

Décontamination des aliments et des animaux... que s'est-il passé pendant les vingt années qui ont suivi Tchernobyl ?

Dr. Maurice Arnaud, Nestlé S.A., avenue Nestlé 55, CH-1800 Vevey (Suisse)

Pr. Werner Giese, Ecole vétérinaire de Hanovre, Ebelingstrasse 41, D-30659 Hannover (Allemagne)

Résumé

Le césium (^{134}Cs et ^{137}Cs) a été le contaminant le plus important et le plus persistant de l'accident de Tchernobyl du 26 avril 1986. Toute la filière alimentaire a été affectée par les retombées sur les légumes, l'herbe et le lichen, entraînant une contamination importante du fourrage et donc de la viande, du lait ainsi que des champignons, baies, gibiers et rennes dans les forêts. Une étroite collaboration s'est établie entre l'École de Médecine Vétérinaire de Hanovre et le Centre de Recherche Nestlé afin d'étudier et de proposer une méthode efficace et applicable pour diminuer la contamination des animaux domestiques et des produits alimentaires dérivés. Le métabolisme du ferrocyanure (II) ammonium ferrique (III) [AFCF] marqué au ^{14}C a été étudié chez des vaches démontrant sa stabilité et l'absence de résidus dans le lait et les tissus. Son efficacité *in vivo* dans la formation d'un complexe avec le césium avec une diminution de sa biodisponibilité a été démontrée. D'autres études entreprises à cette époque ont confirmé ces résultats et cette émulation a permis d'améliorer nos connaissances sur le transfert du césium du sol aux plantes et son métabolisme tant animal que végétal. Les normes établies dans l'urgence et de façon désordonnée sont encore appliquées 20 ans après dans certains pays et suspendues dans d'autres. Des divergences existent toujours, ce qui ne manquerait pas de recréer les mêmes problèmes connus en 1986. En Europe, l'AFCF est un additif légalement autorisé en cas de besoin et sa production industrielle tout comme son utilisation dans des régions de l'Europe du Nord ont permis de confirmer sa sécurité et son efficacité.

Abstract

Cesium (^{134}Cs and ^{137}Cs) has been the most important and persistent contaminant after the Chernobyl accident on April 26, 1986. The whole food chain was affected by the fallout on vegetables, grass and lichen, leading to a significant contamination of forage and thus meat, milk as well as mushrooms, berries, game, reindeer in forests. A close collaboration started between the Medical Veterinarian School of Hanover and the Nestlé Research Center aiming at the study and the choice of efficient and easy to use methods for counter-measures in the reduction of the contamination of domestic animals and the derived food production. Metabolism of ammonium ferric (III) hexacyanoferrate (II) [AFCF] labeled with ^{14}C has been investigated in cows showing its stability and the absence of residual compounds in milk and tissues. Its efficacy *in vivo*, with the formation of cesium complex and a corresponding decreased bioavailability has been shown. Other studies initiated at the same time confirmed these results and this exciting and stimulating research activity lead to an improvement of our knowledge on the soil-plant cesium transfer as well as its metabolism both for plant and animal biology. Non-coordinated and urgently established legal norms in that period are applied 20 years later in some countries and not at all in others. There are still major disagreements in these norms so that the same problems observed in 1986 would occur again in case of an accident. In Europe, AFCF is now an additive legally accepted in the case of emergency and its industrial production as well as its use in the Northern Europe confirms its safety and its efficacy.

Maurice J Arnaud : Formation à l'Université de Grenoble et Doctorat au Centre d'Etude Nucléaire de Grenoble (CENG). Rejoint le Centre de Recherche Nestlé pour créer le laboratoire du Métabolisme utilisant les isotopes radioactifs et stables pour des études expérimentales et cliniques. En 1974, formation d'expert suisse sur la radioactivité aux Ecoles Polytechniques Fédérales de Zürich et Lausanne. Responsable des analyses de strontium dans le cadre de la Commission Fédérale de Surveillance de la Radioactivité en Suisse et responsable de l'accident Tchernobyl à Nestlé. Directeur du Département Nestlé de Biologie du développement (1988-1990) puis du Département de Nutrition (1990-1991). Chercheur invité à la FDA à Washington DC. (1992-1993) et Directeur de l'Institut de l'Eau Nestlé (1995-2003). Président de la Société Française des Isotopes Stables (1999-2006).

Werner Giese : Etude de Médecine Vétérinaire (1954-1958) à l'Université Humboldt de Berlin (Est) puis à celle de Hanovre (Tierärztliche Hochschule) de 1958-1960. Doctorat en Physiologie Animale en 1961. Assistant de recherche aux USA avec une bourse de l'OTAN de 1962-1964 dans le Département de Biologie Physique à l'Université Cornell, Ithaca, N.Y. Travaux sur les retombées radioactives dans la chaîne alimentaire de la plante à l'homme et spécialisation dans le métabolisme des radio-isotopes des animaux domestiques et des produits alimentaires dérivés. Retour en 1964 à l'École de Médecine Vétérinaire de Hanovre comme chercheur et enseignant la radioactivité dans l'environnement et les contre-mesures de décontamination. En 1968 première présentation sur l'AFCF comme antidote pour le césium à "International Conference on Radioactivity and Radiobiology in Veterinary Medicine", Hanovre. De 1968-1975, obtention du Diplôme de Physicien et Habilitation à l'Université de Hanovre. Dès 1975, Professeur de Physique Médicale et Radiologie Générale à l'École de Médecine Vétérinaire de Hanovre. Professeur d'Université retraité depuis 1999.

Conférence du 19 septembre 2006

La Lettre Scientifique de l'IFN engage la seule responsabilité de ses auteurs.

AVANT TCHERNOBYL

Avant l'accident de Tchernobyl, dans la période 1970-1986, le laboratoire de recherche Nestlé localisé à La Tour de Peilz (Suisse) était responsable du contrôle des retombées des essais atmosphériques (1954-1963) dans les aliments. En particulier, cette responsabilité concernait l'analyse du strontium (^{90}Sr) dont la persistance dans l'environnement s'explique par sa demi-vie de 28,2 ans et l'utilité des analyses est justifiée par son métabolisme caractérisé par une accumulation dans les tissus osseux. Ces analyses effectuées chaque année sur des laits collectés en Suisse étaient faites dans le cadre la "Commission Fédérale de Surveillance de la Radioactivité". A la demande d'autres pays, des analyses étaient aussi effectuées comme en Espagne et au Mexique. Le comptage du ^{90}Sr est particulièrement long, requérant des étapes successives dans l'isolement et la purification afin d'obtenir des résultats fiables et reproductibles avant le passage dans un compteur β . Dès l'accident et l'observation de retombées provoquées par le lessivage des nuages contaminés (par exemple 0,5 kg de césium radioactif sur le sol norvégien), les mesures du strontium n'avaient plus leur utilité car le contaminant majeur était un émetteur gamma, le césium, qui nécessite un appareil spécifique de détection et dont la préparation des échantillons est beaucoup plus simple. Nous avons dû faire appel à la collaboration de l'Office Fédéral de la Santé Publique à Fribourg (Suisse) dont la Section Surveillance de la Radioactivité (Völkle H) a effectué un travail considérable permettant un suivi précis et très large de la contamination. Rapidement, notre laboratoire était équipé ainsi que de nombreux pays nécessitant un contrôle anticipé et directement sur les lignes de production.

Pour le Professeur Werner Giese à l'Ecole Vétérinaire de Hanovre, dont les travaux sur l'interaction entre des minéraux et des complexes étaient connus mais sans application, l'accident de Tchernobyl et la nature de la contamination (^{134}Cs et ^{137}Cs) trouvaient immédiatement un champ d'application aux produits qu'il avait étudié et développé. En effet, les ruminants de certains pays européens comme l'Allemagne, l'Autriche, la Suisse, la Suède, la Norvège et la Finlande, présentaient des teneurs en césium de viande (bœuf, agneaux, rennes) et du lait (vache, chèvre, brebis) qui dépassaient les concentrations autorisées. Ainsi, l'utilisation de produits complexant le césium pouvait permettre de réduire son absorption intestinale et ainsi de prévenir la contamination des animaux. D'un projet en attente et presque oublié, ce retour soudain au premier plan de l'actualité a nécessité d'agir sur de nombreux fronts : en démontrant son efficacité et son innocuité, en convainquant des partenaires pour l'appliquer sur le terrain et en assurant la production.

LE 26 AVRIL 1986 : TCHERNOBYL

Le samedi 26 avril 1986 à 1 h 24, heure locale (vendredi 25 avril à 23 h 24 en France), lorsque des travailleurs de la centrale atomique de Tchernobyl ont effectué un test du système de contrôle électrique sur un des 4 réacteurs en fonction, les sécurités ayant été coupées, ces conditions d'instabilité ont conduit à une cascade d'événements provoquant des explosions et des

feux. Le bâtiment des réacteurs a été endommagé et le total réacteur détruit avec une fuite massive de matériels radioactifs les dix jours suivants sous la forme de nuages se dispersant sur la plus grande partie de l'Europe (Figure 1). L'accident de cette Centrale Atomique Ukrainienne située à 20 km au sud de la frontière de la Biélorussie est le plus grave de l'histoire de l'utilisation du nucléaire. Ce n'est que 66 heures plus tard qu'une élévation anormale de la radioactivité était signalée en Suède et en Finlande. Leur analyse de la situation leur suggérait que la source se trouve probablement en Ukraine.

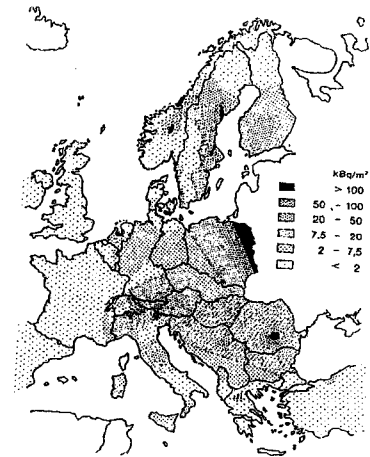


Figure 1 : Dispersion du ^{134}Cs et ^{137}Cs sur l'Europe au mois d'octobre 1986

Les 3 radionucléides majeurs qui ont contaminé l'Europe étaient l'iode (^{131}I) et le césium (^{137}Cs et ^{134}Cs). Alors que l'iode a contaminé l'Ukraine, la Biélorussie, la Russie et partiellement d'autres pays de l'Europe de l'Est, sa décroissance rapide (8,04 jours de demi-vie) n'a posé de problème de contamination que dans les deux mois qui ont suivi l'accident. En France (Daburon & coll., 1987) et les pays environnants (Perox & Janin, 1987 ; Berzero & coll., 1992), c'est le césium qui a été le contaminant le plus important et le plus persistant des légumes et des fourrages (herbe et lichen) et de l'ensemble de la production agricole. Dans les forêts, les champignons (Korky & Kowalski, 1989 ; Berzero & coll., 1992), les baies et le gibier ont présenté une radioactivité élevée. Le transfert du césium du lichen aux rennes a été découvert dans les pays nordiques, Finlande, Suède, Norvège et Russie, avec des concentrations élevées en césium dans la viande. Avec une demi-vie de 30,2 ans pour le ^{137}Cs et de 2,2 ans seulement pour le ^{134}Cs , on comprend que la radioactivité du césium a décliné lentement durant ces 20 ans et on a constaté qu'elle reste fixée au niveau du sol, les transferts sol-plantes ayant été particulièrement étudié pour des prévisions à long terme. L'impact global de la dispersion de la radioactivité a été estimé (Anspaugh & coll., 1988).

L'impact sur l'industrie agroalimentaire a été immédiat. Les laits produits avec des animaux encore dans les étables et nourris au fourrage de l'année précédente ont été collectés séparément en Allemagne de façon à assurer une production. Le lait de vaches déjà sur les pâturages a été réduit en poudre et stocké en attendant une décision par les autorités. Dès ce moment des

zones faiblement ou fortement touchées (*hot spots*) ont été identifiées. Toutes les filières de production maraîchères, légumes, lait, viande ont été affectées ainsi que les cultures fourragères, la cueillette des champignons (bolets bails et pholiotés ridés) et les concentrations particulières observées dans le thym et le thé. Dans certains lacs alimentés par des eaux de ruissellement, les poissons présentaient aussi des teneurs en césium dépassant les normes mises en place ainsi que le gibier importé de l'Europe de l'Est.

Les échanges commerciaux ont été perturbés et les exportations de l'Europe vers l'Asie et le Moyen-Orient devaient être accompagnés de certificats d'analyse des émetteurs de rayonnements gamma. Ces périodes ont été marquées par une levée de barrières protectionnistes dans de nombreux pays afin d'exclure tout produit ayant pour origine une zone contaminée. La concurrence a été prompte à mettre en valeur l'origine de lait en provenance d'Australie. Des usines ont dû réduire leur activité en Bavière et en Lombardie et la diminution des commandes pour l'exportation a accéléré des fermetures d'usines. L'échantillon de lait le plus contaminé que nous ayons analysé était un lait en poudre produit le 10 mai 1986 et provenant du Nord de la Grèce, près de la frontière Bulgare. Il contenait 1130 Bq/kg de ^{131}I , 380 Bq/kg de ^{137}Cs et 207 Bq/kg de ^{134}Cs . Cette période troublée a entraîné des réactions passionnelles dont la presse se faisait l'écho et toute objection rationnelle n'avait aucune chance de se faire entendre et encore moins comprendre. Cette année, la "Food Standard Agency" en Grande-Bretagne a signalé que la restriction au commerce des moutons mise en place depuis 1986 (Food and Environment Protection Act 1985) lorsque les animaux présentent une radioactivité de plus de 1000 Bq/kg de césium est toujours d'actualité en Cumbrie dans le Nord-Ouest de l'Angleterre, le Nord du Pays de Galles, l'Écosse et l'Irlande du Nord. Alors que 9000 exploitations étaient touchées par ces mesures en 1986, elles sont encore 374, vingt ans après.

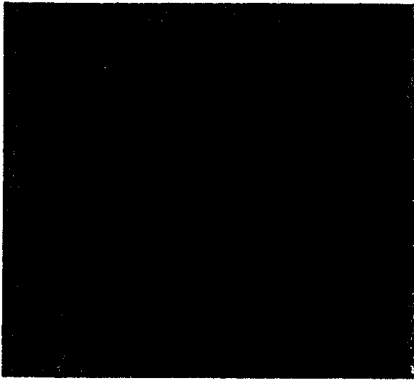
L'absence de normes internationales (Perox A & Janin, 1987) spécifiant des niveaux de radionucléides autorisés dans les aliments de façon naturelle ou suite à des accidents a favorisé ces réactions de protectionnisme entre les pays européens et encore plus dans les pays épargnés par la contamination. Par exemple, les limites de contamination du lait et de la viande en Autriche et en Bavière étaient de 5nCi (185 Bq) et de 16nCi (592 Bq) par kg, respectivement alors que la Communauté Européenne avait adopté des valeurs moins strictes de 370 Bq par kg de lait et 600 Bq par kg de viande.

Il est aussi intéressant de mentionner que les analyses de radio-protection étaient exprimées en Curie (μCi ou nCi), Rad ou Rem alors que les unités légales en France, fixées alors par décret du 4 décembre 1975 (JO n° 1194, Unités de mesure), sont celles du système SI (Système International d'Unités). Cet emploi de deux systèmes d'unité est très bien illustré dans les publications du Colloque de la Fondation Française pour la Nutrition sur "La contamination radioactive de la chaîne alimentaire" (1987). Ainsi, depuis 11 ans ces unités tolérées auraient dû être remplacées par le Becquerel (Bq), le Gray (Gy) et le Sievert (Sv).

ETUDE SUR L'AFCE [FERROCYANURE (II) D'AMMONIUM FERRIQUE (III)] 1986-1987

La préoccupation des industries agroalimentaires, des autorités responsables de la santé et de nombreux chercheurs des Instituts Universitaires autant Agricoles que Vétérinaires ont eu pour mission de proposer des méthodes permettant de réduire la contamination d'aliments comme le lait et les produits laitiers, particulièrement ceux destinés aux enfants, ce groupe de la population étant le plus sensible. Pour la décontamination du césium, des brevets ont été déposés dans les années 1960, en particulier aux USA (Murphy, 1962 ; Higgins, 1968) et dans une moindre mesure en Europe. Ils utilisaient des résines échangeuses d'ions et l'électrodialyse. Ces procédés étaient discontinus et nécessitaient la régénération des résines. Alors qu'un contact de seulement 8 minutes permettait de fixer 85 % du césium, une telle efficacité nécessitait d'abaisser le pH, ce qui diminuait la valeur nutritionnelle du lait. Des vitamines étaient détruites et d'autres minéraux perdus au cours du procédé et il était nécessaire de les restituer. Tout cela rendait laborieux et coûteux ces procédés de décontamination. D'autres matériaux ont été testés comme des argiles et ces méthodes ont été appliquées non seulement au lait mais aussi aux légumes et aux fruits. Une revue a été publiée sur la décontamination des aliments mais aussi *in vivo* chez l'animal et l'homme pour de nombreux radionucléides (Arnaud, 1988). Par exemple, l'efficacité de la montmorillonite aussi appelée "bentonite" (Van den Hoek, 1976) et "vermiculite" (Hazard, 1969 ; Hazard et coll., 1969) a été démontré avec des moutons et des vaches mais il fallait un apport de 10 % du régime pour obtenir une baisse de 80 % du césium dans le lait. Il a été montré dans les années 1960 que le césium administré par voie orale à des rats et des hommes, simultanément avec différents sels comme le ferrocyanure de potassium et de fer (Bleu de Prusse) est lié et son élimination est accélérée (Nigrovic, 1965 ; Nigrovic & coll., 1966 ; Madshus et coll., 1966 ; Richmond & Bunde, 1966 ; Brenot & Rinaldi, 1967 ; Havlicek F, 1967 ; Madshus & Strømme, 1968 ; Havlicek, 1968 ; Nezel, 1970 ; Bozorgzadéh A & Catsch A, 1972). L'efficacité du ferrocyanure de nickel a été étudiée dans la contamination des œufs de cailles (Matsusaka N & coll., 1980). Une étude systématique a permis d'identifier le composé qui avait la plus grande affinité et dont le complexe formé est le plus stable (Giese & Hantzsch, 1970). L'excrétion fécale du césium chez des rats était supérieure pour le ferrocyanure (II) d'ammonium ferrique (III) comparé au composé où l'ammonium était substitué par du sodium, du lithium, du potassium, du césium ou du rubidium. En 1970-1971, l'efficacité de ce produit a été étudiée sur des cochons et des poules ainsi que son métabolisme chez le rat (Dvorák & coll., 1971) avant que W Giese ne le teste sur des vaches pour son mémoire de Thèse à l'École Vétérinaire de Hanovre (Giese, 1971). Ce produit qui portait le nom de son inventeur "Giese-Salz" est soudainement réapparu au moment de l'accident de Tchernobyl car il pouvait devenir un additif pour la nourriture du bétail dans les zones contaminées. Depuis l'accident de Tchernobyl, ce produit a été produit par Riedel-de Haën en Allemagne et commercialisé sous le nom de "Giese salt" par Hoechst. En Grande-Bretagne, le nom utilisé est

"Prussian Blue". Ce sel de Giese se présente sous la forme d'une poudre bleue légèrement hygroscopique (Voir ci-dessous) et sa composition de 65-70 % de ferrocyanure (II) d'ammonium ferrique (III) et de 30-35 % de chlorure d'ammonium. Le ferrocyanure (II) d'ammonium ferrique (III) est obtenu par une synthèse minérale classique et son poids moléculaire de 285,8. Il crée une solution colloïdale dans l'eau. L'Editeur de *Journal of Dairy Research* où ont été publiés nos travaux a demandé une abréviation au ferrocyanure (II) d'ammonium ferrique (III) et ne contenant pas le nom d'une personne ; ce sont les auteurs qui ont proposé l'abréviation AFCF [AFCF: CAS n° 25869-00-5] (Arnaud *et al.*, 1988).



Ferrocyanure (II) d'ammonium ferrique (III)
AFCF [AFCF: CAS No 25869-00-5]

Il est apparu nécessaire de démontrer l'efficacité de l'AFCF sur le foin contaminé de Tchernobyl, sa stabilité *in vivo* et l'absence de libération de cyanure, son métabolisme chez la vache et en particulier, en cas d'absorption intestinale, la quantification de ce produit ou de ses dérivés dans la sécrétion lactée et leur présence dans la viande. Dans la période juillet-septembre 1986, des vaches ont reçu dans le sud de la Bavière du foin contaminé (3000 Bq/kg) et leur ration, un ensilage de maïs était ajouté de l'AFCF de façon à apporter une dose journalière de 3 g. La *figure 2*, montre la rapide augmentation de la concentration de césium dans le lait de 3 vaches lorsque le foin contaminé a été substitué à du foin collecté avant Tchernobyl. Lorsque la teneur en césium a atteint un plateau, l'administration de 3 g/jour d'AFCF chez deux vaches provoque une chute de la radioactivité dans le lait, comparé à l'animal qui ne recevait pas d'AFCF. Après une phase rapide de décroissance, les 10 premiers jours, il semble que l'élimination du césium du lait subit une baisse plus lente et que des doses d'AFCF fractionnées ou augmentées à 6 g/jour n'augmentent pas son efficacité. Par contre, une administration d'AFCF précédant celle du fourrage contaminé, bloque totalement le passage du césium dans le lait. Ceci suggère que la lente disparition de la radioactivité du lait observée s'explique par une élimination de césium déjà présent dans le corps.

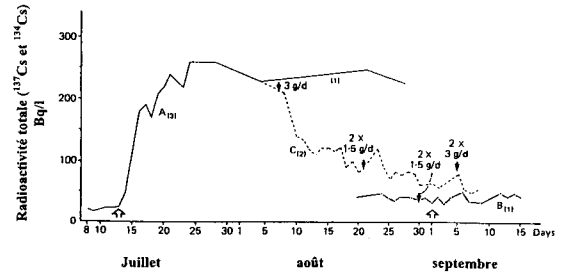


Figure 2 : Effet de l'AFCF administré à des vaches nourries par du foin contaminé. Radioactivité totale (^{137}Cs et ^{134}Cs). Administration de foin contaminé \uparrow et d'AFCF \downarrow . (Arnaud & coll., 1988)

Pour les études du métabolisme de l'AFCF chez la vache, la synthèse d'AF ^{14}C F a été réalisée à partir d'hexacyanoferrate d'ammonium auquel était ajouté le traceur radioactif, l'hexa[^{14}C]cyanoferrate (851 Mbq/mmol) de sodium. La solution aqueuse de ce produit était agitée constamment et une quantité équimolaire de chlorure ferrique a été ajoutée goutte à goutte selon la réaction :



Le produit a été dialysé et analysé pour contrôler sa pureté chimique et radio chimique.

La stabilité de l'AF ^{14}C F a été étudiée dans le liquide du rumen (panse) prélevé en condition anaérobie. Le $^{14}\text{CO}_2$ et le H ^{14}CN qui pourraient être formés pendant les incubations de 8-16 heures à partir du AF ^{14}C F, ont été fixés avec des pièges spécifiques. Seul 0,2 % de la radioactivité est apparu dans le CO_2 et l'analyse du liquide montre la présence de deux composés radioactifs en plus de l'AF ^{14}C F (81 %), de l'hexa[^{14}C]cyanoferrate (8 %) et du thiocyanate (11 %).

L'étude *in vivo* a été conduite à la Station Fédérale de Grange-neuve (Suisse) chez deux vaches de 3 ans, de race Simmental et Simmental-Red Holstein) pesant 600 kg. Le choix de ces vaches s'est fait de façon à avoir des animaux dont la production de lait plus faible pour la première (15 litres) et plus importante pour la seconde (22 litres) afin de constater si ce paramètre affectait le transfert du césium. Chaque vache a reçu l'AF ^{14}C F (19-20MBq) dans deux gélules placées successivement à l'extrémité d'un tube métallique flexible de 0,54 m et déposées à l'aide d'un piston. Un contrôle manuel a permis de vérifier après la seconde gélule qu'elles avaient bien été avalées. Immédiatement après l'administration et pour les 9 jours suivants, le lait, l'urine et les selles ont été recueillies quantitativement et la radioactivité analysée. Des échantillons de sang (toutes les 30 minutes pour les 10 premières heures, puis une fois par jour) et de gaz expiré (toutes les heures pour les 10 premières heures puis une fois par jour) ont été collectés et leur radioactivité analysée, le CO_2 et le HCN étant piégés séparément.

Les résultats n'ont pas montré de formation de HCN alors qu'une très faible mais significative apparition de $^{14}\text{CO}_2$ (<900 Bq/ mmol) dans les échantillons recueillis dans les 48 premières heures. Dans le plasma sanguin, l'apparition de radioactivité est détectée 2 h après l'administration, atteint une valeur qui plafonne après 24 h pour décroître ensuite et retourne à la valeur du bruit de fond après 2 jours. Dans les urines, la plus forte activité (1000-3000 Bq/l) est observée chez les deux vaches dans les échantillons collectés après 24-48 h et la radioactivité diminue ensuite régulièrement jusqu'au 9^{ème} jour (100 Bq/l). Toutefois, le cumul sur 9 jours de la dose de radioactivité administrée ne représente que 0,19-0,47 %. L'absence de métabolites volatiles a été vérifiée et l'identification par radiochromatographie a permis de détecter l'hexacyanoferrate et le thiocyanate.

Dans le lait, la radioactivité trouvée a été très faible (300 Bq/l) et a été significative sur les 5 premiers jours. Au total, moins de 0,1% de la dose administrée s'est retrouvée dans le lait.

Si l'on considère que la radioactivité trouvée dans l'urine et le lait correspond à la dose absorbée, ce sont pour les deux vaches 0,26 et 0,54 % de la dose d' AF^{14}CF administré.

Fluides/Gaz & Tissus Analysés	% de la dose administrée recueillie sur 9 jours
Urine	0,19-0,47
Lait	0,068-0,071
Selles	90,9-95,0

La quantité de selles recueillie était très différente pour les deux vaches et correspondait en moyenne à 28 et 43 kg à ± 3 kg. La dose de radioactivité administrée avait été calculée en tenant compte de la dilution dans une telle masse et des valeurs significatives par rapport au bruit de fond sont apparues au 5^{ème} ou 9^{ème} jours pour chacune des vaches avec un maxima de 250-400 Bq/g. Plus de 90 % de la dose a été retrouvée dans les selles et l'analyse des produits excrétés a montré la présence d'AFCF (52 %), d'hexacyanoferrate (16 %) et de thiocyanate (32 %).

Dans les tissus comme le pancréas, foie, cœur, rate et muscle, la radioactivité mesurée était inférieure à 6 Bq/kg et donc proche du seuil de détection.

En conclusion, cette étude montre que plus de 90 % de la dose administrée d'AFCF est excrété dans les selles. Avec les difficultés de collecte sur des vaches, l'AFCF et les produits formés dans le rumen et le tractus digestif ne semblent donc pas absorbés. L'administration de 20 MBq a permis de détecter des traces dans les urines et le lait et en cumulant ces valeurs on estime que 0,2-0,5 % de l'AFCF a été pu être absorbé. Cette absorption peut correspondre à de l'hexacyanoferrate libre, soluble dans l'eau ou encore à des impuretés qui n'ont pas été totalement éliminées pendant la dialyse du produit. L'AFCF, qui est facilement fabriqué et à un coût faible est donc efficace à une dose inférieure à 3 g par jour pour la prévention de la contamination du lait et de la viande chez des bovins.

AUTRES ETUDES SUR L'AFCF

Dès l'accident de Tchernobyl, des travaux de thèse ont été réalisés à l'Ecole Vétérinaire de Hanovre, dans le Département de Physique Médicale sous la direction de Werner Giese. Dans une étude sur la contamination des tissus musculaires de moutons, l'administration quotidienne de 2 g d'AFCF pendant 10 semaines a montré que la teneur en césium était diminuée de 67 % alors que cette baisse atteignait 90 % dans le foie et le rein. Cette étude montrait aussi que l'AFCF ne perturbait pas le métabolisme du potassium et du sodium et qu'il n'y avait pas d'élévation de thiocyanate dans le plasma sanguin (Mergenthal, 1988). Dans une autre étude, des moutons ont été nourris pendant 30 jours avec des aliments contaminés (6-7000 Bq par jour) puis remis sur une alimentation non contaminée. Au 30^{ème} jour, la radioactivité des muscles atteignait 859 Bq/kg, 637 dans le foie, 585 dans les testicules et 1173 dans les reins. La demi-vie du césium a été calculée dans le muscle, le foie, le rein et les testicules. Lorsque des moutons sont contaminés, on observe une décontamination rapide puisque la demi-vie du césium est de 16,9 jours dans les muscles. L'apport d'AFCF diminue seulement de 13 % cette demi-vie (14,7 jours). Ce travail montre que l'AFCF n'accélère pas significativement l'élimination du césium ingéré préalablement mais qu'il est efficace lorsque les animaux continuent de recevoir des aliments contaminés (Bailer, 1988). A cette époque, une thèse a été soumise à l'Université de Lyon sur le métabolisme du césium chez des ovins et l'effet de l'ammonium-ferrique-cyano-ferrate sur l'absorption et l'élimination du césium a été étudiée. Les résultats montraient que le pourcentage de césium absorbé tout comme son excrétion urinaire étaient 7 fois plus faibles avec 2 g par jour d'AFCF chez les brebis (Archimbaud, 1988). Une étude similaire a été effectuée 12 semaines sur des cochons qui ont reçu de la poudre de petit-lait contaminée (670 Bq/kg) par les retombées de Tchernobyl. Ils recevaient 0,5 g ou 1 g d'AFCF par kg d'aliment contaminé et le groupe contrôle n'a pas reçu d'AFCF. Les cochons recevant la dose de 0,5 g présentaient une réduction de 94% de la teneur en césium musculaire et ceux recevant 1 g, 97 % (Rudnicki, 1988 ; Giese, 1995).

L'efficacité de l'AFCF a été comparée à différents cyanoferrates (Nielsen & coll., 1987 ; Nielsen & coll., 1988a ; Nielsen & coll., 1988b), des argiles, de la bentonite et du kaolin chez le mouton, le cochon, le veau et la vache laitière (Giese W, 1989). La réduction de la contamination de tissus par le césium est la plus grande avec l'AFCF alors que la même quantité de bentonite et Bolus alba sont 88-226 fois moins efficaces. Par rapport au Bleu de Prusse, la plus grande efficacité de l'AFCF peut s'expliquer par une plus grande stabilité de l'AFCF aux conditions d'acidité, comme celles rencontrées dans les sécrétions gastriques. L'argile présente aussi un risque important puisqu'elle accroît les pertes de minéraux et d'oligo-éléments. Chez des vaches laitières recevant du fourrage contaminé, l'efficacité de doses de bentonite variant de 300, 600 ou 900 g a montré une réduction maximale de 73 % avec 600 g. La comparaison entre la bentonite (300 g), la clinotilolite (300 g) et l'AFCF (3 g) a

montré que la clinotilolite est moins efficace que la bentonite mais que l'AFCF est considérablement plus efficace que ces deux produits. Le transfert vers le lait est diminué de 85 % avec l'AFCF et de 62 % pour la bentonite et seulement 35 % pour la clinotilolite (Unsworth & coll., 1989). La diminution du transfert du césium ingéré vers le lait de chèvre avec l'AFCF a aussi été démontrée (Dziura & coll., 1999). L'AFCF s'est montré aussi beaucoup plus efficace que la bentonite chez les rennes puisque le transfert du lichen était diminué de 50 % avec une dose de 1 mg/kg de poids corporel pour l'AFCF et de 500 mg/kg pour la bentonite (Hove & coll., 1991a). Cette efficacité de l'AFCF par rapport à la bentonite a été confirmée dans d'autres travaux sur des rennes (Åhman B, 1996).

Dès 1991, l'AFCF était proposé comme la mesure la plus efficace pour réduire la contamination du lait et de la viande (Howard & coll., 1991). Une revue a aussi comparé l'AFCF à différentes qualités d'argiles. Les argiles sont inadéquates car elles ne sont pas assez efficaces et des baisses de consommation chez des moutons ont été observées. Dans cette revue, l'auteur préconise l'emploi d'AFCF ou d'autres hexacyanoferrates dont le coût de production serait plus faible (Hove K, 1993). Une formulation retard mélangeant l'AFCF avec de la baryte et de la cire. La cinétique de libération est ralentie et, 40 jours après l'administration de une (40-50 g), deux ou trois doses, le transfert du césium ajouté à l'alimentation de chèvres vers leur lait a diminué respectivement de 35, 60 et 85 %. Cette réduction de transfert persiste après 90 jours mais avec une moindre efficacité (Hove & Hansen, 1993). Un retard et un prolongement de la libération de l'AFCF ont été obtenus en ajoutant une couche superficielle de cire à ce mélange. Cette modification permettait d'augmenter l'efficacité de la décontamination chez des moutons en prévision de l'abattage des animaux (Hansen HS & coll., 1996). La dimension des doses contenant l'AFCF a aussi un rôle important sur l'efficacité de la décontamination. Par rapport aux produits développés en Norvège, une adaptation pour les agneaux de faible poids (10 kg) a été réalisée en Angleterre contenant 20 % d'AFCF (Beresford & coll., 1999a) et appliquée avec succès dans des fermes (Beresford & coll., 1999b) avec une diminution supérieure à 30 % des teneurs des muscles en césium atteinte en 51 jours. Des difficultés d'application ont aussi été décrites en Norvège sur les rennes (Tveten & coll., 1998) car l'administration d'AFCF a nécessité d'investiguer comment le produit pouvait être avalé sans stress, sans régurgitation et donc de façon complète (Hove & coll., 1991b). Alors que la grande majorité des études ont été conduites sur des ruminants et des cochons, il y a eu peu d'études sur des volailles (Voigt, 1993). Celles publiées montrent que l'AFCF provoque une baisse du transfert du césium vers la viande de poulet par un facteur 100 (Voigt & coll., 1991 ; Vitorovic & coll., 1997 ; Pöschl & Balas., 2000). L'efficacité de l'AFCF a aussi été démontrée dans le transfert du césium vers l'œuf de poule, autant pour le blanc que le jaune d'œuf (Rachubik & Kowalski, 2000).

L'efficacité de l'AFCF a aussi été testée chez des rats recevant du césium radioactif (Krawielitzki & Souffrant, 1991). Une relation linéaire dépendant de la dose a été observée entre les

teneurs du césium du plasma et du lait et chez les rats nouveaux les teneurs de leurs organes étaient corrélées avec celles du lait maternel. L'administration orale de 50 mg d'AFCF 24, 30, 48 et 54 heures après une dose unique de césium diminue les concentrations en césium des reins, foie, poumons, sang et abaisse de 40 % la teneur du lait (Sundberg & Oskarsson, 1991). Une étude a comparé l'AFCF avec deux Bleu de Prusse de composition différente chez le rat, le cochon et l'homme. Alors que l'étude du transfert du césium du petit-lait contaminé par Tchernobyl donné à des cochons montre une grande efficacité des 3 produits, l'administration de ^{134}Cs à l'état de trace autant au rat qu'à l'homme montre une très faible efficacité. Les résultats de cette étude semblent en désaccord avec l'ensemble de la littérature (Dresow & coll., 1993).

L'effet de l'AFCF ajouté en quantités variables au sol a permis de constater une réduction du transfert du césium du sol vers la plante. Alors qu'une dose de 0,1 g/m² n'a pas d'effet, une dose de 1 g/m² réduit ce transfert de 4 fois, 10 g/m² de 25 et 100 g/m² de 225 (Vandenhove & coll., 1996 ; Vandenhove & coll., 1997a ; Vandenhove & coll., 1998b). Sur une durée de 3 ans, une étude suggère que l'AFCF puisse se dégrader dans le sol et donc d'avoir une moindre efficacité dans le transfert sol-plante du césium (Jones & coll., 1999). Une étude intéressante a analysé l'effet de boues de déjection de cochon ayant reçu une dose de 0,5 g ou de 1 g/kg d'AFCF dans leur alimentation sur la croissance de l'herbe et le transfert du césium du sol à la plante. Les résultats montrent que la croissance de l'herbe n'est pas affectée par la présence d'AFCF (Steiner, 1990 ; Vandenhove & coll., 1997b ; Vandenhove & coll., 2000). Alors que la teneur en césium du sol était constante, il a été observé une augmentation du facteur de transfert du césium à chacune des 3 récoltes effectuées. L'AFCF n'a aucun effet sur le facteur de transfert aux deux doses testées (Steiner, 1990). Une autre étude réalisée sur des boues de déjection de bœufs recevant 3 g et 6 g d'AFCF par jour a donné des résultats similaires : l'absence d'effet sur la croissance de l'herbe et un facteur de transfert augmentant avec les récoltes (Scholz, 1990).

L'AFCF a aussi été projeté sur de l'herbe avant ensilage de façon à ce que des agneaux de 38 kg ingèrent 21 mg d'AFCF par jour. Ce traitement a provoqué une réduction du transfert du césium de 45 % (Paasikallio & coll., 2000).

Enfin, l'effet de l'AFCF dispersé sur le sol n'a pas d'influence sur la migration verticale du césium dans le sol et les auteurs suggèrent que l'AFCF ne favorisera pas la contamination des aquifères (Vandenhove & coll., 1998a).

APPLICATION DE L'AFCF : PRODUCTION INDUSTRIELLE ET USINE PILOTE DE DECONTAMINATION

Cette intense activité de recherche sur l'AFCF a aussi stimulé le dépôt de brevets, particulièrement en Allemagne (Kalscheuer H & coll., 1988 ; Giese & coll., 1991 ; Giese, 1991).

L'AFCF produit industriellement (Riedel-de Haën, 1987) a été ajouté aux aliments (1 g/kg) pour les élevages de bovins, moutons, chèvres et rennes. Il a été ajouté aux pierres à sel (25-

50 g/kg) de ces animaux ainsi qu'aux rennes sauvages et aux élan. Lorsque du fourrage contaminé a été fourni à des vaches allaitant, l'AFCF a été donné pour éviter la contamination du lait et de la viande. De même, pendant la période précédant l'abattage de l'AFCF a été donné pour favoriser l'élimination du césium radioactif. Dans les pays nordiques comme la Norvège, l'utilisation de l'AFCF a été contrôlée par les autorités sanitaires. L'AFCF a aussi été utilisé pour décontaminer des humains qui avaient été contaminés dans l'accident de Goyiana au Brésil avec le ^{137}Cs et ^{134}Cs . Toutefois, il a été montré que l'AFCF et les autres hexacyanoferrates ont un effet limité sur l'excrétion du césium lorsqu'il est déjà présent dans le corps. C'est un produit appelé Radiogardase®, une préparation insoluble de Bleu de Prusse, qui a été employée. Ce produit permet aussi de traiter des empoisonnements au thallium (Heydlauf, 1969) avec des doses de 2-20 g par jour.

Une usine pilote de décontamination du lait a été spécialement conçue et installée à Lingen (Emsland) en Allemagne dans un espace libre de l'usine nucléaire. L'objectif était d'appliquer le procédé de décontamination développé au niveau du laboratoire à l'échelle industrielle de façon à traiter de grandes quantités (tonnes) de poudre de lait. Sur une installation pilote de petite taille, il a été procédé au traitement d'un premier lot de 17 tonnes de poudre de lait non-contaminée puis un second lot de 13 tonnes de lait contaminé afin de tester l'installation : dissolution dans des cuves, filtres, colonnes... Ce premier essai a permis d'acquérir des connaissances et de procéder à une optimisation de cette installation et de concevoir une usine pilote construite aussi dans un local de l'usine de Lingen. Cette réalisation avait une capacité de traitement de 5000 tonnes. La première installation a été construite et a fonctionné en 1988-1989 alors que l'usine pilote qui a suivi a fonctionné à partir de mars 1990 et jusqu'en décembre. La société Preussag-Noell s'est vue attribuer le marché par le Ministère de l'Environnement.

Il est intéressant de signaler que l'administration d'AFCF à du bétail a été pris comme exemple de mesures pour évaluer l'impact radio écologique, environnemental, économique et social d'un tel traitement. Une enquête réalisée auprès de fermiers Gallois a montré qu'ils pensaient que l'emploi d'AFCF pouvait avoir un effet défavorable sur l'image de qualité de l'agneau du Pays de Galles (Nisbet & Woodman, 2000).

Autre aspect lié à l'environnement : lorsque l'AFCF libre ou lié au césium est excrété par les vaches, des quantités notables d'acide cyanhydrique sont libérées dans l'air lors de l'exposition à la lumière. Des études publiées auparavant n'ont pas montré de formation d'acide cyanhydrique (Vandenhove & coll., 1997b ; Vandenhove & coll., 2000). Toutefois, la modélisation de l'impact de la contre-mesure utilisant l'AFCF pour décontaminer le bétail abouti à la conclusion d'une l'absence de risque de toxicité dans ces conditions d'application sur le terrain (Salt & Rafferty, 2001). Une revue de l'efficacité et de l'utilité de toutes les mesures applicables après un accident a été publiée (Howard & coll., 2001). Pour la contamination avec le césium sont signalés les problèmes de coût et l'absence de production industrielle locale de l'AFCF dans les pays concernés. Les

formes d'administration (pierres à sel à lécher, forme "retard") de l'AFCF à des animaux vivant en toute liberté ou à des animaux sauvages sont susceptibles de modifier considérablement son efficacité. En dépit du coût relativement élevé de l'AFCF, du coût de production des formes "retard" et des manipulations nécessaires, il a été estimé que l'application de cette mesure de décontamination pour des moutons est 2,5 fois plus efficace pour le même coût que de les alimenter avec des aliments non contaminés (Brynildsen & coll., 1996). Très récemment, la stratégie optimale à appliquer à des régions qui seraient contaminées fait appel à l'AFCF (Cox G & coll., 2005). Les mesures à adopter pour réduire l'exposition au césium ont été étudiées sous l'aspect économique (Wilson & coll., 1999), les effets à long terme (Salt & coll., 1999a) et l'impact sur l'environnement (Salt & coll., 1999b). Pour l'AFCF, il est proposé une administration de 0,4 g par jour pour le bétail ainsi que les vaches laitières et 0,1 g par jour pour les agneaux. Enfin, la production industrielle de l'AFCF doit être effectuée de façon à assurer un produit de qualité constante. Il est possible que des divergences observées dans l'efficacité de décontamination de l'AFCF puissent être expliquées par des différences de qualité du produit.

SECURITE, QUALITE ET CONTROLE DE L'AFCF

Une revue a été publiée sur la toxicologie de l'AFCF, du Bleu de Prusse et des hexacyanoferrates associés avec d'autres ions métalliques comme le cuivre, nickel ou cobalt (Pearce, 1994). Ces produits n'ont pas d'effet toxique sur la santé des animaux et sur leur croissance. De même, lorsque ces produits ont été employés chez l'homme de façon expérimentale ou thérapeutique, aucun effet n'a pu être observé sur la santé.

Les risques liés à la dispersion de l'AFCF sur le sol après son excrétion par des animaux comme les rennes ont été évalués. L'AFCF est un composé ininflammable et dont la stabilité à haute température permet d'écarter les risques de formation à un niveau détectable de cyanure en cas de feux de forêts.

La qualité de production de l'AFCF et le contrôle de cette qualité sont très importants pour assurer une efficacité optimale de la réactivité avec le césium. La [figure 3](#) ci-dessous montre que l'efficacité de l'AFCF produit en Allemagne est très supérieure à l'AFCF produit en Angleterre (Anonyme, 1991).

La formation d'un colloïde est essentielle car la solubilité de l'AFCF permet une plus grande efficacité par rapport au Bleu de Prusse qui est soit du KFCF colloïdal soit du FCF insoluble (Müller & coll., 1974). La dimension de l'ion d'échange avec le césium est aussi importante et explique que l'AFCF est plus efficace que le KFCF car l'ion ammonium a une taille plus proche du césium que le potassium. La pureté de l'ammonium introduit dans la structure micro cristalline est aussi importante, en particulier des contaminations de métaux alcalins (Na^+ , Li^+) doivent être évitées. Dans la production industrielle de l'AFCF, cet aspect qualitatif peut expliquer que des AFCF n'avaient pas tous la même efficacité. Un autre paramètre de synthèse déterminant pour l'efficacité de l'AFCF est la température de séchage de la dernière étape de production (90-100°C). Toute élévation de température réduira l'efficacité de l'AFCF (Müller & coll., 1974). Enfin, la granulométrie du produit joue un rôle essentiel

puisque des tailles de grain plus faibles permettront une fixation plus élevée du césium que ce soit *in vitro* (Lee & Streat, 1983) ou *in vivo* (Giese, communication personnelle).

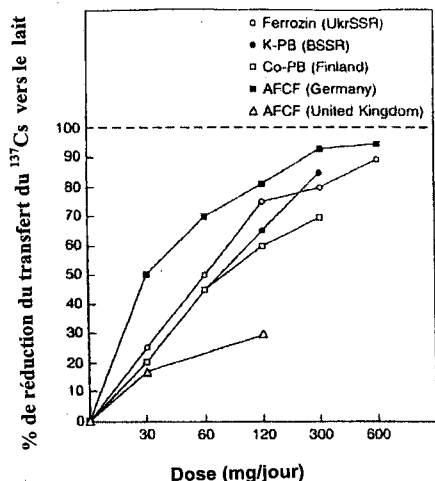


Figure 3 : Efficacité de différents types de Bleu de Prusse (Référence: Anonyme (1991))

AUTRES ETUDES REALISEES APRES TCHERNOBYL

De nombreuses études ont été réalisées dans les années qui ont suivi Tchernobyl. Cette revue n'est pas exhaustive car de nombreuses thèses ou publications ne sont pas indexées dans PubMed (The National Library of Medicine and the National Institutes of Health), où seulement 13 publications sont sélectionnées avec le mot clé AFCF. Des travaux ont amélioré nos connaissances sur le métabolisme du césium, en particulier la biodisponibilité du césium du foin (Ferriou H, 1993 ; Pearce & coll., 1989 ; Skuterud & coll., 2005b), les facteurs de transfert du césium dans le sol, du sol à la plante (Bunzl & Kracke, 1989), des plantes aux animaux (Daburon & coll., 1989 ; Hansen & Hove, 1991 ; Skuterud & coll., 2004) et entre animaux, en particulier les prédateurs (Skuterud & coll., 2005b) mais aussi du lait vers le jeune animal (Moss & coll., 1989). La persistance du césium dans les rennes de Norvège a été récemment décrite (Skuterud & coll., 2005c). Les effets d'autres produits proches de l'AFCF comme le Bleu de Prusse mais aussi d'autres ingrédients susceptibles de diminuer l'absorption ou la rétention du césium (Pearce & coll., 1989 ; Ioannides & coll., 1996). En ex-Union Soviétique, des études ont été réalisées (Ratnikov & coll., 1998) avec le produit appelé "ferrocyn", un mélange d'hexacyanoferrate de potassium et de fer, dont l'utilisation temporaire avait été approuvée par le Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation (Ministry of Agriculture and Food, Russia, 1992 ; 1994). Alors que l'administration de ferrocyn sous forme de poudre semble aussi efficace que l'AFCF, des préparations ajoutant de la cellulose, du sel ou une formule retard appliquées à grande échelle sont nettement moins efficaces. Toutefois, l'application de ces produits dans des régions contaminées de Bryansk, ont permis de diminuer significativement la contamination en césium de la viande et du lait qui dépassait les niveaux

d'intervention établis en Russies. Des bilans au niveau de populations rurales russes et ukrainiennes ont permis de comprendre l'origine des apports en césium et la contribution due aux activités agricoles dans les flux de césium (Strand & coll., 1999).

ETAT ACTUEL DES NORMES DE CONTAMINATION DES ALIMENTS PAR DES RADIONUCLEIDES

La France n'a pas de législation spécifique et applique donc les règles de la Communauté Européenne comme d'autres pays (Allemagne, Grèce, République Slovaque...). Celles-ci comprennent le Règlement CEE n° 737/90 du Conseil du 22 mars 1990 relatif aux conditions d'importation de produits agricoles originaires des pays tiers à la suite de l'accident survenu à la centrale nucléaire de Tchernobyl (Journal Officiel n° L082). A cela s'ajoute le Règlement CE n° 1609/2000 de la Commission du 24 juillet 2000 établissant une liste de produits exclus du champ d'application du règlement 737/90. Dans le Règlement CE n° 1661/1999 sont décrites les modalités d'importation de produits agricoles originaires des pays tiers à la suite de l'accident survenu à la centrale nucléaire de Tchernobyl (Journal Officiel L 197, 17-24 du 19 juillet 1999).

RÈGLEMENT (CE) N° 1661/1999 DE LA COMMISSION
du 27 juillet 1999
portant modalités d'application du règlement (CEE) n° 737/90 du Conseil relatif aux conditions d'importation de produits agricoles originaires des pays tiers à la suite de l'accident survenu à la centrale nucléaire de Tchernobyl

C'est dans le Règlement (EURATOM) n° 3954/87 du Conseil que sont fixés les niveaux maximaux admissibles de contamination radioactive pour les denrées alimentaires et les aliments pour bétail (voir ci-dessous) et enfin dans le Règlement n° 944/89 de la Commission qu'ont été fixés les niveaux maximaux admissibles de contamination radioactive pour les denrées alimentaires de moindre importance.

RÈGLEMENT (EURATOM) N° 3954/87 DU CONSEIL du 22 décembre 1987

fixant les niveaux maximaux admissibles de contamination radioactive pour les denrées alimentaires et les aliments pour bétail après un accident nucléaire ou dans toute autre situation d'urgence radiologique

NIVEAUX MAXIMAUX ADMISSIBLES POUR LES DENRÉES ALIMENTAIRES ET LES ALIMENTS POUR BÉTAIL (Bq/kg)

	Denrées alimentaires (*)				Aliments pour bétail (*)
	Aliments pour nourissures (*)	Produits laitiers (*)	Autres denrées alimentaires à l'exception de celles de moindre importance (*)	Liquides destinés à la consommation (*)	
Isotopes de strontium, notamment Sr-90	75	125	750	125	
Isotopes d'iode, notamment I-131	150	500	2 000	500	
Isotopes de plutonium et d'éléments transplutoniens à émission alpha, notamment Pu-239 et Am-241	1	20	80	20	
Tout autre nucléide à période radioactive supérieure à 10 jours, notamment Cs-134 et Cs-137 (*)	400	1 000	1 250	1 000	

Au niveau mondial, de nombreux pays ont abandonné l'application de ces mesures restrictives à l'importation de denrées alimentaires (Mexique, Vietnam, Pakistan, Philippines ...) alors que d'autres pays ont des normes proches mais variant d'un pays à l'autre par les valeurs retenues ou par les aliments choisis. Le Japon a des normes très détaillées mais ce sont les normes adoptées en mai 2006 par l'Ukraine et qui vont s'appliquer le 1^{er} novembre 2006 qui sont les plus détaillées et le contexte de ce pays explique facilement cette approche.

Le Codex Alimentarius a aussi fixé des limites indicatives qui s'appliquent en cas de contamination accidentelle.

LIMITES INDICATIVES POUR LES RADIONUCLÉIDES DANS LES ALIMENTS, APPLICABLES DANS LE COMMERCE INTERNATIONAL À LA SUITE D'UNE CONTAMINATION NUCLÉAIRE ACCIDENTELLE

a) CAC/GL 5-1989¹

ALIMENTS DESTINÉS À LA CONSOMMATION GÉNÉRALE

Facteurs de conversion de dose (sv/bq)	Radionucléides représentatifs	Limite (Bq/kg)
10 ⁻⁴	²⁴¹ Am, ²³⁹ Pu	10
10 ⁻⁷	⁹⁰ Sr	100
10 ⁻⁴	¹³¹ I, ¹³⁴ Cs, ¹³⁷ Cs	1 000

a)

LAIT ET ALIMENTS POUR NOURRISSONS

Facteurs de conversion de dose (sv/bq)	Radionucléides représentatifs	Limite (Bq/kg)
10 ⁻⁴	²⁴¹ Am, ²³⁹ Pu	1
10 ⁻⁷	¹³¹ I, ⁹⁰ Sr	100
10 ⁻⁴	¹³⁴ Cs, ¹³⁷ Cs	1 000

Enfin, les normes peuvent prendre en considération des contaminations radioactives provenant d'un accident mais aussi des radionucléides présents naturellement dans la nature (minéraux uranifères). Comme toutes les possibilités existent avec des normes plus ou moins strictes, on peut craindre que cette situation qui prévalait au moment de Tchernobyl (absence de coordination et d'accord au niveau mondial), n'ayant pas progressé, que les désordres du commerce mondial connus à cette époque ne se reproduisent dans le futur en cas d'accident.

APPLICATIONS

La connaissance de la chimie de l'AFCF, du mode d'action, des doses efficaces, son absence de toxicité, sa sécurité d'emploi ainsi que l'absence de résidu dans le lait et la viande a conduit à son autorisation comme additif pour le bétail à la suite de Tchernobyl. En effet, peu de temps après l'accident, l'Allemagne, l'Autriche, la Norvège et la Suède ont déclaré une situation d'urgence dans certaines de leurs régions (Giese W, 1988 ; Hove, 1993). Selon les législations Européennes, l'utilisation de l'AFCF a été autorisée pour effectuer dans ces pays des études contrôlées en plein champ avec des animaux domestiques. Des dossiers sur la sécurité et l'efficacité de l'AFCF ont été adressés à l'attention de Commission d'expert à Bruxelles, soumis séparément par les Professeurs Hove de Norvège et Giese d'Allemagne dans le but d'obtenir une autorisation pour tous les pays Européens.

En 1996, la Commission Européenne a publié au mois d'octobre la Directive 96/66/EC modifiant la Directive 70/524/EEC concernant les additifs dans l'alimentation des animaux (Commission de la Communauté Européenne, 1996). Son application arrivant à échéance en 2001, elle a été rendue permanente par le Règlement de la Commission du 12 octobre 2001, indiqué ci-dessous (Règlement de la Commission, 2001). Cette autorisation permanente comme additif alimentaire donnée à l'AFCF est toujours en application aujourd'hui.

L 272/24

FF

Journal officiel des Communautés européennes

13 10 2001

RÈGLEMENT (CE) N° 2013/2001 DE LA COMMISSION du 12 octobre 2001

concernant l'autorisation provisoire d'un nouveau usage d'un additif et l'autorisation permanente d'un additif dans l'alimentation des animaux (texte présentant de l'intérêt pour l'EEE)

L'accident de Tchernobyl a entraîné des retombées de césium radioactif qui ont contaminé les fourrages dans certaines régions d'Europe du Nord. En raison de la longue demi-vie physique du césium radioactif, ces retombées affectent encore la production animale. Cette situation d'urgence continue, en particulier en Norvège.

La substance figurant à l'annexe II du présent règlement peut être utilisée pour décontaminer les fourrages touchés. Les autorités compétentes de ce pays ont donc approuvé un dossier demandant une prolongation de la période d'autorisation de cette substance.

Cet additif est destiné à être utilisé uniquement dans des zones contaminées pendant une durée déterminée. Bien qu'il ne soit pas nécessaire de l'utiliser en temps normal, il devrait néanmoins être disponible en cas d'accident futur similaire dans la Communauté.

Aucun effet défavorable n'ayant été observé lors de son utilisation au niveau national dans les États membres ni depuis son autorisation provisoire au niveau communautaire en 1996, toutes les conditions de l'article 7 A de la directive 70/524/CEE sont remplies. C'est pourquoi l'additif décrit à l'annexe II, qui appartient au groupe des sels de radionucléides, peut être autorisé pour une durée illimitée.

Les mesures prévues par le présent règlement sont conformes à l'avis du comité permanent des aliments des animaux.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Åhman B (1996) Effect of bentonite and ammonium-ferric(III)-hexacyanoferrate(II) on uptake and elimination of radiocaesium in reindeer, *J Environmental Radioactivity*, 31, 29-50

Anonyme (1991) The International Chernobyl Project, Technical Report, Assessment of Radiological Consequences and Evaluation of Protective Measures, Report by an International Advisory Committee, IAEA Vienna, ISBN 92-0-129191-4

Anspaugh LR, Catlin RJ & Goldman M (1988) The global impact of the Chernobyl reactor accident, *Science*, 242, 1513-1519

Archimbaud Y (1988) Etude du métabolisme du césium chez des ovins. Action de l'ammonium-ferric-cyano-ferrate sur l'absorption et l'élimination du césium, Thèse, Université Claude Bernard, Lyon, 16 décembre 1988.

Arnaud MJ (1988) The Removal and/or Reduction of Radionuclides in the Food Chain, *Radionuclides in the Food Chain*, M.W. CARTER Ed., ILSI monographs, Springer-Verlag, Chapter 16, 195-213

Arnaud MJ, Clément C, Gétaz, Tannhauser F, Schoenegge R, Blum J and Giese W (1988) Synthesis, Effectiveness and Metabolic fate in Cows of the Caesium Complexing Compound Ammonium Ferric Hexacyanoferrate labelled with ¹⁴C, *J. Dairy Research*, 55, 1-13

Bailer B (1988) Zur beschleunigten Ausscheidung von Radiocäsium bei Schafen durch Zufütterung von Ammonium-Eisen-Hexacyanoferrat, Doctor Medicinæ Veterinariae durch die Tierärztliche Hochschule Hannover, pp. 74

Beresford NA, Hove K, Barnett CL, Dodd BA, Fawcett RH & Mayes RW (1999a) The development and testing of an intraruminal slow-release bolus designed to limit radio-caesium absorption by small lambs grazing contaminated pastures, *Small Ruminant Research*, 33, 109-115

Beresford NA, Barnett CL, Hove K, Mayes RW, Dodd BA & Fawcett RH (1999b) The development and testing of rumen dwelling AFCF delivery devices suitable for upland lambs, Final report, RP 0332, *Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, Institute of Terrestrial Ecology, Grange-over-Sands*, pp.23

Berzéro A, Borroni A, Oddone M, Crespi VC, Genova N & Meloni S (1992) Distribution of radionuclides in the environment in northern Italy after the Chernobyl accident, *Analyst*, 117, 533-537



- Bozorgzadeh A & Catsch A (1972) Evaluation of the effectiveness of colloidal and insoluble ferrihexacyanoferrates (II) in removing internally deposited radiocesium, *Arch Intern Pharmacodynamics et de Therapie*, 197, 1, 175-188
- Brenot A & Rinaldi R (1967) Toxicité et efficacité comparées de quatre ferrocyanures dans la décontamination du césium radioactif 134, *Pathologie et Biologie*, 15, 55-59
- Brynildsen LI, Selnaes TD, Strand P & Hove K (1996) Countermeasures for radiocesium in animal products in Norway after the Chernobyl accident-techniques, effectiveness, and costs, *Health Physics*, 70, 665-672
- Bunzl K & Kracke W (1989) Transfer von ^{137}Cs und ^{90}Sr in Mehl, Kleie und Stroh von Weizen, Roggen, Gerste und Hafer in den Jahren 1982, 1986 (Reaktorunfall in Tschernobyl) und 1987 in Feldversuchen, *T. Lebensm Unters Forsch.*, 188, 439-444
- Commission de la Communauté Européenne (1996) Directive 96/66/CE de la Commission du 14 octobre 1996 modifiant la directive 70/524/CEE du Conseil concernant les additifs dans l'alimentation des animaux, *Journal officiel des Communautés Européennes*, No L272 p. 32
- Commission de la Communauté Européenne (2001) Règlement de la Commission No 2013/2001 du 12 octobre 2001 concernant l'autorisation provisoire d'un nouvel usage d'un additif et l'autorisation permanente d'un additif dans l'alimentation des animaux, *Journal officiel des Communautés Européennes*, L272/24, 13 octobre 2001, 24-28
- Cox G, Beresford NA, Alvarez-Farizo B, Oughton D, Kis Z, Eged K, Thørring H, Hunt J, Wright S, Barnett CL, Gil JM, Howard BJ & Crout NMJ (2005) Identifying optimal agricultural countermeasure strategies for a hypothetical contamination scenario using the strategy model, *J Environmental Radioactivity*, 83, 383-397
- Daburon F, Fayat G & Gueguen (1987) Transfert à la viande et au lait de vache des radiocésium présents dans la ration alimentaire, Colloque de la Fondation Française pour la Nutrition sur "La contamination radioactive de la chaîne alimentaire, 63-71
- Daburon F, Fayat G & Tricaud Y (1989) Caesium and iodine metabolism in lactating cows under chronic administration, *The Science of the Total Environment*, 85, 253-261
- Dziura A, Rachubik J & Kowalski B (1999) Reduction of the radiocaesium transfer to goat milk using ammonium-ferric(III)-hexacyanoferrate(II) (AFCF) as a decontaminating agent, *Bull. Vet. Inst. Pulawy*, 43, 197-202
- Dresow B, Nielsen P, Fischer R, Pfau AA & Heinrich HH (1993) *In vivo* binding of radiocaesium by two forms of Prussian blue and by ammonium iron hexacyanoferrate (II), *J Toxicol Clin Toxicol.*, 31, 4, 563-569
- Dvorák P & Günther M, Zorn Z & Catsch A (1971) Metabolisches Verhalten von kolloidalem ferrihexacyanoferrat (II), *Naunyn-Schmiedeberg's Archiv für Pharmakologie*, 269, 48-56
- Ferrieu H (1993) Etude de la biodisponibilité du césium 134 et du césium 137 présents dans du foin suite à la catastrophe de Tchernobyl, Thèse, Doctorat Vétérinaire, Université Paul Sabatier, Toulouse
- Giese W & Hantzsch D (1970) Vergleichende Untersuchungen über die Cs-137-Eliminierung durch verschiedene Eisenhexacyanoferratkomplexe bei Ratten, *Zentralblatt für Veterinärmedizin*, Suppl., 11, 185-190
- Giese W (1971) Das Verhalten von radiocaesium bei laboratoriums und haustieren sowie möglichkeiten zur verminderung der radioaktiven strahlenbelastung, Tierärztliche Hochschule Hannover, Habilitationsschrift
- Giese W (1988) Ammonium-ferric-cyanoferrate (II) (AFCF) as an effective antidote against radiocaesium burdens in domestic animals and animal derived foods, *British Vet J.*, 144, 363-369
- Giese W (1989) Countermeasures for reducing the transfer of radiocesium to animal derived foods, *The Science of the Total Environment*, 85, 317-327
- Giese W (1991) Ionenaustauscher-Granulat zur radiocäsiumdekontamination von flüssigkeiten und verfahren zu seiner herstellung, Deutsches Patentamt, 2.10.91, pp. 3
- Giese W, Diepenbrock F-U & Cernicky B (1991) Verfahren und anlage zur entfernung von radioaktivem caesium aus suspensionen, lösungen und ähnlichen flüssigkeiten, Deutsches Patentamt, 7.3.91, pp. 8
- Giese W (1995) Über den Einsatz von Ammonium-Eisen (III)-Hexa-Cyanoferrat (II) (AEHCF) bei der Verfütterung Radio-cäsium-haltigen Molkepulvers an Schweine, *Wien. Tierärztl. Mschr.*, 82, 310-315
- Hansen HS & Hove K (1991) Radiocesium bioavailability: transfer of Chernobyl and tracer radiocesium to goat milk, *Health Physics*, 60, 665-673
- Hansen HS, Hove K & Barvik K (1996) The effect of sustained release boli with ammoniumiron (III)-hexacyanoferrate (II) on radiocesium accumulation in sheep grazing contaminated pasture, *Health Physics*, 71, 705-712
- Havlicek F (1967) Der einfluss von ferricyanoferrat (II) auf das verhalten von radiocesium bei graviden und laktierenden ratten, *Stud. Biophys.*, 2, 3, 239-246
- Havlicek F (1968) Metabolism of radiocaesium during gestation and lactation as influenced by ferricyanoferrate (II), *Int J Applied Rad. and Isotopes*, 19, 487-488
- Hazzard DG (1969) Percent cesium-134 and strontium-85 in milk, urine, and feces of goats on normal and Verxite-containing diets, *J Dairy Science*, 52, 990-994
- Hazzard DG, Withrow TJ & Bruckner BH (1969) Verxite flakes for *in vivo* binding of caesium-134 in cows, *J Dairy Science*, 52, 995-997
- Heydlauf H (1969) Feric-cyanoferrate (II): an effective antidote in thalium poisoning, *Eur J Pharmacol.*, 6, 340-344
- Higgins IR (1968) Apparatus for the treatment of milk. *US Patent* No 3,415,377, pp.15
- Hove K, Staaland H & Pedersen Ø (1991a) Hexacyanoferrates and bentonite as binders of radiocaesium for reindeer, *Rangifer*, 11, 43-48
- Hove K, Staaland H, Pedersen Ø, Ensbj T & Sæthre O (1991b) Equipment for placing a sustained release bolus in the rumen of reindeer, *Rangifer*, 11, 49-52
- Hove K (1993) Chemical method for reduction of the transfer of radionuclides to farm animals in semi-natural environment, *The Science of the Total Environment*, 137, 235-248
- Hove K & Hansen HS (1993) Reduction of radiocesium transfer to animal products using sustained release boli with ammoniumiron (III)-hexacyanoferrate (II), *Acta vet scand.*, 34, 287-297
- Howard BJ, Beresford Na & Hove K (1991) Transfer of radiocesium to ruminants in natural and semi-natural ecosystems and appropriate countermeasures, *Health Physics*, 61, 715-725
- Howard BJ, Beresford Na & Voigt G (2001) Countermeasures for animal products: a review of effectiveness and potential usefulness after an accident, *J Environmental Radiact.*, 56, 115-137
- Ioannides KG, Karamanis DT, Stamoulis KC, Mertzimekis TJ, Mantzios AS, Nicholaou E & Pappas CP (1996) Reduction of cesium concentration in ovine tissues following treatment with Prussian Blue labeled with ^{59}Fe , *Health Physics*, 71, 713-718
- Jones DR, Paul L & Mitchell NG (1999) Effects of ameliorative measures on the radiocaesium transfer to upland vegetation in the UK, *J Environmental Radioactivity*, 44, 55-69
- Kalscheuer H, Pässler R, Schönege R & Schmelz W (1988) Verfahren zum entfernen von radioaktiven metallisotopen aus flüssigen lebens- oder futtermitteln, European Patent 0 278 379 A1, 03.02.88, pp.8
- Korky JK & Kowalski L (1989) Radioactive cesium in edible mushrooms, *J Agric Food Chem.*, 37, 568-569
- Krawielitzki K & Souffrant WB (1991) Einfluss von ammoniummeisen (III)-hexacyanoferrat (II) auf die incorporation und dekorporation von radiocäsium (^{137}Cs), *Isotopenpraxis*, 27, 1, 24-29
- Lee EFT & Streat M (1983) Sorption of caesium by complex hexacyanoferrates, IV. Ion exchange kinetics and mechanism of sorption by potassium copper ferrocyanide, *J Chem Tech Biotechnol.*, 33A, 87-96
- Madhus K, Strömme A, Bohne F & Nigrovi V (1966) Diminution of radiocaesium bodyburden in dogs and human beings by Prussian Blue, *International J Radiation Biol.*, 10, 519-520
- Madhus K & Strömme A (1968) Increase excretion of ^{137}Cs in humans by Prussian Blue, *Z. Naturforsch.*, 23, 391-392
- Matsusaka N, Takeyama S, Matsuda Y, Kobayashi H, Yuyama A, Watari K & Imai K (1980) Efficacy of nickel ferrocyanide-anion exchange resin for reducing egg contamination with ^{137}Cs in laying Japanese quails, *Int J Radiat Biol.*, 38, 2, 217-221
- Mergenthal A (1988) Fütterungsversuch zur Erprobung von Ammonium-Eisen-Hexacyanoferrat für die Dekorporation von Radiocäsium bei Moorschnucken, Doctor Medicinæ Veterinariae durch die Tierärztliche Hochschule Hannover, pp. 75

- Ministry of Agriculture and Food, Russia (1992) Temporary guidelines for the use of ferrocyn as experimental large-scale tests until 01-01-95 [in Russia]. Approved by Head of the Veterinary Department of the Ministry of Agriculture and Food, 23 October 1992
- Ministry of Agriculture and Food, Russia (1994) Guidelines on the use of ferrocyn in veterinary practice [in Russia]. Approved by the Veterinary Department of the Ministry of Agriculture and Food, 8 December 1994
- Moss BM, Unsworth EF, McMurray CH, Pearce J & Kilpatrick DJ (1989) Studies on the uptake, partition and retention of ionic and fallout radiocaesium by suckling and weaned lambs, *The Science of the Total Environment*, 85, 91-106
- Müller WH, Ducouso R, Causse A & Walter C (1974) Long-term treatment of cesium 137 contamination with colloidal and a comparison with insoluble Prussian blue in rats, *Strahlentherapie*, 147, 3, 319-322
- Murphy GK, Campbell JE, Mazurovsky EB & Edmondson LF (1962) *US Patent No 3,020,161*
- Nezel K (1970) Über die Verhinderung der ¹³⁷Cs-Aufnahme bei Legehennen, *Zeitschrift für Lebensmittel-Untersuchung und-Forschung*, 144, 25-31
- Nigrovic V (1965) Retention of radiocaesium by the rat as influenced by Prussian Blue and other compounds, *Physics in Med. and Biol.*, 10, 81-91
- Nigrovic V, Bohne F & Madshus K (1966) Dekorporation von radionuklide (untersuchungen an radiocaesium), *Strahlentherapie*, 130, 3, 413-419
- Nielsen P, Dresow B & Heinrich HC (1987) *In vitro* study of ¹³⁷Cs sorption by hexacyanoferrates (II), *Z Naturforsch.*, 42b, 1451-1460
- Nielsen P, Dresow B, Fischer R, Gabbe EE, Heinrich HC & Pfau AA (1988a) Intestinal absorption of iron from ⁵⁹Fe-labelled hexacyanoferrates (II) in piglets, *Arzneim.-Forsch./Drug Res.*, 38, 10, 1469-1471
- Nielsen P, Fischer R, Heinrich HC & Pfau AA (1988b) Prevention of enteral radiocaesium absorption by hexacyanoferrates (II) in piglets, *Experientia*, 44, 502-504
- Nisbet AF & Woodman R (2000) Options for the management of Chernobyl-restricted areas in England and Wales, *J Environmental Radioactivity*, 51, 239-254
- Paasikallio A, Sormunen-Cristian R, Jaakola S & Kaikkonen M (2000) The effect of ammonium ferric hexacyanoferrate on reducing radiocaesium transfer from silage to sheep, *Agricultural and Food Science in Finland*, 9, 135-147
- Pearce J, McMurray CH, Unsworth EF, Moss BW, Gordon FJ & Kilpatrick DJ (1989) Studies of the transfer of dietary radiocaesium from silage to milk in dairy cows, *The Science of the Total Environment*, 85, 267-278
- Pearce J (1994) Studies of any toxicological effects of Prussian Blue compounds in mammals-e review, *Food Chem Toxicol.*, 32, 577-582
- Pearce J, Unsworth EF, McMurray CH, Moss BW, Logan E, Rice D & Hove K (1989) The effect of Prussian Blue provided by indwelling rumen boli on the tissue retention of dietary radiocaesium by sheep, *The Science of the Total Environment*, 85, 349-355
- Peroux A & Janin (1987) Contrôle de la radioactivité des produits alimentaires, Colloque de la Fondation Française pour la Nutrition sur "La contamination radioactive de la chaîne alimentaire", 85-106
- Pöschl M & Balas J (2000) The in vivo measurement of radiocaesium activity in broiler chickens, *J Environmental Radioactivity*, 48, 371-379
- Rachubik J & Kowalski B (2000) Possibilities of reducing the radiocaesium transfer to hen eggs. I-Using ammonium-ferric(III)-hexacyanoferrate(II) (AFCF), *Bull. Vet. Inst. Pulawy*, 44, 67-71
- Ratnikov AN, Vasiliev AV, Alexakhin RM, Krasnova EG, Pasternak AD, Howard BJ, Hove K & Strand P (1998) The use of hexacyanoferrates in different forms to reduce radiocaesium contamination of animal products in Russia, *The Science of the Total Environment*, 223, 167-176
- Richmond CR & Bunde DE (1966) Enhancement of cesium-137 excretion by rats maintained chronically on ferric ferrocyanide, *Proc Soc Exptl Biol Med.*, 121, 3, 664-670
- Riedel-de Haën (1987) Product information: (Giese-Salt) Ammonium-Ferric (III) Cyano-Ferrate (II), pp.8
- Rudnicki S (1988) Zur Verminderung der Radiocäsiumbelastung in Muskulatur und inneren Organen von Mastschweinen nach Zufütterung von Ammonium-Eisen-Hexacyanoferrat, Doctor Medicinæ Veterinariæ durch die Tierärztliche Hochschule Hannover, pp. 93
- Salt CA, Hansen HS, Kirchner G, Lettner H, Rekolainen S & Dunsmore MC (1999a) Impact assessment methodology for side-effects of countermeasures against radionuclide contamination of food products, The CESER project, *Nord-Trøndelag College, Research Report, Steinkjer, Norway*, pp. 44
- Salt CA, Grande J, Hanley N, Hansen HS, Lettner H, Kirchner G, Rekolainen S Bärjund I, Baumgartner R, Berreck M, Culligan M, Dunsmore MC, Ehlers H, Ehken S, Gastberger M, Haselwander K, Hornmann V, Hosner F, Peer T, Pintaric M, Tattari S & Wilson M (1999b) Countermeasures: Environmental and Socio-Economic Responses (CESER), The final report, *Stirling*, pp. 71
- Salt CA & Rafferty B (2001) Assessing potential secondary effects of countermeasures in agricultural systems: a review, *J Environm Radioactivity*, 56, 99-114
- Scholz T (1990) Die Bestimmung des Cäsium-Transfers Boden-Pflanze durch Neutronenaktivierungsanalyse zur Untersuchung des Einflusses von Ammonium-Eisen-Hexacyanoferrat-haltiger Rindergülle auf das Graswachstum, Doctor Medicinæ Veterinariæ durch die Tierärztliche Hochschule Hannover, pp. 89
- Skuterud L, Pedersen Ø, Staaland H, Røed KH, Salbu B, Liken A & Hove K (2004) Absorption, retention and tissue distribution of radiocaesium in reindeer: effect of diet and radiocaesium source, *Radiat Environ Biophys.*, 43, 293-301
- Skuterud L, Gaare E, Steinnes E & Hove K (2005a) Physiological parameters that affect the transfer of radiocaesium to ruminants, *Radiat Environ Biophys.*, 44, 11-15
- Skuterud L, Gaare E, Kvam T, Hove K & Steinnes E (2005b) Concentrations of ¹³⁷Cs in lynx (*Lynx lynx*) in relation to prey choice, *J Environmental Radioactivity*, 80, 125-138
- Skuterud L, Gaare E, Eikermann IM, Hove K & Steinnes E (2005c) Chernobyl radioactivity persists in reindeer, *J Environmental Radioactivity*, 83, 231-152
- Steiner G (1990) Graswachstum und Cäsium-Transferfaktoren nach Düngung mit Eisen-hexacyanoferrat-haltiger Schweinegülle, Doctor Medicinæ Veterinariæ durch die Tierärztliche Hochschule Hannover, pp. 111
- Strand P, Balonov M, Travnikova I, Skuterud L, Ratnikov A, Prister B, Howard B & Hove K (1999) Fluxes of radiocaesium in selected rural study sites in Russia and Ukraine, *The Science of the Total Environment*, 231, 159-171
- Sundberg J & Oskarsson A (1991) Transfer of ¹³⁷cesium via rat milk: reduction with ammonium ferric hexacyanoferrate, *Pharmacol & Toxicol.*, 69, 286-290
- Tveten U, Brynildsen LI, Amundsen I & Bergan TD (1998) Economic consequences of the Chernobyl accident in Norway in the decade 1986-1995, *J of Environmental Radioactivity*, 41, 233-255
- Unsworth EF, Pearce J, McMurray CH, Moss BW, Gordon FJ & Rice D, Investigations of the use of clay minerals and Prussian blue in reducing the transfer of dietary radiocaesium to milk, *The Science of the Total Environment*, 85, 339-347
- Van den Hoek J (1976) Cesium metabolism in sheep and influence of orally ingested bentonite on cesium absorption and metabolism, *Zeitschrift für Tierphysiologie, Tierernährung und Futtermittelkunde*, 37, 315-321
- Vandenhove H, Van Hees M, De Brouwer S & Vandecasteele CM (1996) Transfer of radiocaesium from podzol to ryegrass as affected by AFCF concentration, *The Science of the Total Environment*, 187, 237-245
- Vandenhove H, Van Hees M, Bacquoy C & Vandecasteele C (1997a) Usefulness of AFCF as a countermeasure for radiocaesium transfer from loamy soil to ryegrass and clover, *J Environmental Radioactivity*, 37, 193-200
- Vandenhove H, Van Hees M, De Brouwer S & Vandecasteele C (1997b) Effects of ammonium-ferric (III)-hexacyano-ferrate (II) and faeces addition on yield and soil-plant transfer of radiocaesium to ryegrass, *J Environmental Radioactivity*, 37, 235-246

Vandenhove H, Bacquoy C, Van Hees M, Lewyckij N & Vandecasteele C (1998a) Will the application of ammonium-ferric-hexacyano-ferrate enhance the vertical migration of radiocesium? *J Environmental Radioactivity*, 40, 261-270

Vandenhove H, Van Hees M & Vandecasteele C (1998b) Effectiveness of immediate and delayed AFCF application in reducing radiocesium transfer to ryegrass, *J Environmental Radioactivity*, 41, 47-63

Vandenhove H, Van Hees M & Vandecasteele C (2000) Potential side effects of ammonium-ferric-hexacyano-ferrate application: Enhanced radiocesium transfer and free cyanide release, *J Environmental Radioactivity*, 47, 149-155

Vitorovic G, Draganovic B, Pantelic G, Petrovic I, Vukicevic O, Dumic M & Vitoric D (1997) Effectiveness of cesium binders in reducing Cs-137 transfer into broiler chickens, *Acta Veterinaria (Beograd)*, 47, 159-164

Voigt G (1993) Chemical methods to reduce the radioactive contamination of animals and their products in agricultural ecosystems, *The Science of the Total Environment*, 137, 205-225

Voigt G, Müller H, Paretzke HG, Bauer T & Röhrmoser G (1991) ¹³⁷Cs transfer after Chernobyl from fodder into chicken meat and eggs, *Health Physics*, 65, 141-146

Wilson MD, Hanley ND & Salt CA (1999) Economic assessment of countermeasures-A technical deliverable of the CESER project, University of Stirling, <http://www.stir.ac.uk/envsci/ceser/ceser.htm> pp 50

Wolsieffer JR, Stookey GK & Muhler JC (1969) Studies concerning the effect of ferric ferrocyanide, beet pulp, and fluoride upon ¹³⁷cesium retention in the rat, *Proc Soc Exp Biol Med.*, 130, 3, 353-356

Institut Français pour la Nutrition
71 Avenue Victor Hugo
75116 PARIS
Tél : 01 45 00 92 50
Institut.nutrition@ifn.asso.fr
Président : Jean-Paul Laplace
Secrétaire Générale : Florence Strigler