, 3012 Bern

S. Szidat

Departement für Chemie und Biochemie, Universität Bern, Freiestrasse 3, 3012 Bern

C. Schlosser, M. Konrad und S. Schmid

Bundesamt für Strahlenschutz, Rosastrasse 9, D-79098 Freiburg im Breisgau

J. Eikenberg†, M. Heule

Paul Scherrer Institut, 5232 Villigen PSI

M. Saurer, A. Gessler

Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL)

Zusammenfassung

Die Messungen des Gehalts an Kohlenstoff-14 (^{14}C) im Laub von Bäumen aus der Umgebung von Kernkraftwerken (Beznau, Gösgen, Leibstadt und Mühleberg), Kehrlichtverbrennungsanlagen (Bern und Thun), des Paul Scherrer Instituts und an verschiedenen Standorten der Stadt Basel wurden 2017 weitergeführt. Als Referenzwert diente hierbei der ^{14}C -Gehalt von Laubbäumen an drei Standorten ohne lokale ^{14}C -Quellen und -Verdünnungen, an denen im Jahresverlauf je drei Messungen (im Mai, Juli und Oktober 2017) durchgeführt wurden. Aus diesen neun Messungen resultierte für 2017 der $\Delta^{14}\text{C}$ -Referenzwert $12 \pm 3\%$.

Die 97 auf ^{14}C untersuchten Standorte unterscheiden sich um -25% (W-72, Basel Brenntag) bis maximal $+146\%$ (Kernkraftwerk Leibstadt, Fullerfeld) von diesem Referenzwert. In der Stadt Basel lagen die Höchstwerte bei 4% (E-34, Solitude) bzw. 12% (W-23, Gasstrasse). Dies entspricht einer zusätzlichen Strahlendosis für die Bevölkerung von nicht mehr als $2 \mu\text{Sv}$ ($1 \mu\text{Sv} = 10^{-6}$ Sievert) in einem Jahr. Im Vergleich zum Grenzwert für die Strahlenexposition einer Person aus der Bevölkerung durch künstliche Radioaktivität von $1'000 \mu\text{Sv/a}$ fallen die gemessenen geringfügigen Erhöhungen im Berichtsjahr kaum ins Gewicht.

Die ^{14}C -Messungen an den Baumblättern ermöglichen es die höheren ^{14}C -Abgaben der KKW Leibstadt und Mühleberg (verglichen mit den KKW Gösgen und Beznau) sowie den Rückgang der ^{14}C -Emissionen in Basel über die letzten Jahre aufzuzeigen.

Die beiden Edelgas-Radionuklide Krypton-85 (^{85}Kr) und Argon-37 (^{37}Ar) werden in der Atmosphäre auf natürliche Weise nur in sehr geringen Mengen produziert. ^{85}Kr , freigesetzt bei der Wiederaufbereitung von Kernbrennstäben, konnte sich wegen der vergleichsweise langen Halbwertszeit von 10.8 Jahren und den lange Zeit zunehmenden Emissionsraten über die letzten 40 Jahre in der Atmosphäre anreichern. Zurzeit verharrt die Aktivitätskonzentration von ^{85}Kr auf konstantem Niveau. Die aktuellen Konzentrationen von ^{37}Ar sind praktisch nicht von künstlichen Quellen beeinflusst. Lokal erhöhte Werte könnten aber auf nukleare Aktivitäten hinweisen. Beide Isotope verursachen keine signifikante Erhöhung der jährlichen Strahlendosis.

Kohlenstoff-14 (^{14}C)

Die ^{14}C -Messungen wurden in der Regel an einem der beiden Radiocarbonlabore der Universität Bern durchgeführt: im ^{14}C -Labor der Klima- und Umweltphysik (KUP) des Physikalischen Instituts und/oder im Labor zur Analyse von Radiokohlenstoff mit AMS, LARA (AMS: accelerator mass spectrometry) des Departements für Chemie und Biochemie. Ausnahmen sind erwähnt.

Referenzwert

Zwischen 1955 und 1966 wurden im Rahmen von Nuklearwaffentests grosse Mengen an $^{14}\text{CO}_2$ in der Atmosphäre freigesetzt (so genannter Bomben-Peak). Zwar nimmt seitdem der ^{14}C -Gehalt von atmosphärischem CO_2 durch Aufnahme von $^{14}\text{CO}_2$ durch die Ozeane und Verbrennung fossiler, d. h. ^{14}C -freier, Brennstoffe weltweit wieder ab, doch liegt dieser Gehalt gegenwärtig immer noch leicht über dem als Basis für die Radiocarbon-datierung definierten Standardwert für das Jahr 1950:

$$^{14}\text{A}_0 = (13.56 \pm 0.07) \text{ dpm/gC} = (0.226 \pm 0.001) \text{ Bq/gC} \quad (1)$$

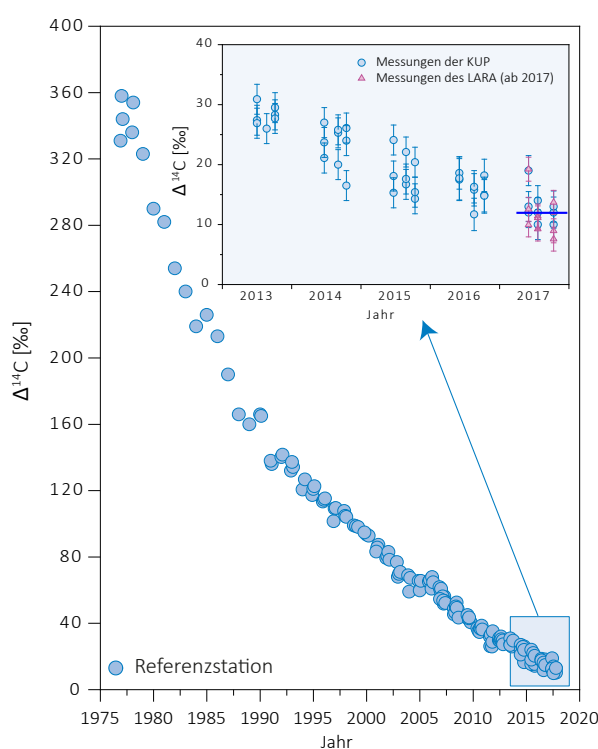
Auf lokaler Ebene lässt sich eine als «Süss»- oder «Industrie»-Effekt bekannte Verdünnung des atmosphärischen $^{14}\text{CO}_2$ nachweisen. Der von terrestrischen Pflanzen durch Assimilation aufgenommene Kohlenstoff widerspiegelt in seinem ^{14}C -Gehalt im Wesentlichen den zeitlichen Verlauf der atmosphärischen $^{14}\text{CO}_2$ -Konzentration.

Radiocarbon-Quellen und -Verdünnungen (KKW, KVA, Industrie, Autobahnen) können den ^{14}C -Gehalt bei Knospen und Laub von Bäumen, die in deren Umgebung wachsen, insbesondere während der Blattwuchsphase beeinflussen. Laub und Knospen eignen sich somit als ^{14}C -Monitor.

Die für diesen Bericht gemessenen ^{14}C -Werte werden mit dem Radiocarbonstandard $^{14}\text{A}_0$ verglichen:

$$\Delta^{14}\text{C}_{\text{Probe}} = (^{14}\text{A}_{\text{Probe}} / ^{14}\text{A}_0 - 1) \cdot 1'000 [\text{‰}] \quad (2)$$

Sinnvoll ist auch ein Vergleich mit ^{14}C -Werten von Laub, welches von Bäumen ohne lokale ^{14}C -Quellen oder -Verdünnungen stammt. Zu diesem Zweck wurden an drei ländlichen Standorten Buchen- und Lindenblätter gesammelt. Ihr ^{14}C -Gehalt wurde bestimmt und nach (2) mit $^{14}\text{A}_0$ verglichen (Figur 1). Aus den resultierenden $\Delta^{14}\text{C}$ -Werten wurde für die Zeit der Hauptprobenahmen 2017 ein Referenzwert für Laub in



Figur 1: $\Delta^{14}\text{C}$ -Konzentrationen in Buchen- und Lindenblättern von den Referenzstationen. Die blaue Linie zeigt den bestimmten Referenzwert während der Vegetationszeit. Kreise: Messungen der KUP. Dreiecke in der Detailansicht (ab 2017): Messungen des LARA.

Tabelle 1:

Messwerte 2017 und Koordinaten der Referenzstationen für Laubmessungen unter Verwendung von Methode A durch beide Labore

Ort	Labor	$\Delta^{14}\text{C} [\text{‰}]$			Koordinaten	[m.ü.M.]	Baumart/Standort
		Juni	Aug.	Okt.			
Taanwald	KUP	19	14	13	601320 / 186150	938	Rotbuchen im Wald
	LARA	19	11	13			
Belpberg	KUP	12	12	10	606050 / 190800	825	Rotbuchen auf Krete
	LARA	10	9	9			
Ballenbühl	KUP	13	10	13	612550 / 192800	852	2 Linden, freistehend
	LARA	12	11	8			

ungestörter Umgebung definiert. Als Basis hierzu dienten die Ende Mai sowie im August und Oktober gesammelten Blätter.

$$\Delta^{14}\text{C}_{\text{Ref, 2017}} = 12 \pm 3 \text{ [‰]} \quad (3)$$

Die Differenz

$$\text{Netto } \Delta^{14}\text{C} = \Delta^{14}\text{C}_{\text{Probe}} - \Delta^{14}\text{C}_{\text{Ref, 2017}} \quad (4)$$

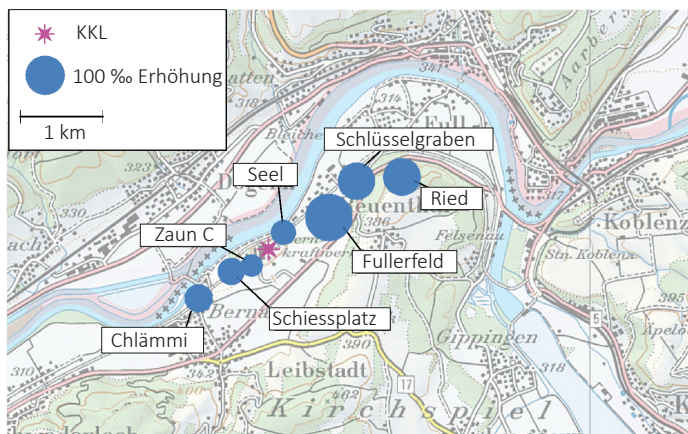
weist auf ^{14}C -Quellen (Netto $\Delta^{14}\text{C} > 0$) oder -Verdünnungen (Netto $\Delta^{14}\text{C} < 0$) hin.

Aufbereitung von Laubproben für die ^{14}C -Messung

Es kommen zwei unterschiedliche Methoden zur Anwendung:

- *Methode A:* ^{14}C -Bestimmung nur in der Blattohle¹
- *Methode B:* ^{14}C -Bestimmung im ganzen Blatt

An den Referenzstationen ergaben Messungen an der Blattohle (Methode A) im Vergleich zu Messungen am ganzen Blatt (Methode B) Unterschiede von weniger als 4‰. An belasteten Standorten können die Unterschiede zwischen den Resultaten der nach den Methoden A und B aufbereiteten Proben jedoch grösser sein.



Figur 2: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Messwerte in der Umgebung des Siedewasserreaktors Leibstadt (KKL) im Jahr 2017. Revisionsabschaltung: 18.09.2017 bis 20.12.2017. Probenahme: 26.09.2017. Die Kreisflächen sind proportional zur Erhöhung gegenüber den unbelasteten Referenzstationen.

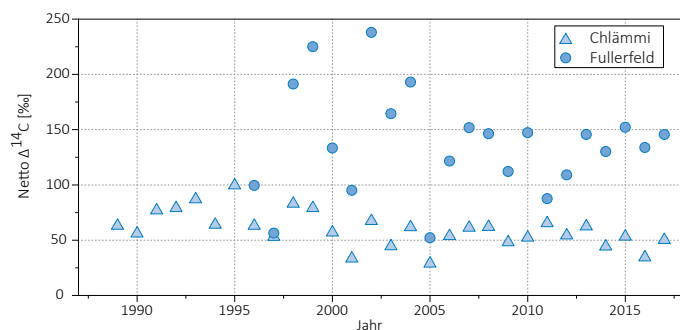
Bei der Messung am ganzen Blatt wird der gesamte Kohlenstoff erfasst. Diese zwar zeitaufwändigere, aber den wahren ^{14}C -Gehalt der Blätter besser wiedergebende Methode B wird vom Radiocarbon-Labor der KUP in der Regel nur für Proben von Standorten verwendet, die in den Vorjahren deutlich höhere Werte zeigten bzw. bei denen ein erhöhtes Interesse am Fortführen der bestehenden Zeitreihen besteht. Das LARA am Departement für Chemie und Biochemie der Universität Bern bereitet sowohl Holz- als auch Laubproben im Allgemeinen nach Methode B auf.

Der ^{14}C -Gehalt von Blättern der Referenzstationen ist im Jahr 2017 gegenüber dem Vorjahr erneut abgefallen. Mit $12 \pm 3\text{‰}$ liegt der Referenzwert um 4‰ unter dem Wert von 2016.

^{14}C im Umfeld der Schweizer Kernkraftwerke

Gemäss Jahresrückblick des Eidgenössischen Nuklearsicherheitsinspektorats ENSI [1] kam es 2017 in der Schweiz zu zwei Reaktorschnellabschaltungen. Im Kernkraftwerk Leibstadt musste im Februar eine Reaktorschnellabschaltung manuell ausgelöst werden und am 21.12.2017, nur wenige Tage nach dem Hochfahren im Anschluss an die Jahresrevision, kam es im selben Kraftwerk zu einer automatischen Reaktorschnellabschaltung [2].

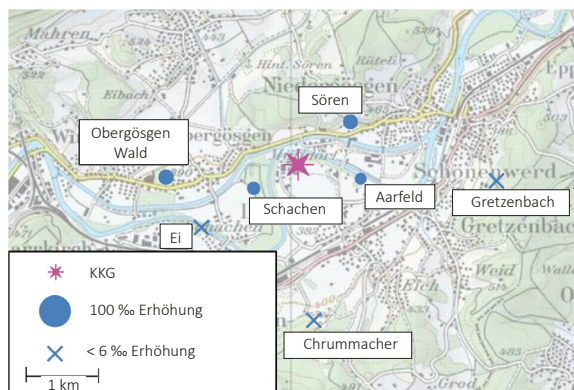
Das Jahr war zudem geprägt von den langen Unverfügbarkeiten zweier Kernkraftwerke: Beznau 1 war aufgrund



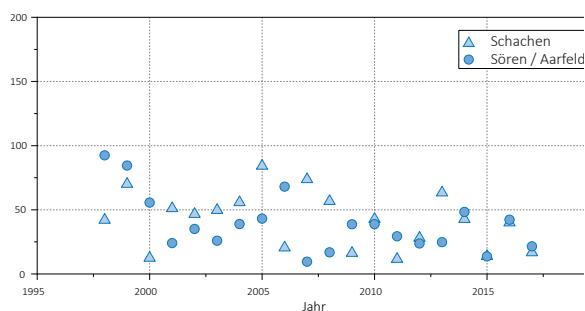
Figur 3: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Höchstwerte nordöstlich (●) und südwestlich (△) des Kernkraftwerkes Leibstadt. Der Standort Fullerfeld wird seit 1996, derjenige von Chlammli seit 1989 beprobt (Standorte: siehe Figur 2). Messungen bis 2016: KUP, Messungen ab 2017: LARA.

von lang anhaltenden Sicherheitsüberprüfungen während des gesamten Jahres nicht am Netz, und das Kernkraftwerk Leibstadt wurde nach der Hauptrevision im Herbst 2016 erst am 20. Februar 2017 wieder in

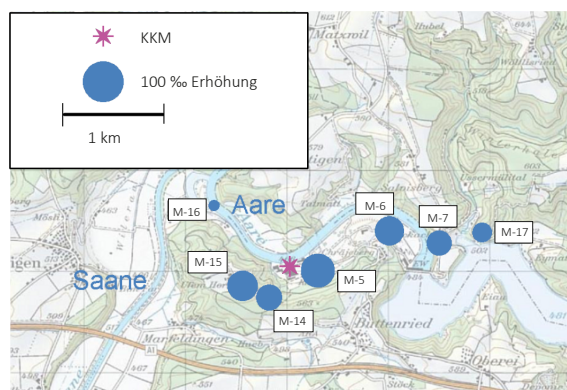
¹ Die Probe wird im Stickstoffstrom pyrolysiert. Dabei verflüchtigen sich gewisse Kohlenstoffverbindungen, die somit für die Analyse ihres ^{14}C -Gehaltes verloren sind.



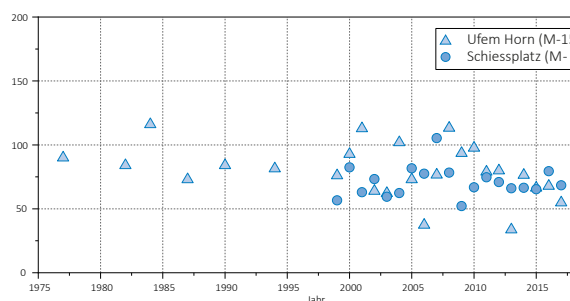
Figur 4: Örtliche Verteilung der Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in der Umgebung des Druckwasserreaktors Gösgen (KKG). Revisionsabschaltung: 04.06.2017 bis 30.06.2017. Probenahme: 27.06.2017. Die Kreisflächen sind proportional zur Erhöhung gegenüber den unbelasteten Referenzstationen.



Figur 5: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Höchstwerte östlich (●) und westlich (△) des Kernkraftwerkes Gösgen. Standorte: siehe Figur 4. Messungen bis 2016: KUP. Messungen ab 2017: LARA



Figur 6: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in der Umgebung des Siedewasserreaktors Mühleberg (KKM) im Jahr 2017. Revisionsabschaltung: 13.08.2017 bis 09.09.2017. Probenahme: 23.08.2017. Die Kreisflächen sind proportional zur Erhöhung gegenüber den unbelasteten Referenzstationen.



Figur 7: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Höchstwerte östlich (●) und westlich (△) des Kernkraftwerkes Mühleberg seit Messbeginn. Standorte: siehe Figur 6. Messungen bis 2016: KUP. Messungen ab 2017: LARA.

Betrieb genommen. Auch im Anschluss an die Hauptrevision 2017 blieb das Kraftwerk mehrere Monate lang ausser Betrieb. Am 18.12.2017 wurde der Reaktor mit verminderter Leistung wieder in Betrieb genommen, bis es wenige Tage später zu der oben erwähnten Schnellabschaltung kam. Bereits am Folgetag ging das Kraftwerk jedoch ordnungsgemäss wieder ans Netz.

Die Laubprobenahmen im Umfeld der Kernkraftwerke erfolgten im Allgemeinen während oder nach der Jahresrevision der entsprechenden Kraftwerke, um auch mögliche ^{14}C -Abgaben während des Revisionsstillstands erfassen zu können. Mit Ausnahme der Messungen im Umfeld des Paul Scherrer Instituts und des Zentralen Zwischenlagers Würenlingen (ZWILAG), welche vom Paul Scherrer Institut durchgeführt wurden, erfolgten die Messungen jeweils im Labor zur Analyse von Radiokohlenstoff mit AMS (LARA) am Departement für Chemie und Biochemie der Universität Bern. Im Allgemeinen wurden ganze Blätter analysiert (Methode B, siehe oben).

Kernkraftwerk Leibstadt

Im Sommer 2017 wurden beim Kernkraftwerk Leibstadt (KKL) Blätter an verschiedenen Standorten in beiden Hauptwindrichtungen gesammelt und auf ihren ^{14}C -Gehalt hin untersucht. Damit wurden die z. T. seit 1984 geführten Zeitreihen fortgesetzt. Die höchste ^{14}C -Konzentration ergab sich wiederum in ca. 1'000 m Distanz vom KKL in nordöstlicher Richtung am Standort Fullerfeld (Figur 2). In südwestlicher Richtung wies der Standort Chläämi die höchsten Werte auf.

Figur 3 zeigt die gemessenen Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Höchstwerte der Standorte Fullerfeld und Chläämi seit Messbeginn. Es sind dies die beiden Standorte mit den traditionell höchsten Werten in der jeweiligen Windrichtung. 2017 lag der höchste Messwert bei 145‰ (Fullerfeld). Der grösste Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert seit Messbeginn beträgt 238‰ (2002), ebenfalls am Standort Fullerfeld. In südwestlicher Richtung wurde 2017 am Standort Chläämi mit 50‰ ein geringfügig höherer Wert gemessen als am Standort Schiessplatz.

Kernkraftwerk Gösgen

In Figur 4 sind die Resultate der am 27. Juni 2017 gesammelten Blattproben in der Umgebung des Kernkraftwerks Gösgen (KKG) dargestellt. Sämtliche Messwerte liegen nahe bei den langjährigen Mittelwerten bzw. darunter. Die höchsten ^{14}C -Messwerte resultierten in diesem Jahr mit einer Erhöhung von je ca. 22‰ an den Standorten Sören und Obergösgen Wald. Der Standort Chrummacher (408 m.ü.M.) befindet sich quer zu den topografisch bedingten Hauptwindrichtungen. Der Messwert dieses Standorts ist praktisch identisch mit den Werten von unbelasteten Referenzstandorten. Dasselbe gilt im Jahr 2017 auch für die an einem Waldrand gelegenen Standorte Gretzenbach und Ei.

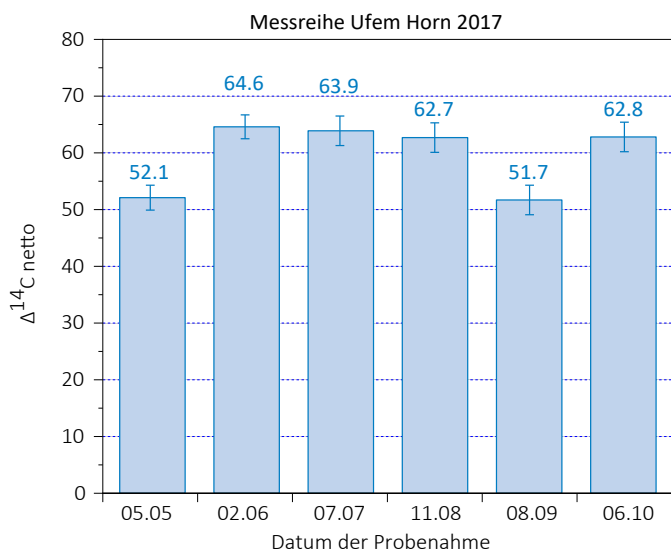
In Figur 5 sind die z.T. seit Messbeginn ermittelten höchsten Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte aufgeführt. Werte >100‰ wurden in dieser Zeitspanne nie festgestellt. Höchstwerte resultierten jeweils in ähnlicher Distanz zum Kraftwerk, jedoch nicht immer in derselben Windrichtung.

Kernkraftwerk Mühleberg

Figur 6 zeigt die Verteilung der Messwerte um das Kernkraftwerk Mühleberg (KKM). Die grösste Erhöhung wurde am Standort M-5 (Schiessplatz) mit 68‰ gemessen. Die Probenahme erfolgte am 23. August 2017, d.h. während der jährlichen Revision des Reaktors.

Die 2017 gemessenen Proben liegen unter den seit Messbeginn im Jahr 1977 registrierten Höchstwerten. Der mit 116‰ höchste Wert stammt aus dem Jahr 1984. In Figur 7 sind die seit Messbeginn jährlich gemessenen

höchsten Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte aufgeführt. Die Messwerte aus dem Jahr 2017 liegen in der Bandbreite des langjährigen Mittels.



Figur 8:
Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Messwerte am Standort M-15 (Ufem Horn). Standort: siehe Figur 6.

Zusätzlich zur regulären jährlichen Probenahme an den sieben in Figur 6 dargestellten Standorten wurde von der KUP am Physikalischen Institut der Universität Bern erstmals ein und derselbe Baum (Standort M-15, Ufem Horn) während der gesamten Vegetationsperiode einmal pro Monat beprobt, um die Einlagerung von ^{14}C im Jahresgang zu verfolgen. Gemäss Loosli/Oeschger [3] findet die Einlagerung von ^{14}C in die Laubstruktur von Bäumen hauptsächlich in den Monaten Mai und Juni statt. Dies konnte in den vorliegenden Messungen bestätigt werden. Der Netto ^{14}C -Gehalt des Laubs bewegte sich von Mai bis September, d. h. nach dem Ausschlagen des Baumes im Frühjahr bis zum Laubfall



Figur 9:
Laubproben vom Standort M-15 (Ufem Horn) vom 5. Mai 2017 ($\Delta^{14}\text{C}$: 54‰) und 2. Juni 2017 ($\Delta^{14}\text{C}$: 66‰). Standort: siehe Figur 6.

im Herbst, in einem relativ engen Rahmen zwischen 54% und 66% (Figur 8). Zum Vergleich: Die Probenahme für das LARA (Figuren 6 und 7) erfolgte zeitlich zwischen den KUP-Probenahmen im August und September, und der entsprechende Messwert liegt mit 55% ebenfalls zwischen den von der KUP ermittelten Messwerten für diesen Zeitraum.

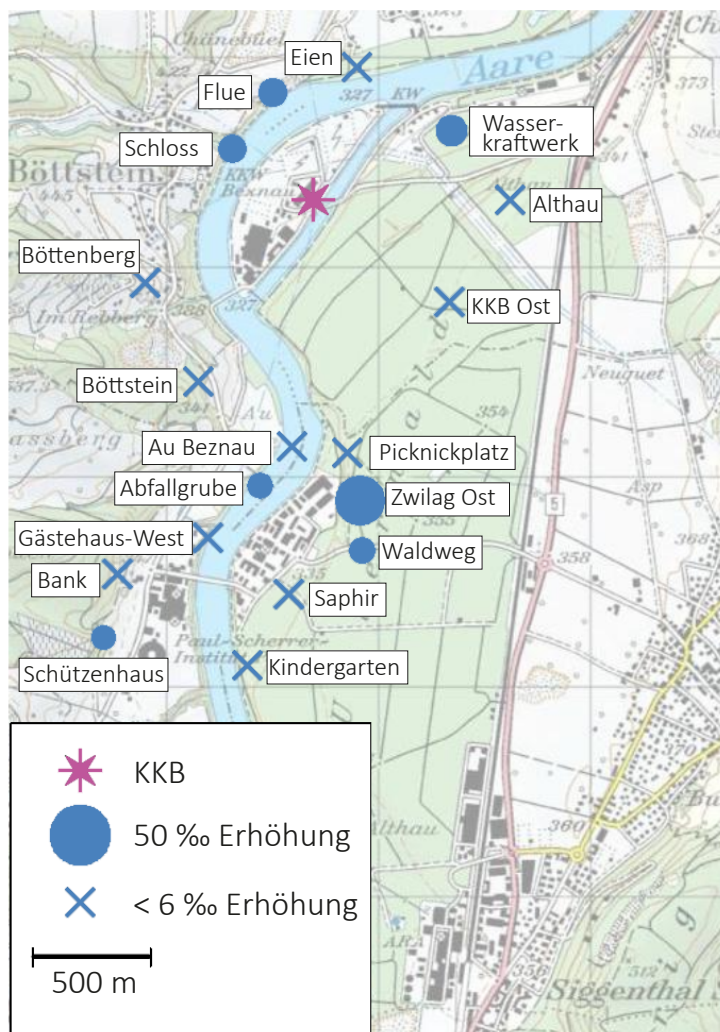
Bemerkenswert ist der relativ hohe Gehalt an ^{14}C schon bei der ersten Messung an noch sehr jungem Laub, welches bereits Anfang Mai gepflückt wurde (links in Figur 9). Der ^{14}C -Gehalt des Laubs ist bereits zu diesem Zeitpunkt um 54% höher als bei Laub von unbelasteten Referenzstationen (12%). Möglicherweise handelt es teilweise um ^{14}C aus dem Vorjahr, das in Form von Zucker in den Wurzeln des Baumes deponiert und beim Austreiben des Laubs in die Blätter integriert wurde. Ob eine solche Überschneidung von einem Jahr zum nächsten tatsächlich auftritt, soll im Rahmen von weiteren Messungen untersucht werden, da dies vor allem im Hinblick auf den Rückbau des Kernkraftwerkes Mühleberg ab 2020 wichtige Rückschlüsse erlauben würde.

Ab Anfang Juni (rechts in Figur 9) war das Laub voll ausgebildet. Die auf dem rechten Blatt sichtbaren so genannten «Gallen» rühren von einem Befall des Baumes mit der Buchengallmücke her und wurden vor der Verarbeitung der Blätter entfernt.

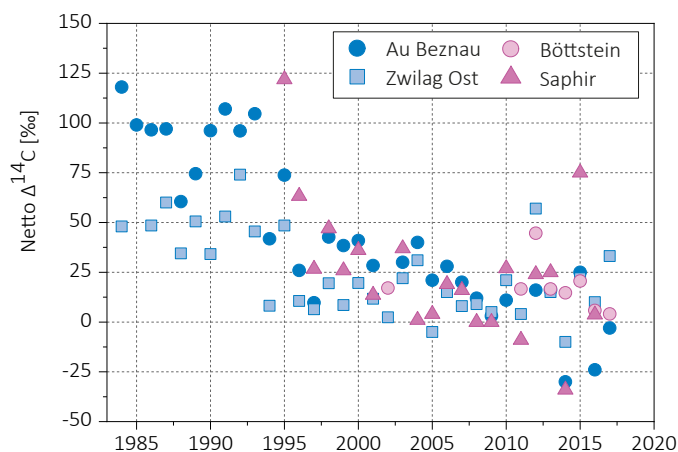
Paul Scherrer Institut, Zentrales Zwischenlager Würenlingen, Kernkraftwerk Beznau

Die zu diesen Standorten gehörenden ^{14}C -Messungen in den Blattproben wurden am Paul Scherrer Institut (PSI) bzw. im Labor zur Analyse von Radiokohlenstoff mit AMS (LARA) des Departements für Chemie und Biochemie der Universität Bern durchgeführt. Die Messungen der Standorte Eien, Althau, KKB Ost, Böttstein, Flue, Schloss, Böttenberg erfolgten am LARA, die restlichen Messungen am PSI.

Das Kernkraftwerk Beznau (KKB) war 2017 nur mit reduzierter Leistung im Einsatz: der seit 2015 ausser Betrieb befindliche Block 1 wurde auch im Jahr 2017 nicht wieder hochgefahren, Block 2 wurde Anfang August für Reparaturzwecke einige Tage lang abgeschaltet und vom 18.08.2017 bis zum 24.09.2017 im Rahmen der ordentlichen Revision erneut



Figur 10: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in der Umgebung des Paul Scherrer Instituts (PSI), des Zentralen Zwischenlagers Würenlingen (ZWILAG) und des Kernkraftwerkes Beznau (KKB) im Jahr 2017 (J. Eikenberg, M. Heule, R. Siegwolf; PSI in Zusammenarbeit mit der Universität Bern). Revisionsabschaltung KKB II: 18.08.2017 bis 24.09.2017. Probenahme: 26.09.2017. Die Kreisflächen sind proportional zur Erhöhung gegenüber den unbelasteten Referenzstationen.



Figur 11: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Höchstwerte östlich (■▲) und westlich (●●) des PSI/ZWILAG sowie des Kernkraftwerkes Beznau seit Messbeginn. Standorte: siehe Figur 8. Messungen bis 2016: KUP (Standort Böttstein) und PSI. Messungen ab 2017: LARA (Standort Böttstein) und PSI.

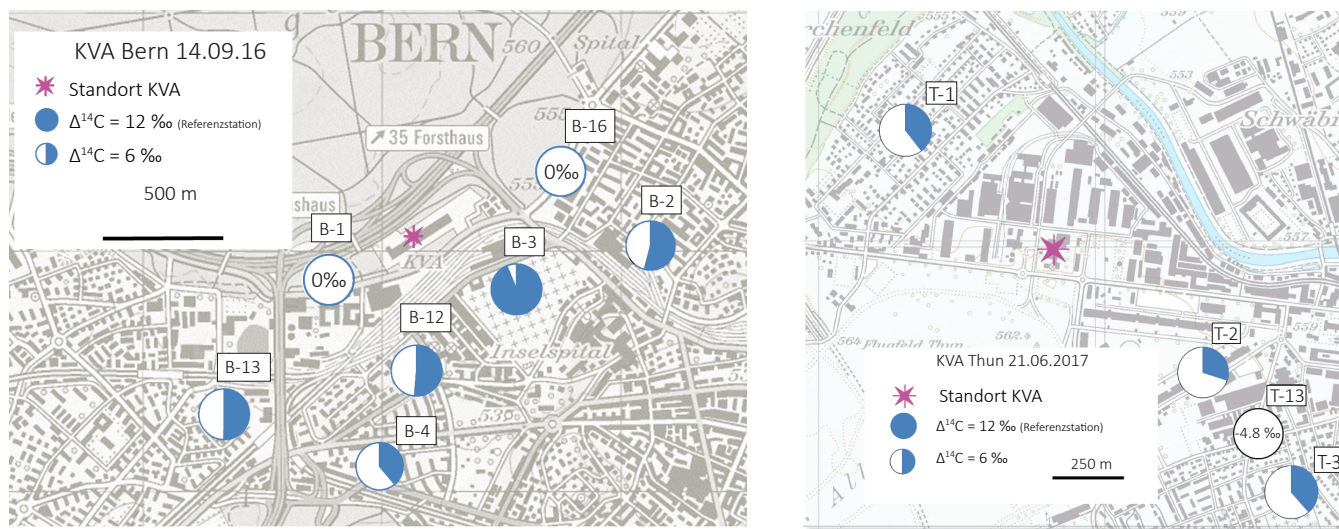
heruntergefahren. Dies spiegelt sich in den relativ geringen Erhöhungen der Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Höchstwerte im Umfeld des KKB wider. Die höchsten Werte wurden am Ufer der Aare gegenüber dem KKB-Gelände sowie in nordöstlicher Richtung am Standort Wasserkraftwerk gemessen. Der höchste Messwert aus dem Umfeld des Paul Scherrer Instituts stammt vom Standort Zwilag Ost.

In Figur 11 sind Zeitreihen der Standorte aufgeführt, für die historisch gesehen die höchsten Messwerte ermittelt wurden. Alle hier dargestellten Messungen ausser dem Standort Böttstein (Symbol $\circ$) erfolgten durch das PSI.

Kehrichtverbrennungsanlagen

In Blättern von Bäumen, die im Umfeld von Kehrichtverbrennungsanlagen (KVA) gesammelt wurden, konnte an keinem Standort eine erhöhte ^{14}C -Konzentration festgestellt werden. Sämtliche Messpunkte wiesen $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte $\leq 12\text{‰}$ auf. Dies als Folge der Abgase aus fossilen Brenn- und Treibstoffen, welche von den Bäumen im Stadtgebiet aufgenommen werden.

In Figur 12 sind die Messwerte als Kreise dargestellt. Die weisse Kreisfläche entspricht jeweils der Absenkung gegenüber den Referenzstationen (siehe «Suess»-Effekt, weiter oben). Diese Absenkung ist vor allem an einer belebten Strassenkreuzung in Thun (Standort T-13) sowie in Bern in Autobahnnähe (an den Standorten B-1 und B-16) besonders ausgeprägt und beträgt in Thun zum Teil mehr als 12‰. Dies bedeutet, dass die ^{14}C -Konzentration in diesen städtischen Umgebungen wieder auf ähnliche Werte wie vor dem so genannten Bomben-Peak abgefallen ist. An verkehrsarmen Standorten wie im Zentrum des Berner Bremgartenfriedhofs (B-3) ist die Absenkung deutlich schwächer ausgeprägt.



Figur 12 :
 $\Delta^{14}\text{C}$ -Messungen in der Umgebung der KVA Bern und Thun.

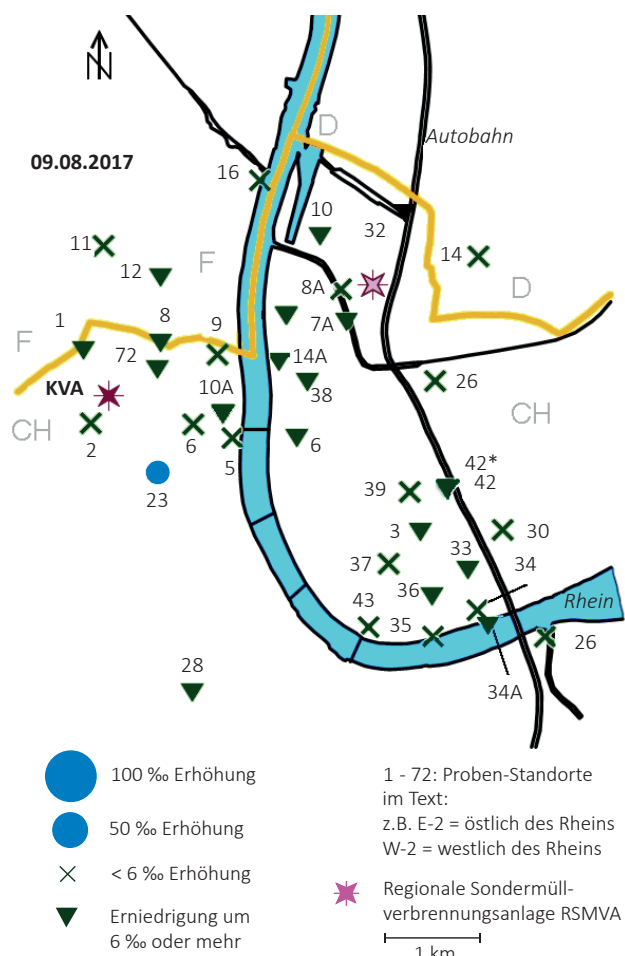
Messungen in der Region Basel-Stadt

Auch im Jahr 2017 fand die Hauptprobenahme in Basel im August statt. Im Westen des Stadtgebiets befinden sich die Standorte im und um das Novartis-Werk St. Johann, im Osten diejenigen um das Areal der Firma F. Hoffmann-La Roche, ganz im Norden diejenigen um das Areal der regionalen Sondermüllverbrennungsanlage (RSMVA). Die höchsten am 09.08.2017 gemessenen Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte betrugen westlich des Rheins +12‰ (Gasstrasse, Standort W-23) und östlich +2‰ (Tierpark, Standort E-26). Allfällige Erhöhungen der $^{14}\text{CO}_2$ -Konzentration werden also durch den «Suess»-Effekt in den meisten Fällen mehr als kompensiert, sodass an praktisch allen Standorten eine Verdünnung der $^{14}\text{CO}_2$ -Konzentration relativ zu den unbelasteten Referenzstationen festgestellt wurde.

Auch im französischen und deutschen Grenzgebiet nördlich des Novartis-Werks St. Johann bzw. östlich der RSMVA wurden keine Erhöhungen registriert. An 19 Standorten wurden aufgrund des «Suess»-Effekts Erniedrigungen um 6‰ oder mehr ermittelt (Figur 13, Symbol $\blacktriangledown$).

Im Juni, August und Oktober wurden an einigen Standorten sowohl in der Blattkohle als auch an unverkohlten, ganzen Blättern Messungen durchgeführt. Kohlenwasserstoffe, die sich bei der Blattverkohlung möglicherweise verflüchtigen würden, werden bei der Messung von ganzen Blättern vollständig miterfasst. Da die Messung an ganzen Blättern jedoch zeitaufwändiger ist, wird sie nur dort angewandt, wo in der Vergangenheit Höchstwerte aufgetreten sind oder Interesse an der Fortsetzung der bisherigen Zeitreihen besteht (siehe Tabelle 2).

Die Figuren 14 und 15 zeigen die Messergebnisse seit Messbeginn an ausgewählten Standorten. Die Netto-Messwerte haben sich auf einem sehr niedrigen Niveau stabilisiert. Der Rückgang gegenüber früheren Jahren ist darauf zurückzuführen, dass Novartis die ^{14}C -Synthese in den letzten Jahren zunehmend ausgelagert hat. Im Falle der F. Hoffmann-La Roche AG ist der Rückgang mit durchschnittlich deutlich geringeren Anfangsaktivitäten bei den Synthesen zu erklären. Westlich des Rheins wurden die historischen Netto-Höchstwerte (Standorte W-06 und W-10) bereits seit einigen Jahren nicht mehr erreicht. Dasselbe gilt für die Standorte E-34 und E-36 östlich des Rheins: Hier wurde der 2002 gemessene Höchstwert von 320‰ (E-36) in den letzten Jahren jeweils deutlich unterschritten.



Edelgas-Radionuklide

Die beiden Edelgas-Radionuklide Krypton-85 (^{85}Kr) und Argon-37 (^{37}Ar) werden in der Atmosphäre auf natürliche Weise nur in sehr geringen Mengen produziert. ^{85}Kr , freigesetzt bei der Wiederaufarbeitung von Kernbrennstäben, konnte sich wegen der vergleichsweise langen Halbwertszeit von 10.76 Jahren und den lange Zeit zunehmenden Emissionsraten über die letzten 40 Jahre in der Atmosphäre anreichern. Zurzeit verharrt die Aktivitätskonzentration von ^{85}Kr auf konstantem Niveau. Die aktuellen Konzentrationen von ^{37}Ar sind praktisch nicht von künstlichen Quellen beeinflusst. Lokal erhöhte Werte könnten aber auf nukleare Aktivitäten hinweisen. Beide Isotope verursachen keine signifikante Erhöhung der jährlichen Strahlendosis.

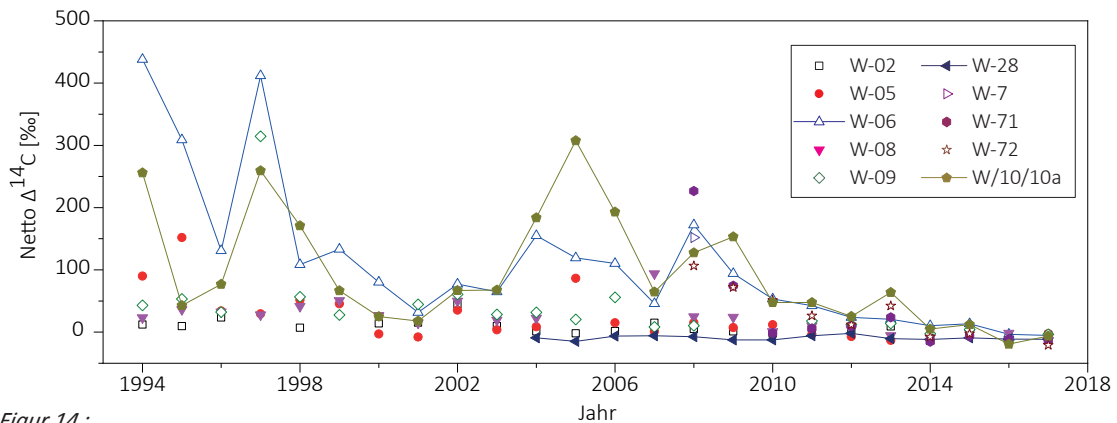
Figur 13:

Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Messwerte für Blattproben aus dem Raum Basel.

Tabelle 2:

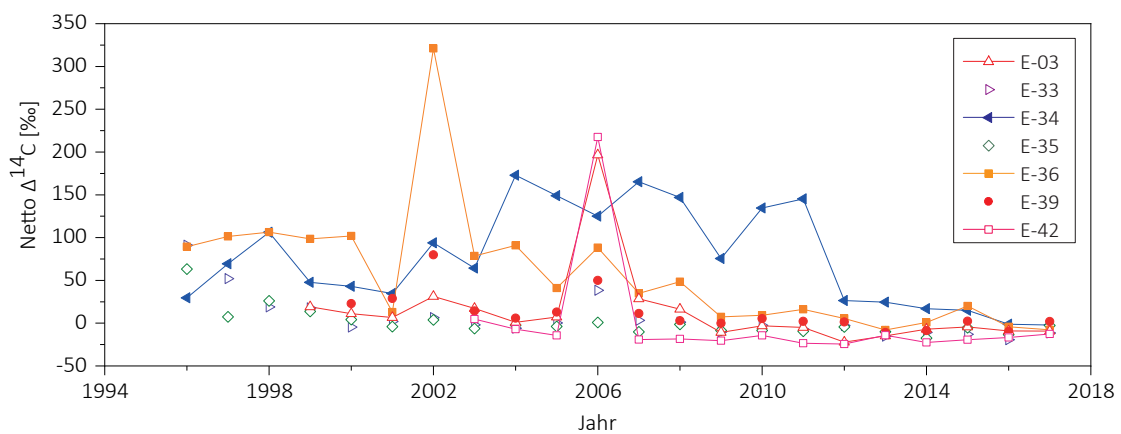
Im Jahre 2017 gemessene höchste Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Messwerte von Blättern im Vergleich mit Messungen früherer Jahre (1994 bis 2016) am Standort Basel östlich (E-nn) und westlich (W-nn) des Rheins. Am Standort E-42 wurde vor dem Gebäude (Strassenseite) und hinter dem Gebäude (E-42*, Hofseite) gemessen. W-28 ist stellvertretend für das von ^{14}C -Quellen unbeeinflusste Stadtgebiet.

Ort	In der Blattkohle		Im ganzen Blatt	
	2017 Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert [‰]	1994-2016 Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert [‰]	2017 Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert [‰]	2004 - 2016 Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert [‰]
E-03	- 9	197 (2006)	-	23 (2007)
E-26	2	169 (1996)	-	-
E-34	1	106 (1998)	-2	173 (2004)
E-42	- 17	4 (2003)	-	-
E-42*	- 7	218 (2006)	-	-
W-06	- 4	438 (1994)	3	172 (2008)
W-10A	- 5	259 (1997)	- 2	308 (2005)
W-28	- 8	- 6 (2007)	- 9	- 13 (2013)
W-71	- 13	227 (2008)	- 13	75 (2009)
W-72	- 21	107 (2008)	- 15	115 (2010)



Figur 14:

Zeitreihe der Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte westlich des Rheins (östlich der KVA). Am Standort W-28 wird die von ^{14}C unbelastete Stadtluft gemessen. Liegen von einem Standort mehrere Messungen vor, so ist der höchste Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert eingetragen.



Figur 15:

Zeitreihe der Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte östlich des Rheins. Liegen von einem Standort mehrere Messungen vor, so ist der höchste Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert eingetragen.

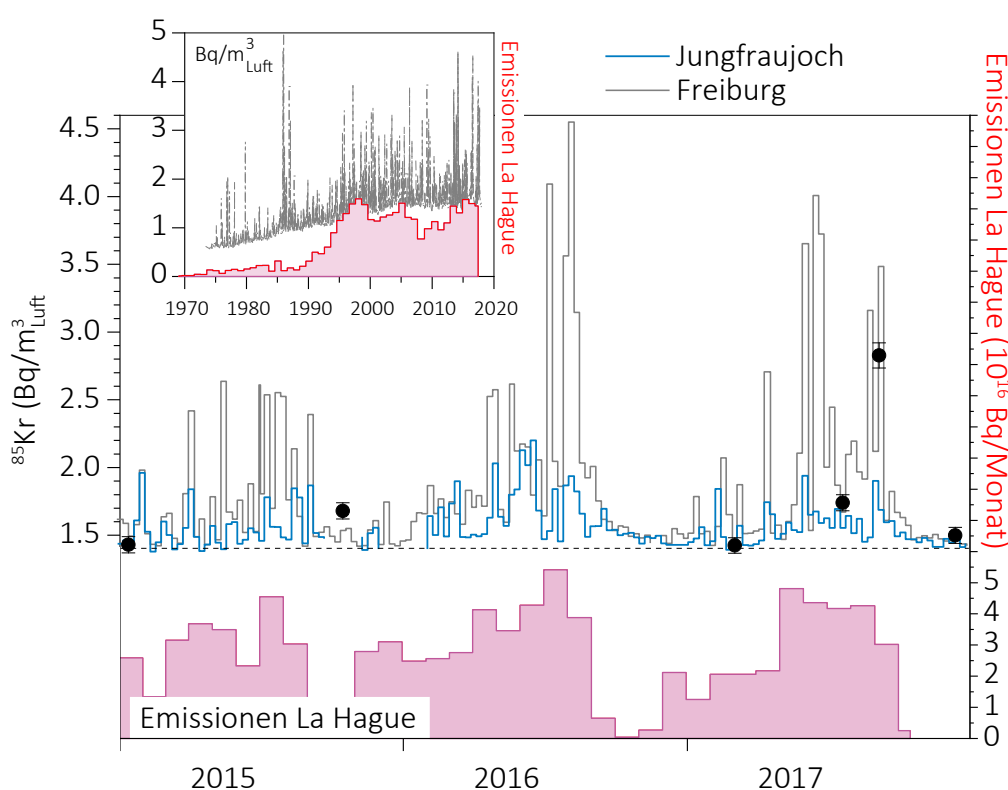
Krypton-85 (^{85}Kr)

Das radioaktive Edelgasisotop ^{85}Kr ist ein Beta-Strahler mit einer Halbwertszeit von 10.76 ± 0.02 Jahren. Natürliches atmosphärisches ^{85}Kr hat seinen Ursprung in dem Einfang kosmischer Neutronen durch ^{84}Kr in der Atmosphäre und durch die Spaltung von Uran und anderen Aktiniden in der Lithosphäre. Die beiden Prozesse führen zu einem natürlichen atmosphärischen ^{85}Kr -Inventar von etwa $9 \cdot 10^{11} \text{ Bq}$ oder einer spezifischen Aktivitätskonzentration von $\sim 0.2 \mu\text{Bq}/\text{m}^3_{\text{Luft}}$. Im Gegensatz dazu stammt das derzeitige ^{85}Kr in der Atmosphäre hauptsächlich aus der Wiederaufarbeitung von Brennstäben und wird lokal und zeitlich gepulst freigesetzt. Zurzeit ist die Aufbereitungsanlage in La Hague (F) die weltweit grösste Emissionsquelle (Figur 16). Durch radioaktiven Zerfall nimmt das atmosphärische Inventar jährlich um 6.2% ab. Diese Reduktionsrate wurde lange Zeit von den globalen Freisetzungsraten von ^{85}Kr übertroffen, was zu einem Anstieg der atmosphärischen Basisaktivitätskonzentration führte (Figur 16, kleines Bild).

In der letzten Dekade ist eine Stabilisierung bei einer Konzentration von $1.4 - 1.5 \text{ Bq}/\text{m}^3_{\text{Luft}}$ in Mitteleuropa zu beobachten. ^{85}Kr wird an kumulativen Wochenproben gemessen, die auf dem Jungfraujoch gesammelt und im Edelgaslabor des Bundesamts für Strahlenschutz (BfS) in Freiburg im Breisgau analysiert werden [4] (Fig. 16). Zum Vergleich sind auch die entsprechenden Werte von Freiburg im Breisgau dargestellt. Die Zeitperioden von gehäuften Aktivitätsspitzen, die den Basiswert bei der Station Freiburg um bis zu einem Faktor 3 übersteigen, stimmen bei beiden Stationen überein mit Zeiten erhöhter Emissionsraten von La Hague [5]. Wegen der erhöhten Lage der Station Jungfraujoch wird diese Station aber weniger von bodennahen Emissionen

beeinflusst und weist Aktivitätsspitzen geringerer Amplitude auf. Im Sommer 2017 war die Aufarbeitungsaktivität von La Hague hoch, was sich sehr deutlich an den Messwerten von Freiburg, aber auch vom Jungfraujoch widerspiegelt. In der Berichtsperiode 2017 wurde eine maximale Aktivitätskonzentration von $4 \text{ Bq/m}^3_{\text{Luft}}$ in Freiburg gemessen (Sammelzeitraum: 12.06.2017 bis 19.06.2017). Nach dem Emissionsstopp im Herbst konvergierten die Messwerte jeweils wieder gegen den Basiswert. Die durch den ^{85}Kr -Untergrundpegel verursachte jährliche effektive Dosis beträgt ca. 11 nSv/Jahr ($8 \cdot 10^{-9} \text{ Sv/Bq m}^{-3} \text{ Jahr}$ [6]) und ist damit gering in Relation zum Grenzwert für die Strahlenexposition einer Person aus der Bevölkerung durch künstliche Radioaktivität von $1'000 \mu\text{Sv/a.}$

Stichproben, genommen in wenigen Minuten und gemessen am Physikalischen Institut der Universität Bern, bestätigen den Aktivitätsbereich, der in Freiburg oder auf dem Jungfraujoch beobachtet wird. So wurde etwa eine Aktivitätswolke, die Anfangs September in Freiburg und auf dem Jungfraujoch nachgewiesen wurde, auch in der Messung in Bern sichtbar. Auch der Basiswerte von $1.4 \text{ Bq/m}^3_{\text{Luft}}$ stimmt für die Stationen Freiburg, Jungfraujoch und Bern überein.



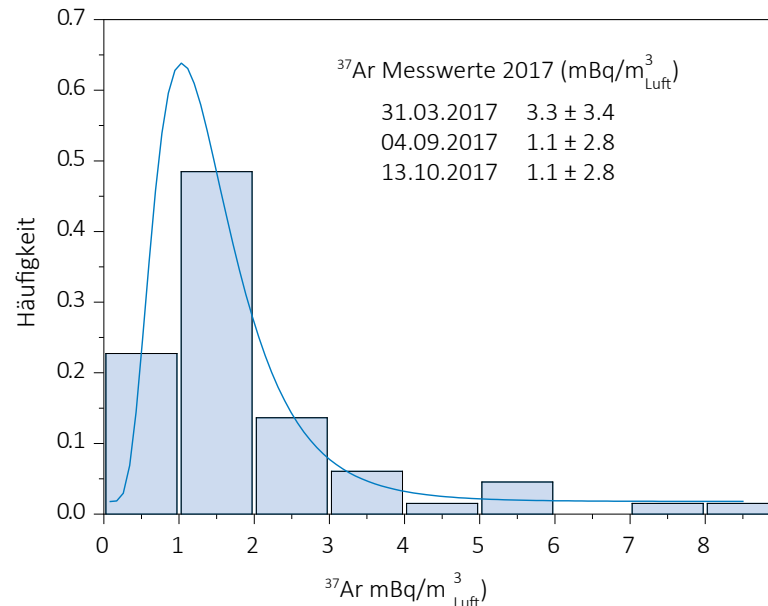
Figur 16:

Atmosphärische ^{85}Kr Aktivitätskonzentrationen der Stationen Jungfraujoch (3500 m. ü. M.), Freiburg i. Br. (276 m. ü. M.) sowie stichprobenartige Messungen in Bern (gemessen durch Uni Bern) über die letzten drei Jahre. Die Messungen der Proben von den beiden Stationen in Freiburg i. Br. und vom Jungfraujoch wurden am Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) in Freiburg i. Br. durchgeführt. Kleines Bild: Langzeitmessreihe der ^{85}Kr -Aktivitätskonzentration an der Station Freiburg i. Br. gemessen am BfS. Zum Vergleich ist auch der Verlauf der Emissionsraten der Aufbereitungsanlage von La Hague dargestellt (rote Balken in Einheiten von 10^{16} Bq) [5]. Seit November 2017 stehen die Emissionsdaten von La Hague öffentlich nicht mehr zur Verfügung und fehlen daher in der Grafik..

Argon-37 (^{37}Ar)

^{37}Ar wird in der Atmosphäre durch die Spallationsreaktion $^{40}\text{Ar}(n,4n)^{37}\text{Ar}$ produziert. Theoretische Abschätzungen der durch kosmische Strahlung erzeugten troposphärischen Gleichgewichtsaktivität liegen bei ca. $0.5 - 2 \text{ mBq/m}^3_{\text{Luft}}$ in guter Übereinstimmung mit den über die letzten 7 Jahre am häufigsten gemessenen Werten (Fig. 17). Diese Messungen wurden an Luftproben aus Bern durchgeführt. Die drei im Jahr 2017 gemessenen Werte sind konsistent mit der langjährigen statistischen Verteilung (Fig. 17). Der leicht erhöhte Wert

vom 31. März 2017 ist möglicherweise durch Emissionen vom Kraftwerk Mühleberg oder vom Zyklotron-Teilchenbeschleuniger am Berner Inselspital beeinflusst. Werte unter $10 \text{ mBq/m}^3_{\text{Luft}}$ können aber auch natürlichen Ursprungs sein. Im Vergleich zu ^{85}Kr sind die Aktivitätskonzentrationen von ^{37}Ar nochmals um einen Faktor 1'000 geringer und führen deshalb zu keiner zusätzlichen Strahlenbelastung.



Figur 17:

Atmosphärische ^{37}Ar -Aktivitätskonzentrationen gemessen an 70 Luftproben, die über die letzten 7 Jahre in Bern gesammelt wurden. Die natürliche Aktivitätskonzentration in der Atmosphäre liegt bei $1 \text{ mBq/m}^3_{\text{Luft}}$. Dies ist auch der am häufigsten gemessene Wert. Leicht erhöhte Werte von bis zu $10 \text{ mBq/m}^3_{\text{Luft}}$ können durch Beiträge von Boden- oder Stratosphärenluft verursacht sein. Auch Kernkraftwerke sind potenzielle Emittenten von ^{37}Ar .

Referenzen

- [1] <https://www.ensi.ch/de/2018/01/18/die-betreiber-haben-2017-die-kernanlagen-in-der-schweiz-sicher-betrieben>, besucht am 15. Februar 2018
- [2] <https://www.ensi.ch/de/2017/12/21/reaktorschnellabschaltung-im-kernkraftwerk-leibstadt>, besucht am 15. Februar 2018
- [3] Loosli/Oeschger [RADIOCARBON, VOL 31, No. 3, 1989, p. 747]
- [4] Schlosser, C., A. Bollhöfer, S. Schmid, R. Krais, J. Bieringer, M. Konrad 2017, Analysis of radioxenon and Krypton-85 at the BfS Noble Gas Laboratory, Applied Radiation and Isotopes 126, 16-19. doi: 10.1016/j.apradiso.2016.12.043
- [5] <http://www.aveva.com/EN/operations-2315/cumulative-release-results-report-for-the-aveva-la-hague-plant.htm> (bis Oktober 2017)
- [6] ICRP, 2012. Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60. ICRP Publication 119. Ann. ICRP 41(Suppl.). Table C.1., p. 61

7.2

Mesures de plutonium et d'américium dans l'environnement

P. Froidevaux, P.-A. Pittet, F. Barraud, F. Bochud

Institut de radiophysique, CHUV, Grand Pré 1, 1007 Lausanne

Résumé

Nous avons mesuré le Pu et l'Am dans des échantillons de sol, de sédiments, de filtres à air, de poissons, de plantes aquatiques, d'eau de surface et d'eau souterraine. Les résultats sont compatibles avec une contamination provenant essentiellement des retombées des essais nucléaires des années soixante. Ce dépôt est bien fixé dans le sol, comme en attestent les mesures des filtres à air, qui montrent des activités très faibles. Pour la première fois, le ^{244}Cm a été mesuré au-dessus de la limite de détection dans des filtres à air de grand volume. Les mesures des plantes aquatiques prélevées dans les rivières en aval des centrales nucléaires montrent que l'activité présente dans les plantes est probablement liée au dépôt de carbonate de Ca ou de particules de sédiments enrichis en Pu sur les feuilles. Les poissons ne présentent pas d'activité en Pu et Am mesurable au-dessus de la limite de détection de la méthode, l'exception d'un seul échantillon, positif à ^{241}Am (5.4 mBq/kg ms). Les activités en Pu des eaux de rivières prélevées en aval des centrales nucléaires ne dépassent pas 5.5 mBq/m³, soit des valeurs très proches de celles mesurées les années précédentes et récemment par AMS dans deux rivières du karst jurassien, non impactées par les rejets des centrales nucléaires. Dans ce rapport, nous analysons aussi les résultats des milieux aquatiques en regard de nos travaux récents sur la biodisponibilité du plutonium dans les milieux aquatiques telle que déterminée par la technique de diffusion dans des films minces (DGT).

Introduction

Le plutonium et l'américium sont deux radioéléments artificiels dont l'origine dans l'environnement remonte aux essais d'armes nucléaires en atmosphère durant les années soixante, à différents accidents nucléaires (Windscale, Tchernobyl, Mayak) ainsi qu'à des émissions (notamment dans l'eau) autorisées. Ces deux radioéléments représentent un risque radiologique s'ils sont incorporés dans l'organisme via la chaîne alimentaire.

Le plutonium possède une chimie d'oxydoréduction complexe et existe sous des formes physico-chimiques variées dans l'environnement. En conséquence, déterminer son comportement géochimique (dont sa mobilité) et sa biodisponibilité représente un véritable défi. Pu peut être présent simultanément dans ses formes réduites (+III et +IV) et oxydées (+V et +VI), bien que les formes Pu(IV) et Pu(V) sont les plus représentées. Pu(IV) est fortement hydrolysé en $\text{Pu}(\text{OH})_4$ insoluble mais peut être remobilisé lors de l'oxydation en Pu(V), une forme de Pu moins sensible à l'hydrolyse et à l'adsorption sur des particules colloïdales. Pu peut également former des complexes avec la matière organique (NOM) dissoute dans l'eau, ce qui va jouer un rôle important dans sa biodisponibilité.

Depuis 15 ans, la technique de diffusion dans des films minces (DGT) est utilisée pour mesurer la fraction libre et la fraction labile des complexes de métaux lourds avec la matière organique (NOM) dans les milieux aquatiques. Les modèles montrent que la technique DGT permet la mesure intégrée sur le temps de la fraction bio-disponible de ces cations métalliques. Le principe de la technique DGT consiste à exposer dans l'eau un système comprenant un gel-résine capable de fixer les ions métalliques qui auront pu diffuser à travers un gel de polyacrylamide (APA) contenant plus de 80% d'eau. Cet assemblage imite l'interface entre l'eau et un système vivant, comme les plantes ou des organismes simples. Nous avons récemment adapté cette technique pour la mesure de la biodisponibilité du plutonium dans les systèmes aquatiques d'eau douce [1-4].

L'américium possède une chimie en tous points similaires à celle des lanthanides et le meilleur analogue stable pour l'Am(III) est l'Eu(III). De ce point de vue Am est également facilement hydrolysable mais ne possède qu'un degré d'oxydation stable (+III). Comme les Ln(III), il forme des complexes forts avec des ligands comme EDTA ou des ligands naturels comme les acides carboxyliques ou le citrate.

Dans ce travail, nous avons déterminé l'activité en Pu et Am de différents compartiments de l'environnement représentés par le sol, les sédiments de rivières, l'air, l'eau souterraine et l'eau de rivière ainsi que les plantes aquatiques et les poissons. Les sites de prélèvements sont principalement les environs des centrales nucléaires suisses et plus particulièrement les rivières dans lesquelles elles rejettent leurs effluents liquides. La compréhension des mécanismes de mobilité et de biodisponibilité du Pu et de l'Am est donc un prérequis indispensable à l'interprétation de ces données. Pour cela nous avons analysé les résultats de ce travail en fonction de résultats obtenus récemment sur la biodisponibilité du Pu dans les systèmes aquatiques telle que mesurée par DGT à l'aide de la spectrométrie de masse par accélération (AMS) adaptée aux actinides, grâce à une collaboration fructueuse avec le laboratoire de physique des faisceaux d'ions de l'ETHZ [4].

Méthodes

Les méthodes d'analyses du plutonium et de l'américium dans les différents compartiments de l'environnement sont décrites en détail dans la référence [5].

Résultats et discussion

Le tableau 1 présente les résultats obtenus dans la mesure des sols échantillonnés sur l'ensemble du territoire suisse, avec une focalisation sur les sites aux environs des centrales nucléaires suisses. En vue du démantèlement de la centrale nucléaire de Mühleberg, 7 sites spécifiques autour de la centrale ont été échantillonnés et analysés indépendamment. En plaine, les activités en $^{239+240}\text{Pu}$ ne dépassent pas 300 mBq/kg de sol sec. Cette activité peut monter jusqu'à 750 mBq/kg dans les alpages d'altitude (ex. Mürren). La mesure du rapport isotopique $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ et du rapport isotopique $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ permet de déterminer l'origine de la contamination par comparaison avec les mêmes rapports des retombées des essais nucléaires des années soixante. Ces rapports doivent être proches de 0.03 pour $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ et de 0.4 pour $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ si on attribue la contamination aux retombées radioactives des essais nucléaires. Le combustible irradié d'une centrale nucléaire montre en général des rapports $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ et $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ supérieurs à 1. Dans ce travail, nous avons augmenté la quantité de sol mesurée de 25 à 50 g afin d'être en mesure de déterminer ^{238}Pu au-dessus de la limite de détection pour chaque prélèvement. Les résultats montrent un rapport isotopique $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ de 0.027 ± 0.005 ($n=21$) et un rapport $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ de 0.37 ± 0.06 ($n=23$). Ces mesures confirment que toutes les activités des sols mesurées ont pour origine les retombées des essais nucléaires des années soixante.

Les activités des filtres à air, autant aux abords des centrales nucléaires que des sites de référence (Posieux et Liebefeld), sont inférieures à 1.7 nBq/m³ pour le $^{239+240}\text{Pu}$ et à peine supérieures à 0.8 nBq/m³ pour ^{241}Am (Tableau 2). Ces activités sont très comparables à celles mesurées en 2016 (max 1.4 nBq/m³). Malgré ces faibles activités, les méthodes utilisées permettent une détermination assez précise de ces valeurs (incertitudes <50%). On constate également que la mesure de ^{238}Pu n'est réalisable au-dessus de la limite de détection que lorsque les volumes d'air analysés sont d'au moins 5 millions de m³.

Lors de la mesure de l'américium dans les filtres à air du plan OFSP 2017, des traces de ^{244}Cm , dont la chimie est très similaire à celle de l'américium, ont été mises en évidence dans 4 des 6 filtres à air analysés (Figure 1). Les filtres à air impliqués sont tous issus de collecteurs à haut débit dont le volume annuel de pompage est d'environ 10 fois supérieur à celui des filtres à faible débit. Nous avons alors procédé à l'analyse

Tableau 1:

Activités (Bq/kg de matière sèche MS) en plutonium et américium dans les échantillons de sol (0 - 5 cm) collectés sur le territoire suisse en 2017 (incertitudes à 95%).

Lieu	$^{239+240}\text{Pu}$ Bq/kg MS	^{238}Pu Bq/kg MS	^{241}Am Bq/kg MS	$^{241}\text{Am}/$ $^{239+240}\text{Pu}$	$^{238}\text{Pu}/$ $^{239+240}\text{Pu}$
Arenenberg	0.172 ± 0.012	0.0030 ± 0.0002	0.054 ± 0.006	0.31 ± 0.04	0.017 ± 0.001
Beznau	0.181 ± 0.019	< 0.004	0.076 ± 0.010	0.42 ± 0.07	< LD
Cadenazzo	0.162 ± 0.011	0.0054 ± 0.0002	0.044 ± 0.006	0.27 ± 0.04	0.034 ± 0.003
CERN (Meyrin)	0.092 ± 0.009	< 0.003	0.026 ± 0.004	0.28 ± 0.05	< LD
Gösgen (Däniken)	0.270 ± 0.013	0.0069 ± 0.0002	0.115 ± 0.011	0.43 ± 0.04	0.026 ± 0.002
Güttingen	0.175 ± 0.010	0.0054 ± 0.0015	0.049 ± 0.006	0.28 ± 0.04	0.031 ± 0.009
Leibstadt	0.198 ± 0.012	0.0057 ± 0.0016	0.077 ± 0.009	0.39 ± 0.05	0.029 ± 0.009
Mühleberg, Rewag	0.194 ± 0.012	0.0044 ± 0.0015	0.079 ± 0.007	0.41 ± 0.05	0.023 ± 0.008
Mühleberg, Salvisberg	0.206 ± 0.013	0.0054 ± 0.0017	0.085 ± 0.007	0.41 ± 0.04	0.026 ± 0.009
Mühleberg, Ufem Horn	0.176 ± 0.012	0.0034 ± 0.0013	0.071 ± 0.007	0.40 ± 0.05	0.019 ± 0.008
Mühleberg, Niederruntigen	0.046 ± 0.005	< 0.0012	0.015 ± 0.003	0.34 ± 0.07	< LD
Mühleberg, Oberruntigen	0.305 ± 0.016	0.0069 ± 0.0019	0.092 ± 0.011	0.30 ± 0.04	0.023 ± 0.006
Mühleberg, Fuchsenried	0.181 ± 0.011 0.174 ± 0.021	0.0048 ± 0.0002 0.0054 ± 0.0028	0.069 ± 0.006	0.39 ± 0.06	0.027 ± 0.002 0.031 ± 0.017
Mühleberg, KKW	0.152 ± 0.009	0.0043 ± 0.0002	0.064 ± 0.006	0.42 ± 0.05	0.028 ± 0.002
Posieux	0.163 ± 0.010	0.0028 ± 0.0002	0.061 ± 0.006	0.37 ± 0.05	0.018 ± 0.001
Villigen (PSI)	0.142 ± 0.010	0.0043 ± 0.0014	0.064 ± 0.008	0.45 ± 0.06	0.031 ± 0.010
Würenlingen (ZWILAG)	0.158 ± 0.010	0.0039 ± 0.0001	0.051 ± 0.007	0.32 ± 0.05	0.025 ± 0.002
Caslaro	0.084 ± 0.007 0.150 ± 0.012	< 0.003 0.0043 ± 0.0002	0.067 ± 0.007	0.44 ± 0.06	< LD 0.029 ± 0.003
Stabio	0.351 ± 0.017	0.0118 ± 0.0042	0.115 ± 0.010	0.33 ± 0.03	0.034 ± 0.002
Gimmelwald	0.526 ± 0.031	0.0141 ± 0.0007	0.144 ± 0.011	0.27 ± 0.03	0.027 ± 0.002
Mürren	0.745 ± 0.037	0.0206 ± 0.0008	0.300 ± 0.022	0.40 ± 0.04	0.028 ± 0.002
Fahrni	0.502 ± 0.026	0.0134 ± 0.0028	0.180 ± 0.015	0.36 ± 0.04	0.027 ± 0.006
Diesse	0.417 ± 0.0029	0.0125 ± 0.0034	0.179 ± 0.012	0.43 ± 0.04	0.030 ± 0.008
moyenne				0.37 ± 0.06 (n=23)	0.027 ± 0.005 (n=21)

de filtres à air à haut débit ne figurant pas dans le plan annuel de mesure (CERN, Güttingen et Cadenazzo), afin de confirmer ou d'infirmer la présence de ^{244}Cm . Les filtres à air de Cadenazzo ont été analysés en premier car une contamination en ^{106}Ru y avait été observée en automne par l'OFSP. Cette contamination en ^{106}Ru avait été confirmée au niveau européen et la source semblait être située en Russie. Les résultats des mesures montrent que seuls les filtres à air de Klingnau, Posieux et Liebefeld ont montré la présence de ^{244}Cm . Ce radioélément est issu de la fission nucléaire et est présent dans les barres de combustible irradié. Il est associé chimiquement à l'américium. Toutefois les activités mesurées sont négligeables (< 0.1 nBq/m³) et la mise en évidence de ce radioélément au-dessus de la limite de détection a nécessité de pomper plus de 3.5 millions de m³ d'air.

L'activité en $^{239+240}\text{Pu}$ du site de Cadenazzo est environ deux fois plus élevée que celle des autres sites de Suisse, et ceci pour les deux semestres analysés. Sans apport d'activité par une contamination atmosphérique additionnelle, les activités en Pu et Am des filtres à air sont dues à la resuspension de particules de sol. Le dépôt de radioactivité lié aux essais nucléaires des années soixante étant plus élevé au Tessin qu'ailleurs en Suisse, il est normal d'observer une activité supérieure dans les filtres à air du Tessin. Pour tous les filtres, le rapport $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ moyen est de 0.50 ± 0.12 (n=12), ce qui confirme que l'analyse des filtres à air correspond à l'analyse de particules de sol par resuspension, celui-ci étant proche de 0.4 pour les sols (Tableau 1). Si on ne tient compte que des filtres dans lesquels le ^{244}Cm a été identifié, auquel on ajoute l'échantillon de Mühleberg, on constate que le rapport $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ est plus élevé (0.61 ± 0.10 , n=5), ce qui

semblerait indiquer une présence accrue d' ^{241}Am dans les filtres contenant du ^{244}Cm . Pour les échantillons restant, le rapport $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ est alors de 0.43 ± 0.05 ($n=7$), soit une valeur plus proche de celle déterminée sur les sols (Tableau 1). Cette analyse confirme que la présence de ^{244}Cm est associée à celle de ^{241}Am , toutefois l'amplitude des incertitudes de mesure ne permet pas d'être catégorique sur ces conclusions.

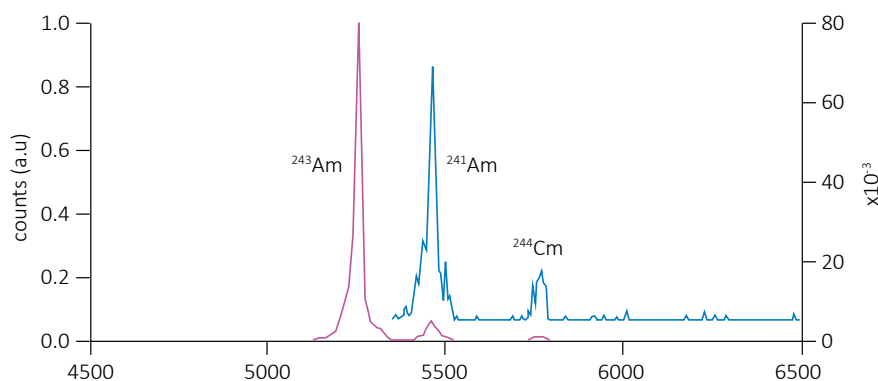


Figure 1 :
Spectre alpha de la fraction américium mesuré à partir des filtres à air de Liebfeld du 1^{er} semestre. La trace bleue représente un agrandissement des ROIs de ^{241}Am et ^{244}Cm . A noter que la surface sous le pic de ^{241}Am ne représente pas l'activité nette, car il faut encore soustraire la contribution de l'impureté de ^{241}Am dans le traceur ^{243}Am (env. 0.2%) et de la contribution de ^{241}Am dans le traceur ^{242}Pu (env. 2.1%), issue de la décroissance de l'impureté de ^{241}Pu présent dans le traceur ^{242}Pu .

Les activités des eaux souterraines et de rivière sont présentées dans le tableau 3. L'activité en $^{239+240}\text{Pu}$ des eaux de surface n'a pas dépassé 5.5 mBq/m³ (Rhin). Elle est au maximum de 2.1 mBq/m³ pour les eaux souterraines (Aarberg). L'activité du ^{238}Pu est restée inférieure à la limite de détection dans tous les cas. Le rapport moyen $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ est de 0.52 ± 0.08 ($n=5$), indiquant ici aussi que l'origine de la contamination vient des essais nucléaires des années soixante, bien que la chimie en solution de ces deux éléments ne soit pas identique et peut provoquer une séparation des éléments.

Dans les rivières des régions karstiques, Pu peut être présent sous forme de complexes carbonatés et de complexes associés à la matière organique dissoute.

A partir d'un pH neutre, l'hydrolyse est

aussi une réaction importante, produisant $\text{Pu}(\text{OH})_4$ insoluble qui s'adsorbe fortement aux colloïdes organiques ou minéraux. Dans ce travail, la fraction analysée est la fraction filtrée à 0.45 µm par une membrane de filtration lors du prélèvement. Cette fraction peut contenir des radioéléments associés à des colloïdes organiques ou minéraux ou encore des radioéléments sous forme de complexes de faible poids moléculaires. De la distribution de ces espèces dans l'eau va dépendre sa biodisponibilité pour les espèces aquatiques comme les plantes ou les poissons. Les résultats montrent également qu'il est nécessaire de prélever au moins 200 litres d'eau pour être en mesure de déterminer les activités en $^{239+240}\text{Pu}$ et ^{241}Am avec une sensibilité suffisante.

Tableau 2:
Activités (nBq/m³) en Pu et Am des filtres à air de grands volumes collectés en 2017 en Suisse. Les filtres hebdomadaires sont rassemblés pour former un échantillon annuel pour les mesures de plutonium et d'américium, ou dans certains cas, un échantillon semestriel (incertitudes à 95%).

Lieu	Volume m ³	$^{239+240}\text{Pu}$ nBq/m ³	^{238}Pu nBq/m ³	^{241}Am nBq/m ³	$^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$	^{244}Cm nBq/m ³
Leibstadt	381'250	1.12 ± 0.56	< 1.00	0.37 ± 0.17	0.34 ± 0.23	< 0.30
Mühleberg	359'580	0.85 ± 0.25	< 0.40	0.55 ± 0.19	0.65 ± 0.29	< 0.50
Klingnau	5'307'404	0.45 ± 0.05	0.033 ± 0.014	0.28 ± 0.04	0.63 ± 0.12	0.043 ± 0.017
Posieux	4'805'737	1.72 ± 0.13	0.046 ± 0.002	0.81 ± 0.10	0.47 ± 0.07	0.093 ± 0.005
Liebfeld, semestre 1	3'725'803	0.48 ± 0.07	< 0.06	0.35 ± 0.05	0.74 ± 0.15	0.094 ± 0.025
Liebfeld, semestre 2	3'900'423	1.10 ± 0.11	< 0.06	0.60 ± 0.09	0.55 ± 0.10	0.091 ± 0.004
Cadenazzo, semestre 1	2'527'931	3.02 ± 0.28	< 0.10	1.32 ± 0.13	0.44 ± 0.06	< 0.07
Cadenazzo, semestre 2	2'144'196	3.59 ± 0.50	< 0.30	1.56 ± 0.14	0.44 ± 0.07	< 0.08
CERN, semestre 1	3'071'017	1.06 ± 0.11	< 0.06	0.49 ± 0.07	0.46 ± 0.08	< 0.06
CERN, semestre 2	2'211'621	1.24 ± 0.13	< 0.08	0.58 ± 0.10	0.47 ± 0.10	< 0.11
Güttingen, semestre 1	2'267'171	1.07 ± 0.16	< 0.14	0.51 ± 0.07	0.47 ± 0.10	< 0.07
Güttingen, semestre 2	1'713'482	1.09 ± 0.16	< 0.14	0.42 ± 0.08	0.38 ± 0.09	< 0.09
moyenne					0.50 ± 0.12 (n=12)	

Tableau 3:

Activités (mBq/m³) en plutonium et américium des eaux collectées en Suisse en 2017 (incertitudes à 95% / LD=0.1 mBq/m³).

Type	Lieu	Volume [l]	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu mBq/m ³	²³⁸ Pu mBq/m ³	²⁴¹ Am mBq/m ³	²⁴¹ Am/ ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu
Eau de pluie	Rhône, Chancy, 30.09.2016-29.09.2017	227	1.4 ± 0.4	< 0.7	0.73 ± 0.24	0.65 ± 0.28
	Aar (Hagneck), juillet	230	2.7 ± 0.7	< 0.9	1.2 ± 0.4	0.44 ± 0.17
	Aar (Klingnau), juin	80	3.7 ± 1.4	< 3	1.8 ± 0.7	0.49 ± 0.28
	Rhin (Pratteln), mars	120	5.5 ± 1.7	< 3	2.6 ± 0.7	0.47 ± 0.19
Eau souterraine	Aarberg, 17.08.2017	105	2.1 ± 0.9	< 2	1.2 ± 0.5	0.54 ± 0.31
	Döttingen, 17.08.2017	105	< 2	< 2	3.2 ± 0.9	< LD
	Pratteln, 17.08.2017	110	< 2	< 2	< 1.4	< LD
Eau de rivière (ref. 4)	Venoge Filtrée 0.45 µm C _{DGT}		0.43 - 3.4 1.5			
	Noiraigue Filtrée 0.45 µm C _{DGT}		0.39 - 3.4 1.3			

Tableau 4:

Activités (mBq/kg Matières Sèches - MS) en plutonium et américium de différents échantillons aquatiques prélevés en 2017 en aval des centrales nucléaires suisses (incertitudes à 95%, LD= 1 mBq/kg).

Type	Lieu	MS [g]	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu mBq/kg MS	²³⁸ Pu mBq/kg MS	²⁴¹ Am mBq/kg MS	²⁴¹ Am/ ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu
Plantes aquatiques	Aar (Hagneck), 12.10.17	64.4	54 ± 6	< 4	21 ± 4	0.39 ± 0.8
	Aar (Klingnau), 12.10.17	29.0	67 ± 9	< 7	24 ± 5	0.36 ± 0.08
	Rhin (Pratteln), 13.10.17	48.6	57 ± 8	< 6	32 ± 5	0.56 ± 0.12
Sédiments	Aar (Hagneck), août		41.3 ± 5.4	< 4	19.6 ± 3.2	0.48 ± 0.10
	Aar (Klingnau), mai		60.2 ± 6.4	< 4	32.0 ± 4.3	0.53 ± 0.09
	Rhin (Pratteln), mars		61.2 ± 7.0 71.5 ± 9.6	< 4 < 4	35.8 ± 6.8	0.50 ± 0.12
Poissons	Rhin (Dogern), 10.05.17	43.5	< 7	< 7	< 2	< LD
	Rhin (Leibstadt), 19.12.16	26.3	< 9	< 9	< 4	< LD
	Rhin (Leibstadt), 26.09.17	28.5	< 11	< 11	< 5	< LD
	Aar (Beznau), 02.08.17	48.7	< 10	< 10	5.4 ± 1.9	< LD
	Aar (Mühleberg), 16.08.17	44.3	< 10	< 10	< 3	< LD

Dans une étude récente des rivières du karst jurassien [3-4], nous avons montré que la concentration en plutonium mesurée par DGT, CDGT, était équivalente à la concentration en plutonium mesurée dans des échantillons filtrés à 0.45 µm dans la source minérale de la Venoge, indiquant que le plutonium était sous une forme libre ou très labile dans cet environnement. Ces mesures, réalisées par spectrométrie de masse par accélération (AMS) à l'ETHZ, ont donné des valeurs entre 0.43 et 3.4 mBq/m³ dans les échantillons filtrés à 0.45 µm, pour une moyenne à 1.35 mBq/m³ (n = 10). Ces activités dépendaient fortement du régime de la rivière. La concentration moyenne intégrée mesurée par DGT était de 1.5 mBq/m³ (n = 8). C_{DGT} représente donc une valeur moyenne plus réaliste que les valeurs mesurées ponctuellement, grâce à l'effet intégratif du prélèvement DGT (entre deux et trois semaines). Les mesures effectuées dans la fraction filtrée à 0.45 µm des eaux de la Noiraigue, qui contiennent jusqu'à 20 ppm de matière organique dissoute, donnent des résultats entre 0.39 et 3.4 mBq/m³, pour une moyenne à 2.1 mBq/m³ (n = 4), soit des valeurs comparables à celles de la Venoge. Toutefois, les mesures DGT donnent une valeur moyenne C_{DGT} de 1.3 mBq/l (n = 3), soit seulement 60% de la valeur moyenne des échantillons filtrés. Cette observation est à mettre en relation avec la présence de matière

organique, qui va former des complexes avec le Pu. Bien que labiles [3], ces complexes vont diffuser moins rapidement que les ions libres à travers le gel du système DGT, montrant ainsi une biodisponibilité moindre. D'une manière générale, les activités mesurées par AMS dans les eaux de la Venoge et de la Noiraigue sont très proches des activités mesurées par spectrométrie alpha dans ce travail (voir Tableau 3).

Les rivières étudiées dans ce travail sont toutes fortement carbonatées et on peut s'attendre à trouver Pu sous forme de complexes carbonatés, ou alors associés à la matière organique dans des complexes relativement labiles, comme dans les deux rivières étudiées ci-dessus. Dans ce cas de figure, le mécanisme d'absorption de Pu par les plantes aquatiques consiste en un dépôt de carbonate de Ca enrichi en Pu [4]. On constate en effet que les activités en Pu des plantes aquatiques, très similaires à celles mesurées l'année précédente, sont supérieures à celles des poissons. En ce qui concerne ces derniers, un seul échantillon a produit une activité en Américium mesurable, toutes restées inférieures à la limite de détection (Tableau 4). Le rapport moyen $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ pour les sédiments et les plantes aquatiques est de 0.47 ± 0.08 ($n=6$). Bien que les chimies du plutonium et de l'américium en solution ne soient pas similaires et puissent produire une séparation de ces deux éléments, ce rapport proche de celui observé dans les sols indique que la contamination tire son origine des essais nucléaires des années soixante.

Conclusions

Les mesures de Pu et Am effectuées dans ce travail ont montré la persistance, à un niveau d'activité très faible (< 0.75 Bq/kg) de Pu et Am dans les sols de Suisse. Cette activité est bien fixée dans le sol et résulte des retombées des essais nucléaires atmosphériques des années soixante. En conséquence, les activités en Pu et Am des filtres à air n'ont jamais dépassé 1.7 nBq/m³, mis à part pour le site de Cadenazzo, au Tessin, où la déposition moyenne d'activité due aux essais nucléaires est supérieure à la moyenne suisse. Le rapport isotopique moyen $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ des filtres à air est identique à celui des sols, dans les limites des incertitudes de mesures, ce qui confirme que l'origine de la contamination est liée aux essais nucléaires des années soixante et à la resuspension de particules de sol. En 2017, nous avons mis en évidence pour la première fois la présence de ^{244}Cm dans certains filtres à air ; pour cela toutefois, il est nécessaire de pomper au moins 3.5 millions de m³ d'air. Ces activités, ainsi que celles de Pu et Am, sont toutefois négligeables en termes de santé publique.

Les activités des eaux de surface et les eaux souterraines sont similaires aux années précédentes et n'ont pas dépassé 5.5 mBq/m³. Pour ces mesures également, le rapport $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ indique les essais nucléaires des années soixante comme origine de la contamination.

Les mesures dans les sédiments en aval des centrales nucléaires n'ont pas montré de marquage propre aux rejets des centrales ; l'activité provient également des retombées des essais nucléaires. Les plantes aquatiques montrent une activité en Pu compatible avec la présence de dépôt carbonaté enrichi en Pu sur la surface des feuilles et/ou avec le dépôt de particules de sédiments sur la surface des feuilles. Ces activités sont très similaires à celles déterminées durant cette dernière décennie sur ces mêmes échantillons.

Enfin, la technique DGT appliquée au plutonium dans une étude distincte de celle-ci apporte des avantages certains dans la mesure intégrée de l'activité lors du prélèvement, réalisé sur deux ou trois semaines, ainsi que des informations cruciales sur la spéciation du plutonium, notamment de son interaction avec la matière organique dissoute.

Dans l'ensemble, toutes ces mesures montrent qu'il est nécessaire actuellement de prélever des masses ou des volumes importants d'échantillons pour être en mesure de déterminer le plutonium et l'américium au-dessus des limites de détection de la spectrométrie alpha. Ce point est rassurant et montre que l'environnement en Suisse est relativement sain en ce qui concerne la dissémination de ces deux radioéléments fortement radiotoxiques.

Remerciements

Nous remercions l'OFSP, les laboratoires cantonaux et l'EAWAG pour le prélèvement des échantillons.

Références

- [1] Cusnir et al. A DGT Technique for Plutonium Bioavailability Measurements. *Environ. Sci. Technol.* 2014, 48, 10829–10834.
- [2] Cusnir et al. Speciation and Bioavailability Measurements of Environmental Plutonium Using Diffusion in Thin Films. *JoVE-J. Visual. Exp.* 2015, e-53188.
- [3] Cusnir et al. Probing the kinetic parameters of Pu-NOM interactions in freshwaters using the DGT technique. *Environ. Sci. Technol.* 2017, 103, 5103-5110.
- [4] Cusnir et al. Evidence of plutonium bioavailability in pristine freshwaters of a karst system of the Swiss Jura Mountains. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 2017, 206, 30-37.
- [5] Luisier et al. A new method for the determination of plutonium and americium using high pressure microwave digestion and alpha-spectrometry or ICP-SMS. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 2009, 281,425-432.

Chapitre / Kapitel 8

Überwachung der Kernanlagen: Emissionen und Immissionen

Surveillance des installations nucléaires: Emissions et Immissions

8.1

Überwachung der Kernanlagen: Emissionen und Immissionen

R. Habegger, A. Leupin, J. Löhle

Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat ENSI, Industriestrasse 19, 5200 Brugg

Zusammenfassung

Die Abgaben radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser und der Abluft lagen im Jahr 2017 für die vier Schweizer Kernkraftwerke Beznau (KKB1 und KKB 2), Gösgen (KKG), Leibstadt (KKL) und Mühleberg (KKM) sowie für das Paul Scherrer Institut (PSI) und das am gleichen Standort gelegene Zentrale Zwischenlager Würenlingen (ZZL) deutlich unterhalb der Jahres- und Kurzzeit-Abgabelimiten. Die aus den tatsächlichen Abgaben und der Direktstrahlung aus der jeweiligen Anlage errechnete Strahlenexposition liegt selbst unter Berücksichtigung der Ablagerungen aus den Vorjahren für Erwachsene, zehnjährige Kinder und Kleinkinder weit unterhalb des für Standorte von Kernanlagen festgelegten quellenbezogenen Dosisrichtwerts von 0.3 mSv pro Jahr.

Emissionen aus den Kernanlagen Ergebnisse 2017

Die Abgaben von radioaktiven Stoffen mit der Abluft und dem Abwasser der schweizerischen Kernkraftwerke sind in der Figur 1a für die letzten fünf Jahre zusammen mit den entsprechenden Jahreslimiten dargestellt. Figur 1b enthält eine Aufschlüsselung der Abgaben der Kernkraftwerke nach Monat für die limitierten radioaktiven Abgaben. Tabelle 1 zeigt die in den Kernkraftwerken und im Zentralen Zwischenlager Würenlingen (ZZL) gemessenen Abgabewerte sowie die unter ungünstigen Annahmen gemäss ENSI-Richtlinie G14 errechneten Personendosen für Erwachsene, 10-jährige Kinder und Kleinkinder in der Umgebung der betreffenden Anlage im Jahr 2017. Die Abgaben des Paul Scherrer Instituts und die daraus in gleicher Weise berechneten Dosiswerte sind in Tabelle 2 zusammengestellt. Eine nuklidspezifische Aufschlüsselung der Aktivitätsabgaben mit dem Abwasser ist in Tabelle 3a, mit der Abluft in den Tabellen 3b und 3c aufgelistet. Die Fussnoten zu den Tabellen geben Hinweise zu den Limiten, den Messungen und den bei der Berechnung der Jahresdosis verwendeten Annahmen. Figur 2 zeigt für die vier schweizerischen Kernkraftwerke den Verlauf der in der Umgebung berechneten Dosen für die meistbetroffenen Personen (nur Erwachsene) über die letzten 20 Jahre.

Alle Kernanlagen haben die vorgeschriebenen Jahres- und die Kurzzeitabgabelimiten eingehalten. Zur Überprüfung der Messverfahren der Kernanlagen hat das ENSI an 183 Proben eigene gammaspektrometrische Messungen durchgeführt (inkl. Teilnahme an Ringvergleichen zur Sicherstellung der eigenen Messqualität). Dabei wurden Aerosol- und Jodfilter sowie Abwasserproben aus den Anlagen stichprobenweise analysiert.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Abgabereglemente eingehalten werden.

Bei der monatlichen Aufschlüsselung der radioaktiven Abgaben aus den Werken (vgl. Figur 1b) ist bei den flüssigen Abgaben beim KKG die jährlich jeweils vor dem Revisionsstillstand (siehe Figur 3) durchgeführte Verwerfungsaktion für tritiumhaltiges Wasser bei den Abgaben erkennbar. Solche Abgaben sind in den Druckwasserreaktoren systembedingt erforderlich, um den operationellen Strahlenschutz während der Revision zu optimieren. Im Gegensatz zum KKG erfolgen die Tritiumabgaben im KKB über das ganze Jahr verteilt. Zu Beginn des Jahres 2017 hat das KKB die Bilanzierung von aerosolförmigen Abgaben über den Luftpfad von einer Beta-Totalmessung auf gammaspektrometrische Auswertung umgestellt. Für das Jahr 2017 wurden keine künstlichen Nuklide über der Nachweisgrenze nachgewiesen. Die Messwerte der Vorjahre sind hauptsächlich auf natürliche Radionuklide zurückzuführen, welche bei einer Beta-Totalmessung nicht unterschieden werden können. Parallele Analysen mittels Gammaskpektrometrie in den Vorjahren zeigten sehr selten künstliche Radionuklide.

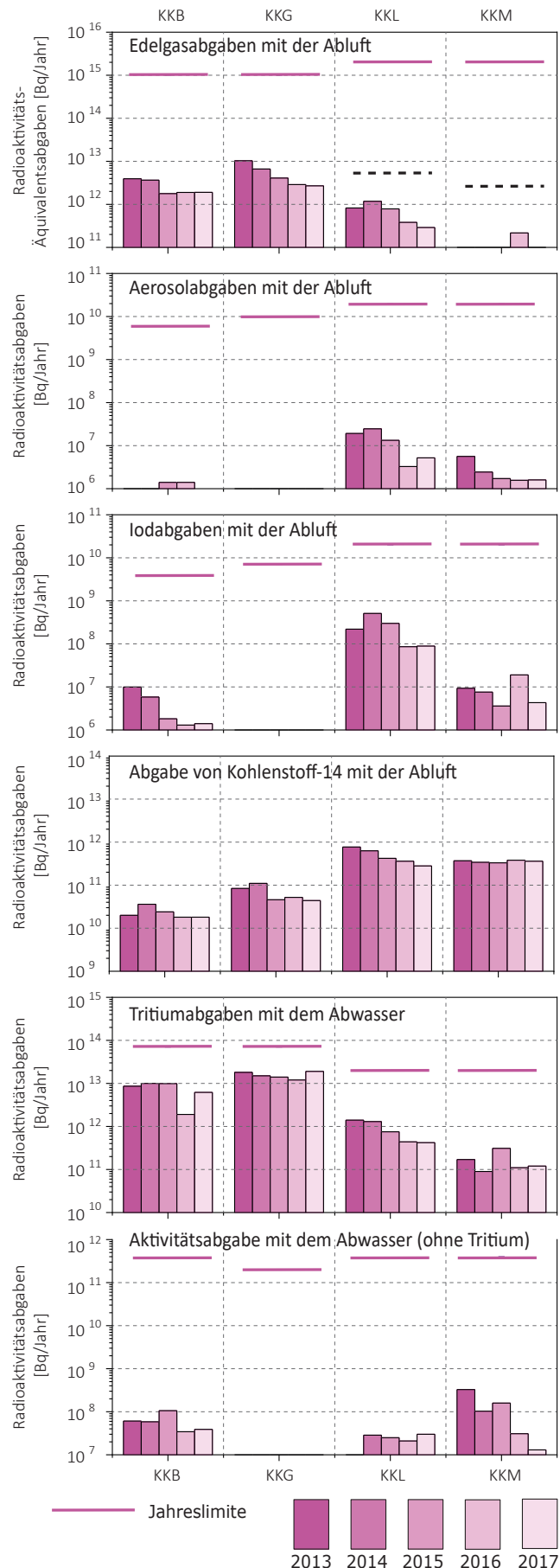
Die aus den Emissionen der Kernkraftwerke errechnete Jahresdosis für Einzelpersonen der Bevölkerung in unmittelbarer Nähe der Anlage beträgt unter Berücksichtigung der Ablagerungen aus den Vorjahren bei KKG und KKB weniger als 0.001 mSv, beim KKL etwa 0.002 mSv und beim KKM etwa 0.004 mSv. Die Dosiswerte für Einzelpersonen der Bevölkerung in der Umgebung betrugen somit im Jahr 2017 nur einen Bruchteil des quellenbezogenen Dosisrichtwerts von 0.3 mSv pro Jahr.

Fig 1.a:

Abgaben der schweizerischen Kernkraftwerke an die Atmosphäre und mit dem Abwasser in den letzten fünf Jahren (2013 bis 2017) im Vergleich mit den Jahres-Abgabelimiten.

Angegeben ist für die jeweilige Nuklidgruppe und den Abgabepfad die Jahressumme der bei den einzelnen bilanzierenden Messungen durch die Kernkraftwerke ausgewiesenen Aktivitätsabgaben. Die Edelgasbilanzierung im KKB und im KKG basiert auf Beta-Totalmessungen. Für die Umrechnung in die für den Vergleich mit den Abgabelimiten notwendigen Edelgas-Abgabeäquivalente wurde in diesen Fällen ein konservatives Nuklidgemisch angesetzt. Das KKL und das KKM bilanzieren die Edelgase dagegen nuklidspezifisch mittels Gamma-Spektrometriemessungen. Die nuklidspezifischen Messungen liegen häufig unterhalb der Nachweisgrenze. Die gestrichelten Linien bei KKL und KKM stellen eine abgeschätzte obere Grenze der tatsächlichen Abgaben dar, falls die Edelgasaktivitäten jeweils knapp unterhalb der Nachweisgrenze liegen würden.

Bei fehlenden Balken in den Figuren liegen die bilanzierten Werte unterhalb des dargestellten Wertebereichs.



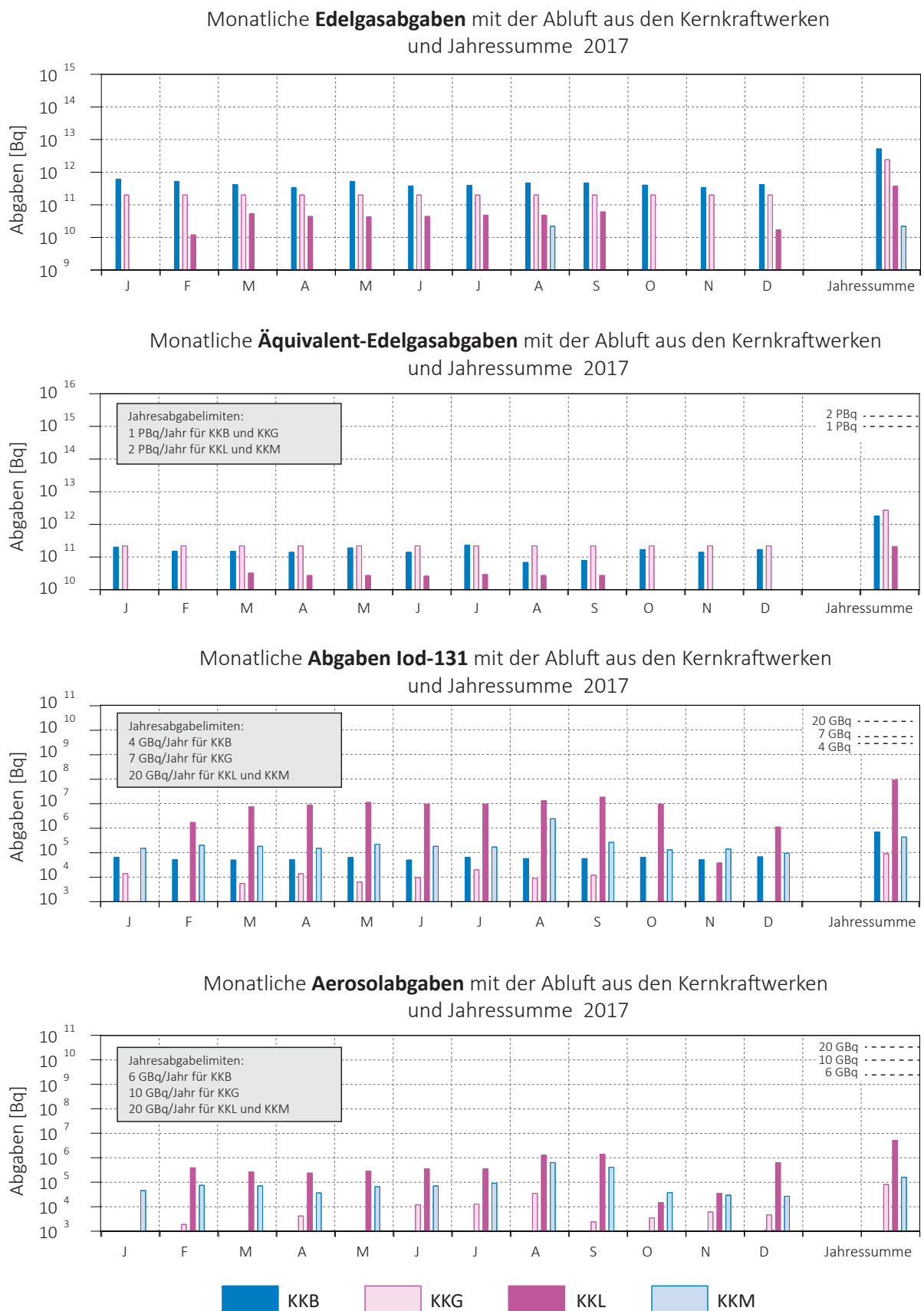


Fig 1.b (Teil 1):

Abgaben der schweizerischen Kernkraftwerke an die Atmosphäre und das Abwasser im Jahr 2017 aufgeschlüsselt nach einzelnen Monaten. Bei fehlenden Balken in den Figuren liegen die bilanzierten Werte unterhalb des dargestellten Wertebereichs.

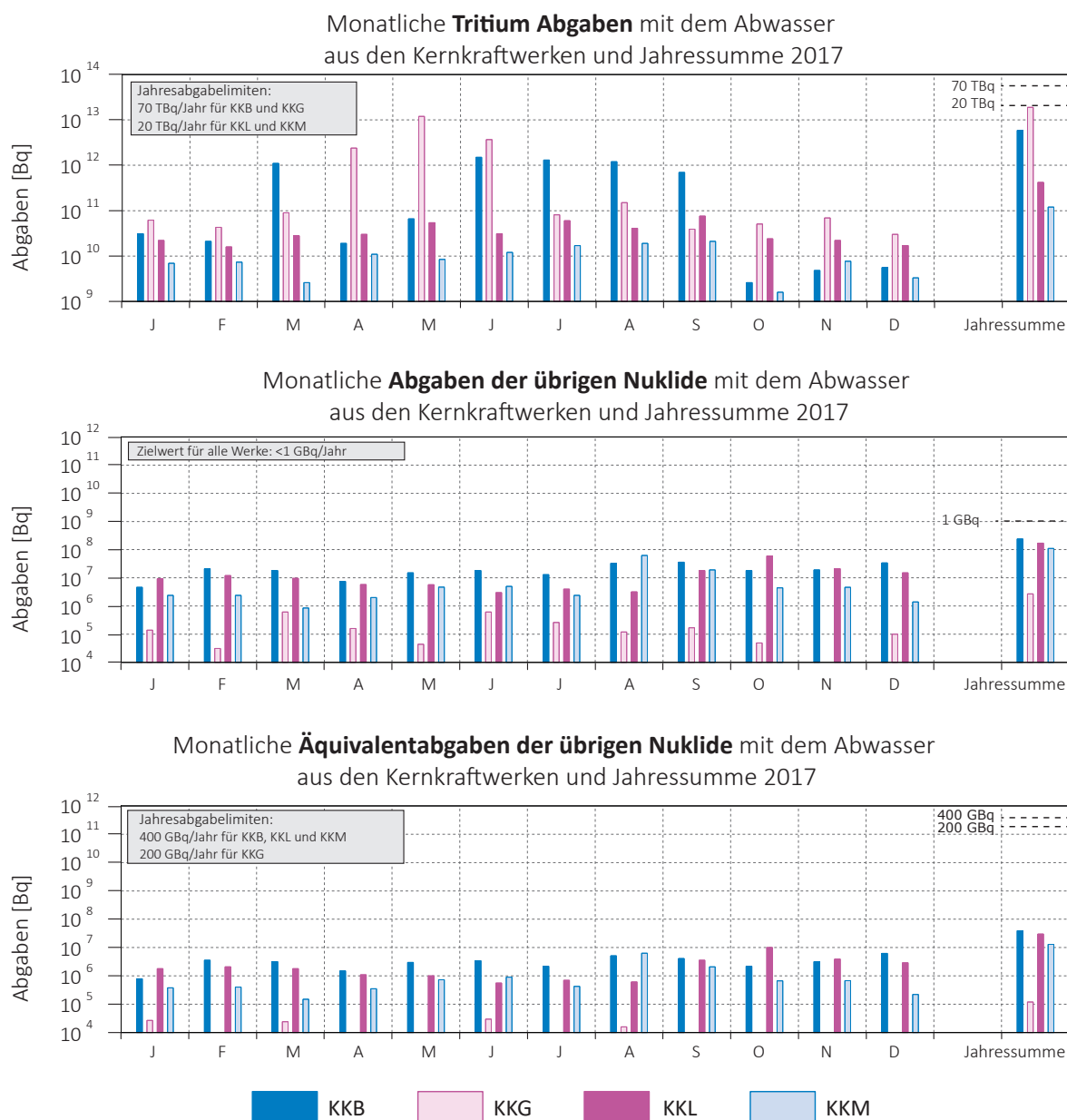
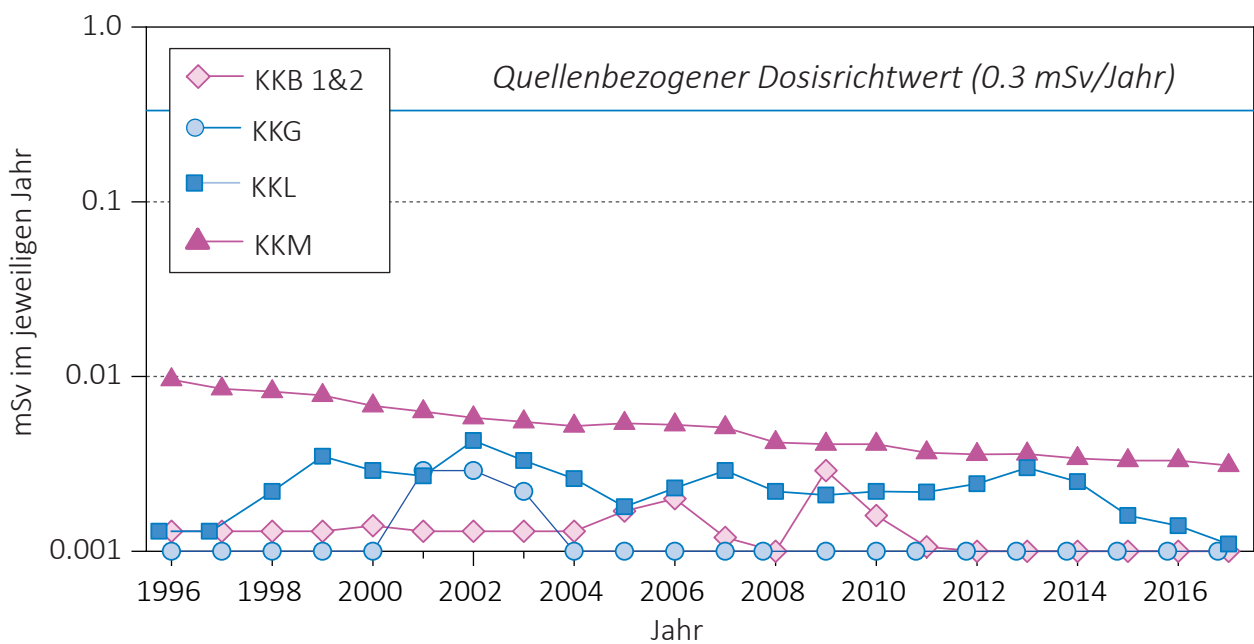


Fig 1.b (Teil 2):

Abgaben der schweizerischen Kernkraftwerke an die Atmosphäre und das Abwasser im Jahr 2017 aufgeschlüsselt nach einzelnen Monaten.

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 das ENSI eine Jahresdosis für Einzelpersonen in der Umgebung von weniger als 0.007 mSv. Beinahe die gesamte Dosis ergibt sich im PSI durch die Abgabe von kurzlebigen radioaktiven Edelgasen aus den Teilchenbeschleunigern im West-Areal des Institutes. Die vom PSI und vom ENSI unabhängig voneinander durchgeführten Berechnungen zeigen, dass unter ungünstigen Annahmen die Jahresdosis für Einzelpersonen der Bevölkerung in der Umgebung deutlich unterhalb des für das PSI bewilligten Anteils von 0.15 mSv pro Jahr am quellenbezogenen Dosisrichtwert für den gemeinsamen Standort des PSI und des ZZL liegt. Für das ZZL beträgt der Anteil 0.05 mSv pro Jahr.

Im Zentralen Zwischenlager Würenlingen (ZZL) erfolgten im Berichtsjahr Einlagerungen von 3 Transport- und Lagerbehältern mit Brennelementen aus dem KKL. In der Konditionieranlage wurden grosse Mengen verschiedensten Materials angeliefert und konditioniert. Bei der Plasmaanlage fanden 2017 zwei Verbrennungskampagnen statt. Die für das Jahr 2017 bilanzierten Abgaben des ZZL sind in den Tabellen 1 und 3a bis 3c zusammengestellt. Die aufgrund der Abgaben unter ungünstigen Annahmen berechnete Jahresdosis für Einzelpersonen der Umgebungsbevölkerung lag unterhalb von 0.001 mSv.



Figur 2:

Berechnete Dosen für die meistbetroffenen Personen (Erwachsene) in der Umgebung der schweizerischen KKW, d.h. eine erwachsene Person, die sich dauernd am kritischen Ort aufhält, ihre gesamte Nahrung von diesem Ort bezieht und nur Trinkwasser aus dem Fluss unterhalb des jeweiligen Kernkraftwerks konsumiert. An diesem Ort ist der Dosisbeitrag durch die Direktstrahlung aus den Kernkraftwerken vernachlässigbar. Werte kleiner als 0.001 mSv werden in der Figur nicht dargestellt.

Anlage/Block	Betrieb 2017
KKB/Block 1	Kein Leistungsbetrieb, Stillstand
KKB/Block 2	Leistungsbetrieb: 1.1.-4.8.; 7.8.-18.8.; 27.9.-31.12. Stillstand: 4.8.-7.8. Revisionsstillstand: 18.8.-27.9.
KKG	Leistungsbetrieb: 1.1.-4.6.; 29.6.-31.12. Revisionsstillstand: 4.6.-29.6.
KKL	Leistungsbetrieb: 20.2.-18.9.; 18.12.-31.12. Stillstand: 1.1.-20.2. Revisionsstillstand: 18.9. – 18.12.20.2
KKM	Leistungsbetrieb: 1.1.-13.8.; 7.9.-31.12. Revisionsstillstand: 13.8.-7.9.

Figur 3:

Betrieb der Kernanlagen 2017.

Tabelle 1:

Zusammenstellung der Abgaben radioaktiver Stoffe an die Umgebung im Jahr 2017 für die Kernkraftwerke und das Zentrale Zwischenlager Würenlingen und die daraus berechnete Dosis für Einzelpersonen der Bevölkerung. (Fussnoten siehe Text)

Ort	Medium	Art der Abgaben ¹	Bilanzierte Abgaben ²				Berechnete Jahresdosis ³		
			Messung	Normiert ^{1,2}	Limiten ⁴		mSv/Jahr		
			Bq pro Jahr	Bq pro Jahr	Bq pro Jahr	Prozent der Limite	Erw.	10j Kind	1j Kind
KKB1 + KKB2	Abwasser 3'400 m ³	Nuklidgemisch ohne Tritium	2.4·10 ⁸	-	4·10 ¹¹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Tritium	5.9·10 ¹²	-	7·10 ¹³	9 %	<0.001	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	5.2·10 ¹²	1.9·10 ¹²	1·10 ¹⁵	0.2%	<0.001	<0.001	<0.001
		Aerosole	-	-	6·10 ⁹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Iod: ¹³¹ I	6.9·10 ⁵	-	4·10 ⁹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	1.8·10 ¹⁰	-	-	-	<0.001	<0.001	<0.001
	Dosis total						<0.001	<0.001	<0.001
KKG	Abwasser 6'805 m ³	Nuklidgemisch ohne Tritium	2.7·10 ⁶	-	2·10 ¹¹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Tritium	1.9·10 ¹³	-	7·10 ¹³	27 %	<0.001	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	<2.4·10 ¹²	<2.7·10 ¹²	1·10 ¹⁵	<0.3%	<0.001	<0.001	<0.001
		Aerosole	8.2·10 ⁴	-	1·10 ¹⁰	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Iod: ¹³¹ I	9.1·10 ⁴	-	7·10 ⁹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	4.4·10 ¹⁰	-	-	-	<0.001	<0.001	<0.001
	Dosis total						<0.001	<0.001	<0.001
KKL	Abwasser 14'147 m ³	Nuklidgemisch ohne Tritium	1.7·10 ⁸	-	4·10 ¹¹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Tritium	4.2·10 ¹¹	-	2·10 ¹³	2 %	<0.001	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	3.7·10 ¹¹	-	2·10 ¹⁵	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Aerosole	5.2·10 ⁶	-	2·10 ¹⁰	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Iod: ¹³¹ I	8.9·10 ⁷	8.9·10 ⁷	2·10 ¹⁰	0.4 %	<0.001	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	2.8·10 ¹¹	-	-	-	0.0011	0.0014	0.0023
	Dosis total						0.0011	0.0014	0.0024
KKM	Abwasser 2'508 m ³	Nuklidgemisch ohne Tritium	1.1·10 ⁸	-	4·10 ¹¹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Tritium	1.2·10 ¹¹	-	2·10 ¹³	0.6%	<0.001	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	2.2·10 ¹⁰	-	2·10 ¹⁵	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Aerosole	1.6·10 ⁶	-	2·10 ¹⁰	<0.1%	0.0023	0.0022	0.0021
		Iod: ¹³¹ I	4.3·10 ⁶	-	2·10 ¹⁰	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	3.6·10 ¹¹	-	-	-	<0.001	0.0012	0.0020
	Dosis total						0.0031	0.0034	0.0041
ZZL	Abwasser 436 m ³	Nuklidgemisch ohne Tritium	4.8·10 ⁸	-	2·10 ¹¹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Tritium	2.3·10 ¹⁰	-	-	-	<0.001	<0.001	<0.001
	Abluft	β-/γ-Aerosole	3.2·10 ⁵	-	1·10 ⁹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		α-Aerosole	8.4·10 ³	-	3·10 ⁷	-	<0.001	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	2.0·10 ⁸	-	1·10 ¹²	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Tritium	4.2·10 ¹⁰	-	1·10 ¹⁴	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
	Dosis total						<0.001	<0.001	<0.001

Tabelle 2:

Zusammenstellung der Abgaben des Paul Scherrer Instituts im Jahr 2017 und der daraus berechneten Dosen für Einzelpersonen der Bevölkerung (Fussnoten siehe Text).

	PSI Ost				
	Hochkamin	Saphir, Proteus	Forschungslabor	Betriebs-Gebäude radioaktive Abfälle	Bundeszwischenlager
Abgaben im Abwasser^{1,2} [Bq/a]					
Nuklidgemisch ohne Tritium	-	-	-	-	-
Tritium	-	-	-	-	-
Abgaben über die Abluft^{1,2} [Bq/a]					
Edelgase und andere Gase	$7.1 \cdot 10^9$	-	-	-	-
β/γ -Aerosole, ohne Iod	$1.0 \cdot 10^8$	-	-	-	$2.8 \cdot 10^4$
α -Aerosole	-	-	-	-	-
Iod (Summe aller Isotope)	$1.9 \cdot 10^4$	-	-	-	-
Tritium als HTO	$8.3 \cdot 10^{10}$	-	-	$9.5 \cdot 10^{11}$	$8.1 \cdot 10^9$
Kohlenstoff: ^{14}C in CO_2	$5.4 \cdot 10^6$	-	-	$1.4 \cdot 10^8$	-
Jahresdosis³ [mSv/Jahr] für:					
Erwachsene	< 0.00015	< 0.00015	< 0.00015	0.0003	< 0.00015
Kind 10j	< 0.00015	< 0.00015	< 0.00015	0.0003	< 0.00015
Kleinkinder	< 0.00015	< 0.00015	< 0.00015	0.0003	< 0.00015
Anteil am quellenbezogenen Dosisrichtwert⁴	< 0.1%	< 0.1%	< 0.1%	0.2%	< 0.1%

	PSI West			Gesamtanlage des PSI ^{1,2}		
	Zentrale Fortluftanlagen	Injektor II	C-Labor	Abwasser 1'237 m ³	Abluft	Aequivalentabgaben
Abgaben im Abwasser^{1,2} [Bq/a]						
Nuklidgemisch ohne Tritium	-	-	-	$4.4 \cdot 10^7$	-	$3.3 \cdot 10^6$
Tritium	-	-	-	$1.1 \cdot 10^{11}$	-	-
Abgaben über die Abluft^{2,4} [Bq/a]						
Edelgase und andere Gase	$1.7 \cdot 10^{14}$	$4.4 \cdot 10^8$	-	-	$1.7 \cdot 10^{14}$	$3.7 \cdot 10^{14}$
β/γ -Aerosole, ohne Iod	$1.2 \cdot 10^{10}$	$1.4 \cdot 10^6$	$2.2 \cdot 10^4$	-	$1.2 \cdot 10^{10}$	-
α -Aerosole	-	-	-	-	-	-
Iod (Summe aller Isotope)	$5.1 \cdot 10^7$	-	-	-	$5.1 \cdot 10^7$	$1.1 \cdot 10^7$
Tritium als HTO	$1.4 \cdot 10^{12}$	-	-	-	$2.5 \cdot 10^{12}$	-
Kohlenstoff: ^{14}C in CO_2	-	-	-	-	-	-
Jahresdosis³ [mSv/Jahr] für:						
Erwachsene	0.006	< 0.00015	< 0.00015	< 0.00015	< 0.007	
Kind 10j	0.006	< 0.00015	< 0.00015	< 0.00015	< 0.007	
Kleinkinder	0.006	< 0.00015	< 0.00015	< 0.00015	< 0.007	
Anteil am quellenbezogenen Dosisrichtwert⁴	4.0 %	< 0.1%	< 0.1%	< 0.1%	< 5.0%	

Tabelle 3a:

Flüssige Abgaben der Kernanlagen an die Aare oder den Rhein, 2017:

Summe der bei Einzelmessungen der Betreiber nachgewiesenen Aktivitätsabgaben
(Fussnoten siehe Text).

Nuklid β/γ -Strahler	Abgaben [Bq im Jahr]					
	KKB	KKG	KKL	KKM	PSI	ZZL
^3H	$5.9 \cdot 10^{12}$	$1.9 \cdot 10^{13}$	$4.2 \cdot 10^{11}$	$1.2 \cdot 10^{11}$	$1.1 \cdot 10^{11}$	$2.3 \cdot 10^{10}$
^7Be					$1.4 \cdot 10^7$	
^{22}Na					$6.4 \cdot 10^4$	$6.3 \cdot 10^6$
^{24}Na	$3.5 \cdot 10^4$					
^{44}Sc					$1.3 \cdot 10^4$	
^{46}Sc					$9.9 \cdot 10^4$	
^{51}Cr	$6.6 \cdot 10^5$		$3.3 \cdot 10^6$	$1.2 \cdot 10^7$		
^{54}Mn	$1.9 \cdot 10^6$		$8.3 \cdot 10^6$	$2.0 \cdot 10^7$	$2.3 \cdot 10^6$	$1.2 \cdot 10^6$
^{56}Co					$1.7 \cdot 10^4$	
^{57}Co	$5.3 \cdot 10^3$				$1.6 \cdot 10^5$	
^{58}Co	$1.6 \cdot 10^7$	$4.4 \cdot 10^4$	$2.2 \cdot 10^6$	$1.4 \cdot 10^7$	$7.0 \cdot 10^4$	
^{60}Co	$1.1 \cdot 10^8$		$1.5 \cdot 10^8$	$5.9 \cdot 10^7$	$7.8 \cdot 10^5$	$1.2 \cdot 10^7$
^{65}Zn	$1.2 \cdot 10^6$		$3.6 \cdot 10^6$	$3.1 \cdot 10^6$	$1.0 \cdot 10^4$	
^{75}Se					$2.4 \cdot 10^4$	
$^{82\text{m}}\text{Rb}$					$1.6 \cdot 10^4$	
^{83}Rb					$5.0 \cdot 10^4$	
^{88}Y					$2.4 \cdot 10^4$	
^{89}Sr	$3.2 \cdot 10^5$			$9.5 \cdot 10^4$		
$^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$	$1.4 \cdot 10^6$			$2.6 \cdot 10^5$		
^{95}Nb	$1.6 \cdot 10^5$	-				
$^{99\text{m}}\text{Tc}$		$1.6 \cdot 10^4$				
^{109}Cd		$6.1 \cdot 10^5$				
$^{110\text{m}}\text{Ag}$	$5.8 \cdot 10^6$				$3.2 \cdot 10^3$	
^{111}In					$8.9 \cdot 10^4$	
^{122}Sb	$6.4 \cdot 10^5$					
^{124}Sb	$1.9 \cdot 10^7$				$3.4 \cdot 10^5$	
^{125}Sb	$2.5 \cdot 10^7$		$3.4 \cdot 10^5$			$3.0 \cdot 10^7$
$^{123\text{m}}\text{Te}$	$1.3 \cdot 10^6$	$1.3 \cdot 10^6$				
^{132}Te		$2.4 \cdot 10^5$				
^{131}I	$3.0 \cdot 10^4$	$6.3 \cdot 10^4$	$1.6 \cdot 10^6$			
^{132}I		$4.4 \cdot 10^5$				
^{133}Ba					$2.9 \cdot 10^5$	
^{134}Cs	$1.8 \cdot 10^6$				$1.3 \cdot 10^4$	$1.2 \cdot 10^7$
^{137}Cs	$4.8 \cdot 10^7$	$5.6 \cdot 10^4$	$6.6 \cdot 10^5$	$1.7 \cdot 10^6$	$5.5 \cdot 10^6$	$4.2 \cdot 10^8$
^{153}Sm					$6.8 \cdot 10^3$	
^{155}Tb					$1.0 \cdot 10^4$	
^{161}Tb					$2.7 \cdot 10^6$	
^{172}Lu					$2.1 \cdot 10^5$	
^{173}Lu					$8.2 \cdot 10^4$	
^{177}Lu					$1.7 \cdot 10^7$	
^{185}Os					$3.7 \cdot 10^4$	
^{195}Au					$1.7 \cdot 10^5$	
^{207}Bi					$2.7 \cdot 10^4$	
α -Strahler	*)	$1.2 \cdot 10^5$	$3.1 \cdot 10^4$	$1.2 \cdot 10^4$		*)
$^{234}/^{238}\text{U}$					$2.4 \cdot 10^4$	$1.3 \cdot 10^3$
$^{239}/^{240}\text{Pu}$	$4.3 \cdot 10^3$					
$^{238}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$	$4.3 \cdot 10^4$				$1.4 \cdot 10^3$	
^{239}Np					$5.4 \cdot 10^4$	
^{242}Cm	$1.4 \cdot 10^4$					
$^{243}/^{244}\text{Cm}$	$1.0 \cdot 10^5$					

*) Angabe umfasst für das KKB und ZZL das 4. Quartal 2016 bis und mit dem 3. Quartal 2017

Tabelle 3b:

Abgaben der Kernanlagen mit der Abluft, Edelgase und Iod 2017:
Summe der bei Einzelmessungen der Betreiber nachgewiesenen Aktivitätsabgaben
(Fussnoten siehe Text).

Nuklid	Abgaben [Bq im Jahr]					
β/γ-Strahler	KKB	KKG	KKL	KKM	PSI	ZZL
Gase, Edelgase						
Tritium	$3.1 \cdot 10^{11}$	$5.9 \cdot 10^{11}$	$3.2 \cdot 10^{11}$	$3.4 \cdot 10^{10}$	$2.5 \cdot 10^{12}$	$4.2 \cdot 10^{10}$
^{14}C (CO_2)	$1.8 \cdot 10^{10}$	$4.4 \cdot 10^{10}$	$2.8 \cdot 10^{11}$	$3.6 \cdot 10^{11}$	$1.5 \cdot 10^8$	$2.0 \cdot 10^8$
^{11}C					$2.5 \cdot 10^{13}$	
^{13}N					$2.6 \cdot 10^{13}$	
^{15}O					$1.1 \cdot 10^{14}$	
^{18}F					$8.3 \cdot 10^{11}$	
^{24}Ne					$1.2 \cdot 10^{12}$	
^{41}Ar					$5.2 \cdot 10^{12}$	
^{85}Kr					$7.1 \cdot 10^9$	
$^{85\text{m}}\text{Kr}$	$5.5 \cdot 10^{10}$					
^{87}Kr			$1.7 \cdot 10^8$			
^{88}Kr	$9.6 \cdot 10^{10}$					
^{133}Xe	$4.4 \cdot 10^{12}$		$5.1 \cdot 10^{10}$	$1.8 \cdot 10^{10}$		
^{135}Xe	$6.6 \cdot 10^{11}$		$1.1 \cdot 10^{11}$	$3.4 \cdot 10^9$		
$^{135\text{m}}\text{Xe}$			$2.0 \cdot 10^{11}$			
^{138}Xe			$8.9 \cdot 10^8$			
EG-Aequiv.						
EG: β-total		$< 2.4 \cdot 10^{12}$				
Andere						
Iod						
^{123}I					$3.5 \cdot 10^7$	
^{124}I					$6.6 \cdot 10^4$	
^{125}I					$1.6 \cdot 10^7$	
^{131}I	$6.9 \cdot 10^5$	$9.1 \cdot 10^4$	$8.9 \cdot 10^7$	$4.3 \cdot 10^6$		
^{133}I	$3.8 \cdot 10^5$					

Fussnoten zu den Tabellen 1 bis 3

[1] Bei der Art der Abgaben resp. den Bilanzierten 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 im Jahre 2017 gültigen 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 der Spalte «Messung» 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/m³ angegeben. Die LE-Werte für die einzelnen Nuklide sind dem Anhang 3 der im Jahre 2017 gültigen Strahlenschutzverordnung (StSV) entnommen. Ein CA-Wert von $2 \cdot 10^5$ Bq/m³ entspricht einem Referenz-Nuklid mit einem Immersions-Dosisfaktor von $4.4 \cdot 10^{-7}$ (Sv/Jahr)/(Bq/m³). Die unnormierte Summe der Edelgasabgaben ist in der Spalte «Messung» angegeben. Beim KKG wird für die Bilanzierung der Edelgase eine β-total-Messung durchgeführt; für die Aequivalent-Umrechnung wurde in diesem Fall ein Gemisch von 80% ^{133}Xe , 10% ^{135}Xe und 10% ^{88}Kr angenommen.

Gase : Beim PSI handelt es sich dabei vorwiegend um die Nuklide ^{11}C , ^{13}N , ^{15}O und ^{41}Ar . Deren Halbwertszeiten sind kleiner als zwei Stunden. Hier ist für die einzelnen Abgabestellen und das gesamte PSI die Summe der Radioaktivität dieser Gase und Edelgase ohne Normierung auf einen Referenzwert angegeben. Für die Gesamtanlage wird zusätzlich auch die auf den Referenz-CA-Wert von $2 \cdot 10^5$ Bq/m³ normierten Abgabe aufgeführt.

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. Die Abnahme des dadurch verursachten Dosisbeitrags über die Jahre ist in der Figur 2 deutlich erkennbar. 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 ^{131}I limitiert; somit ist bei den bilanzierten Abgaben nur dieses Iod-Isotop angegeben.

Beim PSI, bei dem andere Iod-Isotope nachgewiesen werden, ist die Abgabe für die einzelnen Abgabestellen und die Gesamtanlage als Summe der Aktivität der gemessenen Iod-Nuklide angegeben. Für die Gesamtabgabe wird zudem auch ein ^{131}I -Aequivalent als gewichtete Summe der Aktivität der Iod-Nuklide angegeben, wobei sich der Gewichtungsfaktor aus dem Verhältnis des Ingestionsdosisfaktors des jeweiligen Nuklides zum Ingestionsdosisfaktor von ^{131}I ergibt. Die Ingestionsdosisfaktoren sind der im Jahre 2017 gültigen StSV entnommen. Für die Berechnung der Jahresdosis werden sowohl für die KKW wie für das PSI immer sämtliche verfügbaren Iod-Messungen verwendet, d.h. es ist beispielsweise für KKB auch der Beitrag von ^{133}I berücksichtigt.

Kohlenstoff ^{14}C : In den Tabellen ist der als Kohlendioxid vorliegende Anteil des ^{14}C , der für die Dosis relevant ist, angegeben. Die für ^{14}C angegebenen Werte basieren bei allen Werken auf aktuellen Messungen.

[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 ZZL oder PSI. Die Messgenauigkeit beträgt ca. $\pm 50\%$. Abgaben unterhalb 0.1% der Jahresabgabelimite werden vom ENSI als nicht-relevant betrachtet und werden in der Spalte «Normiert» nicht ausgewiesen (-). AbgabekleinertausendBqwerdeninder Tabelle 3 nicht aufgeführt.

[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 Richtlinie ENSI-G14 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] **Abgabelimiten** gemäss Bewilligung der jeweiligen Kernanlage. Die Abgabelimiten wurden so festgelegt, dass die Jahresdosis für Personen in der Umgebung (vgl. Fussnote 3) für die Kernkraftwerke unter 0.3 mSv/Jahr respektive das Zentrale Zwischenlager in Würenlingen (ZZL) unter 0.05 mSv/Jahr bleibt. Für das Paul Scherrer Institut (PSI) sind die Abgaben gemäss Bewilligung 6/2013 direkt über den quellenbezogenen Dosisrichtwert von 0.15 mSv/Jahr limitiert.

Tabelle 3c:

Abgaben der Kernanlagen mit der Abluft, Aerosole 2017:

Summe der bei Einzelmessungen der Betreiber nachgewiesenen Aktivitätsabgaben (Fussnoten siehe Text).

Nuklid β/γ -Strahler	Abgaben [Bq im Jahr]					
	KKB	KKG	KKL	KKM	PSI	ZZL
^{24}Na					$8.6 \cdot 10^5$	
^{38}S					$1.6 \cdot 10^9$	
^{39}Cl					$1.5 \cdot 10^{10}$	
^{51}Cr		$3.0 \cdot 10^4$				
^{54}Mn			$1.1 \cdot 10^5$	$2.0 \cdot 10^5$		
^{57}Co		$3.5 \cdot 10^3$				
^{58}Co		$3.8 \cdot 10^3$		$2.2 \cdot 10^5$		
^{60}Co			$4.1 \cdot 10^5$	$1.1 \cdot 10^6$	$8.7 \cdot 10^5$	$2.3 \cdot 10^3$
^{65}Zn				$4.1 \cdot 10^4$		
^{77}Br					$3.4 \cdot 10^6$	
$^{80\text{m}}\text{Br}$					$3.4 \cdot 10^9$	
^{82}Br					$7.3 \cdot 10^8$	
^{89}Sr			$5.3 \cdot 10^5$			
^{95}Nb				$4.5 \cdot 10^3$		
$^{99\text{m}}\text{Tc}$					$2.4 \cdot 10^7$	
$^{110\text{m}}\text{Ag}$						
$^{123\text{m}}\text{Te}$		$1.7 \cdot 10^4$				
^{125}Sb						
^{131}I (Aerosol)		$6.3 \cdot 10^3$	$3.5 \cdot 10^6$			
^{134}Cs						
^{136}Cs						
^{137}Cs			$1.2 \cdot 10^5$	$2.6 \cdot 10^4$		$2.6 \cdot 10^4$
^{140}Ba			$4.3 \cdot 10^5$			
^{140}La			$6.2 \cdot 10^5$			
^{141}Ce		$8.6 \cdot 10^3$				
^{144}Ce		$1.3 \cdot 10^4$				
^{181}Re					$7.1 \cdot 10^5$	
^{182}Re					$1.9 \cdot 10^8$	
$^{182\text{m}}\text{Re}$					$7.7 \cdot 10^6$	
^{183}Re					$1.2 \cdot 10^7$	
^{182}Os					$2.4 \cdot 10^8$	
^{183}Os					$2.3 \cdot 10^8$	
$^{183\text{m}}\text{Os}$					$4.2 \cdot 10^8$	
^{185}Os					$1.2 \cdot 10^8$	
^{185}W					$1.6 \cdot 10^9$	
^{191}Pt					$3.6 \cdot 10^6$	
^{192}Au					$1.1 \cdot 10^9$	
^{193}Au					$1.7 \cdot 10^8$	
^{194}Au					$1.5 \cdot 10^7$	
^{192}Hg					$7.7 \cdot 10^8$	
$^{193\text{m}}\text{Hg}$					$2.5 \cdot 10^8$	
^{194}Hg					$1.5 \cdot 10^7$	
^{195}Hg					$2.8 \cdot 10^9$	
$^{195\text{m}}\text{Hg}$					$1.0 \cdot 10^8$	
$^{197\text{m}}\text{Hg}$					$1.3 \cdot 10^8$	
^{203}Hg					$1.2 \cdot 10^7$	
Nicht spezifizerte						$2.9 \cdot 10^5$
α -Aerosole	$2.9 \cdot 10^3$	$4.3 \cdot 10^4$		$2.0 \cdot 10^4$		$8.4 \cdot 10^3$

8.2

Ortsdosis und Ortsdosisleistung in der Umgebung der Kernanlagen

B. Bucher, R. Habegger, J. Löhle

Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat ENSI, Industriestrasse 19, 5200 Brugg

Zusammenfassung

Die Ortsdosis, respektive die Ortsdosisleistung durch externe Strahlung werden in der Umgebung der Kernanlagen und des PSI mit dem MADUK-Messnetz (siehe Kapitel 8.3), und mit passiven Dosimetern (Thermolumineszenz-Dosimeter, TLD, und Environmental Direct Ion Storage-Dosimeter, EDIS) in der Umgebung sowie am Arealzaun überwacht. Zusätzlich dazu führt das ENSI vierteljährlich stichprobenweise Dosisleistungsmessungen am Arealzaun sowie bei Bedarf spezielle Messkampagnen durch. In der Umgebung der Kernanlagen wurden dabei keine signifikanten Erhöhungen der Ortsdosis festgestellt, welche durch den Betrieb der Anlagen verursacht wurde.

Ergebnisse 2017

Die Ortsdosisleistung ist im Nahbereich (beispielsweise am Arealzaun) der Siedewasserreaktoren in Mühleberg und in Leibstadt durch Direkt- und Streustrahlung aus dem Maschinenhaus erhöht. Diese Strahlung resultiert aus dem radioaktiven Zerfall des kurzlebigen Stickstoffnuklids ^{16}N , welches im Reaktor produziert und bei Siedewasserreaktoren mit dem Dampf in die Turbine im Maschinenhaus getragen wird. Weiter können Abfalllager zu einer erhöhten Ortsdosis am Zaun beitragen.

Am Zaun des KKM wurden bei stichprobenweise vierteljährlich vom ENSI durchgeführten Messungen Dosisleistungen zwischen etwa $0.08 \mu\text{Sv/h}$ (natürlicher Untergrund) und $0.2 \mu\text{Sv/h}$ ermittelt. Auf ein Jahr hochgerechnet würde basierend auf dem maximalen Momentanwert am meist exponierten Ort eine Dosiserhöhung von ca. 1.1 mSv (ohne natürlichen Untergrund) resultieren. Die vom KKM ausgewerteten Thermolumineszenz-Dosimeter (TLD) am Zaun ergeben für das Berichtsjahr nach Subtraktion des natürlichen Untergrundes von ca. 0.7 mSv eine Dosiserhöhung von etwa 0.8 mSv .

Am Zaun des KKL wurden bei vierteljährlichen Stichproben des ENSI während des Leistungsbetriebes Ortsdosisleistungen zwischen $0.06 \mu\text{Sv/h}$ (natürlicher Untergrund) und $0.14 \mu\text{Sv/h}$ ermittelt. Dies entspricht nach Abzug des Untergrundes und unter Berücksichtigung der Betriebszeit am meist exponierten Ort einer Dosiserhöhung von ca. 0.7 mSv pro Jahr. Die höchste, mit den TLD am Zaun ermittelte Jahresdosis (nach Abzug des natürlichen Untergrundes von 0.6 mSv) beträgt 0.7 mSv .

Auf Grund der stichprobenweise vom ENSI gemessenen Ortsdosisleistung am Zaun des Paul Scherrer Instituts, Areal Ost ergibt sich hochgerechnet auf ein Jahr eine Ortsdosis von 0.3 mSv ohne natürlichen Untergrund. Im Jahr 2017 betrug der höchste, mit einem Thermolumineszenz-Dosimeter (TLD) am Zaun des PSI ermittelte Wert ca. 0.24 mSv (ohne natürlichen Untergrund von ca. 0.6 mSv).

Beim KKB und KKG wurde am Zaun weder mittels TLD resp. EDIS noch bei den vierteljährlichen Stichproben des ENSI eine signifikante Erhöhung der Ortsdosis über dem natürlichen Untergrund festgestellt.

Beim Zentralen Zwischenlager Würenlingen (ZZL) konnte weder aus den stichprobenweise durchgeführten Dosisleistungsmessungen noch aufgrund der am Zaun positionierten TLD eine signifikante Erhöhung der Ortsdosisleistung festgestellt werden.

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 im Berichtsjahr von allen Anlagen eingehalten.

8.3 MADUK

Messnetz zur automatischen Dosisleistungsüberwachung in der Umgebung der Kernkraftwerke

B. Bucher, R. Habegger, J. Löhle

Eidg. Nuklearsicherheitsinspektorat, Industriestrasse 19, 5200 Brugg

Zusammenfassung

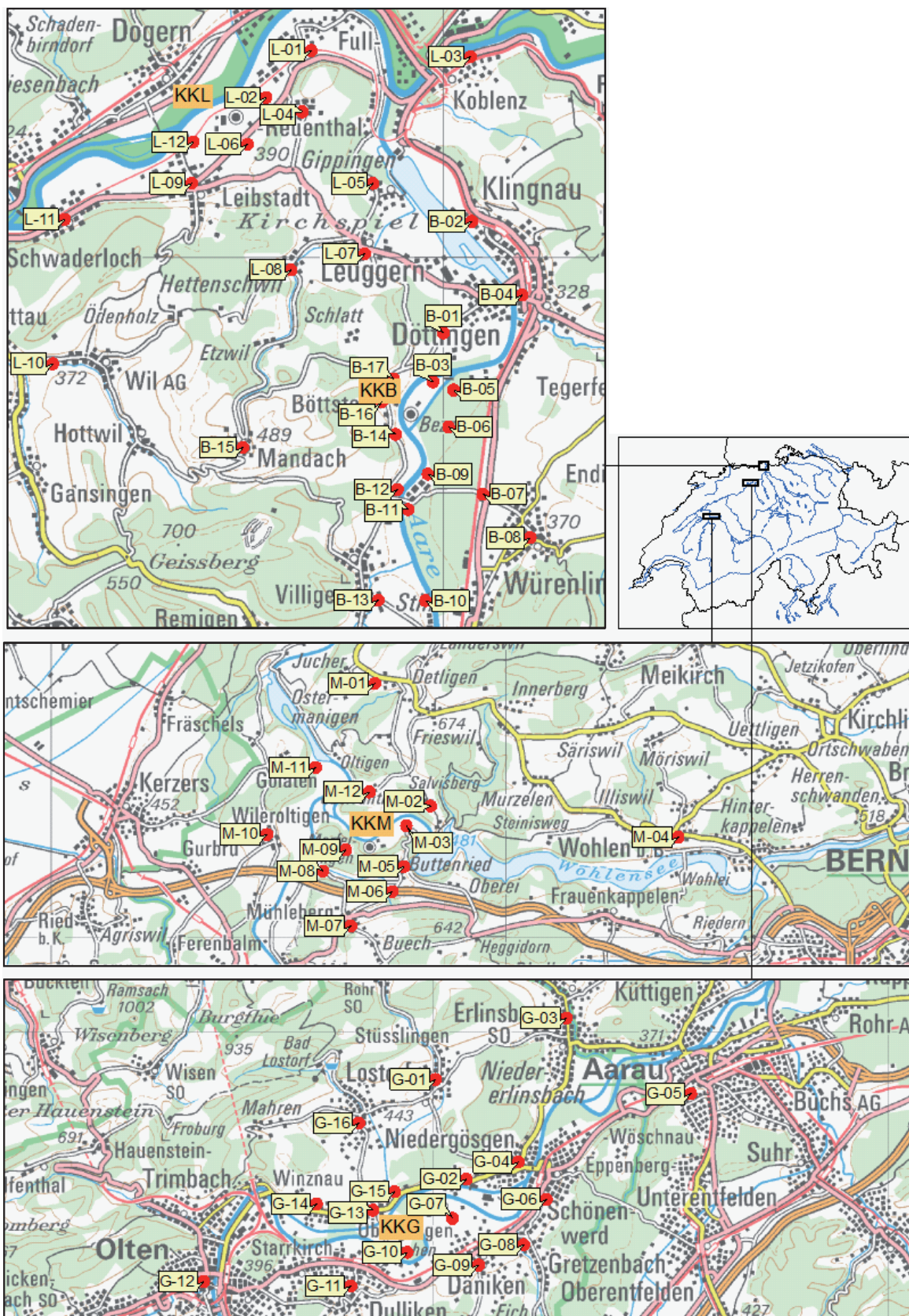
Das MADUK-System (Messnetz zur automatischen Dosisleistungsüberwachung in der Umgebung der Kernkraftwerke) misst und überwacht die Dosisleistung in der Umgebung der Kernkraftwerke ganzjährig rund um die Uhr. Es dient der Beweissicherung für die Behörden und gegenüber der Öffentlichkeit. Ebenso ermöglicht es das Erkennen von Betriebsstörungen und Unfällen, da Erhöhungen gegenüber den natürlichen Dosiswerten im ENSI automatisch angezeigt werden.

Die Messwerte lagen auch im Jahr 2017 im erwarteten Rahmen. Alle registrierten Erhöhungen waren bis auf eine Ausnahme auf Washout-Effekte natürlicher Radionuklide zurückzuführen. Bei der Station G-05 wurden am 29. August erhöhte Werte registriert, die aufgrund des Werteverlaufs auf ein Testmuster bei Durchstrahlungsprüfungen schliessen liessen. Abklärungen bei der SUVA zu möglichen Durchstrahlungsprüfungen im fraglichen Gebiet lieferten kein Ergebnis.

Übersicht

Das MADUK-System wurde im Laufe des Jahres 1993 aufgebaut und ab Frühling 1994 in den operationellen Betrieb überführt. Da das System die Dosisleistung in der Umgebung der Kernkraftwerke ganzjährig rund um die Uhr misst und überwacht, dient es der Beweissicherung für die Behörden und gegenüber der Öffentlichkeit. Erhöhungen gegenüber den natürlichen Dosisleistungswerten werden im ENSI automatisch angezeigt. Bei einem Störfall unterstützt MADUK die Notfallorganisation bei der Bestimmung des betroffenen Gebietes und bei der Einschätzung der möglichen Massnahmen. Zudem trägt MADUK mit einem schnellen Datenaustausch zur erfolgreichen Zusammenarbeit mit den involvierten Behörden bei.

Das MADUK-Netz zur Messung der Dosisleistungen besteht aus insgesamt 57 Immissionsmessstationen in der Umgebung der vier Kernkraftwerke. Die Messsonden des MADUK-Systems komplettieren und ergänzen das gesamtschweizerische Messnetz zur Radioaktivitätsüberwachung, das mit dem NADAM-Netz auf weitere 71 Messstationen zählen kann. Die Geiger-Müller-Zählrohre in den Sonden ermitteln die Gamma-Dosisleistung im Messbereich von 10 nSv/h (Niederdosiszählrohre) bis 10 Sv/h (Hochdosiszählrohr). Die MADUK-Zentrale des ENSI verarbeitet und archiviert die Daten, sorgt im Bedarfsfall für eine sofortige Alarmierung der ENSI-Notfallorganisation und sichert die Daten langfristig. Des Weiteren sorgen verschiedene Subsysteme für den Datenaustausch mit den externen und internen Partnern (Nationale Alarmzentrale (NAZ) in Zürich, Kernreaktorfernüberwachung Baden-Württemberg sowie die Systeme ADAM und JRODOS/LASAT im ENSI). Die Figur 1 zeigt die Standorte der Messsonden in der Umgebung der Kernkraftwerke.



Figur 1:
Die vier Messringe von MADUK. Kartendaten PK200 © Bundesamt für Landestopografie.

Die Daten von MADUK können mittels einer speziellen Software auf bestimmten Windows-Arbeitsplatzrechnern im ENSI und in den Kernkraftwerken visualisiert werden. Auf der Internetseite www.ensi.ch unter Notfallschutz/Messwerte Radioaktivität sind alle seit 1994 archivierten Tages-, Stunden- und Zehnminutenmittelwerte der MADUK Stationen abrufbar.

Systeminstandhaltung und -ergänzung

Im Jahr 2017 wurde die Hardware der Überwachungs- und Alarmierungsrechner ersetzt und das Betriebssystem sowie das Datenbanksystem auf den aktuellen Stand gebracht. Zudem wurde die Alarmierung auf eine neue Plattform migriert, da die analoge Telefonie in Kürze ausser Betrieb genommen wird. Im Weiteren wurde eine Auslegeordnung bei den Tools für Kartendarstellungen in der MADUK-Applikation vorgenommen, um die Strategie für die künftige Entwicklung der Bedienoberfläche festzulegen.

Systemverfügbarkeit und Störungen

Die Systemverfügbarkeit ist bei MADUK von besonderer Bedeutung, da das System eine kontinuierliche Überwachung gewährleisten muss, die auch von der Öffentlichkeit wahrgenommen wird. Mit der Kenngrösse «Systemverfügbarkeit» wird die Einsatztauglichkeit des Gesamtsystems MADUK beurteilt: Systemstörungen, die zu wesentlichen Nutzungseinschränkungen des Systems geführt haben, werden als Ausfallzeit in Stunden erfasst.

Tabelle 1:

Auflistung der Störungen bei den MADUK-Messstationen.

Station	Störungsdauer [h]	Permanenter Datenverlust [h]	Ursache
B-01	4.5	4.5	Blockierter Datenlogger
B-17	12.0	12.0	Blockierter Datenlogger
M-10	91.8	91.8	Blockierter Datenlogger
B-15	1.1	1.1	Blockierter Datenlogger
L-01	68.0	68.0	Defekte Messsonde
B-15	18.8	18.8	Defekte Speicherkarte
G-03	1.3	1.3	Blockierter Datenlogger
B-01	2.0	2.0	Blockierter Datenlogger
B-15	1.5	1.5	Blockierter Datenlogger
B-07	2.7	2.7	Blockierter Datenlogger
M-05	2.2	2.2	Blockierter Datenlogger
G-07	7.3	7.3	Blockierter Datenlogger
B-04	2.0	2.0	Ersatz Akku
L-06	7.7	7.7	Blockierter Datenlogger
L-09	22.3	22.3	Defektes Kabel zwischen Sonde und Datenlogger
L-09	1.3	1.3	Blockierter Datenlogger
L-06	64.2	64.2	Defekte Messsonde
G-14	1.2	1.2	Blockierter Datenlogger

Die Tabelle 1 gibt eine Übersicht über die Störungen an den Messstationen mit Störungsdauer, permanentem Datenverlust und Ursache der Störung. Die Störungen mit einer Dauer länger als einen Tag waren jeweils am Wochenende zu verzeichnen. Die Störungsbehebung erfolgte jeweils zum frühesten möglichen Zeitpunkt.

Die Stationselektronik lief auch im 2017 grösstenteils zuverlässig. Es wurde wie bereits im Jahr 2016 festgestellt, dass nach kurzen Kommunikationsunterbrüchen Datenlogger blockierten.

2017 waren wiederum diverse Kommunikationsunterbrüche zu den Messstationen von insgesamt 79.3 Stunden zu verzeichnen, deren Ursachen nicht immer festgestellt werden konnten. Bei der Station M-11 führte eine defekte Kommunikationsleitung zu einem Unterbruch von 353.2 Stunden. Bei allen Kommunikationsstörungen konnten die Daten nachträglich lückenlos archiviert werden.

Im Berichtsjahr lag die gemäss Managementhandbuch des ENSI bestimmte Systemverfügbarkeit bei 99.5 %. Die Verfügbarkeit der Dosisleistungsdaten aller MADUK-Stationen im Archiv betrug 99.94 %.

Qualitätssicherung

Die Aufgaben im Bereich der Qualitätssicherung basieren auf dem Qualitätsmanagementsystem des ENSI. Dadurch ist gewährleistet, dass alle Aufgaben im Zusammenhang mit dem Betrieb, der Wartung und der Instandhaltung/Erneuerung qualitätsgesichert und nachvollziehbar bearbeitet werden. Die wesentlichen qualitätssichernden Massnahmen werden im Folgenden beschrieben.

Gemäss Art. 2 der Verordnung des EJPD über Messmittel für ionisierende Strahlung (StMmV) werden die MADUK Sonden vor einem ersten Einsatz geeicht. Die Eichung hat eine dreijährige Gültigkeit. Das Messverhalten der Sonden wird zwischen den Eichungen mit halbjährlichen Funktionstests geprüft. Bei den Funktionstests werden mit Hilfe einer Prüfquelle die Resultate der Niederdosis- und Hochdosis-Zählrohre überprüft. Mit einer ^{137}Cs -Quelle werden erhöhte Werte bei jeder Sonde während ca. 40 Minuten produziert und mit Sollwerten verglichen. Gleichzeitig wird diese Sondenfunktionskontrolle auch für die Überprüfung der Datenübermittlung, der korrekten Archivierung im MADUK-Datenarchiv sowie der Alarmauslösung gemäss den festgelegten Schwellwerten benutzt. Im Jahr 2017 wurden eine Funktionsprüfung und eine Feldeichung der Messsonden durchgeführt. Bei der Funktionsprüfung erfüllten alle Sonden die Prüfkriterien. Bei der Feldeichung konnten alle Messsonden geeicht werden.

Als weitere qualitätssichernde Massnahme wurden auch im Jahr 2017 Messungen mittels in-situ-Gamma-spektrometrie bei den Sonden der Messringe Gösgen und Leibstadt durchgeführt. Die Messwerte lagen im Bereich der früheren Jahre. Ausser ^{137}Cs vom Fallout der Atombombentests und des Tschernobyl-Unfalls konnten keine künstlichen Radionuklide nachgewiesen werden.

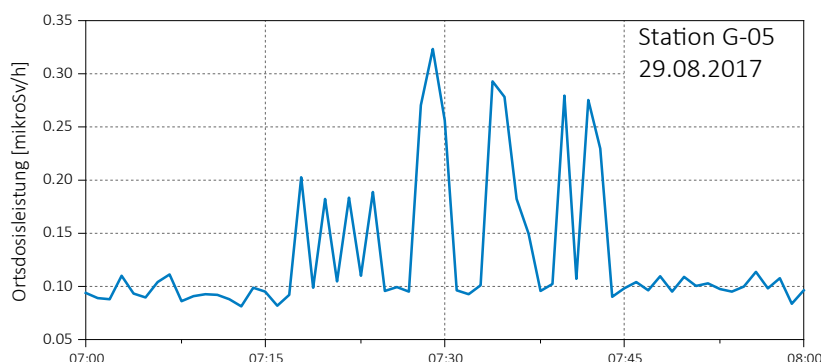
Messergebnisse

Erhöhte Ortsdosisleistungswerte, die auf Abgaben der Kernkraftwerke zurückzuführen waren, wurden keine festgestellt.

Am 7. April wurde im Rahmen der Funktionsprüfung an der Station L-09 mit einem Prüfstrahler die Station nicht rechtzeitig in den Testmodus geschaltet. Dadurch gelang um 11:30 Uhr ein durch den Prüfstrahler verursachter Messwert (Ortsdosisleistung: 1'392 nSv/h; Nettodosisleistung: 1'282 nSv/h) in die zentrale Verarbeitung und wurde auf dem Internet publiziert. Schliesslich wurde der Status des Messwertes in der Zentrale manuell als Testwert gekennzeichnet. Der Messwert auf dem Internet wurde belassen.

Bei der Feldeichung wurde aufgrund einer Verwechslung die falsche Messstation in den Testmodus gesetzt. Dadurch gelangte am 25. August um 09:10 für die Messstation B-12 ein erhöhter Messwert von 1'382 nSv/h ohne Teststatus in die zentrale Verarbeitung und löste einen Alarm aus. Zudem wurde der Wert ebenfalls auf dem Internet publiziert. Schliesslich wurde der Status des Messwertes in der Zentrale manuell als Testwert gekennzeichnet. Der Messwert auf dem Internet wurde belassen.

Am 29. August wurde an der Station G-05 von 07:30 bis 07:50 Uhr der Nettodosisleistungsschwellwert von 50 nSv/h überschritten. Die maximale Nettodosisleistung betrug 68 nSv/h, die maximale Ortsdosisleistung 165 nSv/h. In der betreffenden Zeit wurde kein Niederschlag in der Region registriert. Die Analyse der 1-Minuten-Messwerte im entsprechenden Zeitraum zeigte kurzzeitige Ortsdosisleistungsspitzen bis über 300 nSv/h (Figur 2). Die Regelmässigkeit der Spitzen lässt auf ein Testmuster schliessen. Abklärungen bei der SUVA betreffs Durchstrahlungsprüfungen im entsprechenden Zeitraum und im entsprechenden Gebiet blieben ohne Ergebnis.



Figur 2:
Verlauf der 1-Minuten-Messwerte an der Station G-05

Die jährliche Überprüfungskampagne der NADAM Sonden der NAZ an den Standorten, an denen auch eine MADUK-Station in Betrieb ist, führte 2017 bei keiner MADUK-Sonde zu wesentlichen Erhöhungen der Messwerte.

In der Tabelle 2 sind mit Ausnahme des oben erwähnten Ereignisses bei der Sonde G-05 alle Ereignisse aufgelistet, bei denen der Nettodosisleistungsschwellwert von 50 nSv/h überschritten wurde. Die registrierten

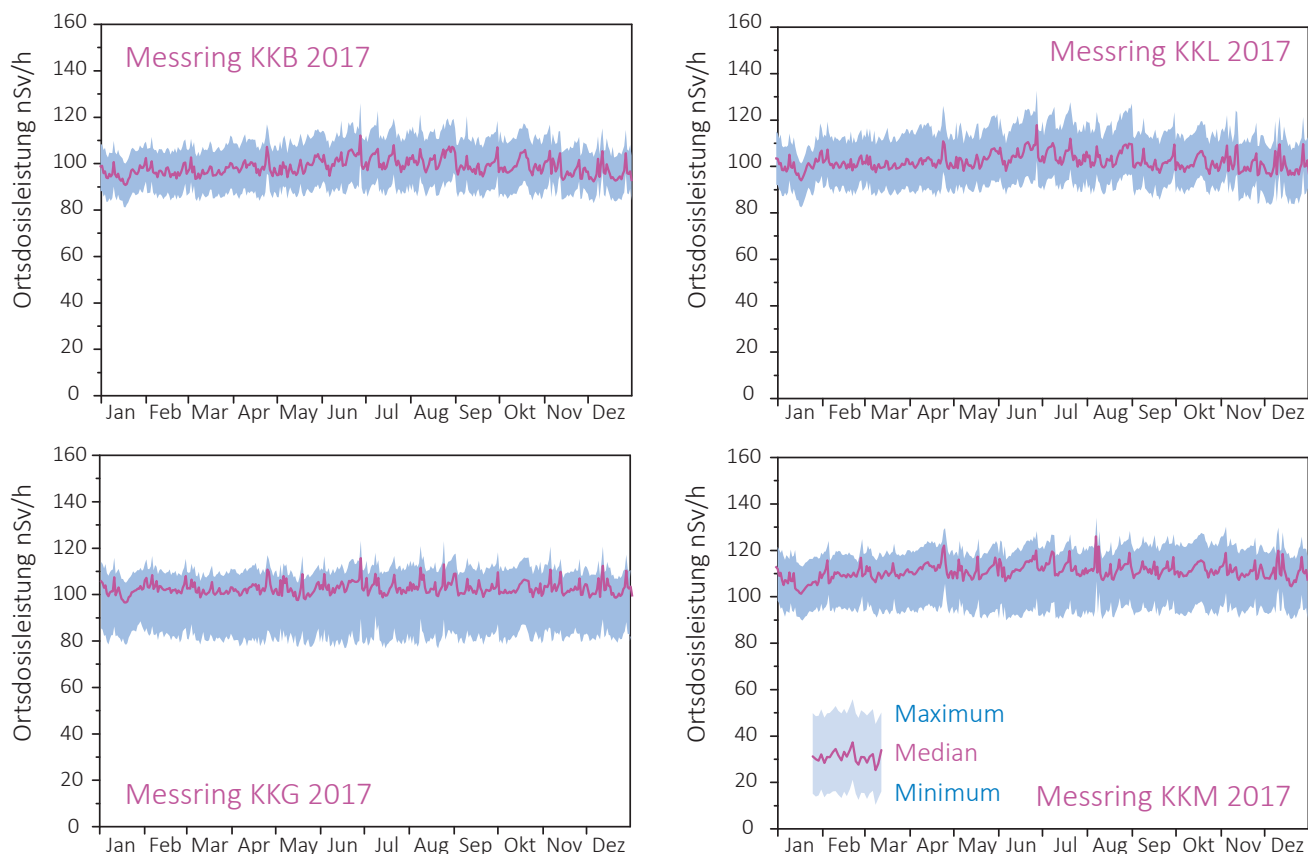
Tabelle 2:

Auflistung der Nettodosisleistungsschwellwertüberschreitungen im Jahr 2017.

Datum	Station	Dauer [h]	Max. NDL [nSv/h]	Max. ODL [nSv/h]
03.04.2017 17:30	G-06	1.0	70	189
03.04.2017 17:40	G-08	0.7	50	165
01.06.2017 21:40	L-10	0.7	63	181
02.08.2017 02:20	B-01	0.3	54	163
02.08.2017 02:20	B-02	0.2	53	153
02.08.2017 02:20	B-04	0.2	61	161

Erhöhungen waren auf lokal begrenzte Starkregen und deren Washout-Effekte zurückzuführen. Ein Zusammenhang mit dem Betriebsverhalten der Kernanlagen konnte nicht hergestellt werden.

Die Figure 3 zeigt die Maxima, die Minima und die Medianwerte der Tagesmittelwerte der jeweiligen Messringe im Berichtsjahr in den Umgebungen der Kernkraftwerke.



Figur 3:
Wertebereiche aus Tagesmittelwerten für die Messringe KKB, KKG, KKL und KKM im Jahr 2017.

8.4

Überwachung des zentralen Zwischenlagers (ZWILAG)

M. Jäggi, P. Kramer, I. Zumsteg, H. Hauswirth, M. Rüthi, J. Eikenberg, M. Heule
Paul Scherrer Institut, 5232 Villigen

Zusammenfassung

Seit 1997 führt das PSI im Rahmen der Immissionsüberwachung Radionuklidmessungen an Waldbodenproben und Staubfangplatten aus der Umgebung des Zwischenlagers für radioaktive Abfälle (ZWILAG Würenlingen) durch. Die Staubfangplatten sind mit Vaseline beschichtet und werden γ -spektrometrisch ausgewertet, wobei anthropogene Radionuklide wie ^{241}Am und ^{137}Cs sowie natürliche Radionuklide wie ^7Be , ^{210}Pb gemessen werden. Bei den Bodenproben folgt nach der γ -spektrometrischen Messung eine radiochemische Trennung zur Bestimmung von α - und β -Strahlern (^{90}Sr , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{244}Cm und ^{131}I). Die Ergebnisse der γ -Spektrometrie zeigen einen deutlich abnehmenden Trend für das anthropogene Radionuklid ^{137}Cs von ca. 100 - 150 Bq/kg (im Jahr 1997) auf ca. 10 - 40 Bq/kg (2016 - 2017). Diese Abnahmen sind mit dem radioaktiven Zerfall (Halbwertszeit von ^{137}Cs beträgt 30.17 Jahre) und mit einer begrenzten Aufenthaltszeit in der oberen Bodenschicht zu erklären. Die Abnahmen für die anthropogenen Radioisotope ^{90}Sr und $^{239+240}\text{Pu}$ sind ähnlich signifikant, zumal diese Radionuklide schon sehr viel früher (Beginn der 60iger Jahre des zwanzigsten Jahrhunderts) als Fallout der A-Bombentest in die Bodenschichten eingetragen wurden. So sanken die Aktivitätskonzentrationen für ^{90}Sr von 6 - 10 Bq/kg (1997) auf 1 - 2 Bq/kg und diejenigen für $^{239+240}\text{Pu}$ von 0.4 - 0.9 Bq/kg (1997) auf 0.2 - 0.8 Bq/kg im Jahr 2017. Die konstanten Isotopenverhältnisse von $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ (ca. 0.03) und $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ (ca. 0.4) zeigen deutlich, dass die gemessenen Werte für die Aktiniden den oberirdisch durchgeführten Kernwaffentests vor ca. 60 Jahren zuzuschreiben sind. In den Bodenproben wurden neben den anthropogenen Radionukliden auch typische Aktivitätskonzentrationen der U- und Th-Zerfallsreihen von 20 - 30 Bq/kg über die Gammastrahlung der Zerfallsprodukte von ^{226}Ra und ^{228}Ra nachgewiesen. Für das ebenfalls natürlich vorkommende Radioisotop ^{40}K wurden Aktivitätskonzentrationen zwischen 250 und 350 Bq/kg gemessen.

Einleitung

Das Zwischenlager (ZWILAG AG) für radioaktive Abfälle aus Kernkraftwerken wurde im Jahr 1999 in unmittelbarer Nähe zum Paul Scherrer Institut erstellt und anschliessend in Betrieb genommen. Um potentielle, geringfügige Radionuklid-Emissionen in der Umgebung des Areals aus Abgaben aus der Anlage feststellen zu können, wurden vor der Inbetriebnahme im Rahmen des Projektes Beweissicherung umfangreiche Radionuklid-Messungen an Bodenproben in der unmittelbaren Umgebung des Areals durchgeführt. (Details in [1]). Diese Analysen dienten der Erfassung der Konzentrationen kosmogener (z.B. ^7Be), terrestrischer (^{40}K sowie Radionuklide aus den U- und Th-Zerfallsreihen) und insbesondere anthropogener Radioisotope (^{90}Sr , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{244}Cm und ^{131}I) resultierend aus Aerosol-Fallout infolge von oberirdi-

schen Kernwaffentests der 60er Jahre und der Chernobyl-Reaktorkatastrophe im Jahr 1986. Seit der Durchführung dieser Studie zur Beweissicherung werden im Routinebetrieb einmal jährlich an 4 Erhebungsorten Waldbodenproben aus der oberen Schicht (0 - 5 cm) erhoben und im Labor auf ihren Radionuklid-Gehalt untersucht. Für die kontinuierliche Überwachung des Luftpfades wurden zusätzlich 4 Staubfangplatten an der Umzäunung des ZWILAG angebracht. Diese Platten werden monatlich ausgewechselt und mit der Methode der hochauflösenden Gamma-Spektrometrie auf Photonen-emittierende Radioisotope wie ^{241}Am , ^{137}Cs und ^{131}I gemessen.

Radiochemische Trennmethoden (Boden)

Nach der Probenerhebung werden die Bodenproben zunächst getrocknet, gesiebt und in Aliquote von je ca. 30 g aufgeteilt. Vor der Analyse werden ^{243}Am - und ^{242}Pu -Tracer hinzugegeben. Nach der Nass- und Trockenveraschung wird die Probe in 8 M HNO_3 unter Kochen während 1 Stunde ausgelaugt, so dass die oberflächlich adsorbierten Fallout-Produkte in Lösung gehen. Durch die Zugabe von H_2O_2 (Oxidationsmittel) beim Auslaugen, liegt das Plutonium vorwiegend als Pu^{4+} vor. Die Lösung, welche die Fraktionen von Pu, Am und Cm, aber auch U und Th enthält, wird sodann von der festen Phase über Filtration getrennt.

Diese Leach-Lösung wird dann direkt auf eine Anionenaustauscher-Kolonne (Bio-Rad AG 1-X2, 100 - 200 mesh) gegeben und durch Zugabe von HCl und HNO_3 -Waschlösungen werden potentiell bei der α -Spektrometrie interferierende, natürliche Radionuklide abgetrennt (z.B. α -Emission von ^{228}Th und ^{238}Pu bei 5.4 MeV), bevor die Pu-Fraktion durch Reduktion von Pu^{4+} zu Pu^{3+} mit einer HI-Lösung eluiert wird. Die durch die Bio-Rad-Kolonne gelaufene Fraktion mit Am und Cm wird über 2 zusammengesteckte Kolonnen geführt, einer U/TEVATM-Kolonne zur Retention von U und Th und einer DGATM-Kolonne, die Am und Cm absorbiert. Die Elution von Am/Cm erfolgt mit einer schwach-salzsaurer NaNO_2 Lösung. Da Am in sehr geringer Konzentration vorliegt, ist ein weiterer Purifikationsschritt, die Trennung von den Lanthanoiden, mit einer TEVA-Säule notwendig. Die Fraktionen von Pu bzw. Am+Cm werden anschliessend eingedampft, und in einer NaSO_4 - NaHSO_4 -Pufferlösung aufgenommen, die zur elektrolytischen Abscheidung von Aktiniden verwendet wird. Nach der Elektrodeposition werden die Messpräparate über 3 Tage mit hochauflösender α -Spektrometrie gemessen (alle Details in [1]).

Das Radionuklid ^{90}Sr (reiner β -Strahler) wird nach dem Leaching und einer Vorkonzentration via Oxalat-Fällung auf einer Sr-Resin-Kolonne in 3 M HNO_3 -Medium fixiert und mit verdünnter Salpetersäure eluiert. Das Eluat wird mit der Szintillationsflüssigkeit Ultima GoldTM LLT vermischt und anschliessend im Flüssigszintillations-Spektrometer gemessen.

Staubfangplatten

Die 4 Staubfangplatten, eine pro Himmelsrichtung, befinden sich direkt an der Umzäunung des ZWILAG-Areals. Die Probenerhebung erfolgt monatlich, d.h. die Staubfangplatten werden jeweils ausgewechselt. Im Labor wird das Vaseline von der Kunststoffplatte abgezogen und in einem Metallschälchen eingeschmolzen. Die anschliessende γ -Messung dauert 15 Stunden. Bestimmt werden u.a. ^{131}I , ^{137}Cs und ^{241}Am .



Figur 1 :
Staubfangplatte am Lorbeerbusch

Niederschlag

In einem 14-tägigen Turnus wird das in diesem Zeitraum anfallende Niederschlagswasser aus dem Niederschlagssammler beim ZWILAG-Areal entnommen und ein neuer Probenbehälter platziert. 10 ml dieser Wasserproben werden für die Tritium-Messung verwendet und grossvolumige Monatsmischproben (ideal 6 Liter) werden für die Langzeit Gamma-Spektrometrie genommen. Gemessen werden anthropogene Radionuklide, wie ^{137}Cs für welches bei den Langzeitmessungen über 2 Tage Nachweisgrenzen von 0.03 Bq/Liter erreicht werden.

Resultate und Diskussion

Die Resultate der Radionuklid-Messungen in Bodenproben sind in Tabelle 1 für die anthropogenen Radioisotope (^{90}Sr , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am und ^{131}I) und natürlichen terrestrischen Isotope aus den U- und Th-Zerfallsreihen (^{226}Ra , ^{228}Ra) zusammengefasst.

Dargestellt ist der Streubereich der Probenmessungen aus den 4 Bodenentnahmestellen um das ZWILAG-Areal. Die Aktivitäten sind über die Zeit äusserst stabil und liegen auf sehr tiefem Niveau. Die Aktivitäten gewisser Nuklide liegen tiefer als die Nachweisgrenze des verwendeten Messverfahrens. Die typischen Aktivitätskonzentrationen von $^{239+240}\text{Pu}$ liegen derzeit zwischen 0.2 und 0.8 Bq/kg, diejenigen von ^{241}Am zwischen 0.1 und 0.3 Bq/kg. In Spuren ist noch ^{238}Pu nachweisbar (0.01 - 0.03 Bq/kg), während die Werte für das Spaltprodukt ^{90}Sr etwas höher sind (<1 - 2 Bq/kg). Signifikant darüber liegen die Resultate für ^{137}Cs (10 - 50 Bq/kg). Der Grund hierfür ist der Beitrag von Fallout-Caesium aus dem Chernobyl-Reaktorunfall. Über die Isotopenverhältnisse von $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ (im Mittel 0.4) und $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ (0.03 $\pm$ 0.01) kann gefolgert werden, dass der Beitrag der anthropogenen Aktiniden ausschliesslich aus den atmosphärischen Kernwaffentests vor ca. 50 Jahren stammt [1,2]. Tabelle 1 zeigt den Vergleich der Aktivitätskonzentrationen der Fallout-Radioisotope der letzten Jahre. Ebenfalls eingetragen sind die Werte für ^{226}Ra (als Mass für natürlich vorkommendes, primordiales ^{238}U) und ^{228}Ra (als Mass für ^{232}Th). Diese Werte liegen konstant zwischen 20 - 40 Bq/kg und zeigen keinen Trend mit der Zeit, da diese Radionuklide fest in den Kristallgittern der Bodenminerale eingebaut sind und im säkularen Gleichgewicht mit ihren langlebigen Mutternukliden stehen. Wenn man die Aktivitätskonzentrationen über die spezifischen Aktivitäten in Massenkonzentrationen umrechnet, ergeben sich für ^{238}U 2 - 3 ppm und für ^{232}Th 5 - 9 ppm, d.h. typische Werte für Böden und Gesteine der Erdkruste in der Schweiz.

Weniger aufwändig ist die Auswertung der Staubfangplatten. Mit der monatlichen Kontrolle ist praktisch eine kontinuierliche Überwachung möglich. Seit Beginn der Probennahme lagen die Werte für ^{137}Cs und ^{241}Am immer unter den Nachweisgrenzen von 0.2 bzw. 0.3 Bq/m². Die tiefe Nachweisgrenze für ^{241}Am von 0.4 Bq/m² ergibt sich aufgrund der Verwendung eines hochauflösenden Gamma-Spektrometers mit Be-Eintrittsfenster.

Bei den Regenwasserproben werden typischerweise ^3H -Aktivitäts-Konzentrationen von 1 - 12 Bq/Liter nachgewiesen, mit der Gammaskpektrometrie konnten seit 1997 noch nie anthropogene Radionuklide wie ^{137}Cs oder ^{131}I nachgewiesen werden. Die Nachweisgrenze dieser Radionuklide liegt jeweils bei 0.03 Bq/Liter.

Tabelle 1:

Wertebereich für anthropogene Fallout-Isotope (^{90}Sr , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am und ^{131}I) und natürlich vorkommende terrestrische Isotope (^{226}Ra , ^{228}Ra) im Verlauf der letzten Jahre (2013 - 2017) in Bodenproben Umgebung ZWILAG. Alle Werte in Bq/kg Trockengewicht.

Isotop	2013	2014	2015	2016	2017
^{90}Sr	1 - 3	1 - 3	1 - 3	<1 - 2	<1 - 2
^{131}I	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
^{134}Cs (1)	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
^{137}Cs	20 - 60	20 - 60	10 - 60	10 - 50	10 - 50
^{238}Pu	0.01 - 0.03	0.01 - 0.03	0.01 - 0.03	0.01 - 0.03	0.01 - 0.03
$^{239+240}\text{Pu}$	0.2 - 0.7	0.1 - 0.7	0.1 - 0.7	0.2 - 0.8	0.2 - 0.8
^{241}Am	0.1 - 0.3	0.1 - 0.3	0.1 - 0.3	0.1 - 0.3	0.1 - 0.3
^{226}Ra	20 - 30	20 - 30	20 - 30	20 - 30	20 - 30
^{228}Ra	20 - 40	20 - 40	20 - 40	20 - 40	20 - 40

(1) Die Halbwertszeit von ^{134}Cs beträgt nur 2.06 Jahre, d.h. das Radioisotop konnte in den Jahren 2013 - 2017 als Fallout-Isotop nach dem Chernobyl-Ereignis von 1986 nicht mehr nachgewiesen werden.

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] 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.

8.5

Les installations nucléaires et l'environnement

S. Estier, P. Beuret, G. Ferreri, A. Gurtner, D. Lienhard, M. Müller, P. Steinmann

Section radioactivité dans l'environnement, URA / OFSP, 3003 Berne

Résumé

Les méthodes de mesure, d'une grande sensibilité, mises en œuvre dans le cadre de la surveillance de la radioactivité au voisinage des centrales nucléaires ont permis de mettre en évidence les traces des rejets atmosphériques (^{14}C dans les feuillages) et des rejets liquides (^{60}Co et ^{54}Mn dans les sédiments) de ces installations. A noter qu'avec la diminution des activités rejetées dans l'Aar par la centrale de Mühleberg, les isotopes du cobalt ou le ^{54}Mn ne sont plus mesurables dans les eaux de l'Aar. La contribution du rayonnement direct a également été détectée en certains points de la clôture des centrales de Leibstadt et de Mühleberg. Les doses qui en résultent pour la population avoisinante sont toutefois restées nettement inférieures aux limites réglementaires et donc, sans danger pour la santé.

Hormis ces quelques exemples, les résultats des mesures environnementales sont similaires à ceux relevés dans les endroits situés hors de l'influence des installations nucléaires. Ils montrent que la radioactivité d'origine naturelle prédomine et que les contaminations détectables proviennent principalement des essais nucléaires des années 60 (^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239,240}\text{Pu}$ et ^{241}Am) ainsi que de l'accident de Tchernobyl (^{137}Cs).

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 spécifique de prélèvements d'échantillons et de mesures de la radioactivité. Celui-ci commence au terme source, par des analyses effectuées en parallèle par l'exploitant, l'IFSN et l'OFSP sur divers échantillons en phase de rejet (filtres à aérosols, à iode, gaz, eaux de rejet). Les exploitants sont par ailleurs tenus de mesurer le bilan de leurs émissions et de le communiquer chaque mois aux autorités.

La surveillance se poursuit par la mesure des immissions des centrales nucléaires (concentrations radioactives effectivement mesurées dans l'environnement). Tous les compartiments environnementaux sont examinés, de l'air jusqu'aux denrées alimentaires, en passant par les précipitations, le sol, l'herbe, les eaux superficielles et les sédiments. Des mesures sur site (spectrométrie gamma in situ) complètent ces analyses en permettant d'évaluer directement la radioactivité déposée au sol. Ce programme de surveillance, coordonné par l'OFSP, englobe non seulement les propres mesures de l'Office mais aussi celles des laboratoires cantonaux (denrées alimentaires), de l'Institut de radiophysique (mesures alpha et bêta), du laboratoire de Spiez (^{90}Sr dans les eaux de rejet), du PSI (dosimètres thermoluminescents, aéroradiométrie etc.), de l'EAWAG (Aar et Rhin), de l'université

de Berne (^{14}C et ^{85}Kr) et du LUBW (Baden-Württemberg), conformément au programme germano-suisse autour de la centrale nucléaire de Leibstadt. L'IFSN met également à disposition de l'OFSP un accès direct à son réseau MADUK, mesurant en continu le débit de dose ambiante au voisinage des centrales nucléaires. L'OFSP se doit ensuite de procéder à l'examen critique de l'ensemble de ces données pour évaluer de manière pertinente l'influence des centrales nucléaires sur la population avoisinante et l'environnement. Le présent chapitre résume l'ensemble des résultats obtenus dans le cadre de ce programme de surveillance des immissions au voisinage des installations nucléaires. Le tableau 1 indique les chapitres à consulter pour accéder aux résultats plus détaillés relatifs à un compartiment de l'environnement particulier ou un radionucléide spécifique.

Les immissions des centrales nucléaires étant parfois difficilement mesurables dans l'environnement, l'estimation de la dose au public repose avant tout sur les calculs effectués à partir des émissions des installations (voir chapitre 8.1). En effet, les niveaux de radioactivité à la source permettent une détection plus aisée et plus exhaustive des radionucléides rejetés. Leur impact sur l'environnement et l'homme est ensuite déterminé sur la base de modèles de transfert, basés 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.

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.

Résultats

Mesures à la source (émissions)

Les mesures parallèles de l'exploitant, de l'IFSN 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 que les 4 centrales nucléaires suisses, à savoir Beznau (KKB 1 et 2), Gösgen (KKG), Leibstadt (KKL) et Mühleberg (KKM) ainsi que l'institut Paul Scherrer (PSI) et l'entrepôt de stockage intermédiaire de déchets radioactifs (ZWILAG), situés sur le même site, ont respecté les limites réglementaires fixées pour les émissions en 2017 (voir Chap. 8.1).

La figure 1 présente l'impact des rejets sur la population avoisinante en termes de doses. La centrale nucléaire de Mühleberg avait rejeté des poussières radioactives dans l'atmosphère de manière incontrôlée en septembre 1986. A partir des mesures de terre et d'herbe effectuées par la suite par la commission fédérale de surveillance de la radioactivité de

Tableau 1

Tableau récapitulatif indiquant les chapitres du présent rapport à consulter pour accéder aux résultats détaillés de la surveillance du voisinage des installations nucléaires en fonction du compartiment environnemental (milieu) ou du radionucléide d'intérêt.

Milieu/Isotope	Chapitre
Exposition ambiante	Ch. 8.2 - 8.3
Air/Aérosols (émetteurs γ)	Ch. 4.1
Précipitations (γ , ^3H)	Ch. 4.1
Milieu aquatique	Ch. 4.5
Mesures in situ	Ch. 3.1
Sol et herbe (γ , ^{90}Sr)	Ch. 4.9
Sol (Pu, ^{241}Am)	Ch. 7.2
^{14}C dans les feuillages	Ch. 7.1
Denrées alimentaires	Ch. 5

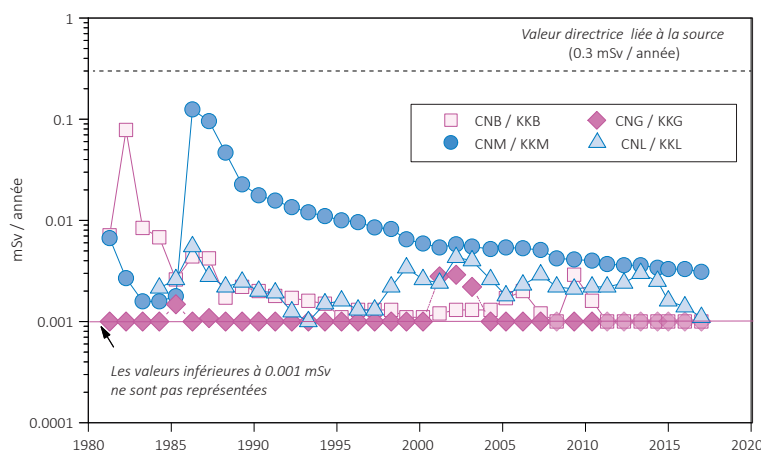


Figure 1:

Dose (calculée) due aux émissions des centrales nucléaires accumulée par la personne (adulte) la plus exposée dans le voisinage de chacune des centrales pour chaque année de 1981 à 2017 (données IFSN). La valeur directrice de dose liée à la source de 0.3 mSv/an (rayonnement direct compris) est représentée à titre de comparaison.

l'époque, l'activité rejetée avait pu être estimée à 11 GBq (50% de ^{134}Cs , 40% de ^{137}Cs , 7% de ^{60}Co et quelques 3% de ^{65}Zn) et donc inférieure à la limite annuelle de 19 GBq. En tenant compte des rejets des années précédentes, les doses dues aux émissions se sont échelonnées en 2017 entre <0.001 mSv pour KKB et KKG, env. 0.002 mSv pour KKL et env. 0.004 pour KKM. Pour ces dernières, la contribution majeure provient des rejets atmosphériques : essentiellement du ^{14}C pour Leibstadt, avec à Mühleberg une contribution rémanente des résines rejetées en 1986. Comme le montre la figure 1, l'impact de ce rejet très localisé a constamment diminué depuis. Notons que les résultats des calculs des doses reçues par les personnes les plus exposées vivant au voisinage des centrales nucléaires, qui sont représentées dans la figure 1, ont été effectués sur la base des rejets effectifs, en appliquant des modèles de dispersion et en tenant compte des temps de séjour, des habitudes alimentaires et de nombreux paramètres biologiques, physiologiques et environnementaux (voir directive G14 de l'IFSN pour plus de détails sur les modèles et paramètres utilisés).

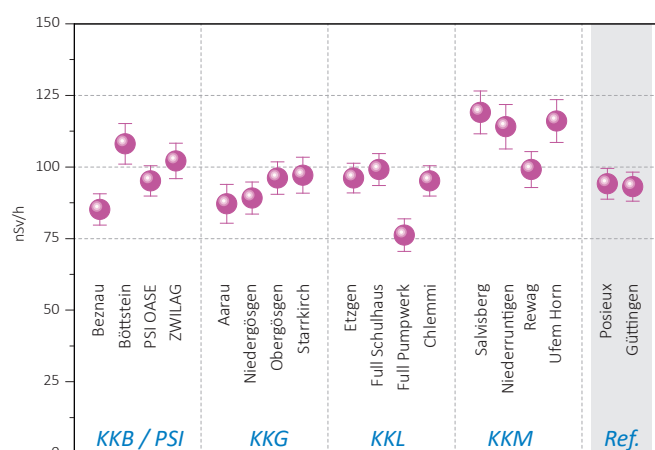


Figure 2: Contrôles du débit d'équivalent de dose ambiante $H^*(10)$ effectués en 2017 par l'OFSP au voisinage des installations nucléaires à l'aide d'une chambre d'ionisation placée à 1m du sol. Les valeurs mesurées à Posieux et Güttingen sont représentées à titre de comparaison (grisé).

Mesures de l'exposition ambiante

L'exposition ambiante à la clôture et au voisinage des installations nucléaires est surveillée en permanence par le réseau MADUK ainsi qu'à l'aide de dosimètres thermoluminescents (TLD) et par des mesures périodiques effectuées par l'IFSN à la clôture des installations. Les résultats de cette surveillance ont mis en évidence une contribution clairement mesurable du rayonnement direct en certains points de la clôture des réacteurs à eaux bouillantes, à savoir, Leibstadt et Mühleberg, ainsi que, dans une moindre mesure, au PSI (voir Chapitre 8.2). A Mühleberg, l'évaluation des TLD disposés à la clôture de la centrale a montré une élévation de la dose ambiante annuelle de 0.8 mSv (après soustraction du bruit de fond naturel qui s'élève à 0.7 mSv/an). La dose annuelle supplémentaire la plus élevée enregistrée à la clôture de la centrale de Leibstadt à l'aide des TLD atteint 0.7 mSv (après soustraction du bruit de fond naturel de 0.6 mSv/an). La valeur limite d'immissions pour le rayonnement direct a ainsi été respectée par

toutes les installations en 2017. Rappelons que la valeur limite d'immissions pour le rayonnement direct, en dehors de l'enceinte des entreprises, est fixée à l'Art. 102, alinéa 3 de l'ordonnance sur la radioprotection (ORaP) de 1994 (encore en vigueur en 2017), à 1 mSv par an dans les locaux d'habitation, de séjour et de travail et à 5 mSv par an dans tout autre endroit. Il convient de relever qu'il s'agit ici de dose ambiante et non de dose à la personne, puisque le temps de séjour n'est pas considéré. Ces valeurs ne sont donc pas à mettre en relation avec la valeur directrice de dose liée à la source de 0.3 mSv/an puisqu'aucun membre du public ne réside pour de longue période en ces endroits.

L'OFSP effectue également des mesures de débit d'équivalent de dose ambiante $H^*(10)$ à l'aide d'une chambre d'ionisation placée à 1 m au-dessus du sol dans un voisinage plus étendu. La figure 2, illustrant les résultats de ces mesures, montre que l'exposition ambiante au voisinage des installations nucléaires ne se distingue pas de manière significative de celle enregistrée à Posieux ou Güttingen, situées hors de leur influence. Il est intéressant de remarquer que les valeurs de débit de dose légèrement plus élevées mesurées aux environs de la centrale de Mühleberg sont dues à une concentration généralement plus élevée en ^{40}K (naturel) dans les sols de cette région (cf. Figure 3).

Mesures dans le milieu atmosphérique

La surveillance du milieu atmosphérique comprend l'analyse des précipitations et des aérosols par l'OFSP et le PSI ainsi que l'analyse des dépôts sur plaques de vaseline par l'exploitant.

Les résultats 2017 des mesures mensuelles des filtres aérosols des environs des centrales nucléaires suisses ainsi que du PSI ont montré la prédominance des radionucléides naturels ^7Be et ^{210}Pb , avec des valeurs comprises respectivement entre 1.5 et 5.6 et entre 0.2 et 2.7 mBq/m³ (mesures OFSP et PSI). Le seul radionucléide d'origine artificielle régulièrement détectés dans l'ensemble des stations est le ^{137}Cs

(valeur maximale de $1.2 \pm 0.4 \mu\text{Bq/m}^3$), provenant de la remise en suspension d'anciennes contaminations (essais d'armes atomiques des années 50 et 60 ainsi que l'accident de Tchernobyl). Ces concentrations sont comparables à celles enregistrées sur les sites de référence.

Aucun autre radionucléide d'origine artificielle n'a été décelé dans les filtres aérosols du voisinage des centrales nucléaires suisses en 2017. Toutefois des traces de ^{24}Na , radionucléide artificiel de courte période (demi-vie de 15h) produit par exemple dans les accélérateurs de particules, ont sporadiquement été mesurées sur les filtres à grand débit de la station de Klingnau, située à quelques km de l'Institut Paul Scherrer. La concentration maximale mesurée s'élève à $101 \pm 37 \mu\text{Bq/m}^3$ et ne représente qu'une infime fraction de la valeur limite d'immissions dans l'air fixée dans l'ORaP à 100 Bq/m^3 .

Les activités des émetteurs gamma d'origine artificielle dans les échantillons de pluie collectés aux environs des centrales nucléaires de Mühleberg, Leibstadt, Gösgen et Beznau ainsi que ceux du voisinage du PSI et du ZWILAG sont toutes restées inférieures aux limites de détection, qui se situe aux environs de 0.4 à 1 mBq/l par exemple pour le ^{137}Cs .

Les résultats des mesures du tritium (^3H) dans les échantillons mensuels de précipitations des environs des installations nucléaires sont résumés dans le tableau 2. Les concentrations de tritium mesurées dans les pluies du voisinage des centrales nucléaires, du PSI ainsi que du ZWILAG sont généralement restées proches des seuils de détection de 1 à 2 Bq/l avec ponctuellement des valeurs légèrement plus élevées, notamment au voisinage de KKB. La concentration maximale de ^3H enregistrée en 2017 dans les précipitations de cette station (27 Bq/l) n'a toutefois représenté que 0.2% de la valeur limite d'immissions fixée dans l'ORaP à $12'000 \text{ Bq/l}$ pour le ^3H dans les eaux accessibles au public.

Pour le reste, un impact des rejets atmosphériques des centrales nucléaires est avant tout perceptible pour le ^{14}C . Les mesures de ce radionucléide dans les feuillages, poursuivies depuis de nombreuses années par l'université de Berne, ont ainsi mis en évidence en 2017 une augmentation maximale, par rapport à la valeur de référence pour la Suisse (voir chapitre 7.1), de 145 pour mille aux environs de la centrale de Leibstadt. A noter que le prélèvement a été réalisé le 26.09.2017, soit environ une semaine après l'arrêt pour révision de la centrale, arrêt qui s'est finalement prolongé jusqu'à début 2018. Il est donc représentatif de la première partie de l'année, alors que la centrale de Leibstadt était en service. Les doses qui en résultent par ingestion de denrées alimentaires locales ne représentent cependant que quelques micro-Sv. L'intérêt des mesures de ^{14}C se situe aussi dans l'utilisation de ce traceur atmosphérique pour affiner la modélisation de la dispersion atmosphérique.

Mesures dans le milieu terrestre

L'impact des rejets atmosphériques sur le milieu terrestre est avant tout déterminé par des mesures dans l'herbe et le sol, qui constitue un excellent intégrateur de pollution et permet de tenir compte des phénomènes d'accumulation à long terme. Les résultats enregistrés en 2017 pour les échantillons de sol et de plantes prélevés au voisinage des installations nucléaires montrent à nouveau que la radioactivité

Tableau 2:

Tritium dans les précipitations au voisinage des installations nucléaires en 2017.

Lieu	Valeur min/max	Médiane
	(Bq/l)	(Bq/l)
Niederruntigen * (environs KKM)	< 2- 8.0	2.3
Niedergösgen * (environs KKG)	< 2.0	< 2.0
Full (environs KKL) *	< 2- 2.1	< 2.0
Beznau (environs KKB) **	2.3 - 27	12.4
PSI **	1.7- 11.1	6.6
ZWILAG **	3.4 - 17.0	6.6

* mesures OFSP / ** mesures PSI

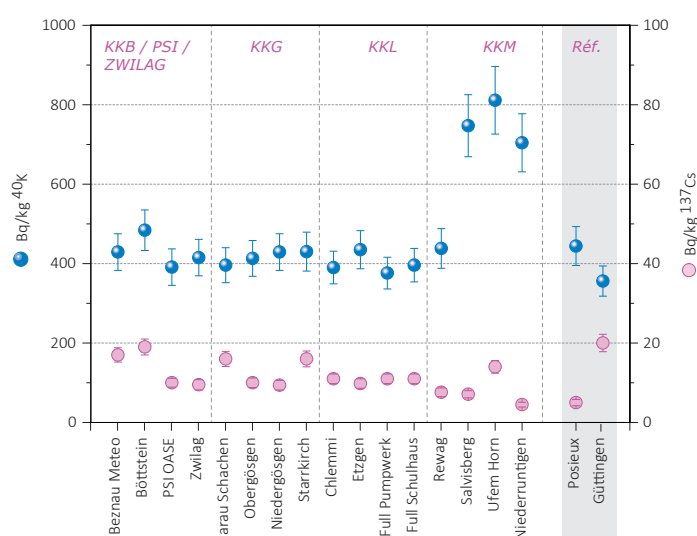


Figure 3:

^{137}Cs et ^{40}K (naturel) dans les sols secs et tamisés (2mm) analysés par l'OFSP en 2017 (couche 0-5 cm). Les valeurs mesurées à Posieux et Güttingen sont représentées à titre de comparaison (grisées).

d'origine naturelle prédomine et que la radioactivité d'origine artificielle (^{137}Cs , ^{90}Sr , Pu et Am) provient principalement des essais nucléaires des années 60 et de l'accident de Tchernobyl. La figure 3 présente à titre d'exemple la contamination rémanente en ^{137}Cs dans les sols prélevés par l'OFSP au voisinage des installations nucléaires en 2017. 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 confirment les résultats précédents et montrent que les valeurs enregistrées au voisinage des installations nucléaires ne se distinguent pas de celles mesurées sur les sites de référence.

Afin de pouvoir évaluer l'impact radiologique éventuel des travaux de désaffectation de la centrale nucléaire de Mühleberg qui débuteront début 2020, un programme de mesures complémentaires a été initié en 2017 par l'IFSN et l'OFSP pour une durée de 3 ans. La situation radiologique au voisinage de la centrale nucléaire de Mühleberg est généralement bien connue étant donné que le site fait l'objet d'une surveillance régulière depuis le début de la période d'exploitation de la centrale. Toutefois, des radionucléides spéciaux, qui n'ont jamais ou sporadiquement été analysés dans les échantillons environnementaux en régime d'exploitation sont susceptibles d'être émis ou de devenir prépondérants au cours des travaux de désaffectation. Ce programme comprend donc l'analyse de radionucléides spéciaux (^{63}Ni , émetteurs alpha, ^3H) dans le milieu terrestre (sol, denrées alimentaires) et aquatique (sédiments), mais également des mesures in situ supplémentaires, sur des sites situés à proximité immédiate de la centrale. En effet, contrairement à un rejet éventuel par voie atmosphérique tel qu'il pourrait se produire en période d'exploitation, l'éventuel impact des travaux de désaffectation devrait être plus localisé dans un périmètre restreint. Les résultats de l'ensemble de ce programme de mesures « Point zéro Désaffectation » fera l'objet d'un rapport détaillé qui sera publié à l'issue des 3 ans de surveillance renforcée. Toutefois, les résultats des mesures in situ supplémentaires réalisées en 2017 sont déjà disponibles dans le présent rapport (voir chapitre 3.1).

Les denrées alimentaires constituent le prochain maillon susceptible de transférer les radionucléides jusqu'à l'homme. Les résultats des mesures de la radioactivité dans les aliments, coordonnées par l'OFSP en étroite collaboration avec les laboratoires cantonaux, n'ont pas révélé de marquage 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 ont confirmé ce constat, puisqu'aucun émetteur gamma d'origine artificielle, hormis des traces de ^{137}Cs attribuable à d'anciennes contaminations (valeurs voisines des limites de détection), n'a été décelé dans ces échantillons. Les résultats des mesures de ^{90}Sr effectuées par l'Institut de Radiophysique dans des échantillons de lait et de céréales prélevés au voisinage des centrales nucléaires ainsi que de fruits et légumes prélevés au voisinage de Leibstadt ne diffèrent pas de ceux enregistrés ailleurs sur le plateau suisse.

Mesures dans le milieu aquatique

L'EAWAG procède à des analyses mensuelles d'échantillons d'eau de l'Aar et du Rhin collectés en continu, et de manière proportionnelle au débit, aux stations de Hagneck/BE (en aval de KKM), Klingnau (aval de KKB) et Pratteln (aval KKL). Depuis la réduction significative des rejets par la centrale de Beznau 1 il y a une dizaine d'années, la majeure partie des produits d'activation tels que le ^{54}Mn , le ^{58}Co et le ^{60}Co était rejetée dans les eaux fluviales par la centrale de Mühleberg. Toutefois en 2016 et surtout en 2017, les activités rejetées (hors tritium) par la centrale nucléaire de Mühleberg ont été significativement plus faibles que par le passé, à tel point qu'elles ont été, en 2017, inférieures à celles rejetées par les centrales de Beznau et de Leibstadt. Ainsi, tout comme en 2016 et contrairement aux années précédentes, aucune trace de ^{54}Mn ou des isotopes du Cobalt n'a pu être mise en évidence dans les échantillons d'eau de l'Aar ou du Rhin, que ce soit à Hagneck, Klingnau ou Pratteln. Il faut cependant préciser que les débits de l'Aar et du Rhin aux stations de surveillance ont été encore plus faibles en 2017 qu'en 2016. On notera finalement qu'en raison d'adaptations techniques de la station de surveillance (BAFU/METAS) de Hagneck, il n'a pas été possible de collecter des échantillons d'eaux de l'Aar dans cette station aux mois d'avril, septembre et octobre 2017. Par conséquent, les mesures des radionucléides pour les mêmes périodes sont manquantes.

Le ^{137}Cs , présent dans certains échantillons d'eau de l'Aar et du Rhin, est essentiellement dû à la remobilisation des dépôts de Tchernobyl et des essais d'armes atomiques des années 60; il n'existe ainsi pas de corrélation, pour cet isotope, entre les activités rejetées par les centrales et les valeurs mesurées dans les eaux.

Les concentrations mensuelles en ^3H enregistrées en 2017 dans les eaux de l'Aar à Brugg/AG ainsi que celles du Rhin prélevées près de Weil/D, en aval de Bâle, sont généralement restées inférieures à la limite de détection de 2 Bq/l à l'exception de la période avril-juin, où, comme chaque année, on constate une légère augmentation (voir Figure 4) en raison de rejets plus importants d'eau contenant du tritium par la centrale nucléaire de Gösgen.

Les résultats des mesures journalières de très bas niveau du tritium dans les eaux de l'Aar en amont et en aval de Mühleberg effectuées par l'Université de Berne pour une durée de 3 ans avant le début des travaux de désaffectation de la centrale sont détaillés au Chapitre 4.6.

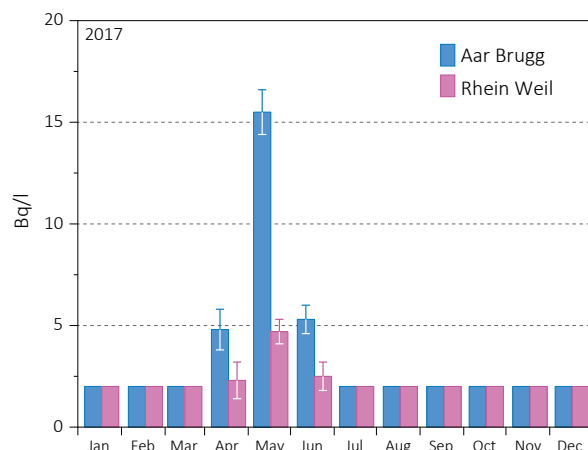


Figure 4: Suivi du tritium dans les échantillons mensuels d'eau de l'Aar à Brugg/AG et du Rhin prélevés à Weil/D en 2017.

Les traces des rejets liquides, et en particulier de ^{54}Mn et de ^{60}Co ont pu être sporadiquement mises en évidence dans les échantillons mensuels de sédiments prélevés dans l'Aar à Hagneck ainsi qu'à Klingnau. Seul le ^{54}Mn est parfois mesurable dans les échantillons de sédiments prélevés à Pratteln. Contrairement aux années précédentes, aucune trace de ^{58}Co n'a été mise en évidence dans les échantillons de sédiments prélevés dans l'Aar et le Rhin en 2017. Les résultats obtenus dans le cadre de la surveillance des émetteurs gamma dans les sédiments reflètent la diminution significative des rejets dans le milieu aquatique par les centrales nucléaires, et en particulier Mühleberg, en 2017.

Si le ^{137}Cs est également présent dans pratiquement tous les échantillons de sédiment de l'Aar (Hagneck et Klingnau) et du Rhin (Pratteln), il n'existe pas, pour les raisons citées plus haut, de corrélation générale avec les rejets des centrales nucléaires.

Comme chaque année, un échantillon de plantes aquatiques a été prélevé dans chacune des stations de surveillance en 2017: les échantillons prélevés en octobre à Hagneck et Klingnau ont présenté un faible marquage en ^{60}Co (1.6 Bq/kg et 4.1 Bq/kg resp.) ainsi qu'en ^{137}Cs (1.8 Bq/kg, resp. 3.5 Bq/kg) alors que seul du ^{137}Cs (6.3 Bq/kg) a pu être mesuré dans l'échantillon de plantes aquatiques prélevés à Pratteln.

Les analyses des poissons prélevés dans l'Aar et le Rhin en aval de KKM, KKB et KKL en 2017 n'ont révélé la présence d'aucun émetteur gamma d'origine artificielle. Le constat est le même pour l'examen des eaux des nappes phréatiques

Situation radiologique du site démantelé de l'ancienne centrale expérimentale de Lucens

(site soustrait à la législation sur les installations nucléaires)

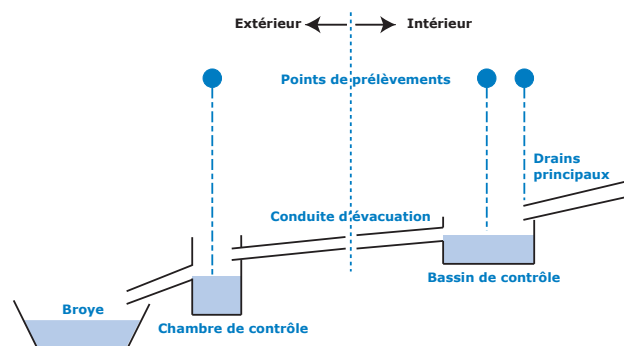


Figure 5: Représentation schématique du système de drainage de l'ancienne centrale expérimentale de Lucens.

La surveillance du site de l'ancienne centrale expérimentale de Lucens effectuée par l'Institut de Radiophysique (IRA) sur mandat de l'OFSP comprend la mesure de la radioactivité (émetteurs gamma, tritium (^3H) et ^{90}Sr) dans les eaux provenant du bassin de contrôle (BdC) et de la chambre de contrôle (CdC). Le bassin de contrôle est un bassin de collecte dans lequel sont réunies les eaux de drainage provenant des 9 drains principaux du système de drainage; la chambre de contrôle est située juste avant le rejet dans la Broye (voir Figure 5).

Les prélèvements sont effectués à l'aide de collecteurs automatiques et envoyés à l'IRA

par un membre du personnel du dépôt de conservation des objets culturels du Canton de Vaud, qui occupe maintenant l'ancienne caverne des machines.

En 2017, l'IRA a poursuivi ses analyses selon le programme usuel. Pour la mesure des émetteurs gamma et du tritium, les échantillons d'eaux collectés toutes les 4h aussi bien par le collecteur automatique de la CdC que de celui du BdC sont réunis pour former un mélange mensuel pour chaque site. Une aliquote de ce mélange est ensuite envoyé à l'IRA pour analyse. Aucun émetteur gamma d'origine artificielle n'a pu être mis en évidence dans ces échantillons en 2017. Les résultats montrent en effet que les activités du ^{60}Co , ^{134}Cs et ^{137}Cs sont restées inférieures aux limites de détection de 0.2 à 0.4 Bq/l.

Les mélanges mensuels de la chambre de contrôle et du bassin de contrôle sont distillés puis le ^3H est mesuré par scintillation liquide. Les valeurs moyennes de la concentration en tritium mesurées en 2017 dans les échantillons du BdC et de la CdC se sont élevées à 8.3 ± 0.9 Bq/l et 7.8 ± 0.9 Bq/l respectivement. Ces valeurs sont en constantes diminutions depuis le début de la surveillance en 2001 (excepté les valeurs ponctuellement plus élevées enregistrées fin 2011 et début 2012 et qui avaient nécessité la mise en place d'un programme spécifique), ce qui est attendu compte tenu de la décroissance radioactive (demi-vie du tritium = 12.32 ans).

Pour la mesure du ^{90}Sr , deux échantillons mensuels sont mélangés, aussi bien pour la chambre de contrôle que pour le bassin de contrôle. Aucune activité supérieure à la limite de détection de 8 mBq/l n'a été mise en évidence en 2017.

Conclusions

L'impact des installations nucléaires suisses sur l'environnement a été faible en 2017.

Les doses résultant du fonctionnement des centrales nucléaires pour la population avoisinante sont restées nettement inférieures aux limites réglementaires. Les calculs effectués à partir des rejets effectifs et du rayonnement direct en se basant sur des modèles de transfert jusqu'à l'homme indiquent que l'impact dosimétrique des centrales nucléaires n'a pas dépassé la valeur directrice liée à la source de 0.3 mSv par an. Les calculs de dose effectués de manière indépendante par le PSI et les autorités de surveillance ont montré que les doses pour la population avoisinante générées par le centre de recherche sont également restées nettement inférieures à la valeur directrice liée à la source fixée à 0.15 mSv/an pour l'ensemble du site PSI/ZWILAG.

Les mesures effectuées dans tous les compartiments environnementaux ont mis en évidence un faible marquage du milieu: la détection du rayonnement direct, du ^{14}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.

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.

8.6

CERN - Rejets et environnement (Mesures CERN)

F. Malacrida et P. Vojtyla

CERN - Organisation européenne pour la Recherche nucléaire, Unité santé et sécurité au travail et protection de l'environnement (HSE), 1211 Genève 23

Résumé

Les résultats du programme de surveillance du CERN combinés aux calculs de dose pour les populations des groupes de référence ont démontré, à l'instar des années précédentes, que, pour 2017, l'Organisation a respecté la limite de 0.3 mSv/a fixée dans la réglementation du CERN [1]. La dose effective délivrée aux membres du public Suisse a été inférieure à 0.014 mSv, soit 5% de la limite. Les concentrations de radionucléides sont restées inférieures à 3% de la limite d'exemption [2] dans tous les échantillons environnementaux. De fait, le marquage de l'environnement induit par les activités du CERN demeure très faible.

Le CERN

Le CERN, l'Organisation européenne pour la recherche nucléaire, est l'un des plus grands et des plus prestigieux laboratoires scientifiques du monde. Le CERN a son siège à Genève et ses installations sont situées d'un côté et de l'autre de la frontière franco-suisse. Il a pour mission la recherche fondamentale en physique des particules afin de découvrir les constituants et lois de l'Univers. Il utilise des instruments scientifiques complexes pour sonder les constituants ultimes de la matière : les particules fondamentales. En étudiant ce qui se passe lorsque ces particules entrent en collision, les physiciens appréhendent les lois de la nature. Les instruments qu'utilise le CERN sont des accélérateurs et des détecteurs de particules. Les accélérateurs portent des faisceaux de particules à des énergies élevées pour les faire entrer en collision avec d'autres faisceaux ou avec des cibles fixes. Les détecteurs, eux, observent et enregistrent les résultats de ces collisions.

La Figure 1 présente le complexe des accélérateurs du CERN de manière schématique. Pour un complément d'information, se référer au site web du CERN www.cern.ch.

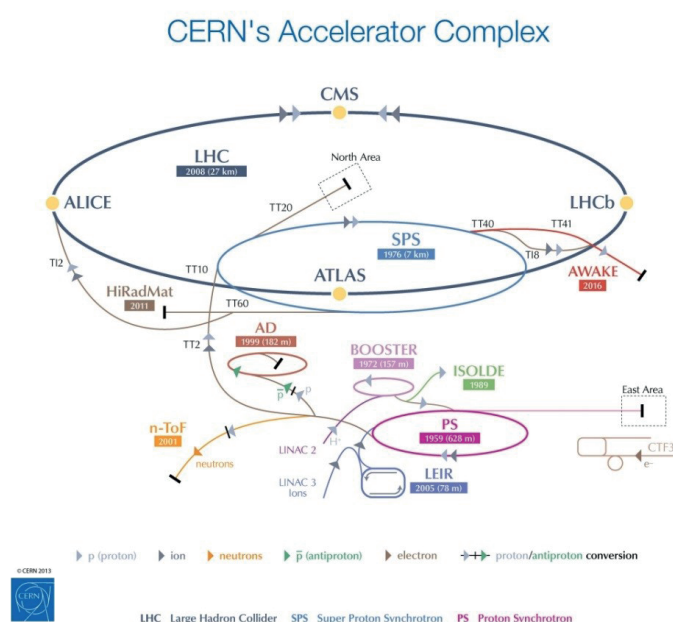


Figure 1:

Le complexe des accélérateurs du CERN (voir Glossaire en fin de chapitre).

Aspects environnementaux

L'interaction de particules de hautes énergies avec la matière génère des radiations ionisantes et produit des nucléides instables, c'est-à-dire radioactifs. Ces interactions se produisent lorsque les particules en percutent d'autres ou percutent des cibles fixes, ainsi que lors de l'accélération, de l'extraction et de la collimation des faisceaux. Les accélérateurs sont blindés et les plus puissants d'entre eux sont situés profondément sous terre, de telle manière à ce que seule une fraction infime des rayonnements traverse ces protections; ce type de rayonnement est nommé rayonnement diffusé. Les tunnels des accélérateurs et les zones expérimentales nécessitent d'être ventilés et une fraction de la radioactivité produite dans l'air peut être émise dans l'atmosphère par le biais de cheminées. De manière similaire, l'eau de refroidissement des systèmes ainsi que l'eau d'infiltration des tunnels souterrains doivent être évacuées. Ces effluents peuvent contenir de faibles quantités de substances radioactives. Conséquemment, le rayonnement diffusé, la radioactivité dans les rejets gazeux et dans les effluents sont surveillés en continu (voir ci-dessous).

En termes d'impact environnemental, le risque radiologique induit par des installations mettant en jeu des accélérateurs est très faible. Maintenir un faisceau de particules en orbite requière une instrumentation parfaitement ajustée et la moindre dérive, un événement normal et récurrent, engendre des pertes concertées de faisceau. Ces écarts sont immédiatement détectés et, en fonction de leur amplitude, peuvent conduire à un arrêt automatique quasi instantané des machines. Les radionucléides produits sont principalement des émetteurs gamma et beta de relativement courtes demi-vies et de faibles radiotoxicités. Pour plus d'information, se référer au site: voisins.web.cern.ch/fr/radiation.

Lorsque les accélérateurs sont arrêtés, l'émission atmosphérique de gaz de demi-vies courtes et le rayonnement diffusé cessent. Néanmoins, les composantes des tunnels, des machines, des cibles et des détecteurs restent sensiblement marquées par leur exposition au faisceau; ceux-ci contiennent des radionucléides produits par activation. L'eau d'infiltration des tunnels peut donc toujours potentiellement se charger en radionucléides lors de sa percolation, avant d'être évacuée vers les eaux de surface. De la même manière, des traces de radionucléides peuvent être mesurées dans l'air, lorsque par exemple le tritium dégage des composantes précitées. L'installation ISOLDE peut par ailleurs continuer d'émettre des petites quantités d'iode ou de gaz radioactifs. Ces derniers sont provisoirement stockés dans des cuves en vue de leur décroissance avant rejet et seule une fraction des quantités initialement récoltées sont émises.

Programme de surveillance

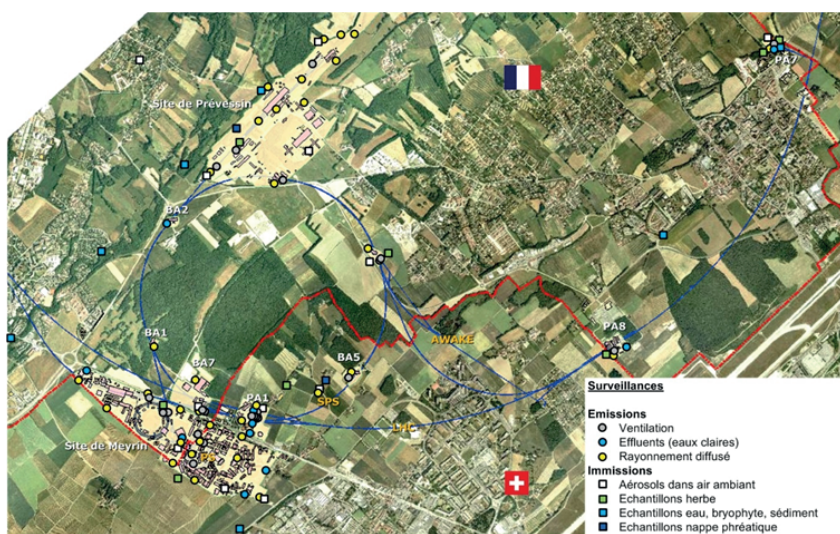


Figure 2:
Région frontalière franco-suisse : sites de Meyrin et de Préveressin du CERN, implantation de l'anneau du Super synchrotron à proton (SPS) et du Grand collisionneur d'hadrons (LHC), situation des stations de surveillance et lieux d'échantillonnage du CERN ; ceux qui concernent le territoire suisse y sont tous représentés, excepté le point de collecte des échantillons dans la rivière l'Allondon qui est hors-carte.

Le CERN, en tant que responsable de ses installations, se doit de réaliser son propre programme de surveillance environnemental, qui est élaboré en tenant compte des sources d'émission avérées et potentielles. Des stations de surveillance du rayonnement diffusé se situent aux lieux où ces rayonnements ont pu être observés ou prédits par des calculs. Chaque station est équipée d'une chambre d'ionisation dédiée à la mesure en continu des photons et des particules chargées et pénétrantes, comme les muons, ainsi que d'un moniteur de neutrons. En 2017, 41 stations de ce type étaient en opération. Les points d'extraction d'air, d'où des substances radioactives peuvent être émises, sont équipés de stations de surveillance qui mesurent en continu les radionucléides gazeux à demi-vie courte et échantillonnent les aérosols sur des filtres périodiquement analysés en

laboratoire. En 2017, 40 stations étaient en opération. De manière similaire, les points de rejet des eaux claires qui sont déversées dans les eaux de surfaces (rivières) sont équipés de stations de surveillance de la radioactivité de l'eau (13 stations en 2017); les eaux claires incluent les eaux de refroidissement des circuits secondaires, les eaux d'infiltration des tunnels et les eaux météoriques. Ces stations mesurent en continu les radionucléides de demi-vies courtes et collectent des échantillons d'eau analysés périodiquement en laboratoire. Deux stations contrôlent indépendamment les eaux de refroidissement et d'infiltration du SPS et du LHC.

Les niveaux de rayonnement diffusé mesurés ainsi que le bilan des rejets vers l'atmosphère et les cours d'eau sont utilisés pour quantifier l'impact dosimétrique, par le biais de modèles environnementaux et radiologiques reconnus [3, 4]. La surveillance des émissions est complétée par la surveillance des immissions, qui est un processus impliquant la collecte d'échantillons environnementaux et leur analyse en laboratoire. Les résultats doivent corrélérer avec les prédictions, confirmant ainsi qu'aucun rejet incontrôlé n'a été effectué et que les modèles utilisés sont adéquats. Cette surveillance implique également un échantillonnage en continu des aérosols dans l'air ambiant (11 stations), des échantillons d'herbe (12 points d'échantillonnage), d'eau, de bryophytes (mousses) et de sédiments dans les cours d'eau (13 points), de l'eau des nappes phréatiques (7 points), ainsi que des échantillons de produits d'agriculture locaux, tels que p. ex. blé, graines de tournesol, asperges et vin.

Les positions des stations de surveillance des émissions et du rayonnement diffusé ainsi que les points de collecte des échantillons destinés à être mesurés en laboratoire dans le cadre de la surveillance des immissions sont présentés en Figure 2.

Résultats 2017

Activités du CERN et opération des accélérateurs en 2017

L'opération des machines a redémarré à partir de début avril et a duré jusqu'à mi-décembre. Toutes les installations étaient en fonctionnement.

Rayonnement diffusé

La principale source de rayonnement diffusé sur le site de Meyrin est le complexe du PS. Une petite fraction des neutrons produits dans les accélérateurs peut diffuser à travers le blindage, gagner en hauteur, puis, en interagissant avec les composants de l'air, être redirigés vers le sol. C'est le phénomène dit du *skyshine* et le public résidant de manière permanente aux abords des barrières du site peut être exposé à ce rayonnement. La figure 3 présente les doses équivalentes ambiantes telles que mesurées par les moniteurs de rayonnement diffusé localisés aux abords des sites situés en Suisse.

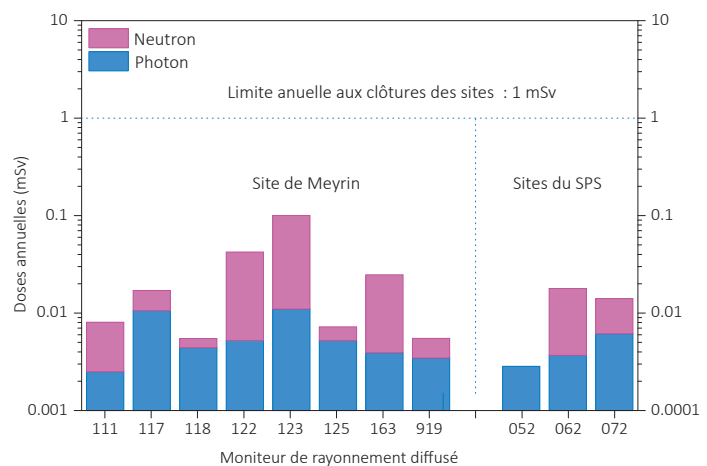


Figure 3: *Equivalent de dose ambiant annuel net enregistré par les moniteurs de rayonnement diffusé (CERN, 2017).*

Rejets de substances radioactives dans l'atmosphère

Les rejets de substances radioactives par les cheminées dans l'atmosphère qui concernent le territoire suisse sont résumés au Tableau 1. Dû à la faible hauteur des cheminées ainsi qu'aux courtes demi-vies des radionucléides émis, l'impact reste local et est minime. Les radionucléides se répartissent en quatre catégories: les gaz radioactifs de demi-vie courtes ^{11}C , ^{13}N , ^{14}O , ^{15}O et ^{41}Ar ; le ^7Be ; l'activité bêta total (majoritairement ^{32}P et ^{33}P) et le tritium (^3H).

Tableau 1:
Rejets radioactifs dans l'air (CERN, 2017).

Origine du rejet	Station(s)	Air rejeté	¹¹ C, ¹³ N, ¹⁴ O, ¹⁵ O, ⁴¹ Ar	⁷ Be aérosol	Bêta aérosol	Tritium
		10 ⁶ m ³	TBq	MBq	MBq	GBq
LINAC 4	VMS180	29	< 0.001	< LD	< LD	< LD
PS BOOSTER	VMS175	152	0.4	20	0.5	1.7
ISOLDE via MEDICIS*	VMS169	70	< 0.001	0.009	<0.001	0.1
ISOLDE	VMS170	34	6.2	21	0.3	15
Anneau principal PS	VMS176 VMS177 VMS178 VMS179	530	1.8	<LD	< LD	6.1
TT70 transfert PS-SPS	VMS173	69	0.2	0.004	< LD	3.5
n-TOF	VMS171	0.5	7.1	1.5	<0.001	57
East Area	VMS181	11	2.0	27	0.8	0.3
Evaporation tritium	NA**	3	<LD	<LD	< LD	9.4
TT10 injection PS-SPS	VMS011	275	2.1	39	1.4	9.2
SPS BA5	VMS051	396	0.5	<LD	< LD	2.0
HIRADMAT	VMS070	22	0.007	<LD	< LD	3.9
LHC Machine Secteurs 2->1, 8->1	VMS901	429	2.4	<LD	0.007	<LD
LHC Experiment ATLAS	VMS911 VMS912 VMS913 VMS914	157	0.009	<LD	<LD	<LD

* Les réservoirs de gaz de l'installation ISOLDE rejettent ponctuellement leur contenu, après décroissance, via la cheminée de rejet de l'installation MEDICIS.

** L'eau est analysée en laboratoire avant son évaporation.

Outre ces radionucléides, les expériences ISOLDE et n-TOF produisent également des petites quantités d'iode radioactif (¹²⁰, ¹²¹, ¹²³, ¹²⁴, ¹²⁵, ¹²⁶, ¹³¹, ¹³³I), résultat de l'irradiation par des protons de cibles lourdes. Les quantités rejetées en 2017 sont de respectivement 362 et 107 MBq, (ne figurent pas en Tableau 1), induisant une dose au groupe de référence (personnes les plus exposées au voisinage de l'installation) de 0.0002 et 0.000003 mSv. ISOLDE a rejeté de très faibles quantités de gaz (Xe, Kr), d'iode et de tritium sous forme gazeuse via la cheminée de l'installation MEDICIS. Ces rejets sont induits par la vidange des réservoirs de stockage du gaz provenant des systèmes du vide.

Une fraction de l'eau d'infiltration des tunnels est collectée dans des cuves et est ensuite évaporée depuis le site de Meyrin (référéncé sous «évaporation tritium» en Tableau 1).

Rejets de substances radioactives dans les cours d'eau

Les effluents du CERN sont rejetés dans plusieurs cours d'eau qui rejoignent finalement le bassin du lac Léman ou le Rhône. Cependant, l'impact des rejets dans chaque cours d'eau doit être déterminé spécifiquement, car les membres du public ne peuvent être exposés aux immissions dans plusieurs cours d'eau à un moment donné. Les radionucléides rejetés se répartissent en quatre catégories :

- le tritium sous forme aqueuse (HTO),
- l'activité bêta totale imputable en grande majorité au ²²Na,
- les rejets d'émetteurs de positrons de demi-vie courte (¹¹C, ¹³N, ^{14,15}O) et
- le ²⁴Na avec une demi-vie de 15 heures.

Le Tableau 2 présente les rejets de 2017, mais seulement pour les points de rejet où des radionucléides en concentrations supérieures aux limites de détection ont été mesurés. L'indice bêta global résiduel, c'est-à-dire corrigé pour la présence de ⁴⁰K naturel dans l'eau, est attribué au ²²Na exclusivement. Par conséquent, les rejets déclarés en bêta/gamma (²²Na) sont surestimés car une fraction ou la totalité de l'indice bêta global résiduel est en réalité induit par des radionucléides d'origines naturelles (p. ex. descendants de l'uranium).

Tableau 2 :

Rejets radioactifs dans les cours d'eau (CERN, 2017).

Origine du rejet	Station	Quantité d'eau	Tritium	Bêta/gamma (^{22}Na)	^{11}C , ^{13}N , $^{14,15}\text{O}$	^{24}Na	Rejeté dans:
		10^6 m^3	GBq	MBq	GBq	GBq	
Site de Préveessin, SPS	WMS021	0.22	39	49	1.9	0.31	Le Lion (F)
Site de Meyrin Sud-est	WMS101	1.1	1.4	13	<LD	<LD	Nant d'Avril (CH)
Site de Meyrin Ouest	WMS103	0.13	0.6	2.6	<LD	<LD	Le Lion (F)
AD infiltration	WS104	0.03	0.01	1.3	<LD	<LD	STEP*
Site SPS BA6 + site LHC PA1	WMS910	0.7	0.4	15	3.5	<LD	Nant d'Avril (CH)
Site LHC PA7	WMS970	0.005	0.03	0.04	n.m.**	n.m.**	Affluent du Marquet (F/CH)
CNGS**, rejet par le site du LHC PA8	WMS980	0.09	0.6	1.1	<LD	<LD	Le Nant (F)

* Station d'épuration d'eau Bois-de-Bay à Satigny/GE

** n.m. : dû à un problème technique relatif à l'échantillonnage en continu, les données ne sont pas disponibles pour 2017. Noter qu'aucun radionucléide de demi-vie courte n'avait été identifié par le passé

Surveillance des immissions

Le Béryllium-7 (^7Be) est un radioélément faiblement radiotoxique, produit dans l'air par les particules de haute énergie. Il possède une grande affinité aux aérosols, ce qui permet de l'utiliser comme marqueur de rejets dans l'atmosphère de particules radioactives en suspension dans l'air provenant des accélérateurs (voir Tableau 1). Cependant, ce radioélément est également produit naturellement par les rayonnements cosmiques en atmosphère. Aux latitudes moyennes, la concentration en ^7Be dans l'air varie au cours de l'année, avec des maximums en début d'été et en été, lorsque la tropopause, une couche se situant entre la troposphère et la stratosphère, se rompt. L'air provenant de la stratosphère, riche en radioéléments produits par rayonnements cosmiques, est alors injecté dans la troposphère. Les pluies influencent aussi la concentration naturelle en ^7Be , car elles précipitent les aérosols en suspension dans l'air. La Figure 4 montre la concentration de ^7Be dans l'air ambiant collecté dans deux types de stations :

- des stations situées autour du CERN pouvant capter des rejets d'accélérateurs et
- deux stations de référence éloignées des accélérateurs (EAS951 et HVS Posieux/FR).

Les valeurs mesurées proches et loin des sites du CERN ont toutes corrélées, prouvant ainsi que la majeure partie de l'activité en ^7Be mesurée est d'origine naturelle. La mesure de l'échantillonneur d'aérosols à haut volume EAS973 situé au LHC-PA7 a été suffisamment sensible pour détecter le ^{22}Na naturel, aussi produit par rayonnements cosmiques. Les quantités mesurées, soit < 0.001 mBq/m³, correspondent à celles mesurées avant que le LHC ne soit en opération. Les mesures des filtres d'aérosols de la station de ventilation VMS907 du LHC PA7 n'ont pas mis de ^{22}Na en évidence.

Concernant l'environnement aquatique, des faibles concentrations en ^{54}Mn ont été mesurées dans des échantillons de bryophytes (mousses) et de sédiments prélevés dans la rivière le Lion (F). Les radionucléides proviennent de la Zone Nord du site de Préveessin (F) et les activités spécifiques sont au maximum équivalentes à 3% de la limite d'exemption [2]. Les bryophytes sont d'excellents bioaccumulateurs de pollution. Alors que la mesure de l'eau de rivière est une valeur instantanée, ces végétaux, qui peuvent être assimilés à des collecteurs, permettent d'identifier des radionucléides ayant été présents dans l'eau. Aucun autre radionucléide provenant du CERN n'a pu être détecté dans les autres échantillons d'eau, de bryophytes et de sédiments. Tous les échantillons susmentionnés ont été collectés en septembre. Bien que les radionucléides aient été mesurés dans des échantillons provenant du territoire français, ils sont mentionnés dans ce présent rapport car la rivière le Lion rejoint l'Allondon, qui termine son cours dans le Rhône. Le Nant d'Avril, dont le flux est principalement alimenté par les eaux de rejet du CERN durant les périodes sèches, fait depuis 1998 l'objet de contrôles réguliers par l'Institut Forel de l'Université de Genève, mandaté par l'Office Fédéral de la Santé Publique (se référer au chapitre 8.7).

En dehors des sédiments et bryophytes susmentionnés, aucun radionucléide produit au CERN n'a pu être mis en évidence dans les autres échantillons environnementaux; le marquage de l'environnement par des radionucléides produits au CERN peut donc être considéré comme très faible.

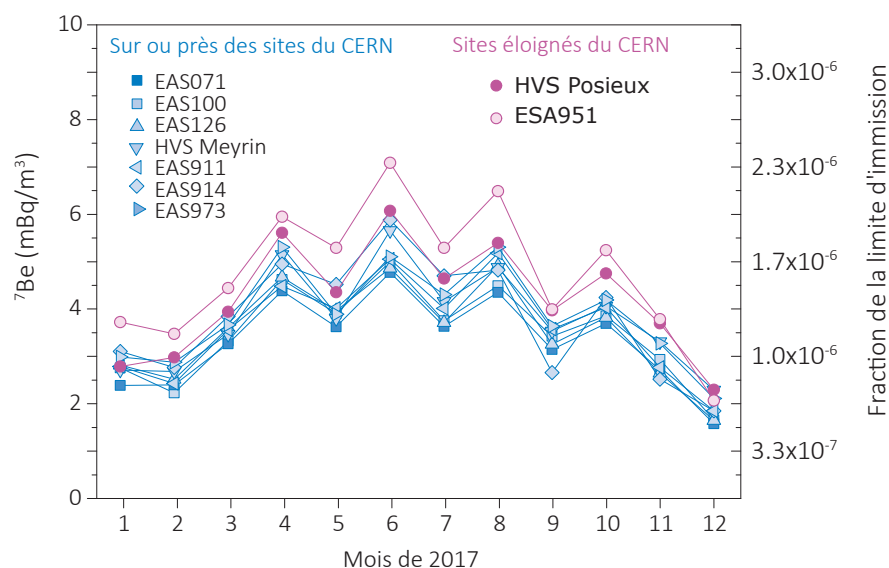


Figure 4:

Activités du ^7Be mesurées par le biais de 9 stations d'échantillonnage dont 7 sont situées sur ou proches des sites du CERN. EAS71: Site du SPS BA-7. EAS100 Site CERN de Meyrin. EAS126: Proche du PS. EAS914: Site du LHC PA1. EAS911: Proche d'une ferme de Meyrin. EAS951: Station de référence localisée à Cessy (F). EAS973: Échantillonneur CERN à haut débit sur le site du LHC PA7 proche de Collex-Bossy/GE. HVS Meyrin, HVS Posieux: Échantillonneurs OFSP à haut débit, le premier se situant sur le site CERN de Meyrin et le second à Posieux/Fribourg [4].

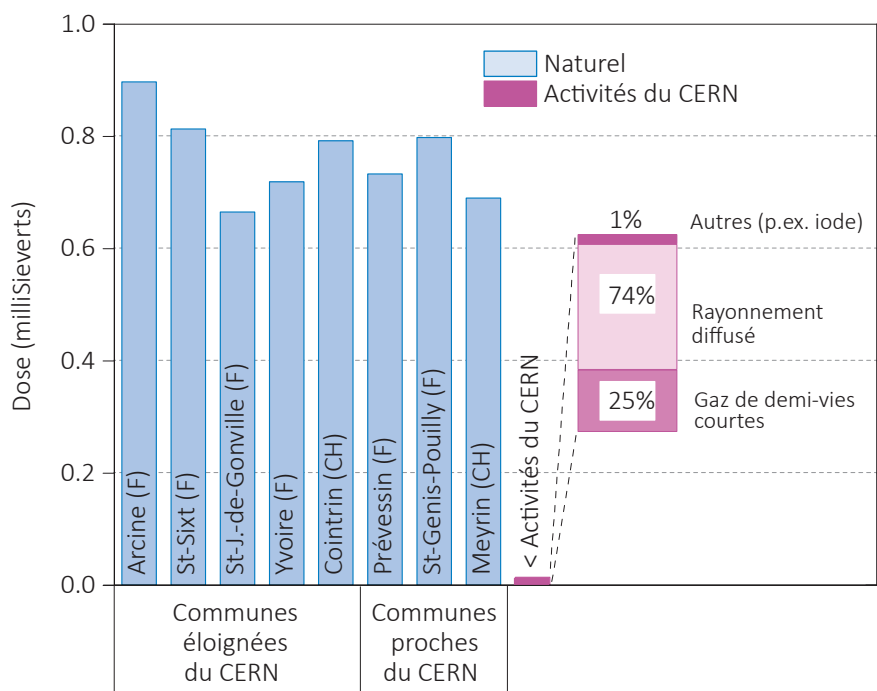


Figure 5:

Contribution à la dose annuelle des activités du CERN sur le site CERN de Meyrin, comparée aux variations des doses externes naturelles dans des communes françaises et suisses situées à proximité. La contribution du CERN de 0.014 mSv doit être comparée à la valeur limite de dose fixée dans la réglementation du CERN à 0.3 mSv [1].

Impact radiologique

La dose effective reçue par le groupe de référence pour le site de Meyrin du CERN en 2017 a été calculée à partir des équivalents de dose ambiante mesurés aux barrières du site et des activités des substances rejetées dans l'air et l'eau, en utilisant un modèle de diffusion amélioré basé sur les directives nationales et internationales [3, 4]. La dose effective totale de 0.014 mSv est induite pour deux tiers par le rayonnement diffusé et pour un tiers par les rejets de gaz de demi-vies courtes. A noter qu'il n'a pas été possible de tenir compte de l'éloignement du groupe de référence par rapport au site de Meyrin dans le calcul de la dose efficace

induite par le rayonnement diffusé. Conséquemment, la dose efficace est très probablement surestimée. Le groupe de référence exposé aux rejets d'effluents liquides dans le Nant d'Avril a reçu une dose inférieure à 0.0004 mSv.

Le rayonnement diffusé et les rejets en gaz de demi-vies courtes contribuent à 99% à la dose susmentionnée de 0.014 mSv. Ceux-ci sont surveillés en continu, garantissant ainsi un temps de réaction optimal en cas de dégradation de fonctionnement des installations.

Conclusions

- Les résultats du programme de surveillance effectué par le CERN, combinés aux calculs de dose pour les groupes de référence ont démontré, pour l'année 2017 et à l'instar des années précédentes, que l'Organisation a largement respecté la valeur limite de 0.3 mSv/a fixée dans la réglementation du CERN [1];
- Des techniques de mesure sensibles ont permis de détecter des radionucléides en faibles concentrations dans un seul échantillon environnemental. Les valeurs de concentration sont néanmoins restées inférieures à 3% des limites d'exemption [2]. De fait, le marquage de l'environnement par les activités du CERN demeure très faible.
- De manière à confronter l'impact dosimétrique des activités du CERN aux valeurs typiques d'expositions naturelles, la figure 5 compare la dose susmentionnée de 0.014 mSv avec la dose équivalente annuelle mesurée en plusieurs localités proches et éloignées des sites du CERN.

Références

- [1] Code F Rev., Radioprotection – Manuel de radioprotection, CERN (2006).
- [2] Ordonnance sur la radioprotection (ORaP), 814.501, Berne (2014), Annexe 3.
- [3] Inspection fédérale de la sécurité nucléaire (IFSN), Calcul de l'exposition aux radiations ionisantes dans l'environnement due à l'émission de substances radioactives par les installations nucléaires, IFSN-G14/f rév.1 (2009).
- [4] Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment, Safety Reports Series No. 19, IAEA, Vienna (2001).
- [5] S. Estier et al, Surveillance de la radioactivité dans l'environnement : Résultats des mesures 2017 de la section URA, Office fédéral de la santé publique, Unité de direction Protection des consommateurs, Division radioprotection, Berne (2018)

Glossaire

AD	Décélérateur d'antiprotons
AWAKE	Advanced WAKefiled Experiment
GNGS	CERN Neutrino to Gran Sasso
CLIC	Compact Linear Collider, projet impliquant un collisionneur linéaire
CTF3	CLIC Test Facility, installation de test pour le projet CLIC
HIRADMAT	Hi Irradiation to Materials, tests d'irradiations de matériaux
ISOLDE	Isotope Separator On-Line Device- Séparateur de radio-isotopes en ligne
LEIR	Low Energy Ion Ring, stockage des ions lourds avant leur accélération par le PS
LHC	Large Hadron Collider- Grand collisionneur d'hadrons
LINAC2	Accélérateur linéaire pour les protons, injecteur du PSB
LINAC3	Accélérateur linéaire d'ions lourds, injecteur du LEIR
LINAC4	Accélérateur linéaire pour les protons, en cours de test
n-TOF	neutron Time-Of-Flight, expérience impliquant une source de neutrons de spallation
PSB	Proton Synchrotron Booster- accélérateur injecteur pour le PS et pour l'ISOLDE
PS	Synchrotron à protons
SPS	Super synchrotron à protons

8.7

Environnement du CERN

(mesures OFSP)

S. Estier, P. Beuret, G. Ferreri, A. Gurtner, D. Lienhard, M. Müller, P. Steinmann

Section Radioactivité de l'environnement, URA / OFSP, 3003 Berne

J.-L. Loizeau, Ph. Arpagaus

Département F.-A. Forel des sciences de l'environnement et de l'eau,
Université de Genève, Bd Carl-Vogt 66, 1211 Genève 4

Résumé

Parallèlement aux mesures de contrôle effectuées par l'unité santé et sécurité au travail et protection de l'environnement (HSE) du CERN, l'Office Fédéral de la Santé Publique (OFSP) met en œuvre, de manière indépendante, un programme de surveillance de la radioactivité et des doses de rayonnements au voisinage du centre de recherche. L'ensemble des mesures effectuées par l'OFSP en 2017 n'a pas révélé d'impact notable des installations du CERN sur l'environnement et la population avoisinante. Même si des traces de radioisotopes, produits dans les installations du centre de recherche, ont pu être détectées, les activités maximales enregistrées sont restées nettement inférieures aux limites suisses et leur impact radiologique peut être considéré comme minime.

Programme de surveillance de l'OFSP

L'OFSP surveille l'environnement du CERN de manière indépendante par les mesures suivantes (territoire suisse uniquement, à l'exception de la dosimétrie d'ambiance):

- Dosimétrie d'ambiance du rayonnement gamma ainsi que des neutrons sur une base trimestrielle (13 dosimètres à thermoluminescence-TLD- évalués par l'IRA) et mesures instantanées de l'équivalent de dose ambiant effectuées par l'OFSP sur 9 sites limitrophes du CERN et 9 sites de référence distants.
- Aérosols: mesure continue par spectrométrie gamma des aérosols déposés sur un filtre déroulant par le moniteur URAnet et spectrométrie gamma hebdomadaire des filtres d'un collecteur à haut débit.
- Eaux du Rhône à Chancy (mesures gamma et tritium) et du Nant d'Avril (mesures spectrométriques de l'eau et des sédiments effectuées par l'Institut Forel, mesure du tritium par l'OFSP).
- Sols (spectrométrie gamma in situ et en laboratoire) et végétaux ainsi que certains produits locaux (comme le ^3H dans le vin).

A noter qu'après l'arrêt hivernal pour maintenance, les installations du CERN ont toutes été en fonction dès début avril et jusqu'à la mi-décembre 2017.

Mesures de l'exposition ambiante

Treize sites ont été surveillés en 2017, 5 d'entre eux étant situés dans l'enceinte du centre de recherche (côtés suisse et français) et 7 sur le parcours du LHC. En plus de l'équivalent de dose ambiant résultant du rayonnement gamma, la dose des neutrons a également été évaluée.

Les résultats de ces mesures, effectuées par l'Institut de Radiophysique (IRA) sur mandat de l'OFSP, ont montré que les doses des photons enregistrées au cours de l'année 2017 correspondent partout à l'irradiation naturelle (environ 0.2 mSv par trimestre), sauf en un point situé sur le site de Prévessin, où des valeurs 2 à 3 fois plus élevée ont été observée au 2^{ème} et au 3^{ème} trimestre 2017. Des valeurs similaires ont toutefois déjà été relevées par le passé, par exemple au 3^{ème} et 4^{ème} trimestre 2016 ainsi qu'au 4^{ème} trimestre 2012 et sont dues au fonctionnement de l'installation COMPASS.

Les doses des neutrons sont restées faibles ou inférieures à la limite de détection de 0.02 mSv sauf en deux points, situés à l'intérieur de l'enceinte du site de Meyrin, à proximité du synchrotron à protons (PS) et du booster du PS (PSB). Les doses observées restent cependant peu élevées (maximum de 0.24 mSv par trimestre) par rapport aux valeurs atteintes par le passé (jusqu'à environ 1 mSv). Notons que les doses des neutrons enregistrées en ces points au premier trimestre 2017 sont quant à elles restées proches de l'irradiation naturelle, puisque les installations étaient à l'arrêt pour maintenance au cours de l'hiver.

Au 3^{ème} trimestre 2017, la dose des neutrons enregistrées près du Hadron stopper sur le site de Prévessin étaient également supérieure à l'irradiation naturelle, avec une valeur voisine de 0.15 mSv par trimestre.

Les relevés instantanés réalisés par l'OFSP à l'aide d'une chambre d'ionisation (Figure 1) en septembre 2017 sur 9 sites du voisinage proche du CERN et 9 sites distants n'ont par ailleurs montré aucune influence du centre de recherche sur l'exposition ambiante due au rayonnement gamma. Les valeurs du débit d'équi valent de dose ambiant ($H^*(10)$) pour les gammas se sont échelonnées entre 88 et 109 nSv/h et se situent dans le domaine de variation de l'irradiation naturelle (moyenne des sites limitrophes : 96 ± 5 nSv/h; moyenne des sites distants 99 ± 7 nSv/h).

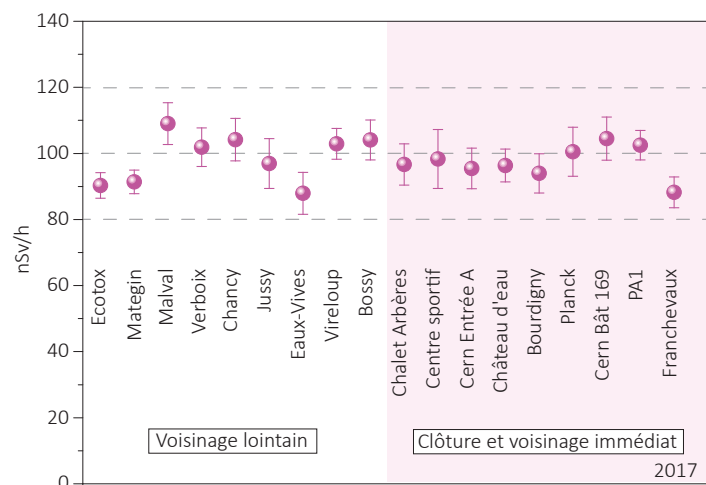


Figure 1: Mesures du débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ effectuées par l'OFSP en 2017 à l'aide d'une chambre d'ionisation placée 1 m au-dessus du sol.

Mesures dans le milieu atmosphérique

Même si le nouveau réseau de surveillance de la radioactivité dans l'air, URAnet, ne sera officiellement opérationnel qu'en 2018, la station de mesure située au CERN a déjà fonctionné pendant toute l'année 2017. Le moniteur spectrométrique mesurant en continu les émetteurs gamma dans les aérosols déposés sur un filtre déroulant, n'a mis en évidence aucun radionucléides d'origine artificielle avec une concentration supérieure à la limite de détection (1.1 mBq/m³ pour le ¹³⁷Cs pour un temps de mesure de 12h). Le moniteur d'iode gazeux également installé sur le site du CERN, pour la surveillance de l'¹³¹I gazeux n'a révélé aucune valeur supérieure à la limite de détection de 50 - 60 mBq/m³.

Les résultats des mesures hebdomadaires des filtres aérosols à haut débit (HVS) du CERN ont confirmé, comme les années précédentes, la prédominance des radioéléments d'origine naturelle, tels que ⁷Be et ²¹⁰Pb (cf figure 2). Le cas du ⁷Be est toutefois particulier de par sa double origine : naturelle et anthropogénique (production dans les tunnels du CERN). Le tableau 1 ne montre toutefois pas de différence notable entre les

Tableau 1 :

Concentrations du ^7Be mesurées en 2017 dans les filtres aérosols de la station à haut débit au CERN et comparaison avec les stations situées hors influence.

Station de collection à haut débit	Valeur min/max (mBq/m ³)	Moyenne (mBq/m ³)
CERN (Meyrin/GE)	1.1 - 6.7	3.8 ± 1.4
Posieux/FR	1.1 - 7.0	4.2 ± 1.5
Klingnau/AG*	1.3 - 6.3	3.1 ± 1.4
Güttingen/TG	1.4 - 7.3	3.9 ± 1.4
Cadenazzo/TI	1.7 - 8.4	4.7 ± 1.5

*Le débitmètre de la station de Klingnau était en panne de la mi-mai à la mi-août 2017, période où les concentrations en ^7Be sont généralement les plus élevées; les résultats pour cette période n'ont pas été considérés (débit estimé sur la base des valeurs usuelles).

concentrations de ^7Be mesurées en 2017 dans les filtres aérosols de la station du CERN et celles enregistrées dans les stations situées hors de son influence.

Des traces de ^{24}Na , également d'origine naturelle, sont régulièrement détectées (valeurs comprises entre 0.1 et 0.8 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$).

En ce qui concerne les radioéléments d'origine artificielle, des traces de ^{137}Cs provenant de la remise en suspension des retombées des essais nucléaires des années 50 et 60 ainsi que de l'accident de Tchernobyl ont, comme partout en Suisse, été détectées à plusieurs reprises, mais les activités sont restées très faibles (valeur maximale de $1.2 \pm 0.2 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$).

Les seuls radio-isotopes attribuables aux activités du CERN sporadiquement mis en évidence dans les filtres aérosols en 2017 sont le ^{24}Na (valeur maximale de 30 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) et le ^{131}I (valeurs comprises entre 0.4 ± 0.2 et $4.0 \pm 0.8 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$). Ces radionucléides, d'une demi-vie de 15 h pour le ^{24}Na et de 8 jours pour le ^{131}I , sont produits dans les accélérateurs de particules du centre de recherche (l' ^{131}I est produit par l'installation ISOLDE et nTOF, voir chap. 8.6).

Notons encore que l'impact radiologique de ces traces de ^{24}Na et de ^{131}I est tout à fait négligeable, puisque les concentrations les plus élevées enregistrées en 2017 pour ces radionucléides ne représentent qu'environ 0.00003% (pour le ^{24}Na) et 0.00015% (pour le ^{131}I) des limites d'immissions dans l'air selon l'Ordonnance sur la radioprotection. L'identification d'un aussi faible niveau de radioactivité nécessite des méthodes extrêmement sensibles, comme celles mises en œuvre par l'OFSP.

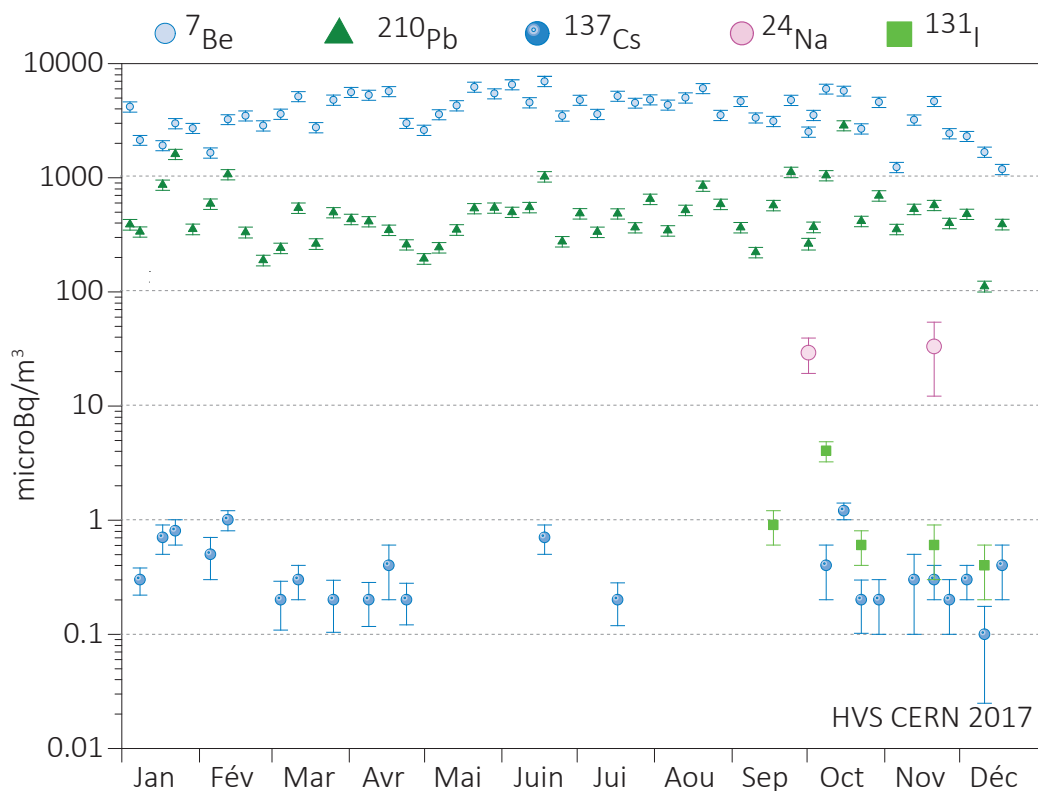


Figure 2 :

Concentrations de divers radioisotopes (naturels et artificiels) mesurées dans les aérosols collectés chaque semaine à la station à haut débit située au CERN en 2017.

Mesures dans le milieu terrestre

Les mesures par spectrométrie gamma in situ permettent de distinguer les contributions d'origine naturelle et artificielle à l'exposition externe du public. La figure 3 montre que les valeurs mesurées au voisinage du centre de recherche sont tout à fait comparables à celles relevées dans des sites hors de son influence, tel que Posieux/FR (pour plus de détails sur les mesures in situ, se référer au chapitre 3.1). Seuls les résultats enregistrés au point de mesure situé à l'intérieur de la clôture du centre de recherche (BAT 588) s'en distinguent légèrement. En effet, d'infimes traces d' ^{41}Ar , un gaz rare de demi-vie inférieure à 2 heures produit dans les accélérateurs du centre de recherche, ont pu être enregistrées dans l'air sur ce site. La présence de ^{22}Na était également clairement visible sur le spectre in situ enregistré sur ce même site. Comme le ^7Be , le ^{22}Na est produit dans la stratosphère par rayonnement cosmique, mais peut également être produit par les installations du CERN. Il n'est pas possible de déterminer avec certitude la part attribuable aux activités du CERN, mais ce radionucléide n'a pas été mis en évidence aux points de mesure situés à l'extérieur de la clôture du centre de recherche.

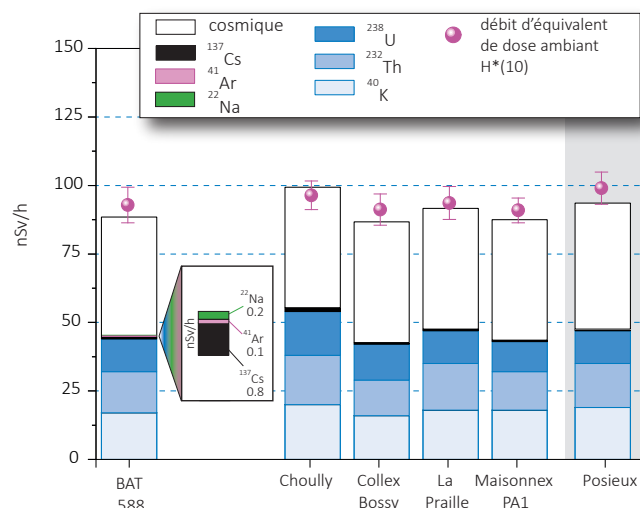


Figure 3 :

Contributions individuelles au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ calculées à partir des spectres in situ (distribution supposée homogène des radionucléides dans le sol) mesurés au voisinage du CERN en 2017. La mesure globale du débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ avec chambre d'ionisation est également représentée.

Les analyses en laboratoire sur des échantillons de sol, d'herbes et autres produits locaux prélevés au voisinage proche du centre de recherche ont confirmé ce constat. Les résultats sont typiques de ceux obtenus dans des 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 des années 50 et 60 et dans une moindre mesure de l'accident de Tchernobyl.

Mesures dans le milieu aquatique

Les échantillons mensuels d'eau du Rhône prélevés à Chancy/GE n'ont pas présenté de radioactivité gamma d'origine artificielle mesurable en 2017. Les concentrations en tritium dans ces échantillons étaient par ailleurs toutes inférieures à la limite de détection de 2 Bq/l.

Dans les échantillons mensuels d'eaux du Nant d'Avril, les concentrations de tritium sont également généralement restées inférieures à la limite de détection. Une concentration de tritium faible mais mesurable (2.3 +/- 0.6 Bq/l) a toutefois pu être mise en évidence dans l'échantillon d'eau du Nant d'Avril en novembre. Le programme de surveillance du Nant d'Avril conduit le département F.-A. Forel des sciences de l'environnement et de l'eau à l'initiative de l'OFSP depuis 1999 a été poursuivi. Les résultats des mesures effectuées dans le cadre de ce programme a fait l'objet d'un rapport spécifique¹.

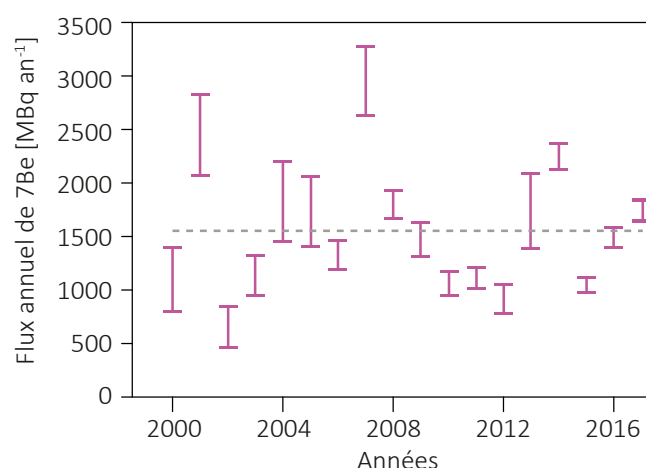


Figure 4 :

Estimation des flux annuels minimum et maximum de ^7Be dans le Nant d'Avril (données Département F.-A. Forel)

¹ J.-L. Loizeau et Ph. Arpagaus, Rapport N°18 sur les mesures de la radioactivité dans le Nant d'Avril (Genève), Novembre 2016 – Novembre 2017 ; Département F.-A. Forel des sciences de l'environnement et de l'eau, Université de Genève (Décembre 2017)

Entre le 29 octobre 2016 et le 04 décembre 2017, 24 échantillons d'eau ont été prélevés (échantillonnage proportionnel au débit effectué à l'aide d'un collecteur automatique) avec une intégration des prélèvements de 4 à 21 jours. Suite à une panne de l'échantillonneur, la période du 10 juillet au 09 août 2017 est manquante.

En dehors du ^{40}K et des isotopes des séries primordiales (^{238}U , ^{235}U , ^{232}Th), seuls 3 radioisotopes ont été détectés dans les échantillons d'eau brute (non filtrée) prélevés dans le Nant d'Avril. Les activités maximales sont celles du ^7Be (maximum de 0.85 ± 0.04 Bq/l enregistré en septembre), avec une moyenne de 0.35 Bq/l lorsque l'isotope est présent.

L'échantillonnage des eaux ayant été réalisé en fonction du débit, il est possible d'estimer le flux d'un isotope en multipliant les débits (exprimés en $\text{m}^3/\text{période}$) par l'activité spécifique du radionucléide. Le flux annuel estimé de ^7Be pour la période 2016 - 2017 (calculé sur une année, du 29 octobre 2016 au 5 novembre 2017), est ainsi de 1'660 MBq/an au minimum et de 1'850 MBq/an au maximum. Ces valeurs se situent dans les valeurs moyennes des périodes de mesure précédentes (voir figure 4).

Le deuxième radionucléide mis en évidence dans les eaux du Nant d'Avril est le ^{137}Cs (maximum de 13 mBq/l). Ce radionucléide a été détecté exclusivement sur les particules (mesuré sur les filtres), ce qui montre qu'il est fortement associé à celles-ci, malgré une acidification de l'échantillon. Le ^{137}Cs provient de l'érosion des sols, qui entraîne des particules contaminées par les retombées des essais nucléaires dans l'atmosphère et de la catastrophe de Tchernobyl.

Finalement, des traces de ^{22}Na (max de 2.5 mBq/l), proche de la limite de détection, ont été mise en évidence à 2 reprises dans les échantillons d'eau. Comme le ^7Be , le ^{22}Na est produit dans la stratosphère par rayonnement cosmique, mais peut également être produit par les installations du CERN. Très peu de données récentes sont disponibles sur les flux naturels de ^{22}Na . Ce radionucléide n'avait pu être détecté en 2013, alors que les installations étaient complètement à l'arrêt, alors qu'il avait régulièrement été mis en évidence au cours des années antérieures. Ces résultats tendent à confirmer l'hypothèse faite les années précédentes, attribuant l'origine de ce radionucléide dans les échantillons d'eaux du Nant d'Avril aux activités du CERN.

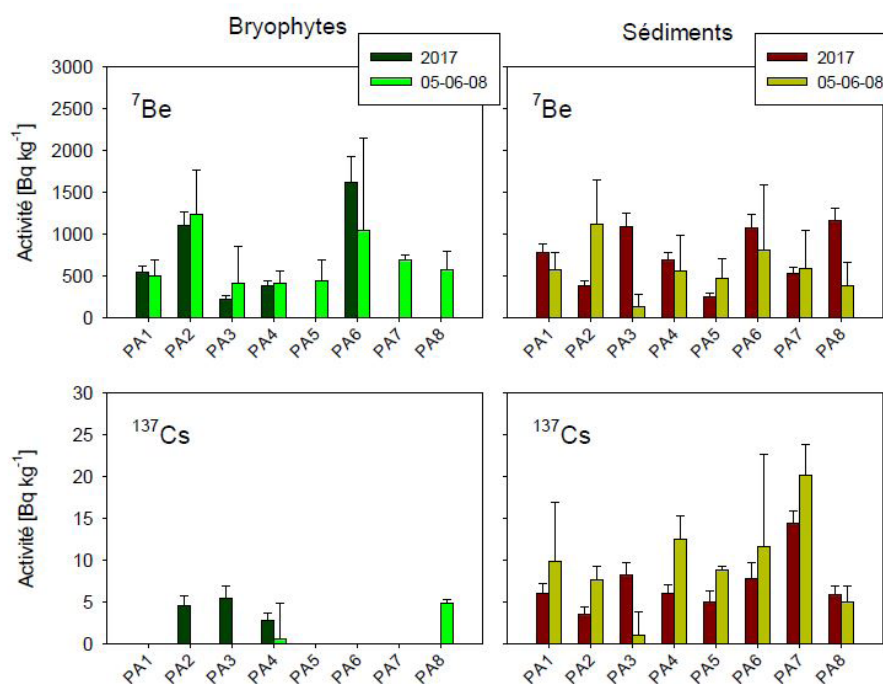


Figure 5 :

Activités du ^7Be et du ^{137}Cs dans les bryophytes et les sédiments aux points de rejet du LHC (PA1 à PA8). Les valeurs 05-06-08 correspondent aux moyennes des résultats des campagnes de mesures effectuées en 2005, 2006 et 2008, avant la mise en service du LHC. Il n'y a pas d'échantillon de bryophytes aux points 7 et 8.

L'analyse des sédiments prélevés mensuellement dans le Nant d'Avril a révélé la présence de ^7Be et de ^{137}Cs dans tous les échantillons. Les activités mesurées pour ces deux isotopes sont résumées dans le tableau 2. Aucun autre émetteur gamma d'origine artificielle n'a pu être décelé dans les échantillons de sédiments au cours de la période sous revue.

Afin de mettre en évidence d'éventuelles augmentations des immissions radioactives dans le milieu aquatique dues au fonctionnement du LHC, des sédiments et des bryophytes sont par ailleurs prélevés une fois par an aux 8 principaux points de rejets des eaux du LHC et analysés par le département F.-A. Forel. Les activités spécifiques mesurées dans les échantillons de sédiments se sont échelonnées, en 2017 (période d'échantillonnage du 22.09 au 20.10.2017), entre 251 et 1'162 Bq/kg pour le ^7Be et entre 3.6 et 14.5 Bq/kg pour le ^{137}Cs . Pour les bryophytes, les résultats montrent des activités spécifiques en ^7Be variant entre 228 et 1'618 Bq/kg et entre < 2.6 et 5.5 Bq/kg pour le ^{137}Cs . La figure 5 permet de comparer ces résultats avec ceux obtenus en 2005, 2006 et 2008 alors que le LHC n'était pas encore en fonction (programme point zéro LHC) et montre pas d'augmentation significative des radionucléides présents; aucun autre émetteur gamma marqueur du CERN n'a par ailleurs été détecté dans les sédiments ou les bryophytes aux points de rejet du LHC.

En résumé, si l'on exclut le ^7Be , puisque les résultats des mesures effectuées ne peuvent mettre en évidence une origine anthropique, le seul radionucléide potentiellement attribuable aux activités du centre de recherche décelé dans le milieu aquatique en 2017 est le ^{22}Na . D'autres radioéléments produits par les installations du CERN tels que ^{57}Co , ^{58}Co , ^{60}Co , mis en évidence par le passé dans le Nant d'Avril, n'ont été retrouvés ni dans les eaux, ni dans les sédiments, ni dans les bryophytes durant l'année sous revue.

Conclusions

Le programme de surveillance mené de manière indépendante par l'OFSP, en collaboration avec le département F.-A. Forel, a montré que l'impact radiologique des activités du CERN sur l'environnement et la population avoisinante a été très faible en 2017.

L'ensemble des résultats ont montré la prédominance des radioéléments d'origine naturelle. La détection de traces de radionucléides attribuables aux activités du CERN, comme le ^{24}Na , l' ^{41}Ar et le ^{131}I dans l'air et le ^{22}Na dans l'eau n'a été possible que grâce à la mise en œuvre de techniques de prélèvement et de mesure d'une très grande sensibilité, dépassant le cadre des contrôles réglementaires. Les activités maximales des radioisotopes artificiels provenant des activités du CERN mesurées dans l'environnement ne représentent en effet que d'infimes fractions des valeurs limites fixées par la législation suisse en radioprotection.

Tableau 2 :

Résumé des résultats des mesures effectuées par l'Institut F.-A. Forel dans les sédiments du Nant d'Avril durant la période novembre 2016 à octobre 2017 (14 échantillons analysés).

Isotope	Min- Max	Moyenne	Médiane
	[Bq/kg]	[Bq/kg]	[Bq/kg]
^7Be	363 - 1'748	877	859
^{137}Cs	5.9 - 11.3	7.8	7.1

Chapitre / Kapitel 9:

**Industrien und
Spitäler**

**Industries et
hôpitaux**

9.1

Emissionen der Betriebe

Flavia Danini Fischer

Suva, Abteilung Gesundheitsschutz am Arbeitsplatz, Bereich Physik/Strahlenschutz, 6002 Luzern

Zusammenfassung

Der Einkauf von radioaktiven Stoffen sowohl in den Produktions- wie auch in den Forschungsbetrieben variiert im Allgemeinen stark je nach Auftragslage und Forschungsschwerpunkt. In den letzten Jahren wurde jedoch ein deutlicher Rückgang bei der Verwendung von ^{14}C markierten Stoffen festgestellt. Sämtliche Abgabelimiten wurden im Berichtsjahr eingehalten.

Überwachte Betriebe

Die Suva beaufsichtigt folgende Betriebe, die mit offenen radioaktiven Quellen umgehen:

Produktionsbetriebe (Total 3 Betriebe)

Radioaktive Quellen werden benötigt für die Produktion von:

- Radioaktiv markierten Verbindungen für die Forschung (^3H , ^{14}C)
- Kalibrierquellen (^{90}Sr , ^{147}Pm , ^{204}Tl).
- Tritiumgaslichtquellen (^3H)

Die Produktion von tritiumhaltiger Leuchtfarbe wurde im Verlauf von 2008 eingestellt.

Tabelle 1 :

Einkauf radioaktiver Stoffe 2007- 2017.

	Isotope	2017	2016	2015	2014	2013	2012	2011	2010	2009	2008	2007	Einheit
Produktionsbetriebe	^3H	7.31	10.54	5.74	4.07	7.53	15.11	10.03	6.31	7.58	7.62	11.51	PBq
	^{14}C	0	0.07	0	0.74	0.58	0.19	1.33	0.34	0.35	0	0.38	TBq
	^{147}Pm	0	0	0	0	13.03	5.76	0.07	1.55	15.26	19.66	13.16	TBq
Leuchtfarbenbetriebe	^3H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.09	5.28	TBq
Forschungsbetriebe	^3H	7.6	3.8	7.6	0.2	11.4	18.8	11.4	15.5	22.8	8.7	28.4	TBq
	^{14}C	17.1	41.3	53.9	158.9	76.0	192.6	200.6	132.5	207.3	171.9	207.6	GBq
	^{32}P	0.9	0.5	0.9	0.9	1.4	1.0	1.4	1.6	2.1	7.9	7.3	GBq
	^{35}S	1.4	1.4	2.4	2.4	3.7	2.0	0.8	3.8	3.5	5.9	7.9	GBq
	^{51}Cr	0	0.3	0.1	0	0	0	0	3.2	3.8	3.5	4.1	GBq
	^{125}I	0.3	0.3	0.1	0.1	14.1	12.1	15.7	16.3	17.5	1.2	1.1	GBq
Analytische Laboratorien	^{125}I	0.1	0.2	0.2	0.1	0.2	0.3	0.4	0.4	0.3	0.4	0.5	GBq
	^{14}C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	96.8	116.2	MBq

Leuchtfarbenbetriebe

Seit 2009 wird keine Tritiumleuchtfarbe mehr auf Zeiger und Zifferblätter von Uhren und Instrumenten aufgetragen.

Forschungsbetriebe (Total 33 Betriebe)

Es sind dies Unternehmungen der chemischen Industrie, die unter anderem Stoffwechseluntersuchungen mit radioaktiv markierten Stoffen durchführen.

Medizinisch-analytische Laboratorien (Total 3 Betriebe)

Für Hormonbestimmungen werden sogenannte Radioimmunoassay Kits (Ria-Kits) mit ^{125}I eingesetzt.

In Tabelle 1 sind bei der Sparte der Produktionsbetriebe auch die für den Handel eingekauften radioaktiven Stoffe aufgeführt (^{147}Pm).

Resultate

Im Berichtsjahr 2017 haben sämtliche Betriebe die Abgabelimite eingehalten. In den Tabellen 2a und 2b sind die Jahresabgabewerte der Basler Chemie an die Abluft und das Abwasser mit den entsprechenden Abgabelimiten zusammengefasst. Der Synthesebetrieb bei Novartis wurde im Verlauf von 2016 eingestellt. Dies führte dazu, dass in diesem Betrieb keine Abgaben mehr an die Abluft gemessen wurden. Die bei Novartis aufgeführten Abgaben an das Abwasser resultierten hauptsächlich aus dem Rückbau der Syntheselabors. Tabelle 3 gibt die Aktivitätsmengen an, die gemäss Art. 116 der Strahlenschutzverordnung mit Zustimmung des BAG verbrannt wurden.

Die Tritium-Abgaben der beiden grossen Produktionsbetriebe, sowie die Tritium-Messungen in der Umgebung der Firma RC Tritec AG sind in den Figuren 1a, 1b und 1c graphisch dargestellt. Der erhöhte Abgabewert von 2010 ans Abwasser bei RC Tritec AG ist auf die Umbauarbeiten in den Labors zurückzuführen, welche in diesem Jahr stattgefunden haben. Die bei der Dekontamination angefallenen wässrigen radioaktiven Flüssigkeiten wurden unter Einhaltung der in der Bewilligung festgehaltenen Abgabelimite ins Abwasser abgeleitet.

Die Emissionsmessungen werden durch den Betrieb durchgeführt und durch Kontrollmessungen der Suva überprüft. Die Proben der Umgebungsüberwachung werden von der Suva analysiert. In Tabelle 4 sind die bewilligten Jahresabgabelimite der beiden grossen Produktionsbetriebe zusammengefasst.

Tabelle 2a :

Abgabe radioaktiver Stoffe an die Abluft während des Jahres 2017 (GBq).

	Abgaben an die Abluft (GBq)		Abgabelimite (GBq)	
	^3H	^{14}C	^3H	^{14}C
Hoffmann-La Roche AG	59.34 (org.) 0 (Gas)	1.296	120 (org.) 2'000 (Gas)	80
Novartis Pharma AG	0 (org.) 0 (Gas)	0	500 (org.) 4'000 (Gas)	60

Tabelle 2b :

Abgabe radioaktiver Stoffe an das Abwasser während des Jahres 2017 (GBq).

	Abgaben an das Abwasser (GBq)		Abgabelimite (GBq)	
	^3H	^{14}C	^3H	^{14}C
Hoffmann-La Roche AG	2.01	0.16	80	40
Novartis Pharma AG	0.95	0.06	300	30

Tabelle 3 :

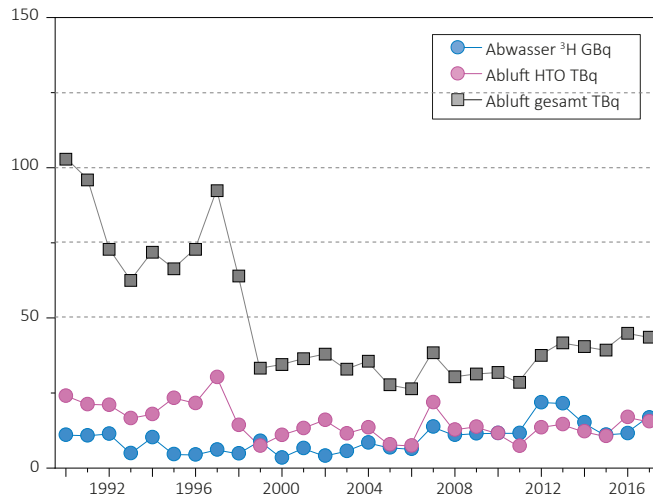
Verbrennung in bewilligtem Ofen (Valorec Services AG, Basel während des Jahres 2017 (GBq).

	^3H (GBq)	^{14}C (GBq)	^{35}S (GBq)
Verbrennungen in Ofen	756.09	55.47	0.007
Bewilligungslimite	4'000	450	8.0

Tabelle 4 :

Jahresabgabelimite der Produktionsbetriebe.

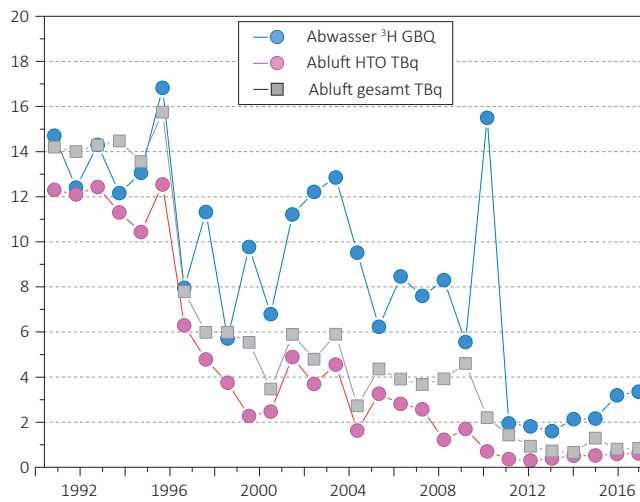
	Abwasser	Abluft	
	^3H	^3H (HT)	^3H (HTO)
MB-Microtec AG, Niederwangen / BE	40 GBq	370 TBq	37 TBq
RC-Tritec AG, Teufen / AR	20 GBq	15 TBq	20 TBq



Figur 1a :

mb-microtec ag, Niederwangen/BE: Jahreswerte der Emissionen.

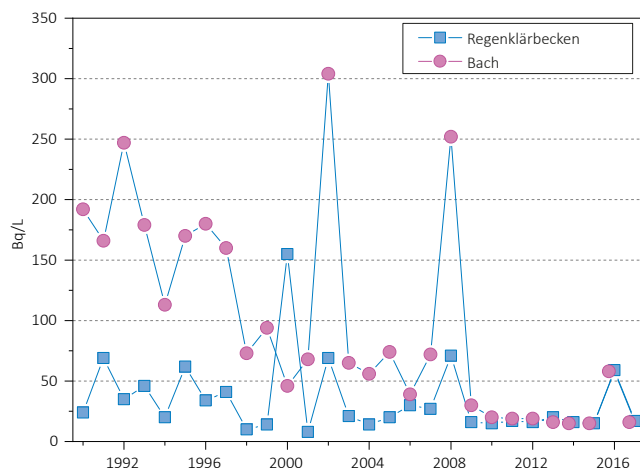
Die Emissionsmessungen werden durch den Betrieb durchgeführt und durch Kontrollmessungen der Suva überprüft.



Figur 1b :

RC Tritec AG, Teufen/AR: Jahreswerte der Emissionen.

Die Emissionsmessungen werden durch den Betrieb durchgeführt und durch Kontrollmessungen der Suva überprüft.



Figur 1c :

RC-Tritec AG, Teufen/AR: Umgebungsüberwachung.

Die Proben der Umgebungsüberwachung werden von der Suva analysiert.

9.2

Emissionen der Spitäler

R. Linder, N. Stritt, Th. Flury

Sektion Forschungsanlagen und Nuklearmedizin, BAG, 3003 Bern

Zusammenfassung

Beim Umsatz gegenüber dem vergangenen Jahr der zur Therapie verwendeten Radionuklide in den nuklearmedizinischen Instituten fällt eine weitere Reduktion von Yttrium-90 (^{90}Y) und der weitere Anstieg von Luthetium-177 (^{177}Lu) auf. Dies ist damit zu begründen, dass im Berichtsjahr die Behandlungen von neuroendokrinen Tumoren mit ^{90}Y vollandig durch die Verwendung von ^{177}Lu ersetzt wurden. Der verbleibende Aktivittsumsatz von ^{90}Y resultiert aus der SIR-Therapie oder in geringem Masse aus der Radiosynoviorthese. Die Verwendung des Alpha-Strahlers Radium-223 zur Behandlung von Patienten mit Prostatakarzinom ist weiterhin leicht zunehmend. Die Abgabe von Radionukliden ans Abwasser aus stationären Behandlungen ist erneut gegenüber dem Vorjahr um rund 20% gesunken, dies vor allem durch Sanierungen und/oder Volumenerhöhung bestehender Abwasserkontrollanlagen. Durch vergrösserte Lagerkapazitäten und ein optimiertes Lagermanagement können die kontaminierten Abwässer über längere Zeit abgeklungen werden, wodurch die Abgaben an die Umwelt verringert werden. Die Abgabe der zu diagnostischen Zwecken verwendeter Radionuklide wie Technetium-99m oder Fluor-18 ans Abwasser unterliegt keiner systematischen Kontrolle, da die Immissionsgrenzwerte für diese kurzlebigen Radionuklide unter den bekannten Gegebenheiten nicht überschritten werden können.

Ausgangslage

Spitäler und Institute, die offene radioaktive Quellen zu diagnostischen und therapeutischen Zwecken am Menschen applizieren sind verpflichtet, den Umsatz, den Zweck der Applikation, sowie die Abgabemenge kontaminierter Abwässer an die Umwelt dem BAG jährlich zu melden. Das BAG verfolgt diesen Trend, analysiert die Daten und adaptiert entsprechend seinen Aufsichtsschwerpunkt.

Therapeutische Anwendung von Radionukliden

Jod-131 (^{131}I), das zur Schilddrsentherapie verwendet wird, kann den Patienten bis zu einer Aktivität von 200 MBq ambulant verabreicht werden. Bei höheren Aktivitäten werden die Patienten mindestens für die ersten 48 Stunden in speziellen Therapiezimmern isoliert und dürfen erst entlassen werden, wenn eine Dosisleistung von 5 $\mu\text{Sv/h}$ in einem Abstand von 1 m unterschritten wird. Mit der revidierten Strahlenschutzverordnung, welche per 1.1.2018 in Kraft gesetzt wurde, wird diese Entlassungsgrenze auf 10 $\mu\text{Sv/h}$ erhöht. Die Auswirkungen dieser erhöhten Entlassungsgrenze werden sich aber erst im kommenden Berichtsjahr zeigen. Die Ausscheidungen der hospitalisierten Therapiepatienten werden in speziell dafür vorgesehenen Abwasserkontrollanlagen gesammelt und erst nach dem Abklingen unterhalb der bewilligten Abgabelimite an die Umwelt (Abwasser) abgegeben.

Andere Radionuklide wie zum Beispiel ^{90}Y , ^{177}Lu oder ^{223}Ra werden bei Patienten mit einer Tumorerkrankung zur Schmerzlinderung und Therapie verwendet sowie bei rheumatischen Erkrankungen zur Entzündungshemmung und Schmerzlinderung in Gelenke appliziert. Die Applikation erfolgt ambulant oder stationär je nach medizinischer Indikation und applizierter Aktivität.

Tabelle 1:
Applikationen radioaktiver Stoffe zu therapeutischen Zwecken 2017 in MBq.

	Spital	^{131}I amb.	^{131}I stat.	^{186}Re	^{169}Er	^{90}Y	^{153}Sm	^{177}Lu	^{223}Ra
AG-40.2	Kantonsspital Aarau AG					1480			473
AG-579.2	Kantonsspital Baden AG	800	99'110			370		11'240	0
BE-32.2	Klinik Linde AG	2'400							103
BE-138.2	Klinik Engeried								124
BE-284.12	Inselspital		339'207	244	92	3'460		303'400	430
BL-158.2	Kantonsspital Baselland	220				925			10
BL-315.2	Kantonsspital Liestal								109
BS-30.2	St. Claraspital	2'445							28
BS-350.1	Universitätsspital Basel		255'537	555	74	46'665		2'827'725	140
FR-103.2	HFR Hôpital fribourgeois		97'400						
GE-200.3	HUG	822	1'518'735			59'569			133
GE-200.24	HUG			148		296			0
GE-200.26	HUG		145'803	0					0
GE-752.3	Hôpital de la Tour	200	0	0					223
GE-1633.1	GRGB Santé SA	204	0	0					55
GR-54.2	Kantonsspital Graubünden	1'545	61'749	60		930	3'000		123
LU-1.2	Hirslanden-Klinik St. Anna	0	1'306	0		53'436			0
LU-527.11	Luzerner Kantonsspital LUKS	0	0	296		39'774			406
NE-169.6	Hôpital Neuchâtelois	972	0	0		201			163
SG-195.3	Kantonsspital St. Gallen	0	162'753	185	170	4'440		118'850	0
SO-29.6	Bürgerspital Solothurn	200	21'184			185			64
SO-143.4	Kantonsspital Olten								6
TG-46.2	Spital Thurgau AG		38'755			740			98
TG-53.2	Spital Thurgau AG	600				0			0
TI-453.6	Ospedale Regionale Bellinzona e Valli	7'340	96'756			0	6000		115
TI-482.4	Ospedale Civico	1'400				2'035			0
VD-129.2	Clinique de la Source	3'534				0			230
VD-206.2	Hôpital de la Riviera					0			100
VD-784.4	Genolier Swiss Medical Network	144				0			136
VD-832.14	CHUV		478'258	370		183'821		331'990	774
VS-125.1	RSV Hôpital du Valais		44'120			0			0
VS-532.1	Affidea CIV					370			0
ZH-57.4	Stadtspital Waid	2'568			15	0			0
ZH-117.2	Klinik Hirslanden			291	145	54'178			262
ZH-348.7	Universitätsspital Zürich		225'280	37	185	102'352		224'588	74
ZH-352.3	Kantonsspital Winterthur	5'965	127'600		40	84'139			345
ZH-1171.13	Stadtspital Triemli		276'737	185		196'83			310
	Schweiz gesamt	31.4	2'471.6	2.4	0.7	659.0	9.0	3'817.8	5.0

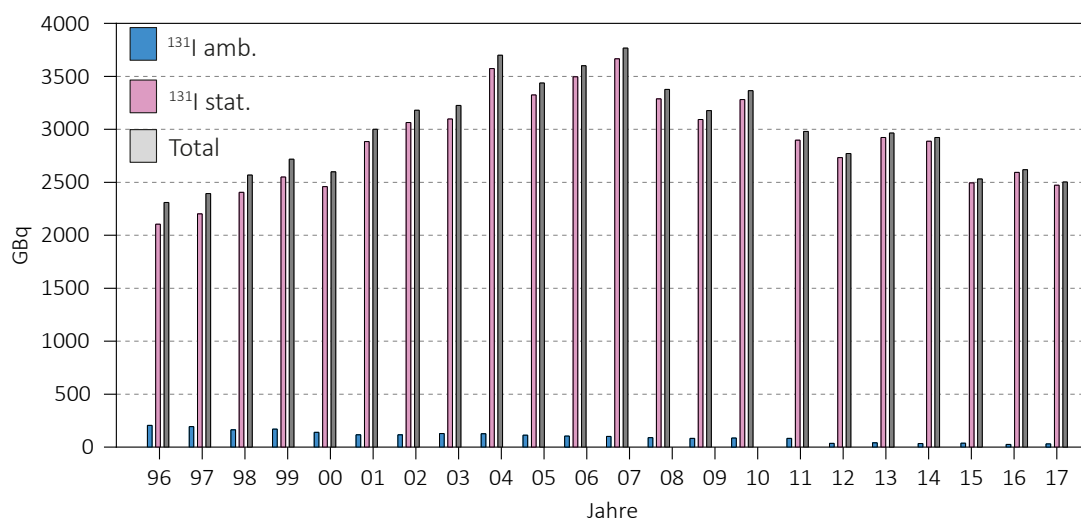
Abgabe radioaktiver Stoffe ans Abwasser

Die für einen Betrieb bewilligte Abgabeaktivität radioaktiver Stoffe ans Abwasser richtet sich nach Art. 102 Abs. 2 der Strahlenschutzverordnung (StSV 94). Danach darf die Aktivitätskonzentration in öffentlich zugänglichen Gewässern (in der Regel am Ausgang der Abwasseraufbereitungsanlage) im Wochenmittel 1/50 der Freigrenze nicht überschreiten. Die in der Praxis durch das BAG bewilligte Abgabelimite für ^{131}I beruht auf den Angaben bezüglich der gesamten Abwassermenge des jeweiligen Betriebs und gewährleistet die Einhaltung der oben erwähnten Aktivitätskonzentration bereits am Betriebsausgang (Kanalisation). Werden andere Nuklide als ^{131}I über die Abwasserkontrollanlage an die Umwelt abgegeben (^{90}Y , ^{177}Lu) wird dieser Anteil in ^{131}I Äquivalente umgerechnet und in die Abgabeaktivität mit einbezogen. Die Spitäler sind verpflichtet, die Abgaben radioaktiver Abwässer so gering wie möglich zu halten und dazu laufend organisatorische und technische Optimierungsmassnahmen vorzunehmen. Die ebenfalls aufgrund der revidierten Strahlenschutzverordnung veränderten Immissionsgrenzwerte gelten erst für das kommende Berichtsjahr, aufgrund der geringen Veränderungen erwartet das BAG jedoch kaum relevante Auswirkungen.

Tabelle 2:

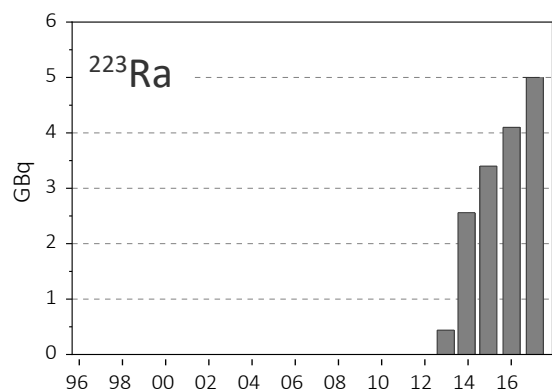
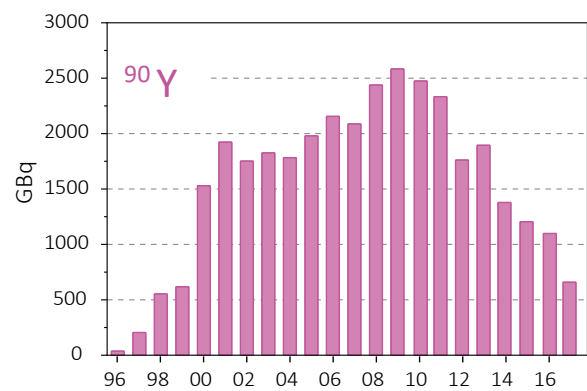
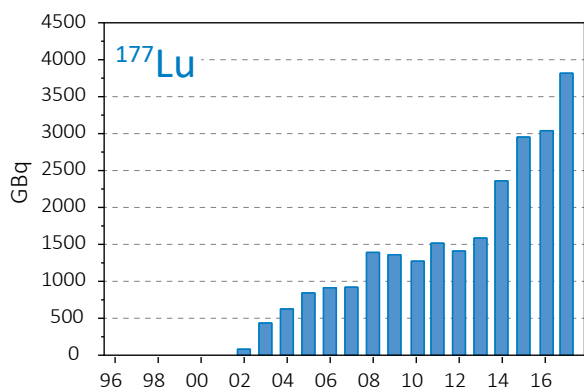
Abgabe von ^{131}I aus Abwasserkontrollanlagen ans Abwasser 2017 in MBq.

Abgabe MBq/Monat Nuklearmedizin	Jan.	Feb.	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Dez.	Total 2017 MBq
KS Chur	1.74		1.54		5.21	7.60	4.85		1.61	2.71	8.51	32.06	66
BS Solothurn				0.88								0.21	1
OR Bellinzona	13.35				3.15	1.23		2.38				1.12	21
KS St. Gallen		0.16	1.16	0.17	0.06	2.7	3.01	0.65	3.45	13.49	7.27	7.29	39
Triemli Zürich	4.8	2.1	1.8	1.6	0.3	1.5	0.3	2.1	2.7	1.2	5.9	2.9	27
HFR Fribourg		1.9					2.6				0.3		5
HU Genève	17.33		13.13		5.8	12.8			0.45		1.68	15.11	66
RSV Sion	7.16			7.57	3.46	2.25	11.99			0.12	4.09		37
KS Baden	56.62		11.37	9.97	18.99	8.38	11.71	9.57	11.65	18.54	4.01		161
CHUV Lausanne	70.8	15.1	19.4	33.6	33.3	31.4	23.3	27.0	73.0	27.4	31.4	73.7	459
US Basel	454.9	275.9	312.5	386.2	380.1	368.6	318.5	442.0	382.9	406.6	335.4	316.2	4'380
KS Winterthur	35.0	28.0				2.0							65
US Zürich				41.2	50								91
Insel Bern	4.9	2.6	4.2		9.5	0.5	4.0	5.0		16.8	8.0	1.3	57
Gesamte Schweiz													5'500

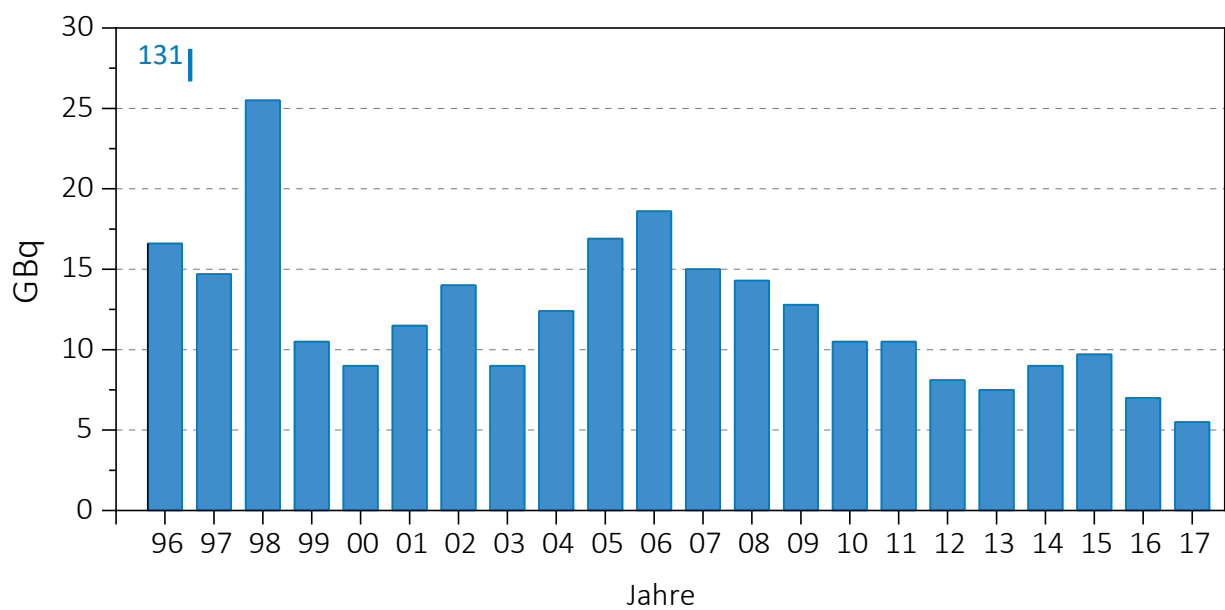


Figur 1:

Umsatz an ^{131}I zu therapeutischen Zwecken in GBq



Figur 2:
Umsatz weiterer Therapie-Nuklide in GBq



Figur 3:
Abgabe von ¹³¹I ins Abwasser in GBq

9.3

Surveillance de la radioactivité au voisinage des industries, stations d'épuration et usines d'incinération des déchets

S. Estier, P. Beuret, G. Ferreri, A. Gurtner, D. Lienhard, M. Müller, P. Steinmann

Section Radioactivité de l'environnement URA / OFSP 3003 Berne

M. Zehring

Kantonaies Labor Basel-Stadt, 4012 Basel

Résumé

Les résultats de la surveillance effectuée en 2017 au voisinage des entreprises utilisatrices de tritium ont montré un marquage significatif de l'environnement (précipitations, denrées alimentaires) par ce radionucléide, à proximité immédiate de ces entreprises, en particulier à Niederwangen. En effet, les concentrations enregistrées dans les précipitations prélevées au mois d'août au voisinage de l'entreprise mb Microtec ont atteint 1'315 Bq/l, soit environ 11% de la limite d'immissions pour le tritium dans les eaux accessibles au public. Des valeurs plus élevées de tritium ont également été mesurées dans les denrées alimentaires prélevées au voisinage de l'entreprise. Les doses supplémentaires occasionnées pour la population avoisinante sont toutefois restées très faibles.

Les résultats des mesures des eaux des stations d'épuration et des eaux de lavage des fumées des usines d'incinération n'ont révélé aucune valeur anormale. Comme par le passé, des concentrations plus élevées de tritium ont été enregistrées à quelques reprises dans les échantillons hebdomadaires d'eau de lavage des fumées de l'usine d'incinération de Bâle-Ville. Celles-ci n'ont toutefois pas entraîné d'augmentation mesurable de la concentration de tritium dans les eaux du Rhin.

Introduction

Tout comme les installations nucléaires, les entreprises qui utilisent des substances radioactives et qui disposent d'une autorisation réglementant leurs rejets dans l'environnement font l'objet d'une surveillance particulière, mise en place par la SUVA (autorité de surveillance pour les industries) et l'OFSP. Ces programmes spécifiques commencent au terme source, par la surveillance des rejets: les exploitants sont en effet tenus de mesurer le bilan de leurs émissions et de le communiquer chaque mois aux autorités. La SUVA vérifie ces déclarations par le biais de mesures de contrôle..

La surveillance se poursuit par la mesure des immissions de ces entreprises, à savoir des concentrations radioactives effectivement présentes dans l'environnement dans leur voisinage.

Tableau 1 :

Tritium dans les précipitations au voisinage des entreprises utilisatrices de ^3H en 2017.

Lieu	Valeur min/max (Bq/l)	Mediane/moyenne (Bq/l)
Teufen/AR 65 m E Firma RCT	< 10 - 369	25 / 55
Niederwangen/BE		
Bauernhaus 300 m SE de l'entreprise	27 - 195	61 / 74
Garage 200 m SW de l'entreprise	23 - 125	63 / 65
Gemeinde Köniz 180 m NNW de l'entreprise	55 - 225	99 / 111
Firma Schär 320 m NE de l'entreprise	171 - 1'315	418 / 470

L'OFSP coordonne également un programme spécifique de prélèvements et de mesures des eaux des stations d'épuration ainsi que des eaux de lavage des fumées des usines d'incinération des déchets. La surveillance des stations d'épuration permet d'évaluer les rejets de certaines substances radioactives dans l'environnement par les industries et les hôpitaux. Celle des usines d'incinération vise à s'assurer, autant que possible, qu'aucun déchet radioactif ne soit accidentellement ou intentionnellement éliminé par le circuit des ordures conventionnelles.

Voisinage des entreprises utilisatrices de Tritium ^3H

Certaines industries ont recours au tritium pour la fabrication de sources lumineuses au gaz de tritium ou pour la production de marqueurs radioactifs au tritium pour la recherche. C'est le cas des entreprises Mb Microtec à Niederwangen/BE et de RC Tritec à Teufen/AR. Les émissions de ces entreprises sont détaillées au chapitre 9.1.

Dans le cadre de la surveillance de l'environnement dans leur voisinage, l'OFSP collecte des échantillons de précipitations à Teufen/AR ainsi qu'en 4 endroits distincts à Niederwangen/BE. La concentration en tritium des échantillons de Teufen est analysée chaque semaine; celle des précipitations de Niederwangen tous les 15 jours. Les résultats 2017 sont résumés dans le tableau 1. A titre de comparaison, notons que les concentrations mensuelles de tritium mesurées dans les précipitations à la station de référence de Posieux en 2017 sont généralement restées inférieures à la limite de détection de 2 Bq/l

Les résultats de la surveillance mise en œuvre au voisinage des entreprises utilisatrices de tritium montrent ainsi un marquage significatif de l'environnement (précipitations, denrées alimentaires) par ce radionucléide, à proximité immédiate de ces entreprises, en particulier au voisinage de mb-Microtec à Niederwangen.

La figure 1 présentent les concentrations de tritium enregistrées en 2017 dans les précipitations des stations de collecte «Bauernhaus» (située à 300 m au sud est de l'entreprise) et «Firma Schär» (située à 320 m au nord est de l'entreprise). Avec une concentration de 1'315 Bq/l au mois de mars, c'est dans cette station qu'a été enregistrée la plus forte teneur en tritium dans un échantillon de précipitations au cours de l'année. Cette valeur représente environ 11% de la valeur limite d'immissions fixée dans l'ordonnance sur la radioprotection (ORaP) pour les eaux accessibles au public. A noter que si les concentrations maximales de tritium mesurées dans les précipitations en 2017 aux stations de «Köniz» et «Firma Schär» étaient 50%, reps. 30% inférieures aux valeurs maximales enregistrées 2016, les valeurs médianes et moyennes des concentrations ont été 10% à 30% plus élevées. A titre indicatif, notons que la consommation régulière pendant un mois (soit 54 l) d'une eau ayant une concentration de 1'315 Bq/l conduirait à une dose supplémentaire de l'ordre de 1.3 μSv .

A Niederwangen, l'activité du ^3H dans l'humidité de l'air est également mesurée deux fois par mois (Fig. 1). Les valeurs obtenues en 2017 se sont échelonnées entre 1 et 15 Bq/m³ avec une valeur moyenne de 5.4 Bq/m³. Comme pour les précipitations, les valeurs maximales ont été enregistrées en mars.

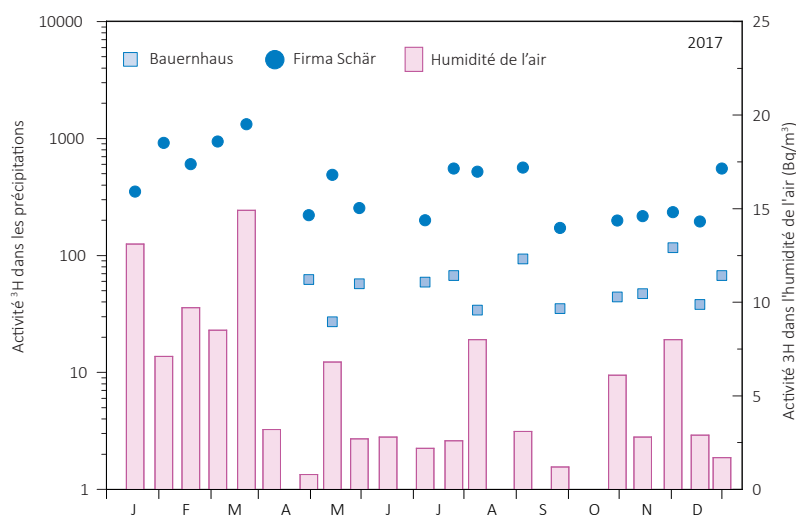


Figure 1 :

Activité du tritium dans les précipitations (Bq/l) et dans l'humidité de l'air (Bq/m³ d'air) enregistrées en 2017 à Niederwangen/BE.

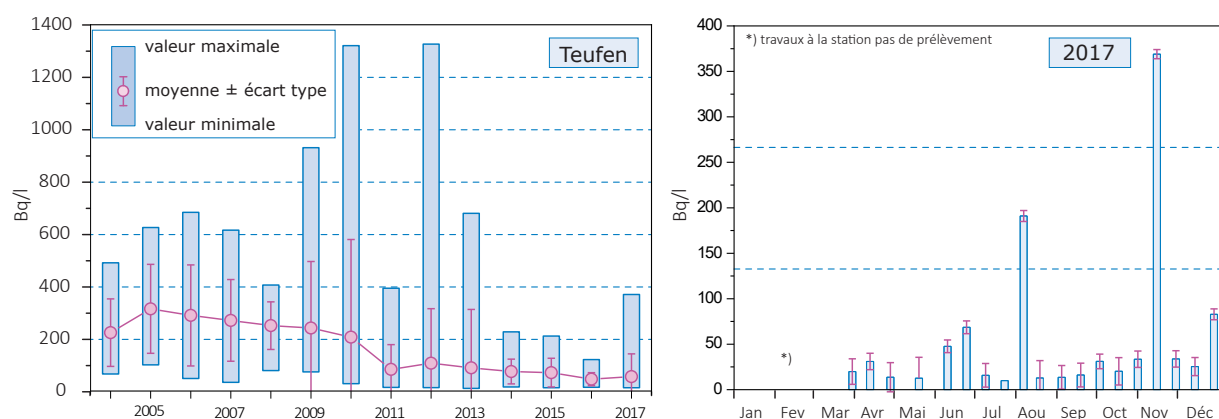


Figure 2 :
Concentration du tritium mesurée dans les précipitations de Teufen / AR entre 2004 et 2017.

Des valeurs plus élevées de tritium ont également été mesurées dans les denrées alimentaires prélevées par le canton de Berne au voisinage de l'entreprise fin août, atteignant 664 Bq/l dans le distillat d'un échantillon de Rhubarbe et 465 Bq/l dans celui d'un échantillon de pomme. Dans les distillats des 10 autres échantillons de fruits et légumes récoltés (pommes, rhubarbe et laitues), les concentrations se sont échelonnées entre 38 et 169 Bq/l. Dans les distillats des échantillons de lait, les concentrations en tritium étaient plus faibles, situées entre 15 et 32 Bq/l (3 échantillons). En 2016 déjà une valeur plus élevée (env. 200 Bq/l) avait été enregistrées dans un échantillon de salade. De telles valeurs n'avaient plus été mesurées depuis 2007, et l'introduction par la SUVA de valeurs guides pour les rejets mensuels de tritium vers l'atmosphère par l'entreprise. Suite à ces résultats, la SUVA a pris contact avec l'entreprise, qui a informé que des quantités plus importantes de tritium (mais inférieures aux limites légales) avait été rejetées vers l'atmosphère fin juin et fin juillet 2017 en raison de problèmes techniques qui ont pu être rapidement résolus. Consciente de cette problématique, l'entreprise a toutefois pris des mesures afin de réduire les rejets, en rénovant son système de ventilation. Les résultats des premiers tests réalisés fin 2017 ont montré que le nouveau système devrait permettre d'atteindre cet objectif.

Notons finalement que bien que ces valeurs soient significativement plus élevées que la normale, elles sont toutes restées inférieures à la valeur de tolérance pour le tritium dans les denrées alimentaires, fixée à 1'000 Bq/kg dans l'OSEC¹. Ces denrées ne représentent donc pas de risque pour la santé du consommateur.

¹ A noter que l'OSEC n'est plus en vigueur depuis le 1.5.2017 et l'entrée en vigueur du nouveau droit alimentaire Suisse, supprimant l'existence des valeurs de tolérance.

Tableau 2 :

Tritium (³H) et ¹³¹I dans les eaux de rejet des usines d'incinération et des stations d'épuration (STEP) en 2017.

Ville	Laboratoire	Isotope	Nombre	Valeur min/max (Bq/l)	Médiane (Bq/l)	Moyenne (Bq/l)
STEP Bâle	KL-BS	¹³¹ I	49	< 0.05 - 0.5	0.1	-
		³ H	52	< 2.0 - 7.7	< 2.0	-
Incinération Bâle		¹³¹ I	51	< 0.1 - 4.2	0.3	-
		³ H	51	26 - 66'000	131	2'630
STEP Berne	Labor Spiez	¹³¹ I	51	< 0.1 - 0.1	-	-
	URA/OFSP	³ H	12	< 5 - 27.7	11.3	12.1
STEP Bienne	URA/OFSP	³ H	51	< 10 - 12.8	< 10	-
STEP La Chaux-de-Fonds	URA/OFSP	³ H	46	< 10 - 137	-	-
STEP Lausanne	IRA	¹³¹ I	43	< 0.3	-	-
		³ H	11	< 2.0 - 3.0	-	-
STEP Zürich	EAWAG	¹³¹ I	52	< 0.2 - 2.0	-	-
	URA/OFSP	³ H	13	< 5.0	-	-

La figure 2 montre le suivi des concentrations de ^3H enregistrées dans les précipitations collectées à 65 m à l'est de la cheminée de la firme RC Tritec à Teufen et mesurées par l'OFSP au cours des 10 dernières années. Si la valeur maximale enregistrée en 2017, à savoir 369 Bq/l (soit 3 % de la limite d'immission pour le tritium dans les eaux accessibles au public), est plus élevée que les valeurs maximales enregistrées au cours des 2 années précédentes, les autres valeurs mesurées en 2017 sont généralement restées très basses; la valeur médiane des concentrations de tritium mesurées dans les précipitations collectées à Teufen est d'ailleurs encore en diminution par rapport aux années précédentes. Ceci s'explique par la diminution constante des émissions de tritium dans l'atmosphère comme le montre la figure 1b du chapitre 9.1.

Stations 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 Bienne afin de déterminer les concentrations de ^3H et d' ^{131}I rejetées dans l'environnement. Les résultats de ces mesures sont résumés dans le tableau 2 pour l'année 2017.

Depuis début janvier 2016, le laboratoire cantonal de Bâle a renoncé aux mesures journalières du tritium dans les eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération de Bâle. Un mélange des échantillons journaliers est maintenant mesuré chaque semaine. Des pics de concentration journalière de ^3H dépassant les 100'000 Bq/l durant un à deux jours avaient été régulièrement observés par le passé, notamment en 2003 - 2005 ainsi qu'en 2014 - 2015. Malgré les recherches menées la SUVA en collaboration avec l'OFSP et le laboratoire cantonal de Bâle-Ville, son origine n'avait malheureusement toujours pas pu être éclaircie. La combustion de montres contenant du tritium, qui auraient été jetées dans les ordures ménagères, constitue toutefois une explication possible. Si aujourd'hui les concentrations journalières ne sont plus mesurées, de telles augmentations se reflètent au niveau des concentrations moyennes hebdomadaires. Ainsi en 2017, deux augmentations significatives de la concentration hebdomadaire moyenne du tritium dans les eaux de lavage des fumées ont été enregistrées. La première à la mi-janvier avec une moyenne hebdomadaire de 43'000 Bq/l et la seconde fin février avec 66'000 Bq/l. Lors de l'épisode de janvier, les échantillons journaliers ont été remesurés individuellement, et les résultats ont montré que l'activité journalière maximale était de 210'000 Bq/l du 17.01 au 18.01.17.

Notons encore que les eaux de lavage des fumées sont ensuite diluées dans les eaux de la station d'épuration, avant d'être rejetées dans le Rhin. Le tableau 2 montre que les concentrations de ^3H dans les échantillons hebdomadaires d'eau de la STEP de Bâle n'ont pas dépassé les 10 Bq/l. Les mesures mensuelles du ^3H dans les eaux du Rhin près de Weil/D, en aval de Bâle, n'ont par ailleurs montré aucune augmentation des teneurs en ^3H dans le Rhin en relation avec les pics de concentration observés dans l'eau de lavage des fumées de l'usine d'incinération de Bâle.

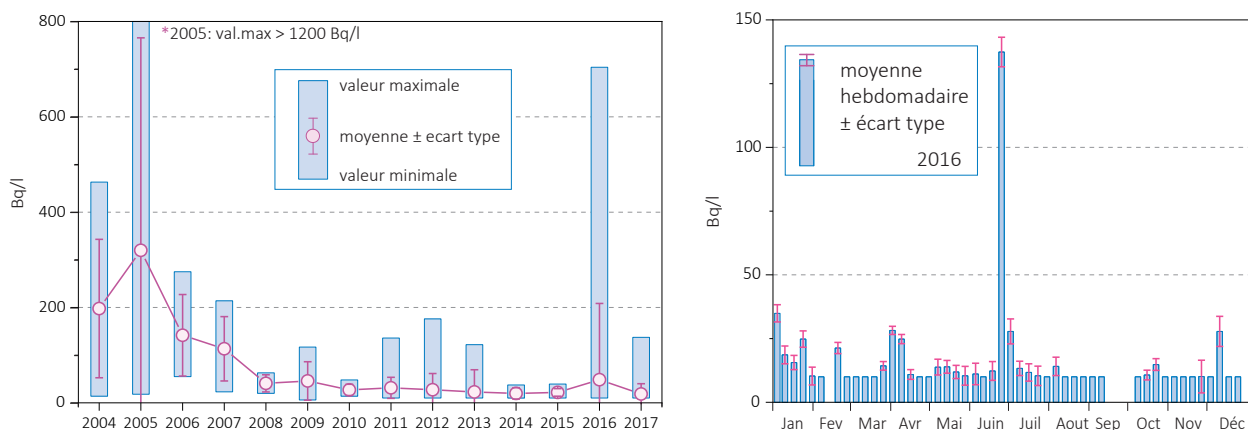
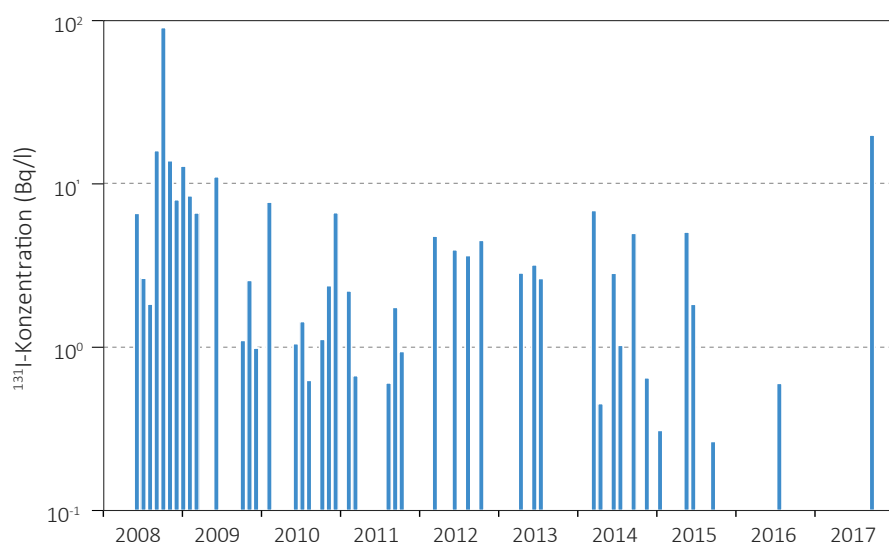


Figure 3 : Concentrations du tritium mesurées dans les eaux de la station d'épuration de La Chaux-de-Fonds entre 2004 et 2017.

Les concentrations de tritium observées à la STEP de la région de La Chaux-de-Fonds sont à nouveau restées faibles en 2017, après l'augmentation enregistrée en 2016. La figure 3 montre qu'après la nette diminution observée jusqu'en 2008, en corrélation avec la très forte baisse de l'utilisation du ^3H dans les ateliers de posage de la région et l'arrêt complet de cette activité en 2008, les concentrations de tritium dans les eaux de la STEP de la Chaux-de-Fonds se sont stabilisées à des niveaux généralement faibles. A la STEP de Bienne, les concentrations de tritium pour l'année 2017 sont restées inférieures ou voisines de la limite de détection de 10 Bq/l. A la STEP de Werdhölzli à Zürich, aucun émetteur gamma d'origine artificielle n'a pu être décelé dans les échantillons hebdomadaires d'eaux prélevés et mesurés par l'EAWAG, à l'exception du ^{131}I décelés dans 15 échantillons (valeurs comprises entre 0.2 Bq/l et 0.9 Bq/l).

La figure 4 montre les concentrations de ^{131}I mesurées entre 2008 et 2017 dans les échantillons d'eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération de Hagenholz à Zürich par l'EAWAG. Les échantillons sont prélevés chaque mois par sondage. En 2017, tout comme l'année précédente, seul un échantillon a présenté une concentration en ^{131}I supérieure à la limite de détection de 0.2 - 0.3 Bq/l.



Figur 4 :
Concentrations de ^{131}I (Bq/l) enregistrées dans les eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération de Hagenholz de 2008 à 2017 (prélèvement et analyse effectués par l'EAWAG).

Conclusions

Les résultats des mesures effectuées en 2017 à proximité des entreprises utilisatrices de tritium ont montré un marquage significatif de l'environnement par ce radionucléide dans leur voisinage immédiat, en particulier à Niederwangen. Dans les précipitations, les concentrations en ^3H ont atteint au maximum env. 11% de la valeur limite d'immissions définie dans l'ORaP pour le tritium dans les eaux accessibles au public. Si des valeurs plus élevées de ^3H ont été mesurées dans les échantillons de denrées alimentaires (avec une concentration maximale de 664 Bq/l dans le distillat d'un échantillon de rhubarbe), aucun dépassement de la valeur de tolérance fixée à 1'000 Bq/l pour le tritium n'a pu être mis en évidence. Toutes les valeurs mesurées sont ainsi restées inférieures aux limites légales. Quant aux doses supplémentaires qui résulteraient de la consommation régulière de tels produits, elles resteraient inférieures à 10 μSv .

L'origine du tritium ayant à nouveau conduit en 2017 à des augmentations ponctuelles mais significatives de la concentration de ce radionucléide dans les eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération de Bâle-Ville n'a toujours pas pu être déterminée avec certitude, mais il provient sans doute de la combustion de montres ou d'objets contenant du tritium, jetés aux ordures ménagères. Ces augmentations n'ont toutefois donné lieu à aucun marquage mesurable des eaux du Rhin.

9.4

Plan d'action radium 2015-2019

M. Palacios, Ch. Murith

Risques radiologiques, Division Radioprotection, 3003 Berne

Résumé

Le plan d'action radium 2015 - 2019 a pour objectif de régler le problème des héritages liés à l'application de peinture luminescente au radium-226 (^{226}Ra) dans l'industrie horlogère jusque dans les années 1960. Le rapport concernant la recherche historique sera disponible au premier trimestre 2018. Jusqu'ici, près de 400 bâtiments ont déjà fait l'objet d'un diagnostic du radium. Parmi ceux-ci, 80 bâtiments doivent être assainis, les travaux étant terminés ou en cours dans plus de 50 bâtiments.

Recherche historique

Dans le cadre du plan d'action, l'OFSP a mandaté l'Université de Berne pour la recherche historique des bâtiments potentiellement contaminés au ^{226}Ra en Suisse. Les résultats de cette étude seront publiés au 1^{er} trimestre 2018. L'Université de Berne a déjà informé l'OFSP que le nombre de bâtiments potentiellement contaminés dépassait les 500 bâtiments estimés lors du lancement du plan d'action. Les objets en question se situent principalement dans les cantons de Neuchâtel, de Berne et de Soleure; les cantons de Bâle-Campagne, Bâle-Ville, Fribourg, Genève, Jura, Lucerne, St-Gall, Schaffhouse, Tessin, Valais, Vaud et Zurich sont aussi concernés.

Diagnostics de bien-fonds potentiellement contaminés

Près de 400 biens-fonds (bâtiments et jardins) ont été examinés jusqu'ici, principalement dans les cantons de Neuchâtel, Berne et Soleure, mais aussi dans d'autres cantons tels que Bâle-Campagne, Genève, Jura, Tessin, Vaud et Zurich. La démarche de diagnostic consiste à mesurer le débit de dose sur une grille 1 mètre sur 1 mètre sur toute la surface du bâtiment ou de l'espace extérieur concerné, à une hauteur de 10 cm et de 1 mètre.

En présence de traces de ^{226}Ra dans des locaux intérieurs, l'OFSP évalue la dose efficace reçue par les personnes qui séjournent dans le bâtiment sur la base des résultats de mesure et de scénarios d'exposition. Ces scénarios ont pour objectif d'exclure, pour tout occupant actuel ou futur, une exposition supérieure à la limite de dose de 1 milliSievert par an (mSv/an) tolérée pour la population suisse. Si le résultat de cette estimation montre que la dose est supérieure à 1 mSv/an, l'OFSP désigne le bienfonds comme nécessitant un assainissement et en informe le propriétaire, les personnes concernées, ainsi que le canton et la commune. Pour les jardins, un assainissement est requis en cas de dépassement du seuil de 1'000 becquerels par kilogramme (Bq/kg) pour la concentration en ^{226}Ra dans la terre.

Parmi les biens-fonds contrôlés, 80 nécessitent un assainissement lié au ^{226}Ra . Dans la majorité des cas, la dose calculée dans les locaux intérieurs se trouve entre 1 et 10 mSv/an. Dans cinq bâtiments, la dose se situe toutefois entre 10 et 17 mSv/an. Les valeurs maximales de radium mesurées dans des échantillons de terre prélevés dans les jardins à assainir s'élèvent en moyenne à 16'500 Bq/kg. Dans un cas, elles avoisinent ponctuellement les 210'000 Bq/kg.

Par ailleurs, l'OFSP a déjà identifié cinq anciens sites industriels figurant au cadastre des sites pollués qui nécessitent un assainissement lié au ^{226}Ra . Une approche commune doit être développée entre l'OFSP et l'Office fédéral de l'environnement (OFEV), afin de gérer ces situations de pollutions croisées.

Programme d'assainissements

Sur les 80 bâtiments nécessitant un assainissement, plus de 50 bâtiments ont déjà été assainis ou sont actuellement en cours d'assainissement. La démarche d'assainissement comprend la planification, la dépollution, la remise en état, le contrôle final de l'atteinte de l'objectif ainsi que l'élimination des déchets. L'objectif de l'assainissement est de limiter la dose effective annuelle des habitants à 1 mSv. On tentera toutefois d'optimiser la réduction des contaminations afin d'atteindre en tout point un débit de dose inférieur à 100 nSv/h à 10 cm du sol. Les modalités d'assainissement étant spécifiques à chaque objet, leur description générique n'est pas envisageable. Citons toutefois les mesures les plus fréquentes appliquées: retrait de matériaux contaminés (tapis, radiateur), de revêtements et d'anciennes isolations (plancher, parquet, scories), ponçage de revêtements (peinture, appui de fenêtre) ou encore enlèvement de la terre (jardins, pelouses). Ces travaux doivent permettre de garantir l'habitabilité de l'objet tout en maintenant l'engagement financier de la Confédération et le dérangement pour les locataires à un niveau acceptable.

Les déchets d'assainissement faiblement contaminés au ^{226}Ra sont entreposés en lieu sûr dans l'attente de leur élimination conformément aux dispositions légales. Quatre sites de stockage temporaires ont déjà été aménagés à cette fin dans les cantons de Berne, Genève, Neuchâtel et Soleure. L'OFSP s'assure, par le biais

Tableau 1 :
État d'avancement du plan d'action radium au 31 décembre 2017

	Etats des diagnostics	Résultats des diagnostics				Etat des assainissements	
		Bâtiments sans nécessité d'assainissement		Bâtiments à assainir		Assainissements terminés (ou en cours)	
		Nombre bâtiments	Communes concernées	Nombre bâtiments	Communes concernées	Nombre bâtiments	Communes concernées
Canton BE	128	91	Bienne	37	Bienne	23	Bienne
	37	29	Bern, Cortébert, Hasle b., Burgdorf, La Neuveville, Lengnau bei Biel, Loveresse, Lyss, Moutier, Nidau, Orpund, Pieterlen, Reconvilier, Sonvilier, Tramelan	8	Kräiligen, idau, Moutier, Orpund, Tavannes	8	
Canton NE	125	106	La Chaux-de-Fonds	19	La Chaux-de-Fonds	16	La Chaux-de-Fonds
	35	32	Colombier, Corcelles, Fleurier, Le Locle, Neuchâtel, Pesex	3	Fleurier, Neuchâtel		
Canton SO	49	39	Aedermannsdorf, Bettlach, Biberist, Grenchen, Holderbank, Langendorf, Olten, Solothurn, Trimbach, Welschenrohr, Zuchwil	10	Bellach, Bettlach, Biberist, Grenchen, Welschenrohr	6	Bettlach, Biberist, Grenchen
Autres cantons	25	22	Arogno (TI), Carouge (GE), Courgenay (JU), Delémont (JU), Genève, Küsnacht (ZH), Lausanne (VD), Le Noirmont (JU), Le Sentier (VD), Les Breuleux (JU), Les Pommerats (JU), Locarno (TI), Porrentruy (JU), Ziefen (BL)	3	Genève, Waldenburg (BL)	1	Genève
Total	399	319		80		53	



*Figure 1:
Assainissement d'un plancher contaminé au ^{226}Ra à La Chaux-de-Fonds.*

de mesures de radioprotection, que le personnel séjournant sur ces sites ainsi que la population des alentours ne soient pas exposés à des doses de rayonnement dépassant les seuils admis. Les matériaux inertes dont l'activité spécifique est inférieure à 1'000 fois la limite d'exemption (LE) peuvent être déposés en décharge conformément à l'article 82 de l'ordonnance sur la radioprotection (ORaP) de 1994. À partir du 1er janvier 2018, la LE sera remplacée par une limite de libération (LL) quatre fois plus basse pour le ^{226}Ra . Selon l'article 83 ORaP, l'activité hebdomadaire admise pour l'incinération de déchets combustibles avec l'assentiment de l'autorité de surveillance ne doit pas dépasser l'équivalent de 1'000 fois la limite d'autorisation (LA). Les déchets qui dépassent ces valeurs sont éliminés au Dépôt intermédiaire fédéral (BZL) à Würenlingen.

Modalités d'information sur le plan d'action

Un comité pilotage et un groupe d'accompagnement assurent un échange d'information permanent entre tous les acteurs du plan d'action. En outre, l'information du public est assurée par la mise à jour périodique de l'état d'avancement du projet sur le site internet de l'OFSP, dont la version au 31 décembre 2017 est présentée dans le tableau 1. Par ailleurs, l'OFSP a publié deux communiqués de presse régionaux fin 2017 afin d'informer la population des cantons de Genève et de Bâle-Campagne sur l'état des diagnostics et des assainissements.

Surveillance des décharges et autres sites contaminés

L'OFSP est chargé de mettre en place une surveillance radiologique appropriée dans les décharges en activité avant 1970 ainsi que d'autres sites identifiés comme potentiellement contaminés au ^{226}Ra , afin de garantir un suivi de la situation, notamment lorsque le site doit être assaini ou réhabilité. Ce volet du plan d'action est mis en oeuvre en étroite collaboration avec l'OFEV ainsi que les communes et cantons concernés par ces sites. Une priorisation parmi plus de 8'000 sites en activité avant 1970 a été définie. Relevons que tant qu'une ancienne décharge reste fermée et que les déchets potentiellement contaminés sont inaccessibles, le risque sanitaire lié à la présence de ^{226}Ra est très faible. Ainsi, 44 décharges candidates à un assainissement conventionnel selon l'ordonnance sur l'assainissement des sites pollués (OSites) ont été retenues pour examiner le bien-fondé d'y mettre en place une surveillance du ^{226}Ra .

Les contrôles se sont poursuivis en 2017, notamment dans le canton de Neuchâtel. L'OFSP a en effet prélevé plusieurs échantillons d'eau de forages (lixiviats) dans le cadre d'investigations au sens de l'OSites visant à évaluer la nécessité d'assainissement de deux anciennes décharges figurant au cadastre des sites pollués, à savoir la décharge des Bulles et la décharge de la Sombaille. Les eaux de huit sources du Doubs ont également été analysées. Les résultats des mesures du ^{226}Ra effectuées par l'OFSP ont montré que toutes les valeurs étaient inférieures à la limite de détection de 5 mBq/l dans les eaux de source. Même si les valeurs dans les lixiviats des décharges sont plus élevées, elles ne permettent pas d'infirmer ou de confirmer la présence de déchets contaminés au ^{226}Ra dans ces décharges, des analyses supplémentaires étant nécessaires. Par ailleurs, l'OFSP a également effectué des mesures du ^{226}Ra dans des échantillons d'eau des exutoires karstiques du canton de Neuchâtel dans le cadre du projet ChloroKarst mené par l'OFEV.

Chapitre / Kapitel 10

Radon

10

Aktionsplan Radon 2012 - 2020

M. Palacios, Ch. Murith

Radiologische Risiken, Abteilung Strahlenschutz, 3003 Bern

Zusammenfassung

2017 bereitete das Bundesamt für Gesundheit (BAG) die Umsetzung der neuen Gesetzesbestimmungen zu Radon vor, die ab dem 1. Januar 2018 gelten. Es hat ein Merkblatt veröffentlicht, um interessierte Kreise über die künftigen gesetzlichen Vorschriften zu informieren. Im Weiteren hat eine vom BAG beauftragte Arbeitsgruppe begonnen, eine Wegleitung zur Umsetzung des neuen Referenzwerts von 300 Bq/m³ zu verfassen. Überdies hat das BAG die zu erneuernden Akkreditierungen der Radonmessstellen und die Publikation der neuen Radonkarte vorbereitet. Parallel dazu wurden weitere Projekte zur Sensibilisierung der Baufachleute und der Öffentlichkeit durchgeführt.

Umsetzung der neuen Gesetzesbestimmungen

Die neuen Gesetzesbestimmungen zu Radon sind im Wesentlichen in der revidierten Strahlenschutzverordnung (StSV) zu finden, aber auch in der Verordnung über die Gebühren im Strahlenschutz, in der Strahlenschutz-Ausbildungsverordnung sowie in der Dosimetrieverordnung. Die Neuerungen im Radonbereich sind auf einem Merkblatt unter www.strahlenschutzrecht.ch zusammengefasst. Das BAG hat verschiedene Arbeiten im Hinblick auf die Umsetzung der revidierten Strahlenschutzverordnungen durchgeführt. Verbesserung der Kenntnisse über die Radonexposition

Neue Wegleitung für Radon

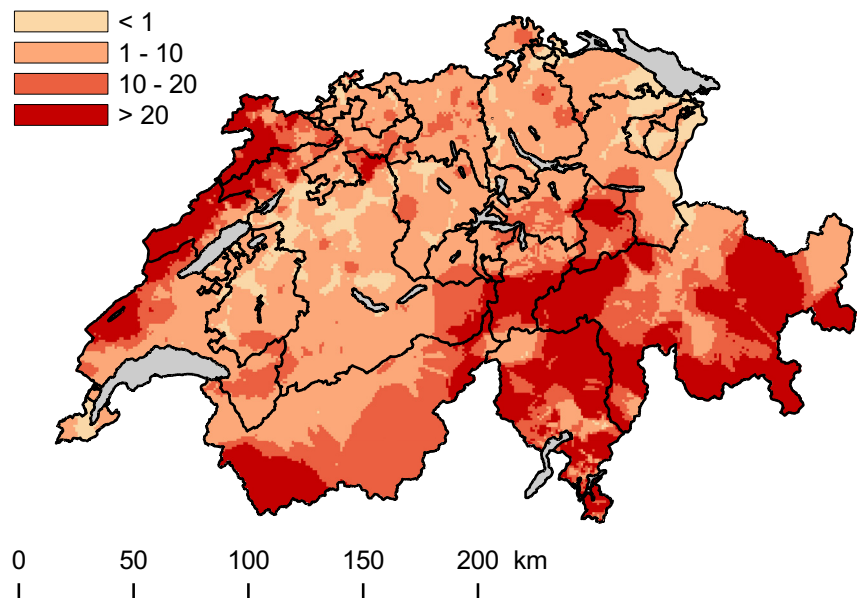
In Räumen, in denen sich Personen regelmässig während mehrerer Stunden täglich aufhalten, gilt ab 1. Januar 2018 für die Radonkonzentration ein Referenzwert von 300 Bq/m³ (Art. 155 StSV). Er ersetzt den bisherigen Grenzwert von 1'000 Becquerel pro Kubikmeter (Bq/m³). Das BAG hat im Juni 2017 eine Arbeitsgruppe beauftragt, eine Wegleitung zu erarbeiten, welche die Umsetzung des neuen Referenzwerts erleichtern soll. Diese Arbeitsgruppe besteht aus Vertreterinnen und Vertretern der Konferenz der Vorsteher der Umweltschutzämter (KVU), des Verbands der Kantonschemiker der Schweiz (VKCS), der Suva, des Eidgenössischen Departements für Verteidigung, Bevölkerungsschutz und Sport (VBS), des Schweizerischen Ingenieur- und Architektenvereins (SIA) und des Hauseigentümerverbands (HEV). Ein erster Entwurf der Wegleitung ermöglicht es Eigentümern von Liegenschaften, die Dringlichkeit einer Radonsanierung prüfen zu können, falls der Referenzwert von 300 Bq/m³ überschritten wird. Gemäss Artikel 166 StSV hat der Gebäudeeigentümer die notwendigen Sanierungsmassnahmen zu treffen und die Kosten dafür zu tragen, nachdem ihm das

BAG und die Kantone Empfehlungen über die Dringlichkeit der Sanierungsmassnahmen abgegeben haben. Die Belastung für die Gebäudenutzer hängt von ihrer Aufenthaltsdauer im Gebäude und der im Gebäude gemessenen Radonkonzentration ab. Im November 2017 wurde der Entwurf für die Wegleitung allen Kantonen zur Konsultation vorgelegt und am 23. Informationstag Radon vorgestellt. Das BAG hat die Wegleitung Anfang 2018 veröffentlicht. In der Wegleitung sind weitere Aspekte präzisiert, insbesondere Kriterien zur Unterstützung der Vollzugsbehörden bei der Priorisierung der Radonmessungen in Schulen und Kindergärten (Art. 164 StSV) sowie Kriterien zur Anordnung einer Sanierung (Art. 166 StSV). Notwendig ist auch eine genauere Festlegung der Modalitäten für die Abgabe von Informationen zur Radonproblematik im Rahmen der Baubewilligungsverfahren (Art. 163 StSV).

Weitere Vorbereitungsarbeiten

Das BAG muss die Akkreditierungen für die Radonmessstellen erneuern. Gemäss Artikel 159 StSV anerkennt das BAG eine Messstelle für Radonmessungen, wenn diese über das notwendige Fachpersonal und Messsystem verfügt und keine Interessenskonflikte bestehen. Die Anerkennung ist auf fünf Jahre befristet. Die anerkannten Radonmessstellen sind künftig verpflichtet, sich an die vorgeschriebenen Messprotokolle zu halten (Art. 160 StSV). Die Mindestmessdauer in Räumen, in denen sich Personen regelmässig während mehrerer Stunden täglich aufhalten, beträgt 90 Tage in der Heizperiode (zwischen Oktober und März). Im November 2017 informierte das BAG alle anerkannten Messstellen und die Kantone über die notwendige Erneuerung der Akkreditierungen für Messungen in Wohnräumen, Schulen, Kindergärten und bei Arbeitsplätzen. Neue Anerkennungsentscheide werden bei einem für den 1. März 2018 vorgesehenen Treffen ausgestellt. Für Messungen an radonexponierten Arbeitsplätzen braucht es eine spezifische Ausbildung, die im Sommer 2018 organisiert wird. Das BAG hat die Publikation der neuen Radonkarte (Art. 157 StSV) zusammen mit dem Institut für Radiophysik (IRA) und Swisstopo erarbeitet. Diese Karte zeigt die Wahrscheinlichkeit (in %), dass der Referenzwert von 300 Bq/m³ für die Radonkonzentration in Gebäuden überschritten wird (Figur 1). Die Berechnung dieser Wahrscheinlichkeit beruht auf den bisher in Gebäuden in der Schweiz durchgeführten Radonmessungen. Die neue Radonkarte wird 2018 auf der Internetseite www.map.geo.admin.ch veröffentlicht.

Das BAG nutzte die Revision der Gesetzgebung, um die Zuständigkeit der Radonfachpersonen rechtlich zu verankern und Anforderungen an deren Aus- und Fortbildung festzulegen. Verschiedene Ausbildungszentren haben bereits Fortbildungen organisiert, namentlich die Hochschule für Technik und Architektur Freiburg, die Eidgenössische Technische Hochschule Lausanne, die Fachhochschule Nordwestschweiz (FHNW) in Muttenz, die Università della Svizzera italiana und die Scuola universitaria professionale della Svizzera italiana (SUPSI). Das BAG hat ein Informationsschreiben über die neuen gesetzlichen Bestimmungen an die Ausbildungszentren und die fast 250 in der Schweiz tätigen Radonfachleute geschickt. Gemäss Artikel 161



Figur 1 :

Karte mit Angaben zur Wahrscheinlichkeit in Prozent, dass der Referenzwert von 300 Bq/m³ überschritten wird (BAG, Stand 2017)

StSV hat das BAG die Radonfachpersonen gebeten, dem BAG einen neuen Antrag zu stellen, um auf der Liste zu bleiben, die unter www.ch-radon.ch verfügbar ist.

Ausbildung der Baufachleute und Information der Öffentlichkeit

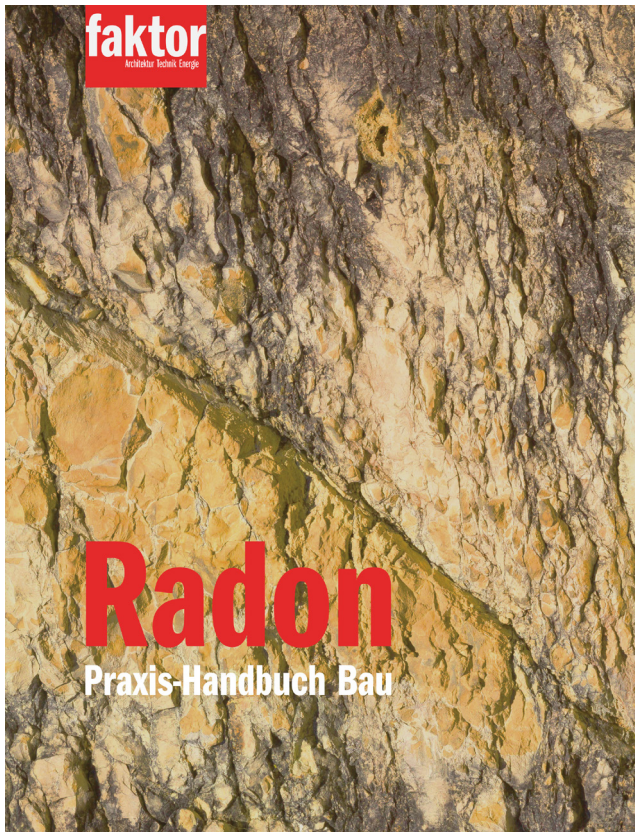
Im Rahmen der 2015 geschaffenen Ausbildungsplattform fand am 10. März 2017 ein Treffen statt, um die Radonproblematik in die Grundausbildung der betreffenden Baufachleute aufzunehmen. Betreut wird diese Plattform von Dozierenden der Hoch- und Berufsschulen. Diese Initiative erfolgt in Zusammenarbeit mit dem Staatssekretariat für Bildung, Forschung und Innovation (SBFI). Der Schweizerische Plattenverband (SPV) und SolSuisse sowie die Berner Fachhochschule haben die Radonproblematik in ihre jeweiligen Studiengänge aufgenommen.

Derzeit entwickelt das Ingenieurbüro Ghielmetti in Igis ein virtuelles Radonhaus in Zusammenarbeit mit der Zürcher Hochschule für angewandte Wissenschaften (ZHAW) in Wädenswil und der Hochschule für Technik und Wirtschaft (HTW) in Chur. Für Ausbildungszwecke steht dieses neue Tool 2018 bereit.

Das BAG hat zusammen mit dem Faktor Verlag AG, der auf die Publikation von Büchern und Zeitschriften in den Themenbereichen Architektur, Technologie, Energie und Nachhaltigkeit spezialisiert ist, ein neues Radon-Handbuch veröffentlicht (Figur 2). Der Schweizerische Ingenieur- und Architektenverein (SIA) und der Schweizerische Verein von Gebäudetechnik-Ingenieuren sind Mitherausgeber. Das neue Handbuch berücksichtigt die spezifischen Bedürfnisse der Planung und der Bauherrschaften und veranschaulicht die konzeptionellen und technischen Aspekte des Radonschutzes bei Neubauten und bestehenden Gebäuden. Die deutsche Version wird im Januar 2018 veröffentlicht und kann beim Faktor Verlag AG bestellt werden (www.faktor.ch, info@faktor.ch, Telefon 044 316 10 60). Die französische und die italienische Ausgabe werden im Frühling 2018 erscheinen.

Das BAG hat bei 300 Immobilieneigentümern eine Umfrage durchgeführt, um den Anteil von Gebäuden zu schätzen, welche den ehemaligen Grenzwert von $1'000 \text{ Bq/m}^3$ überschreiten, der bis zum 31. Dezember 2017 galt. Die Umfrage hat gezeigt, dass ca. 45% der betroffenen Eigentümer/innen ihre Liegenschaft saniert haben. Die Ergebnisse wurden an verschiedenen Anlässen präsentiert und in einem Artikel der Fachzeitschrift *Journal of Radiological Protection* veröffentlicht (Fabio Barazza et al., 2018, *J. Radiol. Prot.*, 38 (2018) 25-33).

Das BAG unterstützt derzeit zwei Projekte zur Sensibilisierung der Öffentlichkeit für die Radonproblematik im Zusammenhang mit der Qualität der Raumluft. Es handelt sich um die Ausstellung «Wohlbefinden in Gebäuden», die von der Stiftung Aiforia entwickelt wurde und in der Bauarena in Volketswil zu sehen ist, sowie um das Projekt «JURAD-BAT» des Programms Interreg Frankreich-Schweiz, das die Problematik der Raumluft in der Grenzregion des Jura beleuchtet.



Figur 2 :
Titelblatt des neuen Radon-Handbuchs

Anhänge

Annexes

1. Beteiligte Stellen und Laboratorien - Organismes et laboratoires participants

Die in diesem Bericht zusammen gestellten Messwerte stammen von Probenahmen und Analysen folgender Laboratorien und Stellen, denen ihre Mitarbeit bestens verdankt sei

Les résultats présentés dans ce rapport se basent sur les prélèvements et les analyses des laboratoires et organismes ci-après. Qu'ils soient remerciés de leur collaboration

BAG SRR	Radiologische Risiken, Bundesamt für Gesundheit	Bern	C. Murith, M. Palacios
BAG FANM	Forschungsanlagen und Nuklearmedizin, Bundesamt für Gesundheit	Bern	N. Stritt, R. Linder
BAG URA	Umweltradioaktivität, Bundesamt für Gesundheit	Bern	S. Estier, P. Steinmann, P. Beuret, G. Ferreri, A. Gurtner, D. Lienhard, M. Müller
BfS	Bundesamt für Strahlenschutz	Freiburg im Breisgau /D	H. Sartorius, C. Schlosser, S. Schmid
BAFU	Abteilung Hydrogeologie, Bundesamt für Umwelt	Bern	M. Schürch, R. Kozel
CERN	CERN, Occupational Health & Safety and Environmen- tal Protection (HSE) unit	Genève	F. Malacrida , P. Vojtyla
EAWAG	Wasserressourcen & Trinkwasser	Dübendorf	M. Brennwald, P. Rünzi
ENSI	Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat	Brugg / AG	R. Sardella, F. Cartier, A. Leupin, B. Bucher, J. Löhle, M. Schibli, G. Schwarz, R. Habegger
ETHZ	Institut für Geophysik ETHZ	Zürich	L. Rybach
HUG	Division de médecine nucléaire, Hôpital Cantonal	Genève	S. Namy, K. Jeandet
IFAF	Département F.-A- Forel, Université de Genève	Versoix	J.-L. Loizeau
IRA	Institut de Radiophysique, CHUV	Lausanne	F. Bochud, P. Froidevaux, P.A. Pittet, F. Barraud
LS	LABOR SPIEZ, Bundesamt für Bevölkerungsschutz des VBS	Spiez/BE	S. Röllin, J.A. Corcho Alvarado, M. Astner, F. Byrde, S. Wüthrich, N. Mosimann, H. Sahli, B. Balsiger
LUBW	Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturs- chutz, Baden-Württemberg	Karlsruhe / D	R. Bechtler
NAZ	Nationale Alarmzentrale, Bundesamt für Bevölke- rungsschutz des VBS	Zürich	A. Hess, F. Stoffel, C. Poretti
PSI	Abteilung für Strahlenschutz und Sicherheit, Paul Scherrer Institut	Villigen / AG	J. Eikenberg, M. Jäggi, E. G. Yukihara, F. Assenmacher
Suva	Bereich Physik, Abt. Gesundheitsschutz am Arbeitsplatz	Luzern	M. Hammans, F. Danini
Uni-BE	Physikalisches Institut, Abt. Klima- und Umweltphysik, Universität Departement für Chemie, Universität	Bern Bern	T. Stocker, R. Purtschert, P. Düring, T. Wagner, S. Szidat

2. Kantonale Laboratorien - Laboratoires cantonaux

AG	A. Breitenmoser	Amt für Verbraucherschutz Obere Vorstadt 14, 5000 Aarau
BE	O. Deflorin, M. Nyfeler	Kantonales Laboratorium Muesmattstr. 19, 3000 Bern
BL	P. Wenk	Kantonales Laboratorium Hammerstrasse 25, 4410 Liestal
BS	P. Hübner, M. Zehringer	Kantonales Laboratorium Kannenfeldstr. 2, Postfach, 4012 Basel
FR	C. Ramseier	Laboratoire Cantonal ch. du Musée 15, 1700 Fribourg
GE	P. Edder, E. Cognard	Service de la consommation et des affaires vétérinaires, Quai Ernest-Ansermet 22 Case postale 76, 1211 Genève 4 Plainpalais
GR	M. Beckmann, D. Baumann	Amt für Lebensmittelsicherheit und Tiergesundheit Bereich Lebensmittelsicherheit Planaterrastrasse 11, 7001 Chur
JU	A. Ceppi, C. de Renéville	Laboratoire Cantonal Fbg des Capucins 20, CP 272, 2800 Delémont 1
LU	S. Arpagaus, R. Brogioli	Kantonales Amt für Lebensmittelkontrolle und Verbraucherschutz Vonnattstr. 16, Postfach, 6002 Luzern
NE	P.-F. Gobat	Service de la consommation Rue Jehanne-de-Hochberg 5, 2001 Neuchâtel
SG	P. Kölbener	Kantonales Amt für Lebensmittelkontrolle Blarerstr. 2, 9001 St. Gallen
AR / AI / GL / SH	K. Seiler	Amt für Lebensmittelkontrolle der Kantone AR AI GL SH Mühlentalstr. 184, Postfach 786, 8201 Schaffhausen
SO	M. Kohler	Kantonale Lebensmittelkontrolle Greibenhof, Werkhofstr. 5, 4509 Solothurn
TG	C. Spinner	Kantonales Laboratorium Spannerstr. 20, 8510 Frauenfeld
TI	M. Jermini	Laboratorio Cantonale Via Mirasole 22, 6500 Bellinzona
NW / OW / SZ / UR	D. Imhof	Laboratorium der Urkantone Postfach 363, 6440 Brunnen
VD	G. Peduto	Service de la consommation et des affaires vétérinaires 155, ch. des Boveresses, 1066 Epalinges
VS	E. Pfammatter	Laboratoire Cantonal Rue Pré-d'Amédée 2, 1950 Sion
ZG	S. Pfenninger	Amt für Lebensmittelkontrolle Postfach 262, 6312 Steinhausen
ZH	M. Brunner, S. Reber	Kantonales Labor Postfach, 8032 Zürich
LI	D. Huber	Amt für Lebensmittelkontrolle Postplatz 2, Postfach 37, FL-9494 Schaan

3. Das Messprogramm im Überblick

Expositionspfade	Probenahmestellen	Proben und Messung
Ortsdosen (externe Gamma-Strahlung)	Automatische Überwachung der Ortsdosen: landesweit mit NADAM und in der Umgebung der KKW mit MADUK. TLD in der Nahumgebung von KKW und Forschungsanlagen (PSI und CERN)	NADAM: 71 Stellen, Betrieb durch die Nationale Alarmzentrale NAZ (landesweites Dosis-Warnnetz) MADUK: je 12-17 Stellen, Betrieb durch das ENSI TLD (γ -Komponente) und n-Dosis (PSI, CERN)
In-situ Messung	Umgebung der Kernanlagen Ganze Schweiz nach speziellem Programm	Direkte vor-Ort-Messung des γ -Spektrums Bestimmung des Radionuklidgehaltes des Bodens und deren Beiträge zur Ortsdosis
Luft	12 Aerosolsammler: ca. 40 m ³ /h 6 High-Volume-Sampler: ca. 500-1'000 m ³ /h 1 Digital-Aerosolsammler Jungfrau-Joch URAnet/RADAI: Aerosolwarnnetz 14 Stellen on-line-Messung mit Datenfernübertragung ⁸⁵ Kr-Messungen an Luftproben vom Jungfrau-Joch	Aerosolsammler und High-Volume-Sampler: kontinuierliche Sammlung auf Aerosolfiltern mit γ -Spektrometrie im Labor: Nachweisgrenze für ¹³⁷ Cs: 1 μ Bq/m ³ bzw. 0.1 μ Bq/m ³ RADAI: 11 Stationen α/β -Messung (FHT-59S), 4 Stellen mit Jod-Monitor (FHT-1700); URAnet: 3 Stationen nuklidspezifischer Monitor (FHT-59N1)
Niederschläge	Regensammlerstationen, ganze Schweiz inkl. Umgebung der KKW, sowie Forschungsanlagen und Industrien	10 Regensammler mit Trichtern von 1 m ² Fläche, wöchentlich γ -Spektrometrie der Rückstände; Nachweisgrenze für ¹³⁷ Cs: 10 mBq/l (monatliche Probe) An 14 Stellen Sammlung der Niederschläge für die Tritiumbestimmung; eine Stelle: Bestimmung des Tritiumgehaltes in der Luftfeuchte.
Aquatisches Milieu	Kontinuierlich gesammelte Wochenproben aus Rhein, Rhone, Ticino und Doubs sowie oberhalb und unterhalb der KKW (Aare) Bei den KKW auch Grundwasser, Sedimente, Fische, Wasserpflanzen, URAnet: 5 automatische Messstationen in Aare und Rhein	γ - und α -Spektrometrie Tritium-Messung URAnet: Gammaskpektrometrie mit NaI-Detektoren
Erde	30 Stellen in den Alpen, dem Mittelland, dem Jura, auf der Alpensüdseite inkl. Umgebung der KKW, PSI, CERN	Erdschicht 0-5 cm für ⁹⁰ Sr-Bestimmung und γ -Spektrometrie und z.T. α -Spektrometrie
Bewuchs (Gras, Pflanzen)	Gleiche Stellen wie Erdboden Baumblätter aus Umgebung KKW, Industrieverbrennungsanlage Basel (RSMVA) und Referenzstationen	Gras zweimal jährlich; γ -Spektrometrie und ⁹⁰ Sr Baumblätter: ¹⁴ C-Bestimmung (jährlich)
Milch	Gleiche Regionen wie Erde und Gras Milchzentralen und Grossverteiler	γ -Spektrometrie und ⁹⁰ Sr-Messung Einzel- und Sammelmilchproben, z.T. Tritium-Messungen
Andere Lebensmittel	Getreide-Mischproben aus verschiedenen Regionen und Umgebung KKW Weitere Proben nach Bedarf, z.B. Gemüse Umgebung KKW, Mineralwässer, Wildpilze, Importproben etc.	γ -Spektrometrie ⁹⁰ Sr-Bestimmung
Menschlicher Körper	Schulklassen Genf Mitarbeiter PSI Zahnärzte, Schulzahnkliniken und pathologische Institute aus verschiedenen Gegenden	Ganzkörpermessungen in Genf (HUG) und am PSI ⁹⁰ Sr-Bestimmungen an Wirbelknochen und Milchzähnen
Emissionen von KKW, Betrieben etc.	Kernanlagen, Forschungsanlagen, etc. Kläranlagen der Agglomerationen Sickerwässer von Deponien	Abluftfilter, Abgas etc. Abwässer aus Spitälern, Deponien, Kehrrechtverbrennungsanlagen, Abwasserreinigungsanlagen γ -, α - und ⁹⁰ Sr-Messung

4. Überwachungsbereiche und Kompetenzzentren

Bereich:	überwacht wird:	Kompetenzzentren ¹⁾ :
Atmosphäre	Aerosole, Niederschläge ¹⁴ C, Edelgase	URA (BAG) inkl. URAnet / RADAIR UniBE
Deposition	Boden, Bewuchs, in-situ ⁹⁰ Sr- und Alpha-Messung Aeroradiometrie	URA (BAG), IRA und LABOR SPIEZ ENSI, NAZ
Aquatisches Milieu	Gewässer, Fische, Sedimente Grund- und Quellwasser, Deponien	EAWAG, Institut Forel, LABOR SPIEZ, URA BAG
Lebensmittel	Milch, Getreide, Gemüse, Wild, Pilze, etc.	Kantonale Laboratorien, URA, IRA, LABOR SPIEZ
Dosis	α- und n-Dosen automatische Dosiswarnnetze	PSI, IRA NAZ (NADAM), ENSI (MADUK)
menschliche Körper	Ganzkörpermessungen ⁹⁰ Sr in Knochen und Zähnen	PSI, HUG IRA
Kernanlagen	Emissionen, Umgebung	ENSI, URA (BAG)
Betriebe	Emissionen, Umgebung	Suva, URA (BAG)
Spitäler	Emissionen	FANM (BAG)
Radon	Radon in Häusern und im Boden	SRR (BAG), URA (BAG)

¹⁾ Liste der Abkürzungen s. Anhang 1.

5. Toleranz- und Grenzwerte für Radionuklide in Lebensmitteln gemäss Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV) in Bq/kg

Radionuklide	Toleranzwert	Grenzwert			
	Bq/kg	Bq/kg			
	Alle Lebensmittel	Lebensmittel allgemein	Flüssige Lebensmittel	Säuglings-anfangs- und Folgenahrung	Lebensmittel von geringer Bedeutung
Cäsiumisotope	10 (*)	1'250	1'000	400	12'500
Iodisotope	10	2'000	500	150	20'000
Kohlenstoff-14	200	10'000	10'000	1'000	100'000
Tritium	1'000	10'000	10'000	3'000	100'000
Strontiumisotope	1	750	125	75	7'500
Plutonium- und Transplutonium-isotope (z.B. ²³⁹ Pu und ²⁴¹ Am)	0.1	80	20	1	800
Uran- und Thoriumreihe Gruppe I: ²²⁴ Ra, ²²⁸ Th, ²³⁴ U, ²³⁵ U, ²³⁸ U	---	50	10	10	500
Uran- und Thoriumreihe Gruppe II: ²¹⁰ Pb, ²¹⁰ Po, ²²⁶ Ra, ²²⁸ Ra, ²³⁰ Th, ²³² Th, ²³¹ Pa	---	5 (**)	1	1	50 (***)
Übrige künstliche Radionuklide	10	1'250	1'000	400	12'500

(*) Toleranzwert für Cäsiumisotope in Wildfleisch und Wildpilzen: 600 Bq/kg; in Wildbeeren: 100 Bq/kg.

(**) Grenzwert für Meerestiere: 150 Bq/kg (gilt insbesondere für ²¹⁰Po)

(***) ²²⁶Ra und ²²⁸Ra gelten nicht für Paranüsse

Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe in Lebensmitteln (Fremd- und Inhaltsstoffverordnung, FIV):

http://www.admin.ch/ch/d/sr/c817_021_23.html

6. Im Strahlenschutz verwendete Grössen und ihre Bedeutung

Aktivität A

angegeben in Bq (Becquerel)

Die Aktivität einer Substanz ist die mittlere Anzahl radioaktiver Zerfälle pro Zeiteinheit. $1 \text{ Bq} = 1 \text{ Zerfall/s}$. Die alte Einheit war das Ci (Curie) mit $1 \text{ Ci} = 3.7 \cdot 10^{10} \text{ Zerfälle/s}$; $1 \text{ nCi} = 37 \text{ Bq}$ oder $1 \text{ Bq} = 27 \text{ pCi}$.

Absorbierte Dosis oder Energiedosis D

angegeben in Gy (Gray)

Die durch Wechselwirkung von ionisierender Strahlung mit Materie in einer Masseneinheit deponierte Energie. Der spezielle Name dieser Einheit ist das Gray (Gy); $1 \text{ Gy} = 1 \text{ J/kg}$.

Äquivalentdosis H

angegeben in Sv (Sievert)

Das Produkt aus der absorbierten Dosis $D_{T,R}$ infolge der Strahlung R im Gewebe T und dem Strahlen-Wichtungsfaktor w_R (vgl. auch Dosis, effektive). Der spezielle Name der Einheit der Äquivalentdosis ist das Sievert (Sv); $1 \text{ Sv} = 1 \text{ J/kg}$.

$$H_{T,R} = w_R \cdot D_{T,R}$$

für ein Gemisch von Strahlungen:

$$H_T = \sum_R w_R \cdot D_{T,R}$$

Effektive Dosis E

angegeben in Sv (Sievert)

Summe der mit den Wichtungsfaktoren w_T gewichteten Äquivalentdosen in allen Organen und Geweben.

$$E = \sum_T w_T H_T = \sum_T w_T \sum_R w_R D_{T,R}$$

$D_{T,R}$ = Im Gewebe T durch Strahlung R absorbierte Dosis

w_R = Wichtungsfaktor der Strahlung

w_T = Wichtungsfaktor für Gewebe (Anteil am Gesamtrisiko für Gewebe/Organ T)

H_T = Äquivalentdosis des Gewebes/Organs T

Die spezielle Einheit der effektiven Dosis ist das Sievert (Sv); $1 \text{ Sv} = 1 \text{ J/kg}$.

Effektive Folgedosis E_{50}

angegeben in Sv (Sievert)

Effektive Dosis, die als Folge einer Aufnahme eines Nuklids in den Körper im Verlauf von 50 Jahren akkumuliert wird.

Umgebungsäquivalentdosis $H^*(10)$

angegeben in Sv (Sievert)

Die Umgebungs-Äquivalentdosis $H^*(10)$ am interessierenden Punkt im tatsächlichen Strahlungsfeld ist die Äquivalentdosis im zugehörigen ausgerichteten und aufgeweiteten Strahlungsfeld in 10 mm Tiefe der an diesem Punkt zentrierten ICRU-Kugel auf demjenigen Kugelradius, der dem ausgerichteten Strahlungsfeld entgegengerichtet ist.

Internet-Adresse für die Begriffsbestimmungen der StSV: http://www.admin.ch/ch/d/sr/814_501/app1.html

7. Grandeurs utilisées en radioprotection et leur signification

Activité A

exprimée en Bq (Becquerel)

L'activité d'une substance est le nombre moyen de désintégrations radioactives par unité de temps. 1 Bq = 1 désintégration/s. L'ancienne unité était le Ci (Curie) avec 1 Ci = $3.7 \cdot 10^{10}$ désintégrations/s; 1 nCi = 37 Bq ou 1 Bq = 27 pCi.

Dose absorbée ou dose énergétique D

exprimée en Gy (Gray)

Energie déposée dans la matière, lors de l'interaction des rayonnements ionisants, par unité de masse de matière. Le nom de cette unité est le gray (Gy); 1 Gy = 1 J/kg.

Dose équivalente H

exprimée en Sv (Sievert)

Produit de la dose absorbée $D_{T,R}$ dans le tissu T due à un rayonnement R et du facteur de pondération w_R (voir la définition de la dose effective); l'unité de la dose équivalente est le sievert (Sv); 1 Sv = 1 J/kg.

$$H_{T,R} = w_R \cdot D_{T,R}$$

pour un mélange de rayonnements:

$$H_T = \sum_R w_R \cdot D_{T,R}$$

Dose efficace E

exprimée en Sv (Sievert)

Somme des doses équivalentes reçue par tous les tissus et organes, pondérées à l'aide de facteurs spécifiques w_T

$$E = \sum_T w_T H_T = \sum_T w_T \sum_R w_R D_{T,R}$$

$D_{T,R}$ = dose absorbée dans le tissu T sous l'effet du rayonnement R

w_R = facteur de pondération du rayonnement R

w_T = facteur de pondération du tissu (apport de l'organe ou tissu T au risque total)

H_T = dose équivalente reçue par l'organe ou par le tissu T

L'unité de la dose effective est le sievert (Sv); 1 Sv = 1 J/kg.

Dose efficace engagée E_{50}

exprimée en Sv (Sievert)

Dose effective accumulée durant 50 ans suite à l'incorporation d'un nucléide.

Equivalent de dose ambiante $H^*(10)$

exprimé en Sv (Sievert)

En un point dans un champ de rayonnements, dose équivalente produite à 10 mm de profondeur de la sphère CIUR, centrée en ce point, par le champ en question, étendu et aligné, sur le rayon opposé à la direction du champ aligné.

Impressum

@ Bundesamt für Gesundheit (BAG)
Herausgeber : Bundesamt für Gesundheit
Layout: André Gurtner, URA
Publikationszeitpunkt : Juli 2018

Weitere Informationen und Bezugsquelle :
BAG, Direktionsbereich Verbraucherschutz, Abteilung Strahlenschutz,
Umweltradioaktivität, 3003 Bern

Telefon +41 (0)58 462 96 14, Telefax +41 (0)58 462 83 83
E-Mail :str@bag.admin.ch, www.bag.admin.ch/ura-jb, www.radenviro.ch

Impressum

@ Office fédéral de la santé publique (OFSP)
Editeur : Office fédéral de la santé publique
Layout: André Gurtner, URA
Date de publication : Juillet 2018

Informations supplémentaires et diffusion :
OFSP, Unité de Direction Protection des consommateurs,
Division Radioprotection, Radioactivité de l'environnement, 3003 Berne

Téléphone +41 (0)58 462 96 15, Téléfax +41 (0)58 462 83 83
Courriel :str@bag.admin.ch, www.bag.admin.ch/ura-rapports, www.radenviro.ch