

Zeitschrift: Schweizerische Zeitschrift für Pilzkunde = Bulletin suisse de mycologie
Herausgeber: Verband Schweizerischer Vereine für Pilzkunde
Band: 73 (1995)
Heft: 11

Artikel: Radioaktivität in Speisepilzen nach Tschernobyl : heutige Situation =
Radioactivité dans les champignons comestibles après Tschernobyl :
situation actuelle

Autor: Neukom, H.-P.
DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-936607>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. [Siehe Rechtliche Hinweise.](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. [Voir Informations légales.](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. [See Legal notice.](#)

Download PDF: 02.04.2025

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

della Società vodese di scienze naturali. Egli descrive 5 nuovi generi, 36 specie e 49 varietà nuove, come pure numerose forme. Di questa notevole opera, 3 generi e 15 specie sono ancora menzionate nell'opera di MARTIN & ALEXOPOULOS (1969). Le collezioni di MEYLAN sono conservate nei musei e giardini botanici della Svizzera romanda (Ginevra e Losanna), (cfr. KOWALSKI, 1975).

Jean-Jacques Roth, chemin Babal 2, 1257 Bardonnex

Trad.: E. Zenone

Letteratura: vedi testo francese

Radioaktivität in Speisepilzen nach Tschernobyl – Heutige Situation

Zu den allgemein bekannten Möglichkeiten einer Kontamination von Lebensmitteln (Pestizide, Schwermetalle usw.) ist auch die Verunreinigung mit Radionukliden zu zählen. Die Frage nach der Belastung von Lebensmitteln mit Radionukliden und dem damit verbundenen Risiko für den Konsumenten hatte nach der Reaktorkatastrophe in der Ukraine bei Tschernobyl, am 24. April 1986, plötzlich wieder stark an Aktualität gewonnen.

Nach diesem Ereignis hat sich eine «Wolke aus radioaktivem Staub» gebildet, die durch die damaligen Wetterverhältnisse auch nach Westeuropa getrieben wurde. Durch Niederschläge (Auswaschen der radioaktiven Isotope durch Regen) gelangten auch in der Schweiz geringe Teile des radioaktiven Staubes auf die Erdoberfläche und somit in den Boden. Je nach den Wetterverhältnissen entstand daher bei uns eine unterschiedliche, örtliche radioaktive Verseuchung. Folgende Bodenbelegungen mit Cäsium-137 in kBq/m² wurden durch die Eidg. Kommission zur Überwachung gemessen: Mittelland, West- und Nordschweiz 0,3-8, Ostschweiz 1,5-20 und Tessin 2-40 (24, 26).

Zunahme der Umweltbelastung durch Radiocäsium nach Tschernobyl

Hauptverantwortlich für diese Bodenverseuchung durch den Fallout (radioaktiver Niederschlag) nach Tschernobyl waren insbesondere die «langlebigen» Cäsiumisotope (Cs-134 und Cs-137). Andere Radionuklide (z.B. Jod-131, Tellur-132, Ruthenium-103) spielten für die Kontamination wegen ihren kurzen Halbwertszeiten (20, 26) in den Folgejahren in der Schweiz nur eine untergeordnete Rolle. Für die radioaktive Verseuchung aus den oberirdischen Kernwaffentests in den 60er Jahren waren vor allem die Radionuklide Cs-137 und Strontium-90 (Sr-90) verantwortlich (10, 16, 18).

Von besonderer Bedeutung im Zusammenhang mit Lebensmitteln sind die mit dem Kalium verwandten Cäsiumisotope Cs-137 (Halbwertszeit 30 Jahre), Cs-134 (2 Jahre) und die mit dem Calcium verwandten Strontiumisotope Sr-90 (29 Jahre) und Sr-89 (50 Tage). Die leicht löslichen Cäsiumisotope werden durch die Nieren wieder ausgeschieden, im Gegensatz zu den Strontiumisotopen, die in der Knochensubstanz gespeichert werden. Während sich das Strontium (als reiner Betastrahler) nur mit viel Aufwand nachweisen lässt (11, 19), kann die Cäsiumaktivität relativ einfach gamma-spektrometrisch erfasst werden.

Bei Untersuchungen von Pilzen auf Radioaktivität ist schon zur Zeit der Kernwaffentests, insbesondere aber nach dem Störfall von Tschernobyl, wiederholt beobachtet worden, dass gewisse Pilze (artspezifisch) eine auffallend hohe Cäsiumaktivität aufwiesen (2, 5, 10, 17, 18). Radioaktives Cäsium wird dabei aus dem Boden über das Pilzmycel aufgenommen.

Überdurchschnittlich hohe Cs-Anreicherungen wurden vor allem beim Maronenröhrling (*Xerocomus badius*), einem in der Küche beliebten Speisepilz gefunden. Entsprechend gross war natürlich die Verunsicherung bei vielen Sammlern und Liebhabern dieses Pilzes. Die Frage nach der Gefährlichkeit der Cäsiumbelastung bei Speisepilzen tauchte daher auch bei den amtlichen Pilzkontrollstellen in den letzten Jahren des öfteren auf.

Im folgenden soll nun etwas genauer auf den komplizierten Vorgang der Cäsium-Aufnahme und Cäsium-Kontamination in Pilzen eingegangen werden.

Ernährungsweise der Pilze und Aufnahmefähigkeit des Radiocäsiums

Pilze lassen sich entsprechend ihrer Lebensweise in Saprobionten (Fäulniserreger), Parasiten (ernähren sich ausschliesslich von lebenden Organismen) und Mykorrhizen (Symbiose zwischen Pilzen und höheren Pflanzen) einteilen. Die Symbiose (Mykorrhizapilze) bewirkt eine verbesserte Wasser- und Nährstoffaufnahme der Pflanze. Die Mykorrhizapilze (vom gr. *mykes* = Pilz und *rhiza* = Wurzel) hingegen werden von der Wirtspflanze durch organische Stoffe, insbesondere mit Kohlenhydraten versorgt.

Messungen und Vergleiche der radioaktiven Cäsium-Anreicherung von Mykorrhizapilzen mit der von Saprobionten und Parasiten zeigen, dass Mykorrhizapilze im Durchschnitt deutlich höher belastet sind (16, 18). Zu den Mykorrhizapilzen gehört ebenfalls der Maronenröhrling.

Tiefenverteilung und Fixierung von radioaktivem Cäsium im Boden

In manchen Waldböden dringen Cäsium-Ionen nur sehr langsam in tiefere Schichten vor. Messungen über die vertikale Verteilung des Radiocäsiums – insbesondere in mineralstoffreichen und wenig sauren Waldböden – haben gezeigt, dass die Cäsium-Hauptaktivität in den obersten Bodenschichten lokalisiert ist (2, 16, 18). Ebenso ist auch das Cäsium aus den oberirdischen Kernwaffentests der 50er und 60er Jahre immer noch konzentriert in diesen Schichten zu finden. Unterhalb einer Bodentiefe von 5 bis 10 cm ist die Konzentration der beiden Cäsiumisotope bereits sehr gering (16).

Das Cäsium ist im Boden – je nach Bodentyp – unterschiedlich stark fixiert (2, 3, 8, 12), wodurch auch die Verfügbarkeit für Pflanzen und Pilze variieren kann. Eine ausgeprägte Cäsium-Bindung findet sich in stark silikat- (Tonmineralien) und kalkhaltigen Böden, im neutralen bis basischen pH-Bereich, während das Cäsium in podsoligen, humusreichen oder torfigen Böden viel schwächer gebunden ist und daher von den Pflanzen und Pilzen leichter aufgenommen und akkumuliert werden kann (2, 3, 8, 12, 16). Bei Pflanzen wurde zudem festgestellt, dass ein höherer Kaliumanteil im Boden die Cs-Aufnahme in die Wurzel vermindert.

Tiefenverteilung der Pilzmycelien im Boden

Messungen von Ergosterin-Gehalten (als charakteristischer Pilzinhaltsstoff) in Bodenproben haben gezeigt, dass Pilzmycelien in verschiedenen Schichten bis zu ungefähr 2 m Tiefe, jedoch sehr konzentriert in den obersten Bodenschichten, bis maximal 10 cm Tiefe, zu finden sind (6, 7, 13, 16). In dieser Tiefe ist ebenfalls das Mycel des Maronenröhrlings anzutreffen.

Da sich die Hauptmenge des Tschernobyl-Cäsiums in den obersten Bodenschichten findet, können also nur solche Pilze optimal Cäsium anreichern, deren Mycel in derselben Tiefe wächst. Voraussetzung ist natürlich die Verfügbarkeit von mobilen Cäsium-Ionen und die genetische Fähigkeit des Pilzes (artspezifisch) zur Cäsium-Akkumulierung.

Verteilung der Cäsium-Radioaktivität in Pilzfruchtkörpern

Verschiedene wissenschaftliche Arbeiten haben gezeigt, dass Radiocäsium in verschiedenen Fruchtkörper-Teilen akkumuliert werden kann (9, 17). So wurden z.B. bei den Röhrlingen erhöhte Werte in den Hüten festgestellt. Diese beruhen auf einer Radiocäsium-Anreicherung im Hymenophor (Röhrenschicht). Stiele hingegen weisen deutlich weniger radioaktives Cäsium auf. Frühere Befunde, wonach eine Anreicherung von Cäsium-137 durch Komplexbildung in der Epikutis (Pilzhuthautgewebe) des Maronenröhrlings erfolgen soll (1), konnten durch eigene Untersuchungen nicht bestätigt werden (14, 15).

Cäsiumaufnahme in Pilzen seit Tschernobyl

Kurze Zeit nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl wurden viele Messungen der Cäsium-Radioaktivität in verschiedenen Lebensmitteln, insbesondere auch an Pilzen, vorgenommen. Dabei zeigte sich, dass verschiedene Pilze artspezifisch, je nach Substrat und Verseuchungsgrad des Bodens, die Cäsiumisotope unterschiedlich stark akkumulieren können. Relativ hohe Werte an radioaktivem Cäsium konnten in unseren Regionen z.B. bei folgenden Speisepilzarten beobachtet werden: Rotfussröhrling (*Xerocomus chrysenteron*), Ziegenlippe (*Xerocomus subtomentosus*) Zigeunerpilz

(*Rozites caperata*), Violetter Lacktrichterling (*Laccaria amethystina*) und insbesondere dem bei Pilzsammlern beliebten Maronenröhrling (*Xerocomus badius*). Dabei fiel eine Probe von Maronenröhrlingen eines bestimmten Standortes in Thalwil besonders auf.

Während 4 Jahren (1987 bis 1990) konnten Pilzproben vom gleichen Standort auf Radiocäsium untersucht werden. 1987 wurde ein relativ hoher Wert von 12'200 Bq/kg Trockengewicht an Cs-Isotopen gefunden, der bis zum Jahre 1990 auf 4600 Bq/kg Trockengewicht zurückging. Leider konnte dieser Standort infolge eines Strassenbaus nicht mehr weiterverfolgt werden. Auch Maronenröhrlinge von anderen Standorten waren in den ersten Jahren nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl stark mit Radiocäsium belastet – im südlichen Schwarzwald bis zu mehreren 1000 Bq/kg Frischgewicht. In den letzten Jahren konnte jedoch eine deutliche Abnahme der besagten Radionuklide festgestellt werden (siehe Tabelle).

Radiocäsium in Zuchtpilzen

Im Gegensatz zu den wildgewachsenen Speisepilzen sind die im Handel erhältlichen Kulturpilze praktisch frei von Radiocäsium, da schon bei der Substratwahl darauf geachtet wird, möglichst Radiocäsium-freies Nährmedium zu verwenden (2, 18).

Abschätzung des Gesundheitsrisikos für den Konsumenten

In der ersten Zeit nach dem Unglück von Tschernobyl 1986 wurden insbesondere in Fleisch, Milch, verschiedenen Gemüsen, Fischen (Fischereiverbot für Luganersee), Wildpilzen usw. stark erhöhte Werte an Radiocäsium gemessen (4, 24, 25, 26).

Im Jahre 1989 lagen die Cäsium-Aktivitäten in sämtlichen Grundnahrungsmitteln der Schweiz unterhalb von 5 Bq/kg (25). Die geringste zeitliche Abnahme bei belasteten Lebensmitteln zeigten dabei Wildfleisch, Gewürzkräuter und Wildpilze, wobei vor allem die Speisepilze Maronenröhrling und Zigeunerpilz den Toleranzwert bei Pilzen von 600 Bq/kg Frischgewicht der Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe in Lebensmitteln (23) überschritten.

Radioaktives Cäsium wird im Organismus nicht akkumuliert und gespeichert, sondern wie Kalium im Körpergewebe gleichmässig verteilt und über die Nieren wieder ausgeschieden (18). Die Eliminations-Halbwertszeit (oft auch biologische Halbwertszeit genannt) beträgt für einen Erwachsenen etwa 70-100 Tage, bei Kleinkindern bedeutend weniger (altersbedingte Unterschiede der Organ- und Gewebemassen).

Im Gegensatz zum Radiocäsium steht das radioaktive Strontium. Es wird zusammen mit dem Calcium in den Knochen über Jahre gespeichert.

Allgemein bekannt ist, dass das Krebsrisiko durch eine erhöhte Strahlendosis besagter Radionuklide ansteigt. Wird im folgenden von Strahlendosis gesprochen (Einheit: Sievert [Sv]), so handelt es sich stets um die sogenannte effektive Äquivalentsdosis.

Es wird angenommen, dass die unvermeidliche natürliche und künstliche Strahlenexposition – kosmische, terrestrische Strahlung, Röntgenstrahlen und Radioaktive Stoffe (Medizin) oder überirdische Kernwaffentests usw. – pro Person und Jahr zwischen 1 und 6 milli Sievert (mSv) beträgt. Davon dürften etwa 0,3 bis 0,4 mSv (etwa 10%) aus der Nahrungsaufnahme stammen (4, 24, 25, 26).

Die effektive Äquivalentsdosis (Sv) kann nicht wie die Aktivität in Bequerel (Bq) = 1 Zerfall/s gemessen, sondern muss anhand von Modellen (nuklidspezifisch) berechnet werden. Der sogenannte Dosisfaktor für Cs-137 beträgt $1,4 \times 10^{-8}$ Sv/Bq und für Cs-134 2×10^{-8} Sv/Bq (4, 24, 26).

Bei einem Konsum von 10 kg frischen, wildgewachsenen Speisepilzen mit einem Gehalt von 600 Bq/kg Radiocäsium erhöht sich somit die Strahlenexposition durch beide Cs-Isotope um etwa 0,1 mSv pro Person und Jahr. Im Vergleich zur natürlichen und künstlichen Strahleneinwirkung (1–6 mSv) erscheint die von Tschernobyl bedingte Strahlendosis, selbst bei einem übermässig hohen Konsum an Wildpilzen, heute als gering. Zudem ergaben Berechnungen aufgrund verschiedener Extrapolationsmodelle und Risikofaktoren, dass in den nächsten 80 Jahren «nur» 50–200 zusätzliche Krebstodesfälle durch die in Tschernobyl verursachte Strahlendosis zu erwarten sind. Dies entspricht maximal 0,02% der jährlich ungefähr 15000 Krebstodesfälle in der Schweiz (25).

Kontinuierliche Überprüfung von Speisepilzen auf Radiocäsium

Wildgewachsene Speise- und Zuchtpilze gehören zu den Lebensmitteln und fallen demzufolge unter das Eidgenössische Lebensmittelgesetz. Sie werden daher regelmässig von den Kantonalen Labors überprüft und kontrolliert. Nach dem Reaktorunglück in Tschernobyl wurden auch vom Kantonalen Labor Zürich in regelmässigen Abständen Messkampagnen (Radiocäsium und Schwermetalle) an wildgewachsenen Speisepilzen durchgeführt. Die Messungen wurden auf einem computergesteuerten Gamma-Spektrometer mit Germanium-Detektor durchgeführt. Da Wildpilze zum Teil gute Bioindikatoren bezüglich Radiocäsium darstellen, sollte auch in den nächsten Jahren das radioaktive Cäsium in Pilzen aufmerksam verfolgt werden, damit man eventuelle Veränderungen der Radioaktivität frühzeitig feststellen kann.

Reduktion des Gehaltes von Radiocäsium in Speisepilzen

Eine Möglichkeit zur Reduktion der Cs-Radioaktivität in Speisepilzen vor deren Konsum konnte in Versuchen an Proben von Maronenröhrlingen gezeigt werden (14, 15, 22). Die leicht löslichen Cäsium (Cs^+)-Ionen finden sich wie Kalium (K^+)- und Natrium (Na^+)-Ionen in gelöster Form in der Zellflüssigkeit von Pilzen. Es wurde daher versucht, die Cäsiumaktivität durch Wasserextraktion zu verringern. Bei Maronenröhrlingen kann dabei nach Zerstörung des Zellgewebes (z.B. durch Zerkleinern, Tiefgefrieren oder Trocknen) und durch Einlegen in Wasser eine erhebliche Cäsium-Reduktion erzielt werden. Bei getrockneten Maronenröhrlingen betrug die Reduktion bis zu 90% (14, 15).

Dank

Herrn Professor Dr. H. Sticher, Institut für Terrestrische Ökologie, ETH Zürich, danke ich für wertvolle Anregungen und Literatur, sowie Herrn Dr. E. Gisler, Kantonales Labor Zürich, für die Durchführung der Radioaktivitätsmessungen und anregende Diskussionen über Radioaktivität.

H.-P. Neukom, Kantonales Labor Zürich, Postfach, 8030 Zürich

Literatur

1. Aumann, D. C., Clooth, G., Steffan, B. und Steglich, W., Komplexierung von Cäsium-137 durch die Hutfarbstoffe des Maronenröhrlings (*Xerocomus badius*). *Angewandte Chemie*, 101, 495–496 (1989)
2. Berreck, M. und Haselwandter, K., Belastung wildgewachsener Pilze durch Cs-137 und Cs-134. *Österreichische Forstzeitung*, 8, 57–60 (1989)
3. Coughtrey, P. J. and Thorne, M. C., Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems. A critical review of data. Rotterdam, vol. 1, 321–424, (1983)
4. Diehl, J. F., Ehlermann, D., Frindik, O., Kalus, W., Müller, H., Wagner, A., Radioaktivität in Lebensmitteln – Tschernobyl und die Folgen. 2. Auflage, Bericht der Bundesforschungsanstalt für Ernährung, Karlsruhe (1987)
5. Dietel, G. und Breitig, D., Radioaktives Cäsium in Pilzen aus dem Raum Schwäbisch Gmünd. *Zeitschrift für Mykologie*, 54, 109–112 (1989)
6. Egli, S., Die Mykorrhiza und ihre vertikale Verteilung in Eichenbeständen. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 132, 345–353 (1981)
7. Göttsche, D., Verteilung von Feinwurzeln und Mykorrhiza im Bodenprofil eines Buchen- und Fichtenbestandes im Solling. *Mitt. Forst. Bundesversuchsanstalt Reinbeck*, 88, 1–102 (1972)
8. Grütter, A., Von Gunten, H. R., Kohler, M. and Rössler, E., Sorption, Desorption and Exchange of Cesium on Glaciofluvial Deposits. *Radiochimica Acta*, 50, 177–184 (1990)
9. Grütter, H., Verhalten einheimischer Pilzarten gegenüber dem Spaltprodukt Cs-137. *Zeitschrift für Lebensmittel Untersuchung und Forschung*, 134, 173–179 (1967)
10. Haselwandter, K., Accumulation of the Radioactive Nuclide Cs-137 in Fruitbodies of Basidiomycetes. *Health Physics*, 34, 713–715 (1978)
11. Hermann, A., Stöckli, M. und Schüpach, M. R., Die Analyse von Sr-90 in Lebensmitteln via Y-90-Messung. In: Radioaktivitätsmessungen in der Schweiz nach Tschernobyl und ihre wissenschaftliche Interpretation. Tagungsbericht, Band 1. Andre, L., Born, E. J. und Fischer, G. (Eds.), Bern: Bundesamt für Gesundheitswesen, 525–527 (1986)

12. Livens, F. R., and Loveland, P. J., The influence of soil properties on the environmental mobility of caesium in Cumbria. *Soil use manag.* 4 (1988)
13. Lyr, H., Über die Abnahme der Mykorrhiza- und Knöllchenfrequenz mit zunehmender Bodentiefe. *Mykorrhiza. Int. Mykorrhizasymposium, Weimar, 303–313* (1960)
14. Neukom, H.-P., Gisler, E., Dekontamination von radioaktiv verstrahlten Pilzen (Cäsium-134 und-137) am Beispiel von *Xerocomus badius* (Maronenröhrling). *Schweizerische Zeitschrift für Pilzkunde*, 69 (9/10): 175–180, (1991).

Messwerte der Radioaktivität (Cs-134 und Cs-137) in Pilzen
Messkampagne des Kantonalen Labors Zürich 1992 bzw. 1994

Pilzart	Fundort	Radioaktivität	
		Cs-137	Cs-134
Messwerte 1992		Bq/kg Frischgewicht	
Shiitake-Pilz (<i>Lentinus edodes</i>)	Bäretswil / ZH, auf Buchenstämmen	3	<2
Zuchtchampignon (<i>Agaricus bisporus</i>)	ausländischer Herkunft	<2	<2
Steinpilz (<i>Boletus edulis</i>), getrocknet	Russland	5	<2
Morcheln (<i>Morchella esculenta</i>), getrocknet	Indien	18	<2
Aderbecherling (<i>Disciotis venosa</i>)	Stadt / ZH (Doldertal), Laubwald	2	<2
Steinpilz (<i>Boletus edulis</i>)	Südafrika	<2	<2
Aderbecherling (<i>Disciotis venosa</i>)	Rorbas / ZH, Sandboden	<2	<2
Aderbecherling (<i>Disciotis venosa</i>)	Andelfingen / ZH, Mischwald	<2	<2
Speisemorchel (<i>Morchella esculenta</i>)	Dietikon / ZH (Hardwald), Sandboden	9	<2
Speisemorchel (<i>Morchella esculenta</i>)	Stadt / ZH (Doldertal), Laubwald	10	<2
Voreilender Ackerling (<i>Agrocybe praecox</i>)	Stadt / ZH (Parkanlage), Humus	4	<2
Mairitterling (<i>Calocybe gambosa</i>)	Kloten / ZH, Eichen- Buchenwald	<2	<2
Maronenröhrling (<i>Xerocomus badius</i>), getrocknet	Herkunft unbekannt	220	<2
Rotfussröhrling (<i>Xerocomus chrysenteron</i>)	Wangen / ZH, Wangenerwald, Kalkboden	13	<2
Riesen Champignon (<i>Agaricus augustus</i>)	Ebmatingen / ZH, Mischwald	<2	<2
Körnchenröhrling (<i>Suillus granulatus</i>)	Zollikerberg / ZH, Grünanlage	5	<2
Mehlräsling (<i>Clitopilus prunulus</i>)	Zollikerberg / ZH, Grünanlage	3	<2
Ringloser Butterpilz (<i>Suillus collinitus</i>)	Winterthur, im Rasen unter Kiefern	7	<2
Gefleckter Rübbling (<i>Collybia maculata</i>)	Winterthur, Mischwald, Nadelstreu	140	10
Schafchampignon <i>Agaricus arvensis</i>)	Pfannenstiel / ZH, Mischwald	<2	<2
Maronenröhrling (<i>Xerocomus badius</i>)	West-Polen	150	8
Kompost-Egerling (<i>Agaricus vaporarius</i>)	Uster / ZH, in Wiese neben Strasse	<2	<2
Maronenröhrling (<i>Xerocomus badius</i>)	Adlikon / ZH, Mischwald	450	32
Nebelgrauer Trichterling (<i>Clitocybe nebularis</i>)	Bäretswil / ZH, Mischwald	15	<2
Maronenröhrling (<i>Xerocomus badius</i>), getrocknet	Rothenturm / SZ	130	4
Maronenröhrling (<i>Xerocomus badius</i>)	Schöffliisdorf / ZH, Mischwald	290	20
Rotfussröhrling (<i>Xerocomus chrysenteron</i>)	Schöffliisdorf / ZH, Mischwald	160	11
Ziegenlippe (<i>Xerocomus subtmentosus</i>)	Schöffliisdorf / ZH, Mischwald	125	8
Rotfussröhrling (<i>Xerocomus chrysenteron</i>)	Bachs / ZH, Mischwald	240	17
Krause Glucke (<i>Sparassis crispa</i>)	Bachs / ZH, Mischwald (Kiefer)	5	<2
Maronenröhrling (<i>Xerocomus badius</i>)	Bachs / ZH, Mischwald	550	35
Weisser Rasling (<i>Lyophyllum connatum</i>)	Bachs / ZH, Mischwald	10	<2
Fuchsiger Trichterling (<i>Clitocybe gibba</i>)	Bachs / ZH, Mischwald	13	<2
Nebelgrauer Trichterling (<i>Clitocybe nebularis</i>)	Bachs / ZH, Mischwald	20	<2
Totentrompeten (<i>Craterellus cornucopioides</i>)	Slowenien	34	2
Maronenröhrling (<i>Xerocomus badius</i>), getrocknet	Thalwil / ZH	230	13
Porphyrröhrling (<i>Porphyrellus porphyrosporus</i>)	Thalwil / ZH	600	32
Schafporling (<i>Albatrellus ovinus</i>)	Pfannenstiel / ZH, Mischwald	3	<2
Mönchskopf (<i>Clitocybe geotropa</i>)	Pfannenstiel / ZH, Mischwald	<2	<2
Geselliger Rasling (<i>Lyophyllum decastes</i>)	Pfannenstiel / ZH, Mischwald	<2	<2
Kiefern-Steinpilz (<i>Boletus pinophilus</i>)	Slowenien	2	<2
Violetter Rötleritterling (<i>Lepista nuda</i>)	Winterthur, Mischwald	2	<2
Stockschwämmchen (<i>Kuehneromyces mutabilis</i>)	Winterthur, Mischwald	15	<2
Schleiereule (<i>Cortinarius praestans</i>)	Ricketwil / ZH, Laubwald, Kalkboden	11	<2
Nebelgrauer Trichterling (<i>Clitocybe nebularis</i>)	Ricketwil / ZH, Mischwald	8	<2
Semmelstoppel (<i>Hydnum repandum</i>)	Ricketwil / ZH, Mischwald	300	17

15. Neukom, H.-P., Gisler, E., Extraction of Radioactive Caesium from Mushrooms with *Xerocomus badius* as an Example. *Lebensmittel Wissenschaft und Technologie*, 24, 442–444 (1991).
16. Reisinger, A., *Bibliotheca Mycologica, Radiocäsium in Pilzen*, Bd. 155, Berlin, Stuttgart: Verlag J. Cramer (1994)
17. Rückert, G. und Diehl, J. F., Anreicherung von Cäsium-137 und Cäsium-134 in 34 Pilzarten nach dem Reaktorunglück von Tschernobyl. *Zeitschrift für Lebensmittel Untersuchung und Forschung*, 185, 91–97 (1987)
18. Seeger, R., Zur Frage der Cäsium- und Strontiumaufnahme in Pilzen. Auswirkungen des Reaktorunfalls von Tschernobyl. In: *Arbeitsgemeinschaft Mykologie Ostwürttemberg (Ed.), Beiträge zur Kenntnis der Pilze Mitteleuropas III (Festschrift)*. Schwäbisch Gmünd: Verlag Einhorn, 289–298 (1987)
19. Seeger, R., Orth, H. und Schweinshaut, P., Strontiumvorkommen in Pilzen. *Zeitschrift für Lebensmittel Untersuchung und Forschung*, 174, 381–389 (1982)
20. Senften, H., Cäsium-137 in Pilzen in der Gegend um Affoltern am Albis, *Schweizerische Zeitschrift für Pilzkunde*, 71 (12): 259–264 (1993).
21. Steger, U., Burger, A., Ziegler, W. und Wallnöfer P. R., Verteilung von Cs-134 und Cs-137 bei der küchentechnischen Verarbeitung verschiedener Lebensmittel. *Deutsche Lebensmittel-Rundschau*, 83, 85–88 (1987)
22. Stijve, T., Extraction of Radiocesium from Contaminated Mushrooms, *Observations Mycologiques*, 6, 1–8 (1994)
23. Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe in Lebensmitteln, Vertrieb: EDMZ, 3000 Bern
24. Zimmerli, B. und Bosshard, E., Strahlenexposition durch Radionuklide in Lebensmitteln. *Mitt. Gebiete Lebensm. Hyg.*, 80, 387–404 (1989)
25. Zimmerli, B., Bosshard, E., Strahlenexposition durch Radionuklide. Bundesamt für Gesundheit (BAG): *Dritter Schweizerischer Ernährungsbericht 168–180 (1991)*, Vertrieb: EDMZ, 3000 Bern
26. Der Unfall Chernobyl. Ein Überblick über Ursachen und Auswirkungen. Bundesamt für Energiewirtschaft, Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen: Abteilung Strahlenschutz, HSK-AN-1816 (November 1986)

Messwerte 1994			
Judasohren (<i>Hirneola auricula-judae</i>), getrocknete	ausländischer Herkunft	<2	<2
Rotfussröhrling (<i>Xerocomus chrysenteron</i>)	Effretikon / ZH (Wiese)	<2	<2
Stadt-Champignon (<i>Agaricus bitorquis</i>)	Stadt Zürich	<2	<2
Steinpilz (<i>Boletus edulis</i>)	Winterthur, Eidberg	3	<1
Stadt-Champignon (<i>Agaricus bitorquis</i>)	Seen / ZH (Parkplatz)	<1	<1
Violetter Lacktrichterling (<i>Laccaria amethystea</i>)	Winterthur, Eschenberg	27	1
Birnenstäubling (<i>Lycoperdon pyriforme</i>)	Winterthur, Eschenberg	<1	<1
Lachsreizker (<i>Lactarius salmonicolor</i>)	Winterthur, Eschenberg	23	1
Frauentäubling (<i>Russula cyanoxantha</i>)	Winterthur, Eschenberg	16	1
Grauer Lärchenröhrling (<i>Suillus aeruginascens</i>)	Winterthur, Eschenberg	42	1
Roter Gallerttrichter (<i>Tremiscus helvelloides</i>)	Winterthur, Eschenberg	4	<1
Geselliger Rasling (<i>Lyophyllum decastes</i>)	Winterthur, Eschenberg	18	<1
Gepanzertes Rasling (<i>Lyophyllum loricatum</i>)	Wipkingen / ZH (Baumallee)	<1	<1
Austernseitling (<i>Pleurotus ostreatus</i>)	Zürichberg / ZH, Zucht	3	<1
Kuhröhrling (<i>Suillus bovinus</i>)	Altstetten / ZH	<1	<1
Lachsreizker (<i>Lactarius salmonicolor</i>)	Altstetten / ZH	6	<1
Einsiedler Wulstling (<i>Amanita strobiliformis</i>)	Altstetten / ZH (Waldrand)	<1	<1
Riesenstreifling (<i>Amanita inaurata</i>)	Altstetten / ZH	<1	<1
Maronenröhrlinge (<i>Xerocomus badius</i>)	Polen	200	4
Maronenröhrlinge (<i>Xerocomus badius</i>)	Schwarzwald, Schluchsee	270	10
Steinpilz (<i>Boletus edulis</i>), gefroren	ausländischer Herkunft	1	<1
Semmelstoppel (<i>Hydnum repandum</i>)	Seen / ZH, Buchenwald	8	<1
Maronenröhrling (<i>Xerocomus badius</i>), getrocknet	Tschechien, Pilsen (Westböhmen)	180	5

Bei getrockneten Pilzen beziehen sich die Werte auf den rekonstituierten Zustand (Trockensubstanz etwa 10 %).

Radioactivité dans les champignons comestibles après Tschernobyl – Situation actuelle

Outre les possibilités généralement connues de contamination des denrées alimentaires (Pesticides, métaux lourds, etc.) il faut aussi compter avec la pollution par des radionucléides. Cette pollution et les risques qu'elle entraîne pour les consommateurs a fait la une de l'actualité dans les jours et les mois qui ont suivi la catastrophe de Tschernobyl en Ukraine, le 24 avril 1986.

Après cet événement, un «nuage de poussières radioactives» s'était formé, nuage qui se déplaça aussi vers l'Europe de l'ouest en raison des conditions météorologiques de cette période. Une petite partie de ces poussières radioactives a été entraînée au-dessus du territoire helvétique, puis des pluies ont lavé des isotopes radioactifs, les entraînant sur la surface de la terre et polluant ainsi le sol et les eaux. Le degré de pollution a été localement variable, chez nous, en fonction des conditions atmosphériques régionales. La commission fédérale de surveillance a mesuré par exemple les charges suivantes dans le terrain (24, 26): Plateau suisse, Suisse occidentale et septentrionale, de 0,3 à 8, Suisse orientale de 1,5 à 20 et Tessin de 2 à 40 kBq/m² (kilo-Bequerels par mètre carré).

Augmentation de charge de césium radioactif dans l'environnement après Tschernobyl

Les responsables principaux de la pollution du sol par le «fallout» (chute de poussières radioactives) après Tschernobyl furent surtout les isotopes Cs-134 et Cs-137 du césium, à «longue durée de demi-vie».

D'autres radionucléides (iode-131, tellure-132 et ruthenium-103 par exemple) n'ont joué en Suisse qu'un rôle secondaire de contamination dans les années suivantes, en raison de leur courte demi-vie (20, 26). Les essais d'armes nucléaires de surface, dans les années soixante (10, 16, 18), ont causé une pollution due surtout aux radionucléides Cs-137 et Sr-90 (strontium 90).

En ce qui concerne les denrées alimentaires, la pollution la plus significative est due aux isotopes du césium, Cs-137 (demi-vie 30 ans), Cs-134 (2 ans), substances proches du potassium, et aux isotopes du strontium Sr-90 (29 ans) et Sr-89 (50 jours). Les isotopes du césium sont très solubles et sont évacués par les reins, mais par contre ceux du strontium sont stockés dans la substance osseuse. La détection du strontium (qui n'émet que des rayons bêta) ne peut se faire qu'avec de gros moyens (11, 19), alors que l'activité radioactive du césium peut se démontrer avec une relative facilité avec un gamma-spectromètre.

Déjà lors des essais d'armes nucléaires, mais surtout après le drame de Tschernobyl, les recherches de radioactivité dans les champignons ont démontré à plusieurs reprises que certaines espèces concentrent la radioactivité émise par les isotopes du césium (2, 5, 10, 17, 18), le césium radioactif du sol étant absorbé par le mycélium et transmis aux sporophores.

C'est dans le bolet bai (*Xerocomus badius*), comestible estimé, que la concentration en césium s'est révélée supérieure à la moyenne. Bien naturellement, les nombreux amateurs-mycophages de bolets bais ont été fortement insécurisés. À preuve les fréquentes questions posées aux contrôleurs officiels sur les dangers encourus pour la santé par les consommateurs de champignons comestibles.

Voyons d'un peu plus près le processus compliqué d'absorption du césium par les champignons et l'évaluation des risques pour la santé humaine.

Modes de nutrition des champignons et absorption du césium radioactif

Selon leur mode nutritionnel, on classe les champignons en trois catégories: les saprobiontes (se nourrissent d'organismes morts et provoquent les pourritures), les parasites (se nourrissent exclusivement d'organismes vivants) et les mycorhiziques (vivent en symbiose avec des plantes supérieures). Les mycorhizes améliorent l'apport d'eau et de nourriture à la plante, et le champignon mycorhizique (du grec «mykès» = champignon et «rhiza» = racine) profite de la plante-hôte qui lui fournit des aliments organiques, en particulier des hydrates de carbone.

Les mesures et les comparaisons des concentrations en césium radioactif entre les espèces des trois catégories ont montré qu'en moyenne la charge des champignons mycorhiziques est nettement plus élevée (16, 18). Le bolet bai appartient justement à cette catégorie.

Fixation et répartition en profondeur du césium radioactif dans le sol

Dans beaucoup de terrains forestiers, les ions de césium ne pénètrent que très lentement dans les couches inférieures. Les mesures de distribution verticale du césium radioactif – en particulier dans les sols forestiers riches en substances minérales et à faible taux d'acidité – ont montré que l'essentiel de l'activité radioactive se localise dans les couches les moins profondes (2, 16, 18). Le césium issu des essais d'armes atomiques des années 50–60 est encore aujourd'hui concentré dans ces couches supérieures. Au-dessous d'une profondeur de 5 à 10 cm, la concentration en césium des deux isotopes est déjà très faible (16).

Selon le type de sol, le césium s'y fixe avec des concentrations très différentes (2, 3, 8, 12), ce qui entraîne évidemment d'importantes variations pour les plantes et les champignons. Les liaisons chimiques avec le césium sont importantes dans les sols à silicates (argile à alumine) et calcaires, à pH neutre à basique, alors que ces liaisons sont beaucoup plus faibles dans les podzols (riches en fer, sols des forêts de conifères), dans les sols tourbeux ou riches en humus; c'est dans ces derniers terrains que le césium peut plus facilement être absorbé et accumulé par les plantes et les champignons (2, 3, 8, 12, 16). On a démontré, de plus, qu'une proportion plus élevée de potassium dans le sol diminue l'absorption de césium par les racines.

Distribution verticale des mycéliums dans le sol

Les mesures de la quantité d'ergostérol (composé caractéristique des champignons) dans des échantillons de sol ont démontré que les mycéliums plongent en plusieurs couches jusqu'à une profondeur de 2 m, mais qu'ils sont le plus denses dans la couche supérieure, sur une épaisseur d'au plus 10 cm (6, 7, 13, 16). C'est dans cette couche supérieure que se développe le mycélium du bolet bai.

On l'a dit plus haut, la plus grande part du césium émis par Tschernobyl reste dans la même couche supérieure: il est simple d'en déduire que ce sont les champignons dont les mycéliums se situent à 5–10 cm de la surface du sol qui pourront au mieux concentrer le césium radioactif, dans l'hypothèse toutefois qu'il s'y trouve des ions césium libres et que le champignon ait la faculté génétique (et spécifique) d'accumuler ces isotopes.

Distribution du césium radioactif dans les sporophores

Divers travaux scientifiques ont montré que les différentes parties d'un sporophore peuvent accumuler le césium de façon différenciée (9, 17). C'est, par exemple, dans les chapeaux du bolet bai que la concentration est la plus élevée, plus précisément dans l'hyménophore (couche de tubes). L'accumulation est sensiblement moins élevée dans les pieds. Une observation plus ancienne, selon laquelle la concentration en césium serait plus élevée dans la cuticule du bolet bai (1), n'a pas pu être confirmée par nos études (14, 15).

Absorption de césium par les champignons depuis Tschernobyl (cf. Tableaux)

Peu de temps après l'accident ukrainien, on a entrepris des mesures de radioactivité dues au césium dans diverses denrées alimentaires, et particulièrement aussi dans les champignons. Il en ressort que divers champignons, différemment selon les espèces, le substrat et le degré de pollution du sol, peuvent accumuler du césium radioactif, en quantités notablement différentes. Dans nos régions, les espèces comestibles suivantes ont montré des valeurs d'accumulation relativement élevées en césium radioactif: le bolet à chair jaune (*Xerocomus chrysenteron*), le bolet subtomenteux (*Xerocomus subtmentosus*), la pholiote ridée (*Rozites caperata*), le laccaire améthyste (*Laccaria amethystea*) et surtout le bolet bai (*Xerocomus badius*). Un cas particulièrement intéressant concerne une station précise près de Thalwil: Durant 4 années consécutives (1987 à 1990), on a pu étudier des bolets bais de cette station; en 1987 on a mesuré la teneur relativement élevée en isotopes de césium de 12,2 kBq/kg p.f. (12 200 Bequerels par kilo de poids frais), teneur qui diminua d'année en année pour atteindre 4,6 kBq/kg p.f. en 1990. Malheureusement, la construction d'une route ne nous a pas permis de poursuivre nos observations sur cette station. Des bolets bais d'autres stations se sont avérés aussi fortement chargés de césium radioactif dans les premières années après l'accident de la centrale nucléaire de Tschernobyl – dans la Forêt Noire méridionale, jusqu'à plu-

sieurs kB/kg p. f. Ces dernières années, on a pourtant constaté une nette diminution des concentrations en nucléides de césium.

Césium radioactif et champignons de culture

Contrairement aux champignons sauvages, les champignons de culture vendus sur le marché ne contiennent pratiquement pas de césium radioactif, car on prend garde au départ déjà de choisir un substrat nutritif le plus possible dépourvu de ce radionucléide.

Évaluation des risques pour la santé des consommateurs

Dans les mois qui ont suivi la catastrophe de Tschernobyl en 1986, on a mesuré des valeurs très élevées de césium radioactif, en particulier dans les viandes et le lait, dans divers légumes et les poissons (interdiction de pêche dans le lac de Lugano), dans les champignons sauvages, etc. (4, 24, 25, 26).

En 1989, la radioactivité due au césium dans toutes les *denrées alimentaires de base* en Suisse était inférieure à 5 Bq/kg (25). La plus petite diminution, avec le temps, des concentrations en césium radioactif se révéla dans les viandes de gibier, dans les herbes aromatiques et les champignons; et parmi ceux-ci le bolet bai et la pholiote ridée, espèces comestibles, dépassaient la tolérance de 600 Bq/kg de poids frais, édictée par l'ordonnance fédérale concernant les substances étrangères contenues dans les denrées alimentaires (23).

L'organisme humain n'accumule ni ne stocke le césium radioactif; cet élément, comme le potassium, se répartit régulièrement dans les tissus et s'élimine par les reins (18). La demi-durée d'élimination (souvent nommée demi-durée biologique) est d'environ 70 à 100 jours pour un adulte, nettement moins longue pour les jeunes enfants (en raison de la taille réduite des organes et des tissus).

Contrairement au césium radioactif, le strontium radioactif est stocké dans les os, avec le calcium, des années durant.

Chacun sait que l'élévation de la dose irradiée a pour conséquence une augmentation de risques d'apparition de cancers. L'expression «dose d'irradiation» utilisée ci-après (unité: le Sievert abrégé Sv; mSv = milli-Sievert), aura toujours le sens de ce qu'on nomme «dose équivalente effective».

On admet que notre exposition inévitable aux rayonnements naturels et artificiels – rayons cosmiques et terrestres, rayons Röntgen et autres irradiations médicales, essais d'armes nucléaires de surface, etc. – correspond à un total de 1 à 6 mSv par personne et par année. Seul le 10% environ de ce rayonnement, soit 0,3 à 0,4 mSv, provient de l'ingestion d'aliments (4, 24, 25, 26).

La dose équivalente effective, mesurée en Sv, ne peut pas être mesurée en Becquerels (1 Bq = 1 fission par seconde) comme l'activité radioactive, mais elle doit être calculée par modélisation (modèle propre à chaque nucléide); le «coefficient de dose» est de $1,4 \times 10^{-8}$ Sv/Bq pour le césium 137; il est de 2×10^{-8} Sv/Bq pour le césium 134.

En consommant 10 kg de champignons sauvages frais contenant 600 Bq/kg de césium radioactif, la dose d'irradiation par les deux isotopes augmente d'environ 0,1 mSv par personne et par année. En comparant ce surplus avec la dose reçue par irradiations naturelles et artificielles (1–6 mSv), l'irradiation due à Tschernobyl, même lors d'une très grande consommation de champignons sauvages, paraît aujourd'hui négligeable. Par ailleurs, des calculs basés sur divers modèles d'extrapolation et sur les facteurs de risques ont montré que dans les 80 prochaines années, on peut s'attendre à «seulement» 50–200 cas supplémentaires de décès dus à des carcinomes causés par l'accident de Tschernobyl. Ce qui correspond à 0,02%, au maximum, d'environ 15 000 décès annuels que causent les cancers en Suisse (25).

Examen permanent de la présence de césium radioactif dans les denrées alimentaires

Les champignons, sauvages ou cultivés, figurent dans la liste des denrées alimentaires et leur vente est subordonnée par conséquent à la loi fédérale sur lesdites denrées; les laboratoires cantonaux les examinent et les contrôlent régulièrement. Après l'explosion du réacteur de Tschernobyl, des campagnes de détection (césium radioactif et métaux lourds) ont été entreprises à intervalles régu-

liers, entre autres par le laboratoire cantonal de Zurich, sur les champignons sauvages comestibles. Les mesures ont été faites par gamma-spectrométrie pilotée par ordinateur, avec un détecteur au germanium. Comme les champignons sauvages sont de bons bio-indicateurs du césium radioactif, on devrait continuer à observer assidûment dans les prochaines années la radioactivité due au césium dans les champignons, de façon à pouvoir y constater assez tôt d'éventuels changements du taux de cette radioactivité.

Réduction du taux de césium radioactif dans les denrées alimentaires

On a pu démontrer par expérimentation sur les bolets bays qu'il est possible de réduire le taux d'activité radioactive du césium dans certaines denrées alimentaires avant de les consommer (14, 15, 22). Les ions de césium (Cs^+), facilement solubles, se trouvent en dilution dans le protoplasme du champignon, comme les ions de potassium (K^+) et de calcium (Na^+). On a donc essayé de diminuer le taux de radioactivité du césium par extraction dans l'eau. Pour le bolet bay, en déchirant le tissu cellulaire (par exemple en débitant les champignons en petits morceaux, en les congelant ou en les séchant) et par trempage dans l'eau, on a obtenu une notable réduction de la teneur en césium. Cette réduction a atteint 90% pour des bolets bays séchés.

Remerciements

Je remercie Monsieur le Professeur Dr H. Sticher, de l'Institut de géo-écologie de l'EPF de Zurich pour ses judicieux conseils et pour les sources de littérature qu'il m'a indiquées, ainsi que Monsieur Dr E. Gisler, du laboratoire cantonal de Zurich, pour ses travaux de mesures de radioactivité et pour nos discussions animées sur les rayonnements.

H.-P. Neukom, Laboratoire cantonal de Zurich, Case Postale, 8030 Zurich
(Trad.: François Brunelli, Petit Chasseur 25, 1950 Sion)

Littérature: voir à la fin du texte original en langue allemande

Notes concernant les tableaux

1. Titre: Mesures de la radioactivité (Cs-134 et Cs-137) dans les champignons. Campagne de mesures du lab. cant. Zurich, 1992 et 1994.

2. Note à la fin du tableau 1994: Pour les champignons séchés (env. 10% du poids frais), les mesures sont ramenées au poids frais.

3. Vocabulaire: Pilzart = espèce; Fundort = station; Frischgewicht = poids frais; Buchenstamm = tronc de hêtre; ausländischer Herkunft = de provenance étrangère; Laubwald = forêt de feuillus; Mischwald = forêt mixte; Sandboden = sol sablonneux; Grünanlage = parc de plaisance; Rasen = gazon; Wiese = prairie; Kiefer = pin; Zucht = culture.

Observations du bois à partir de carottes extraites à la tarière de Pressler

Deuxième partie [cf. BSM 73 (8):153 (1995)]

IV. Structure et fonctionnement du tronc d'arbre: quelques généralités

Du point de vue fonctionnel, le tronc d'arbre sert d'abord de soutien à la couronne. Il permet ensuite la conduction des sèves: sève brute et sève élaborée. La sève brute est formée d'eau et de sels minéraux; elle chemine dans les tissus du bois (Fig. 1 et 2).

L'eau est un élément nécessaire à la photosynthèse¹ et joue un rôle prépondérant dans l'évapotranspiration de la plante; les sels minéraux sont des éléments régulateurs du métabolisme cellulaire, notamment dans les feuilles. La sève élaborée, chargée des assimilats (sucres) produits dans les feuilles, chemine vers le tronc à travers un tissu nommé *liber*. Les sucres sont mis en réserve au cours de l'été dans les *rayons ligneux* ou *rayons du bois*. Le printemps revenu, ils fourniront l'éner-

¹ Processus par lequel les végétaux chlorophylliens transforment l'énergie solaire en énergie chimique (sucres).