

Risque global des retombées radioactives après les accidents nucléaires majeurs. Trad. ME HANNE

J. Lelieveld^{1,2}, D. Kunkel¹, and M. G. Lawrence^{1,*}

¹Max Planck Institute for Chemistry, P.O. Box 3060, 55020 Mainz, Germany

²The Cyprus Institute, Nicosia, Cyprus

*now at: The Institute for Advanced Sustainability Studies, Potsdam, Germany

Received: 7 October 2011

Published: 12 May 2012

Abréviations: CN=Centrale Nucléaire - INES=échelle INES (International Nuclear Event Scale) comporte 7 niveaux, de 1 à 7. Les niveaux 1 à 3 correspondent à des « incidents », les niveaux 4 à 7 à des « accidents ».

Résumé : Les accidents majeurs de réacteur de centrales nucléaires sont rares, mais pourtant les conséquences en sont catastrophiques. Mais que signifie "rare" ? Et que peut-on apprendre des incidents de Tchernobyl et de Fukushima ? Ici nous évaluons le risque cumulatif, mondial de l'exposition à la radioactivité due à la dispersion atmosphérique de gaz et de particules après des accidents nucléaires graves (les plus graves sur l'Échelle Internationale d'Événements Nucléaires INES, côtés 7), en utilisant les particules de Cs-137 et d'I-131 gazeux comme indicateurs des retombées. Nos résultats indiquent que précédemment l'occurrence d'accidents majeurs INES 7 et les risques de contamination radioactive ont été sous-estimés. Utilisant un modèle mondial de l'atmosphère nous calculons que, en moyenne, en cas d'un accident majeur de réacteur de n'importe quelle centrale nucléaire dans le monde entier, plus de 90 % du Cs-137 émis serait transporté à plus de 50 km et environ 50 % au-delà de 1000 km de distance avant de se déposer. Ceci corrobore que de tels accidents ont des impacts à grande échelle et transfrontaliers. Bien que les niveaux d'émission et les processus de déplacement atmosphériques du Cs-137 et de l'I-131 soient tout à fait différents, les modèles de contamination radioactifs sur le terrain et l'exposition humaine due aux dépôts sont estimés être similaires. Les hauts risques d'exposition humaine sont situés autour des réacteurs dans des régions très peuplées, notamment en Europe de l'Ouest et l'Asie du Sud, où un accident majeur de réacteur peut soumettre autour de 30 millions de personnes à la contamination radioactive. La décision récente de l'Allemagne d'éliminer progressivement ses réacteurs nucléaires réduira le risque national, quoiqu'un grand risque persiste toujours venant des réacteurs des pays voisins.

1- Introduction

Des accidents nucléaires associés à la fonte du cœur de réacteur sont dus à l'échec des systèmes de refroidissement et peuvent avoir des conséquences environnementales et sociales majeures. Au total environ 20 événements de fusion de cœur sont arrivés dans des réacteurs militaires et civils dans le monde entier depuis le début des années 1950 (Burns et al., 2012). Une évaluation de risque d'accident dans les Centrales Nucléaires (CN) effectuée par la Commission de Régulation Nucléaire (NRC) US, en 1975 a évalué la probabilité d'une fusion de cœur à 1 pour 20 000 par an par unité réacteur (NRC, 1975). Un rapport de suivi en 1990 a ajusté ce nombre et a indiqué que la fréquence d'endommagement du cœur n'est pas une valeur pouvant être calculée avec certitude, quoiqu'une annexe ait présenté la probabilité suivante d'un accident catastrophique (NRC, 1990) :

- a. Probabilité de fusion du cœur 1 /10 000 par an;
- b. Probabilité de faillite du confinement 1 /100;
- c. Probabilité de vent orienté défavorablement 1 /10;
- d. Probabilité d'inversion météorologique 1 /10;
- e. Probabilité d'échec d'évacuation 1 /10.

Le produit de ces possibilités est de 1 pour 1 milliard par an pour un réacteur seul (ceci suppose que les facteurs (a) - (e) soient indépendants, ce qui n'est pas le cas, de sorte que le risque réel d'un accident catastrophique doit être plus élevé que ceci). Étant donné ceci, avec un total d'environ 440 réacteurs civils

actifs dans le monde entier (AIEA, 2011; supplément) et une durée de fonctionnement moyenne évaluée à 20-25 ans (total = 10000 ans réacteur), alors la probabilité d'un accident majeur survenant dans cette période serait d'environ 1 pour 100 000. À la lumière des incertitudes, la simplicité de ce calcul est attrayante.

Cependant, en se basant sur l'évidence des décennies passées on peut conclure que les probabilités combinées (a) et (b) ont été sous-estimées. En outre, en utilisant un modèle atmosphérique mondial du niveau scientifique actuel nous pouvons directement calculer la dispersion prévue de radionucléides, évitant le besoin de deviner les facteurs (c) et (d). De cette manière, nous constatons que la grande majorité de la radioactivité est transportée à l'extérieur d'une zone d'un rayon de 50 km (souligné par trad.), ce qui peut saper les mesures d'évacuation, particulièrement si les dépôts concentrés arrivent à de bien plus grandes distances de l'accident, comme ce fut le cas en Mai 1986 pour Tchernobyl. En outre, même si une évacuation est réussie pour ce qui est de protéger des vies humaines, de grandes zones autour des réacteurs sont rendues inhabitables pour des décennies par la suite. Donc, nous soutenons que de tels événements sont catastrophiques sans tenir compte de l'échec ou du succès de l'évacuation et excluons le facteur (e).

Pour obtenir une vue d'ensemble du risque pondéré de contamination géographique et de la population, nous présentons les calculs de la quantité de retombées radioactives attendues survenant à des distances diverses autour de chaque réacteur (cartographie des domaines probabilistes de risque nucléaire des sites de réacteurs nucléaires; Voir Baklanov et Mahura, 2004). Nous abordons les désastres CN les plus graves, définis comme des accidents majeurs de niveau 7 de l'Échelle d'Événement Nucléaire Internationale (INES). Par conséquent, ceci exclut les fusions nucléaires partielles qui peuvent probablement être contrôlées, comme par exemple l'accident de Three Mile Island en 1979, qui a été classé comme un accident de niveau 5 par l'INES. Puisque nous ne pouvons pas prévoir la radioactivité qui serait libérée par des événements futurs, qui dépend de nombreux facteurs comme le type de réacteur, sa puissance et le carburant (et quantité utilisée de carburant), nous nous concentrons sur la quantité relative qui arriverait pour n'importe quel accident majeur. Pour au moins fournir une approximation de la quantité absolue de radioactivité émise, nous utilisons les analyses de l'accident de réacteur de Tchernobyl, bien documenté, comme approximation (Smith et Beresford, 2005; AIEA, 2006) et estimons les émissions d'autres réacteurs dans le monde entier selon leur capacité brute pour représenter les quantités différentes de combustible nucléaire impliqué. Dans la discussion nous abordons aussi les évaluations préliminaires des émissions de radioactivité de Fukushima et leur implication pour notre évaluation de risque.

2- L'accident de Tchernobyl

La radioactivité due à l'incident du réacteur nucléaire de Tchernobyl, survenu le 26 avril 1986, a impacté l'Hémisphère Nord entier. En fait, l'accident de Tchernobyl n'a pas été déclenché par une fusion typique du cœur, mais plutôt par une excursion de puissance forte, menant à une explosion qui a détruit le cœur de réacteur. Anspaugh et all. (1988) ont évalué que la dose collective humaine était d'environ 930.000 Gray (la dose de radiation ionisante, exprimée par 1 Gy, est équivalente à 1 Sievert (Sv) pour les radiations gamma et bêta, ce qui représente l'absorption de 1 joule par kg de matière). Les accidents nucléaires libèrent des radio-isotopes tant gazeux que particulaires. Le total de radio-nucléides libérés par Tchernobyl a été influencé par l'incendie du modérateur en graphite du réacteur et est estimé supérieur à 12.000 PBq (AIEA, 2006) (P pour péta= 10^{15}) (**Tableau 1**). L'incendie en cours a libéré une grande quantité de particules de carburant (particules "chaudes") transportant des isotopes de cérium, zirconium, molybdène, neptunium et plutonium (Smith et Beresford, 2005; AIEA, 2006). Ces particules étaient relativement grosses et se sont rapidement déposées au sol, contaminant principalement une zone d'environ 30 km autour du réacteur.

Puisque le type de technologie du réacteur de Tchernobyl est maintenant considéré comme désuet, nous nous concentrerons plutôt sur les radio-nucléides émis, comme les gaz et les particules liées aux aérosols ambiants, par exemple, les isotopes semi-volatils d'iode, strontium, césium, tellure, ruthénium et baryum (I-131 & 133, Sr-89 & 90, Cs-134 & 137, Te-132, Ru-103 & 106 et Ba-140). Ces radionucléides se trouvent surtout sous forme de petites particules de rayon $r=1 \mu\text{m}$, qui se déposent lentement sous l'influence de la gravité et se déposent plus efficacement lors des pluies, habituellement davantage dans le sens du vent que les grandes particules. Pour une analyse des distributions de tailles mesurées d'aérosols radioactifs nous nous référons à Dorrian (1997).

Bien que seulement une petite fraction des radionucléides de l'accident de Tchernobyl libérés ait été du Cs-137 (demi-vie 30 ans), c'est-à-dire 85 PBq (environ 27 kg), celui-ci est utilisé pour dresser la carte des dépôts parce qu'il est directement mesurable et est radiologiquement important pour une longue durée de temps (Smith et Beresford, 2005; AIEA, 2006). L'I-131 (demi-vie 8 jours), dont Tchernobyl a émis environ 1760 PBq, est aussi important; particulièrement dans les premières semaines après un accident, où il est libéré en relativement grandes quantités, menant à des doses importantes, parce qu'il entre rapidement dans la chaîne

alimentaire et se concentre dans la thyroïde (AIEA, 2006; OMS, 2006; Christodouleas et al., 2011). Pour mettre les émissions de Tchernobyl en perspective, nous faisons la liste, dans le **Tableau 1**, des accidents de niveau 4 à 7 connus et leurs dégagements estimés de radioactivité dans l'atmosphère, en partie basés sur des informations non officielles rassemblées sur Internet (http://de.wikipedia.org/wiki/Liste_der_Kernkraftwerke, http://en.wikipedia.org/wiki/List_of_nuclear_reactors, <http://www.iaea.org/programmes/a2/> and references therein).

Tableau 1- Radioactivité libérée dans l'atmosphère par les accidents nucléaires de niveau INES 4 à 7 (en PBq)

Localisation	Pays	score INES	Date	Total	I-131	Cs-137
Fukushima	Japon	7	11 Mars 2011	>630	190-380	12-37
Tchernobyl	URSS	7	26 Avril 1986	>1 200	1 760	85
Mayak	URSS	6	29 Septembre 1957	74-1 850	dnd.	dnd.
Chalk River	Canada	5	12 Décembre 1952	>0,3	dnd	dnd
Windscale	RU	5	10 Octobre 1957	1,6	0,7	0,02
Simi Valley	USA	5-6	26 Juillet 1959	> 200 ^a	b	dnd
Belojarsk	URSS	5	1977	dnd	dnd	dnd
Three Miles Island	USA	5	28 Mars 1979	1,6 ^c	<0,0007	dnd
Tchernobyl	URSS	5	1 Septembre 1982	dnd	dnd	dnd
Idaho Falls	USA	4	29 Novembre 1955	d	d	d
Idaho Falls	USA	4	3 Janvier 1961	dnd	dnd	dnd
Monroe	USA	4	5 Octobre 1966	d	d	d
Lucens	Suisse	4-5	21 Janvier 1969	d	d	d
Windscale	RU	4	1973	dnd	dnd	dnd
Leningrad	URSS	4-5	6 Février 1974	e	dnd	dnd
Leningrad	URSS	4-5	Octobre 1974	55	dnd	dnd
Javoslvské Bohumicé	Tchécoslovaquie	4	28 Février 1977	dnd	dnd	dnd
Saint Laurent	France	4	13 Mars 1980	dnd	dnd	dnd
Buenos Aires	Argentine	4	23 Septembre 1983	dnd	b	dnd
Tokaimura	Japon	4	30 Septembre 1999	dnd	dnd	dnd

Score INES 1 à 3 =déviations, anomalies et incidents - **4** =accident avec des conséquences locales - **5** =accident avec des conséquences plus larges - **6** =accident sérieux - **7** =accident majeur (relâchement majeur de matériaux radioactifs avec des effets étendus sur la santé et l'environnement nécessitant la mise en œuvre de contre-mesures planifiées et étendues)

dnd =données non disponibles - ^a =émissions substantielles de Kr-85, Xe-133 supposées parmi les dnd - **b** =émissions substantielles de I-131 supposées dans dnd - ^c émissions principalement de Kr-85 - **d** =pas de source importante de radioactivité dans l'atmosphère - **e** = relâchement de boues radioactives dans l'environnement à partir de filtres à poudre.

Puisqu'il y a peu d'informations fiables hors de Tchernobyl pour les relâchements et même moins pour les dépôts de radionucléides d'un accident catastrophique, nous appliquons les données de Tchernobyl dans notre modèle pour donner une première approximation et nous simulons qu'un accident majeur de chaque réacteur libère de la même façon une fraction de 85 PBq de Cs-137 et 1760 PBq de I-131, selon la quantité de carburant du réacteur, pour une période d'un an. Pour chaque réacteur nous avons réduit les émissions à sa capacité brute (par rapport à celui de Tchernobyl) pour représenter approximativement les différences du

carburant qui pourrait être impliqué dans une fusion. Ainsi un réacteur avec la moitié de la capacité brute de Tchernobyl est présumé émettre la moitié de la quantité mentionnée ci-dessus.

En intégrant plus d'une année nous saisissons la gamme annuelle de conditions météorologiques, fournissant ainsi une représentation stochastique du transport atmosphérique et des voies de dépôts, prenant en compte les différentes saisons. Pendant un accident réel le dépôt total s'effectue probablement sur une période beaucoup plus courte, comme ce fut le cas avec le réacteur de Tchernobyl. Pour évaluer l'effet d'accidents individuels, on devrait simuler les émissions réelles et les conditions météorologiques dans une approche déterministe (<http://flexrisk.Boku.ac.at/>). De tels calculs peuvent être réalisés quand on connaît les émissions et les conditions météorologiques, et ont été fait pour Tchernobyl mais restent à faire pour Fukushima.

Pour nos calculs de risque, le dépôt total pour toutes les conditions météorologiques est appropriée, plutôt que la période réelle de n'importe quel accident individuel. Pour cette raison nous évaluons le risque de contamination par an dans la Section 4. Pour illustrer la variabilité intra-annuelle, nous présentons aussi des cartes de risque de contamination mensuelles dans la Section 4 en supposant que la même émission a lieu en un mois plutôt qu'en un an. En outre, dans Section 6 nous testons notre approche en comparant les simulations annuelles continues avec celles dans lesquelles nous avons une libération de la radioactivité en une semaine pour deux emplacements choisis.

3 Modèles Mondiaux de calculs

Les simulations de Cs-137 particulaire et d'I-131 gazeux ont été réalisées avec le modèle de circulation générale de Chimie Atmosphérique ECHAM5/MESSY (EMAC) (Roeckner et al., 2006; Jöckel et al., 2006; Kerckweg et al., 2006, 2007; Tost et al., 2007; Burrows et al., 2009; Pringle et al., 2010). Le modèle a été largement évalué contre les observations, y compris par mesures satellites (Kerckweg et al., 2008; Liu et al., 2011; Pozzer et al., 2010, 2012). Nous l'avons appliqué à la résolution horizontale T106 (correspondant à une grille gaussienne quadratique d'environ 1.1×1.1 en longitude et latitude, environ 100×100 km) et 31 niveaux verticaux jusqu'à 10 hPa. Les émissions de toutes les CN sont représentées par des traceurs séparés pour Cs-137 et I-131. Les sous-modèles appliqués, qui simulent tous les processus météorologiques appropriés pour la dispersion des aérosols, sont : CLOUD, CONVECT, RAD4ALL, PTRAC, CVTRANS, ONLEM, DRYDEP, SEDI, SCAV (pour une description, voir <http://www.messy-interface.org/>). Pour une application semblable, utilisant le modèle EMAC à la résolution T106 pour représenter une série de points sources (c'est-à-dire, les centres principaux de population dans le monde entier), voir Kunkel et al. (2012). Nous avons simulé l'année 2005, que nous considérons comme représentative, c'est-à-dire, sans modes annulaires forts (par exemple, les oscillations d'El Niño dans Atlantique Nord), en utilisant des analyses météorologiques du Centre européen de Prévisions à moyenne portée (ECMWF) pour déplacer légèrement le modèle de circulation général (Lelieveld et al., 2007). Il sera intéressant d'étudier aussi les effets des modes annuels sur le transport de radioactivité dans un prochain travail.

Pour tester la représentativité de l'année 2005 nous avons exécuté des tests traceur sur plusieurs années sur un sous-ensemble des traceurs et avons trouvé que les modèles de transport et les zones de dépôts ne sont pas significativement sensibles à cette supposition. Nous avons simulé 1,5 ans en tout, commençant en 2004. Le modèle de configuration a été conçu de telle façon que la masse de traceur aéroportée soit d'abord dans un état stable (qui dure environ 3-4 mois). Donc, les six premiers mois sont utilisés pour l'interprétation et les derniers douze pour l'analyse. Au début de notre analyse le traceur de masse est déjà présent dans l'atmosphère, et par conséquent il est déposé pendant la période d'analyse et il en est du même de la masse du traceur qui est toujours dans l'atmosphère à la fin de la période d'analyse.

La durée de vie moyenne d'un aérosol de Cs-137 dans l'atmosphère, environ une semaine, est beaucoup plus courte que le temps de décroissance du radionucléide; donc le retrait de radioactivité de la particule est contrôlé par le dépôt humide et sec des particules, plutôt que par la décroissance atmosphérique. L'I-131 a une demi-vie beaucoup plus courte, de sorte qu'une quantité significative peut se désintégrer radioactivement avant la perte par dépôt; nous supposons qu'il voyage en phase gazeuse comme l'I₂-131 et nous avons représenté le dépôt sec en utilisant la méthode de Ganzeveld et al. (1998), basée sur le concept de Wesely (1989). Nous appliquons le coefficient de loi de Henry de $3.1 \text{ mol l}^{-1} \text{ atm}^{-1}$, indiquant une solubilité basse. Pour un examen des méthodes modélisant les dépôts nous nous référons à Sportisse (2007). Une petite fraction du I-131 peut être incorporée dans d'autres gaz que I₂ et dans des aérosols et nous supposons ainsi implicitement que leurs processus de dépôts sont les mêmes.

Dans le modèle nous émettons le Cs-137 en particules d'aérosol de rayon moyen de $0.5 \mu\text{m}$ en les introduisant dans la couche superficielle de 60 m d'épaisseur. Nous supposons que I-131 et Cs-137 sont

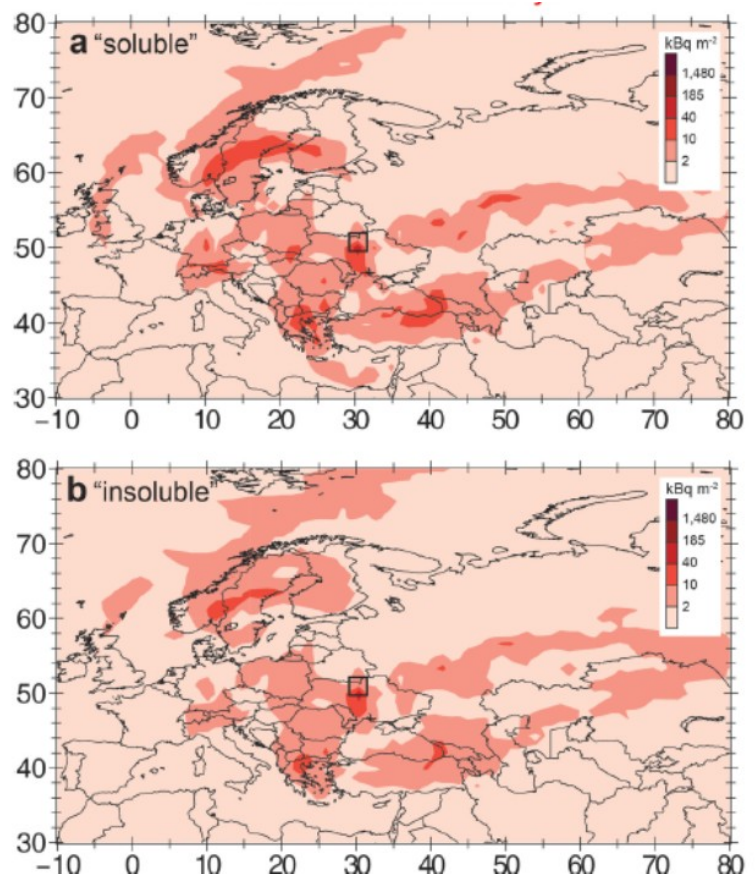
relâchés progressivement à la surface et non de manière explosive ou par des incendies importants, qui augmenteraient l'altitude d'émission effective (Tchernobyl a brûlé pendant 10 jours). Ceci serait particulièrement important quand la hauteur d'émission effective excède celle de la couche bien mélangée limitée (typiquement 1-3 km). Quant à la sensibilité qui pourrait être attendue des émissions explosives versus les émissions graduelles, deux dimensions méritent d'être considérées. Temporellement, nous avons démontré que le dépôt moyen des émissions continues est comparable à la valeur attendue d'émissions à court terme ayant lieu n'importe quelle semaine de l'année. Dans l'espace, nous pouvons nous référer à Pozzer et al. (2009), qui a appliqué notre modèle pour comparer des émissions de pollution atmosphérique libérées à partir du sol et selon un profil d'altitude, ce dernier étant pertinent pour des émissions par les feux de biomasse et les hautes cheminées. Les résultats indiquent que l'impact sur la chimie atmosphérique est généralement faible, typiquement moins de 5 % dans la troposphère libre et moins de 30 % dans les régions polluées. Puisque nous négligeons les sources élevées, on devrait considérer nos évaluations de transport à grande distance comme conservatrices (voir aussi Kunkel et al., 2012).

Puisque la composition chimique des particules n'est pas connue, nous avons adopté deux catégories, l'une "soluble" et l'autre "insoluble", qui représentent les extrêmes de caractéristiques possibles des particules. La différence principale entre les deux est que seules les particules solubles sont enlevées par formation d'un nucléus, c'est-à-dire, peuvent agir comme des noyaux de condensation de nuage, quoiqu'elles n'exercent pas en retour de processus de formation de nuage. Des particules tant solubles qu'insolubles sont enlevées par impaction de piégeage (ou balayage) (Tost et al., 2007), sédimentation d'aérosol et dépôts secs (Kerkweg et al., 2006). Ainsi, les particules insolubles ont une durée de vie plus longue en raison d'un dépôt humide plus faible, leur transport est donc prolongé dans l'atmosphère. La différence entre les résultats des deux simulations est typiquement inférieure à 30 %.

Pour tester ces suppositions et la configuration du modèle, nous avons simulé l'accident de Tchernobyl en 1986 pour étudier la distribution des dépôts du Cs-137 et la comparer avec une compilation et interpolation de données de mesure présentées par Smith et Beresford (2005), basée sur le travail original de Cort et al. (1998). Le profil source de ^{137}Cs , incluant les émissions en altitude, a été adopté de Brandt et al. (2002), basé sur plusieurs publications. Puisque des données valables de dépôts ne pouvaient pas être obtenues du Centre de Contrôle de la Radioactivité Environnementale (REM), de la Commission européenne, nous avons évalué le modèle produit en comparant avec une carte de dépôts basée sur toutes les données disponibles (Smith et Beresford, 2005; Peplow, 2006), en appliquant la même graduation de couleurs, dans la **Figure 1**. Nous obtenons de cela que nos résultats concordent bien avec la carte de Peplow (2006) (voir aussi AIEA, 2006), particulièrement pour notre traceur soluble, indiquant pour le Cs-137 le dépôt de plus de 40 kBq/m² en Ukraine, Scandinavie, Grèce du Nord, Allemagne du sud et Autriche (**Figure 1**).

Figure 1 : Retombées de Cs-137 après Tchernobyl. Modèle calculé de retombées de Cs-137 après l'accident de Tchernobyl utilisant un traceur soluble (a) et un insoluble (b). La localisation de Tchernobyl est indiquée par le carré noir. L'échelle de couleurs est la même que dans Peplow (2006). [voir <http://www.nature.com/nature/journal/v440/n7087/full/440982a.html>].

Cet accord qualitatif est tout à fait satisfaisant, particulièrement parce que l'on ne peut pas s'attendre à un accord quantitatif en raison de la négligence des grosses particules émises par les incendies de Tchernobyl et de la difficulté pour simuler précisément les périodes d'émission et les profils d'altitude. Considérant que nous réalisons le meilleur accord avec le traceur soluble et puisque la majorité des particules agissent comme des CCN (Pruppacher et Klett, 1997), nous supposons dorénavant que 75 % de l'aérosol sont déposés par nucléation de piégeage (ou balayage) (75% des particules solubles et 25% des particules insolubles).



Notre distribution totale de dépôt de Cs-137 est aussi comparé favorablement avec les résultats de modèles régionaux à haute résolution de Brandt et all. (2002), notamment la carte pour laquelle la méthode de dépôt la plus sophistiquée a été appliquée (**Figure 7**).

Par la suite nous avons émis l'I-131 gazeux et le Cs-137 particulaire pour chacun des 440 réacteurs actifs dans le monde entier pendant l'année 2005 (les réacteurs, localisations et des durées de service opérationnel sont inscrites dans le Supplément). Les calculs indiquent que en moyenne seulement environ 8 % du Cs-137 se déposent dans les 50 km de la source, 30 % dans les 500 km, 50 % dans les 1000 km et que environ 25% sont transportés au-delà de 2000 km. Clairement, les radionucléides d'un accident de réacteur n'importe où dans le monde ne seraient pas déposés seulement localement. La variabilité de ces fractions pour des régions différentes, par exemple, en Europe, aux USA et en Asie est relativement petite, bien que la rétention d'émissions près de la surface dans des latitudes tempérées et les hautes latitudes soit typiquement plus forte que sous les tropiques où l'intensité de convection est plus grande (Lawrence et all., 2007). Les risques d'exposition humaine dans des régions avec CN sont beaucoup plus variables, en grande partie déterminés par les densités de population et, pour des accidents majeurs individuels, ils sont plus élevés en Asie du Sud et Europe de l'Ouest et plus bas en Europe du Nord.

4 Évaluation de risque des dépôts

Pour évaluer les risques mondiaux, nous pouvons utiliser l'évidence empirique pour estimer les facteurs (a) et (b) précédents. Au cours des décennies passées, quatre fusions nucléaires catastrophiques de niveau 7 INES ont eu lieu, une à Tchernobyl et trois à Fukushima. Notons à nouveau que nous ne considérons pas les accidents INES 6 et ceux de moindre degré avec fonte partielle du cœur comme à Three Mile Island (USA), Mayak (usine de retraitement et production de Pu en Sibérie) et Sellafield (Royaume-Uni). Le nombre total d'années opérationnelles de réacteur depuis la première centrale nucléaire civile à Obninsk (1954) jusqu'en 2011 est d'environ 14.500 (AIEA, 2011; supplément). Ceci suggère que la probabilité d'un accident majeur de réacteur, c'est-à-dire, la probabilité combinée des facteurs (a) et (b), est beaucoup plus haute que celle évaluée en 1990.

Simplement la prise en compte des quatre fusions de réacteur au cours des 14.500 ans de réacteur indiquerait une probabilité de 1 pour 3.625 par réacteur par an, 275 fois plus que l'évaluation 1990 (NRC, 1990). Cependant, puisque 2011 est un carrefour dans le temps avec les impacts d'une fusion catastrophique toujours en cours, cette évaluation directe est influencée vers le haut et nous l'arrondissons à 1 pour 5000 par réacteur par an pour l'utilisation dans nos modèles de simulation. Ceci est en réalité seulement un facteur deux fois plus élevé que la probabilité évaluée de fonte du cœur notée ci-dessus, le facteur (a), bien qu'à l'origine ce facteur ait aussi représenté la fonte partielle du cœur, ce qui est arrivée plus fréquemment. Basé sur l'évidence passée, ceci suppose principalement que si un accident majeur arrive, la probabilité de confinement avant que la libération de radioactivité ne soit substantielle est très petite. Nous soutenons ainsi qu'inclure les facteurs (b) - (e) peut déformer la perception de risque. Notre évaluation arrondie implique qu'avec 440 réacteurs civils dans le monde entier on peut s'attendre à ce qu'un accident majeur arrive une fois toutes les quelques décennies, variant selon si nous comptons Fukushima comme un événement triple ou simple.

Bien qu'une mesure objective de la contamination radioactive dangereuse soit discutable, un niveau > 37 KBq Cs-137 /m² ou 40 kBq /m² pour les émetteurs bêta et gamma ont été suggérés après l'accident de Tchernobyl comme niveau de contamination seuil (AIEA, 2005, 2006). Les raisons données par l'AIEA (2006) sont que :

- Ce niveau était environ dix fois plus élevé que les dépôts de Cs-137 en Europe dus aux retombées globales;
- À ce niveau la dose humaine pendant la première année après l'accident majeur était d'environ 1 mSv et a été considérée comme radiologiquement importante.

Ici nous définissons 40 kBq/m² comme "contaminé", d'après la définition de l'AIEA (2005). Par la suite, le risque de contamination a été calculé sur la base de l'expression :

$$(\text{dépôt total modélisé de Cs-137 (kBq/m}^2\text{/an)}/40 \text{ kBq/m}^2) \times (\text{Probabilité d'un accident majeur})$$

A partir de là les cartes de risque présentées correspondent directement au modèle calculé de distribution de dépôt de Cs-137Cs.

La **Figure 2a** montre les risques annuels modélisés de contamination, à partir de inférieurs à 0.01% /an en l'Alaska et Canada oriental, une grande partie de l'Afrique et l'Australie, jusqu'à supérieurs à 2%/an dans quelques régions autour des réacteurs multiples au Nord-Est des USA, Europe de l'Ouest et le Japon. Ces nombres signifient les valeurs attendues, définies comme moyenne pondérée d'une variable indépendante de

toutes les valeurs possibles qu'elle peut prendre. Les pondérations correspondent aux probabilités de ces valeurs. Cela signifie, par exemple, qu'en moyenne dans le Nord-est des USA, en Europe de l'Ouest et au Japon, une contamination par accident majeur est attendue au moins tous les 50 ans, ce qui est en accord avec la fréquence des événements passés en Europe et au Japon. Dans la **Figure 3** nous présentons des sous-sections régionales agrandies de la Figure 2. Il y a des régions étendues présentant un risque supérieur à 1% /an; et de grandes parties de l'Amérique du Nord, de l'Asie orientale et surtout de l'Europe où les risques sont supérieurs à 1% /an, comme indiqué par l'échelle orange de couleur. Dans la **Figure 2b** et les panneaux inférieurs de la **Figure 3** nous pondérons les dépôts attendus avec la densité de population (SEDAC, 2011), ce qui souligne le risque disproportionnel de contamination pour les habitants des régions comportant beaucoup de réacteurs en Europe, certaines parties des USA et de l'Asie.

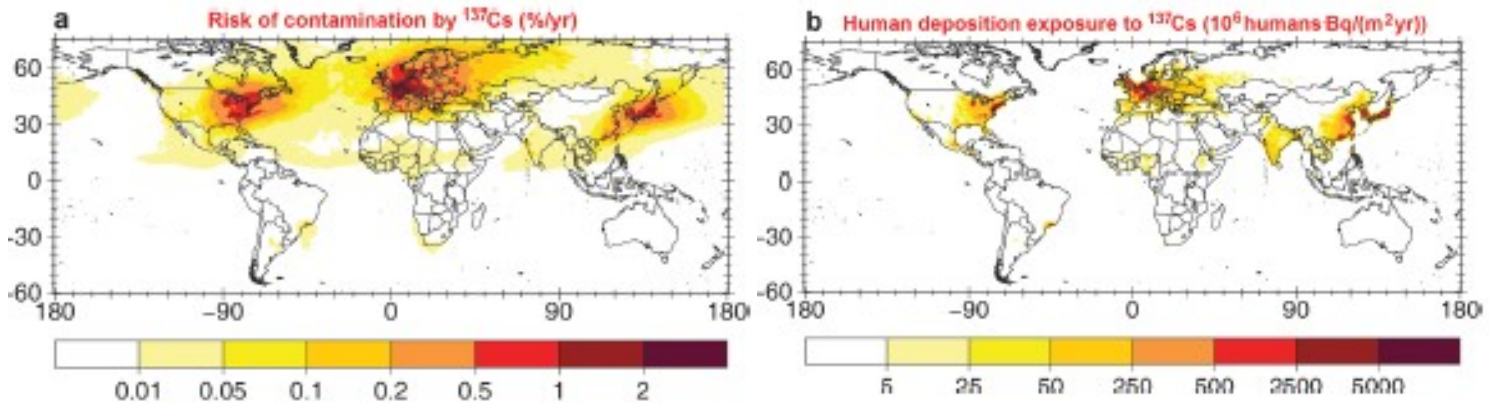


Figure 2. Risque global de contamination radioactive par le Cs-137. **(a)** Basé sur les dépôts modélisés de $\geq 40 \text{ kBq/m}^2$ /an. Le risque est la valeur attendue normalisée pour 40 kBq/m^2 . **(b)** Risque modélisé d'exposition humaine aux dépôts de Cs-137.

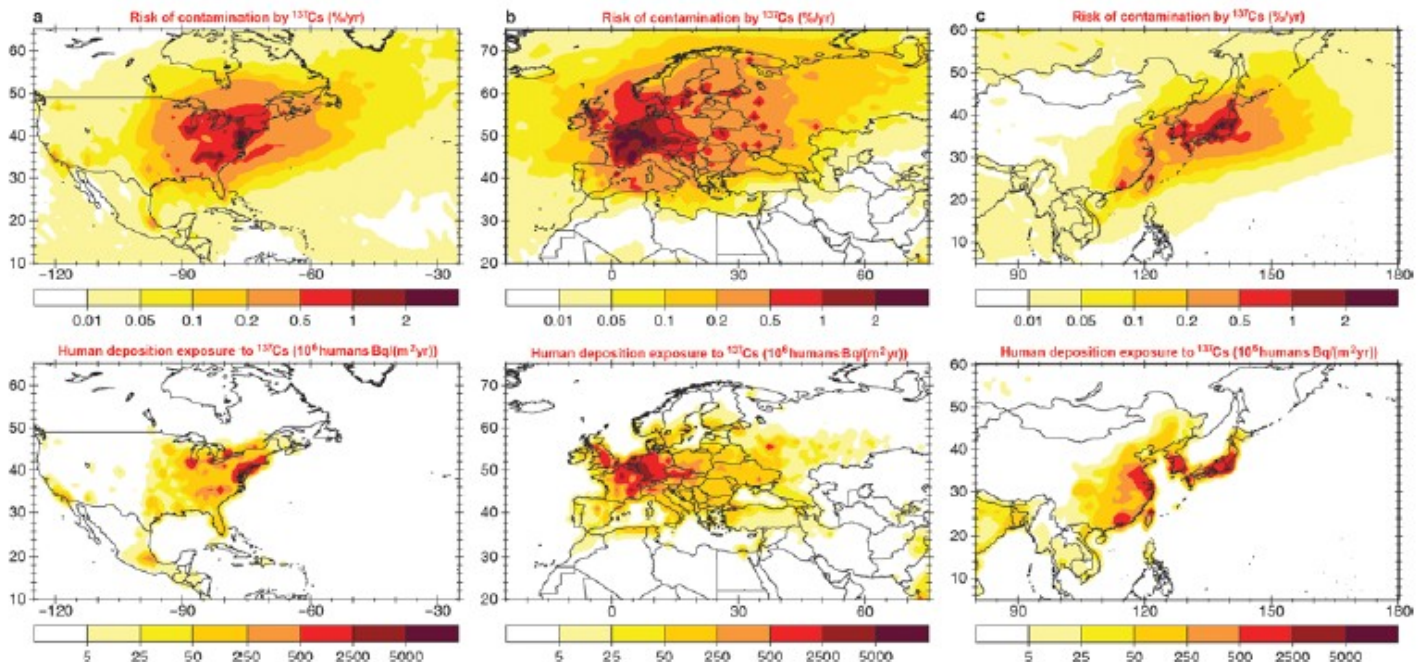


Figure 3. Risque régional de contamination radioactive par Cs-137. Idem Figure 2 pour des régions sélectionnées.

Les **Figures 4 et 5** montrent les résultats pour l'I-131, définissant aussi 40 kBq/m^2 comme "contaminé". De façon intéressante, les modèles de dépôt au sol et les risques de contamination et d'exposition humaine sont tout à fait comparables à ceux du Cs-137. Bien que la quantité de radioactivité en I-131 libérée par Tchernobyl soit 20 fois celle du Cs-137, la solubilité basse de l'iode et sa demi-vie 1400 fois plus courte limitent les dépôts, particulièrement sur les surfaces aquatiques. Rappelons que l'I-131 et le Cs-137 sont utilisés comme indicateurs de la libération totale et du dépôt de radionucléides, incluant aussi le Sr-90 et le Cs-134, par

exemple. En ajoutant les risques de ces deux traceurs dans les **Figures 2 et 4**, le risque total de contamination par 40 kBq /m² est grossièrement deux fois celui indiqué pour les risques de contamination individuels (souligné par Trad.). En outre, les risques augmentent avec l'addition d'autres traceurs comme le Cs-134 et le Sr-90. Cependant, rappelons-nous aussi que nous avons pris les émissions de Tchernobyl, mesurées par la capacité brute des réacteur, comme une approximation pour tous les 440 réacteurs civils. Les évaluations préliminaires de la fuite de radioactivité pendant les trois premières semaines après l'accident de Fukushima sont substantiellement plus basses que celles de Tchernobyl, c'est-à-dire, 140 PBq d'I-131 et 10 PBq de Cs-137 (Chino et al., 2011). Winiarek et al. (2012) ont évalué que le Cs-137 et l'I-131 libérés de Fukushima étaient moindres d'un facteur 5 à 10 qu'à Tchernobyl. Stohl et al. (2012) ont calculé que pendant une période de 40 jours après l'accident 37 PBq de Cs-137 ont été émis, environ 43 % de l'émission de Tchernobyl. Si ces dernières valeurs étaient plus représentatives d'accidents associés à une fonte du cœur que Tchernobyl, les valeurs des **Figures 2-5** diminueraient d'un facteur sept. Puisque celles-ci sont seulement des valeurs préliminaires, n'incluant pas la période totale d'émission et s'appliquent uniquement à un seul radionucléide, il semble probable que ces évaluations sont reliées à des probabilités réelles.

Il est important de souligner les effets différents de l'I-131 et du Cs-137. Dans la période initiale suivant les accidents, l'I-131 est la préoccupation principale car il se dépose sur les cultures, contaminant les fruits, les herbes et les légumes et les prairies où paissent les vaches laitière (AIEA, 2006; Christodouleas et al., 2011). La contamination de l'herbe ingérée par les vaches est transférée au lait en environ un jour (Beresford et al., 2000). Bien que la demi-vie de l'I-131 soit seulement 8 jours, il peut augmenter des risques de cancer à long terme (Christodouleas et al., 2011). Selon des Figures 2-5 les charges de dépôts intégrées de I-131 et Cs-137 sont semblables, car ce dernier exerce des effets à long terme par son cycle et sa remise en suspension dans les sols, les nappes phréatiques et la végétation.

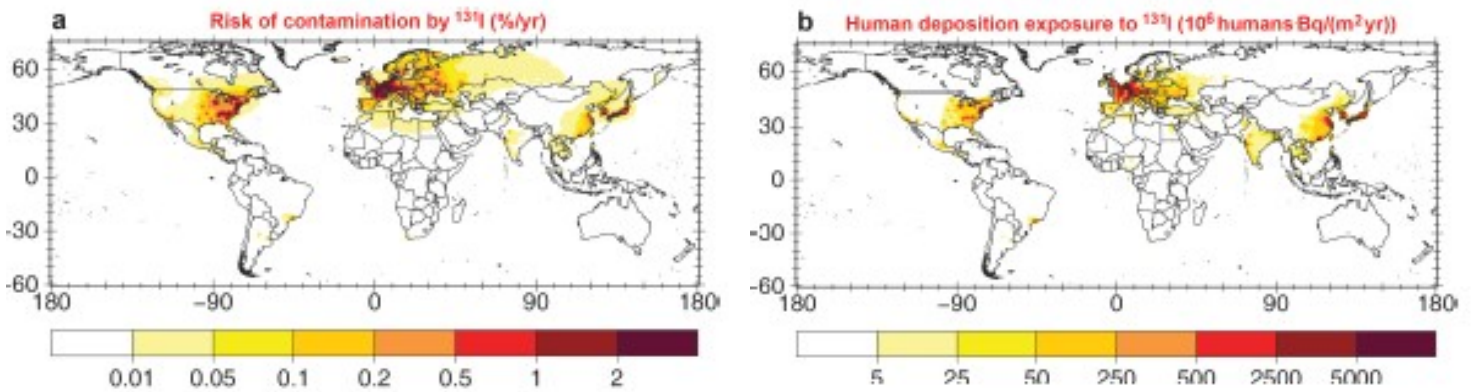


Figure 4. Risque global de contamination radioactive par I-131. **(a)** Dépôt modélisé de $\geq 40 \text{ kBq d'I-131/m}^2$ /an. Le risque est la valeur normalisée attendue de 40 kBq/m^2 . **(b)** Risque modélisé d'exposition humaine au dépôt d'I-131.

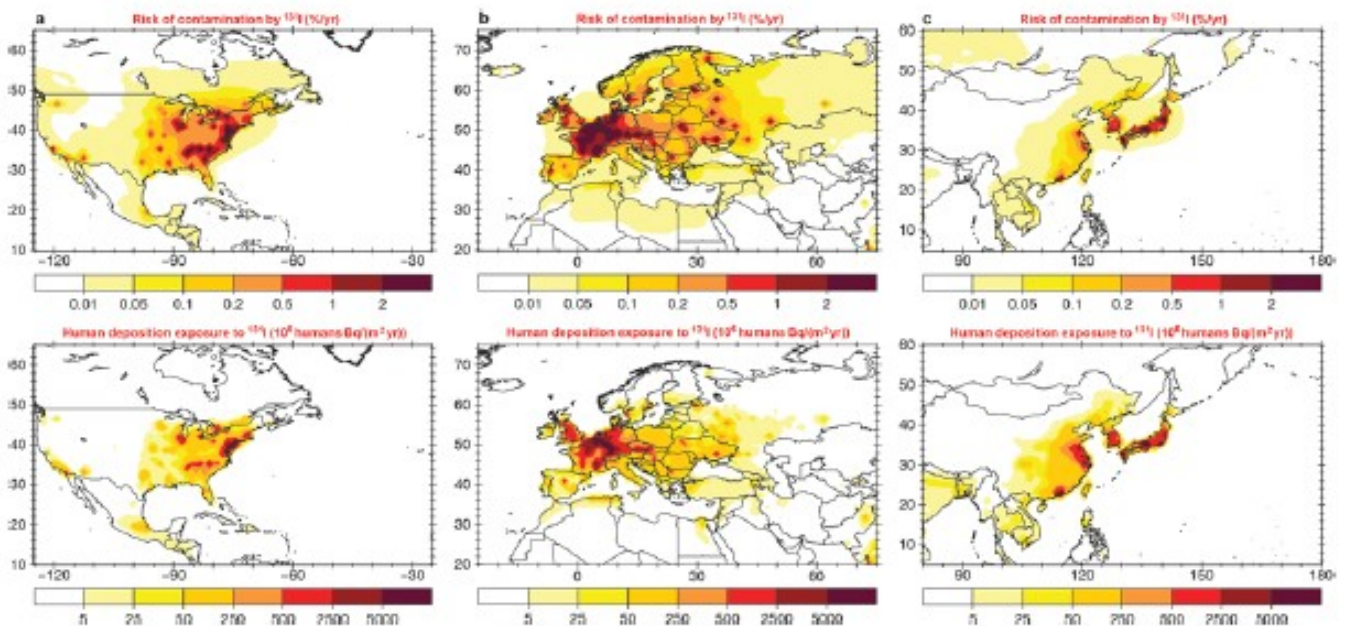


Figure 5. Risque régional de contamination radioactive par I-131. Idem Figure 4 pour des régions sélectionnées.

Les demi-vies du Cs-137, Cs-134 et Sr-90 varient d'années à des décennies et le problème principal est l'exposition durable de la faune par le fourrage et des humains par la viande, le lait et dans une moindre mesure les légumes (AIEA, 2006; OMS, 2006).

Nous soulignons que nos résultats représentent une évaluation probabiliste qui est représentative d'une année entière et intègre les dépôts accumulés, avec une gamme annuelle de conditions météorologiques, représentant ainsi la variabilité temporelle et spatiale de transport et des processus d'évacuation (Baklanov et Mahura, 2004). Cependant, Tchernobyl et Fukushima ont démontré que la plupart des émissions de radioactivité ont lieu le premier mois après l'accident. Pour démontrer la différence entre les risques intégrés de la contamination par Cs-137 annuels et mensuels, nous avons aussi réalisé des simulations qui condensent le même dégagement de radioactivité en mois (**Figure 6**). De là, le dépôt total durant chaque mois de la **Figure 6** est approximativement le même que dans la Figure 2, mais la distribution diffère selon les conditions météorologiques spécifiques du mois de dégagement.

[Figure 6. Risque global de contamination radioactive par le Cs-137, basée sur les dépôts modélisés de 40 kBq/m²/mois de Cs-137, utilisant la même émission que pour la Figure 2, mais mensuellement et non annuellement. (non représentée ici. Voir : <http://www.atmos-chem-phys.net/13/31/2013/acp-13-31-2013.pdf>)]

Les modèles de dépôts mensuels dans la **Figure 6** sont semblables aux annuels quoiqu'ils diffèrent pour des aspects spécifiques. Dans la plupart des sens du vent autour des CN localisées dans l'Hémisphère Nord - notamment à de moyennes latitudes - les risques sont les plus élevés à la fin du printemps et l'été; en Europe continentale en mai et juillet, par exemple. Le risque de contamination aux USA, en Europe et au Japon est généralement le plus bas en hiver. Au Japon il est le plus élevé de juin à septembre et à l'Est du Canada pendant la fin de été et l'automne (Novembre). Les vents d'ouest en Amérique du Nord et Asie orientale sont les plus forts de décembre à mars, détournant les risques respectivement vers les océans Atlantique et Pacifique, tandis que les mouvements d'air de l'Europe vers la région arctique et à travers la Russie sont les plus forts l'hiver et au début du printemps.

5 Empreinte d'accidents catastrophiques

Ensuite nous avons calculé l'empreinte des accidents nucléaires majeurs et découvert que la superficie moyenne sur laquelle 40 KBq Cs-137 /m² seraient déposés dans les régions proches d'un réacteur après une fusion catastrophique d'un cœur, est en moyenne d'environ 138.000 km² avec un écart type de ±20 %. La zone évaluée à risques de contamination après un accident unique est plus importante en Europe de l'Ouest, environ 165.000 km² (souligné par trad.), tandis qu'en Asie orientale elle est 153.000 km², suivi par l'Est des USA avec 148.000 km², 140.000 au Midwest des USA, 129.000 km² en l'Europe du Nord et 102.000 km² en Asie du Sud.

Une grande partie de la variabilité [de superficie] est liée à la force de transport vertical par les tempêtes convectives et l'entraînement par les précipitations, par exemple pendant la mousson. Ceci est en accord avec les découvertes de Lawrence et all. (2007), qui ont montré que l'évacuation des polluants de la couche limite atmosphérique est généralement plus forte sous les tropiques (par exemple, en Asie du Sud), tandis que, hors des tropiques, là où la plupart des CN sont localisées, les radionucléides auront tendance à rester davantage dans la couche limite proche de la surface sur des distances de transport plus longues. Nos modèles de résultats indiquent que le nombre de personnes moyen qui seraient affectées par la contamination radioactive du Cs-137 suite à un seul accident de réacteur, varie fortement selon la région : autour de 3 millions en l'Europe du Nord, 8 au Midwest des USA, 8 à l'Est de l'Europe, 14 à l'Est des USA, 21M en Asie orientale, 28 millions en Europe de l'Ouest et 34 millions en Asie du Sud (M=10⁶).

Pour Tchernobyl nous avons calculé une zone contaminée par ¹³⁷Cs d'environ 113 000 km², mettant en danger environ 8 millions de personnes (notez que ceci renvoie à la météorologie moyenne de 2005 et aux statistiques de population, pas à la simulation 1986). Ceci est proche de l'évaluation publiée pour l'accident de Tchernobyl, suggérant qu'une zone d'environ 200 000 km² a été contaminée, affectant plus de 5 millions de personnes (Smith et Beresford, 2005), ce qui fournit un support supplémentaire pour la validité de notre approche et sa représentativité pour d'autres périodes. Les modèles de calcul suggèrent que certaines régions ont un risque particulièrement élevé de contamination, en raison des nombreux réacteurs en fonctionnement, par exemple la région entre Washington D.C. et New York et autour d'Atlanta, Toronto, Tokyo et Osaka. Beaucoup de régions sont très peuplées et associées à un haut risque d'exposition humaine, par exemple la région de Shanghai et Hong-Kong. Le risque le plus élevé de contamination radioactive se situe à l'Ouest de l'Europe, particulièrement autour des frontières entre l'Allemagne, la Belgique et la France, avec le plus grand risque d'exposition humaine en Allemagne du Sud-Ouest dans la zone entre Stuttgart et Cologne.

6 Sensibilité aux émissions à court terme et annuelles

Dans nos modèles mondiaux de simulations, nous avons assumé une source continue de radioactivité pendant l'année 2005 à partir de chacun des 440 réacteurs, dont nous avons calculé les retombées et par la suite le risque de la contamination, représentant ainsi la gamme annuelle de conditions météorologiques. Dans la section 4 et la **Figure 6** nous avons aussi présenté les résultats de simulations mensuelles pour comparaison. On pourrait soutenir que l'emploi d'une source continue ne mène pas au même résultat qu'une simulation plus réaliste d'une émission à court terme de radioactivité, puisque Tchernobyl et Fukushima ont libéré la plus grande partie de la radioactivité en quelques semaines (*voir discussion interactive de la version ACPD de notre manuscrit : <http://www.atmos-chem-phys-discuss.net/11/31207/2011/acpd-11-31207-2011-discussion.html>*).

Pour tester plus avant la sensibilité à cette supposition nous avons réalisé des modèles de calculs supplémentaires dans lesquels nous avons libéré la même quantité de radioactivité en une semaine, pendant chacune des 52 semaines de l'année, pour deux emplacements : Tchernobyl et Fukushima. Pour ces deux emplacements source nous obtenons des champs de dépôt pour chaque libération hebdomadaire qui sont intégrés entre le début 2005 et la fin mars 2006. Alors nous calculons un champ de dépôt moyen de ces 52 champs de dépôt simples pour comparaison avec le dépôt des émissions annuelles continues.

La **Figure 7** dépeint la charge atmosphérique totale de Cs-137 résultant de chacun des événements d'émission hebdomadaires, montrant que la plus grande partie de la réactivité due aux aérosols est déposée en environ un mois. Les plus longues durées de vie d'aérosols et les plus grandes charges atmosphériques surviennent lors des périodes où les épisodes de pluie et de vent sont relativement peu fréquents, par exemple, pour Tchernobyl au début de printemps (Avril) et en automne (Septembre). Pour Fukushima la variabilité est généralement moindre, avec une charge atmosphérique minimale (c'est-à-dire, les dépôts les plus efficaces) en été (Juillet-Août). Les charges atmosphériques maximales par semaine pour Tchernobyl sont typiquement plus grandes (20-70 PBq de Cs-137) que pour les mêmes émissions à Fukushima (10-40 PBq de Cs-137), indiquant que la suppression atmosphérique de la radioactivité aérienne est généralement plus efficace pour Fukushima.

Figure 7. Charge atmosphérique de ^{137}Cs en appliquant les émissions de Tchernobyl (85 PBq) chaque semaine. Les simulations ont été exécutées pour les emplacements de Tchernobyl et Fukushima, en appliquant le même terme source.

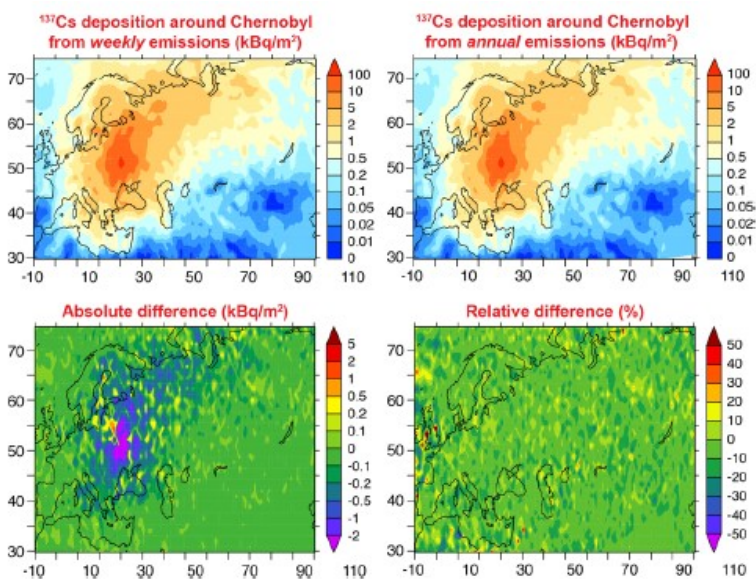
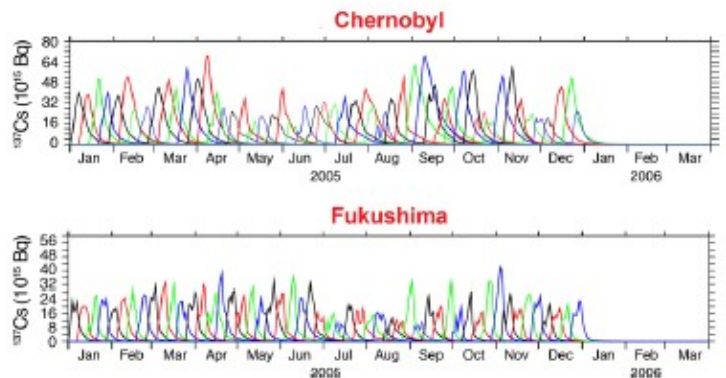


Fig. 8. Retombées annuelles intégrées de Cs-137 (année 2005), en comparant les émissions annuelles continues et les émissions hebdomadaire (les deux de même valeur totale issue de Tchernobyl), relâchées à partir de l'emplacement de Tchernobyl.

Les **Figures 8 et 9** comparent les modèles de retombées du Cs-137 des simulations d'émission hebdomadaire et annuelles. Les différences (c'est-à-dire, dépôts annuel - hebdomadaire) sont généralement faibles, particulièrement dans la région autour de Tchernobyl où elles sont typiquement de $\pm 10\%$, ce qui corrobore la validité de notre approche. Dans la zone de Fukushima elles sont un peu plus grandes et les calculs d'émission annuelle légèrement plus élevés, conduisant à des retombées de Cs-137 au voisinage du réacteur en bordure du Pacifique (c'est-à-dire, zone montrée dans la Figure 9). Il apparaît ainsi que notre approche stochastique est appropriée, conduisant probablement aux évaluations conservatives (prudentes) de l'impact de contamination après un accident grave de réacteur.

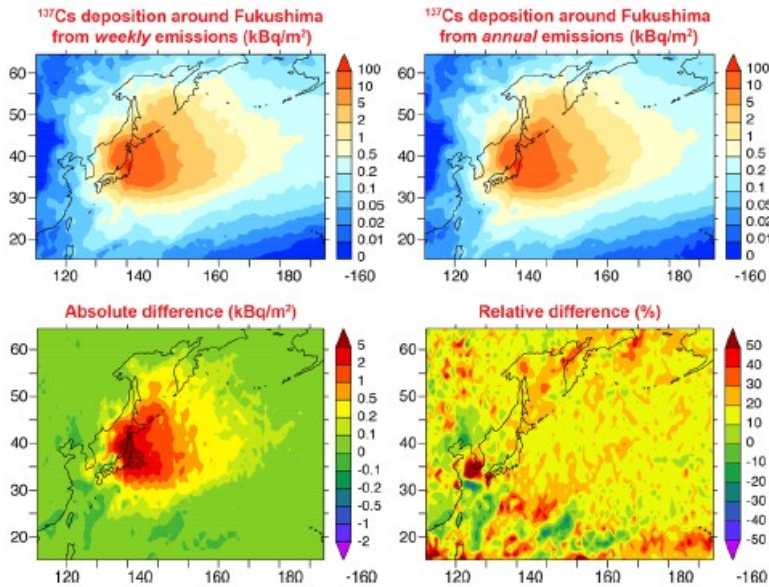


Fig. 9. Retombées annuelles intégrées de Cs-137 (année 2005), en comparant les émissions hebdomadaires aux émissions annuelles en continu (les deux de même valeur totale de la source de Tchernobyl), relâchées à partir de l'emplacement de Fukushima.

7 Suppression progressive des CN en Allemagne

À la suite des événements de Fukushima, le gouvernement allemand a décidé d'éliminer progressivement toutes les centrales nucléaires au cours de la décennie prochaine (en accord avec la théorie que les événements rares et de large impact sont cause de changements sociétaux; voir Taleb, 2010). La **Figure 10a** présente des calculs dans lesquels les 17 réacteurs allemands ont été éteints.

Ceci réduit les dépôts attendus de Cs-137 en Allemagne d'un facteur deux, quoiqu'ils continuent néanmoins à être parmi les plus élevés du monde entier. Il n'y a qu'en France (58 réacteurs) et en Belgique (7 réacteurs) que le risque global reste plus élevés. La **Figure 10b** montre qu'en éteignant les réacteurs dans les pays voisins, c'est-à-dire, la France, la Belgique, les Pays-Bas, la Suisse et la République tchèque, mais en laissant tous les 17 réacteurs allemands actifs, le risque de dépôts en Allemagne serait même plus efficacement réduit que par les efforts nationaux seuls. Ceci souligne que, pour la réduction du risque de l'exposition à la radioactivité, il y a un besoin de coordonner des décisions de suppression progressive à un niveau international, particulièrement quand les CN sont localisées à proximité des frontières internationales.

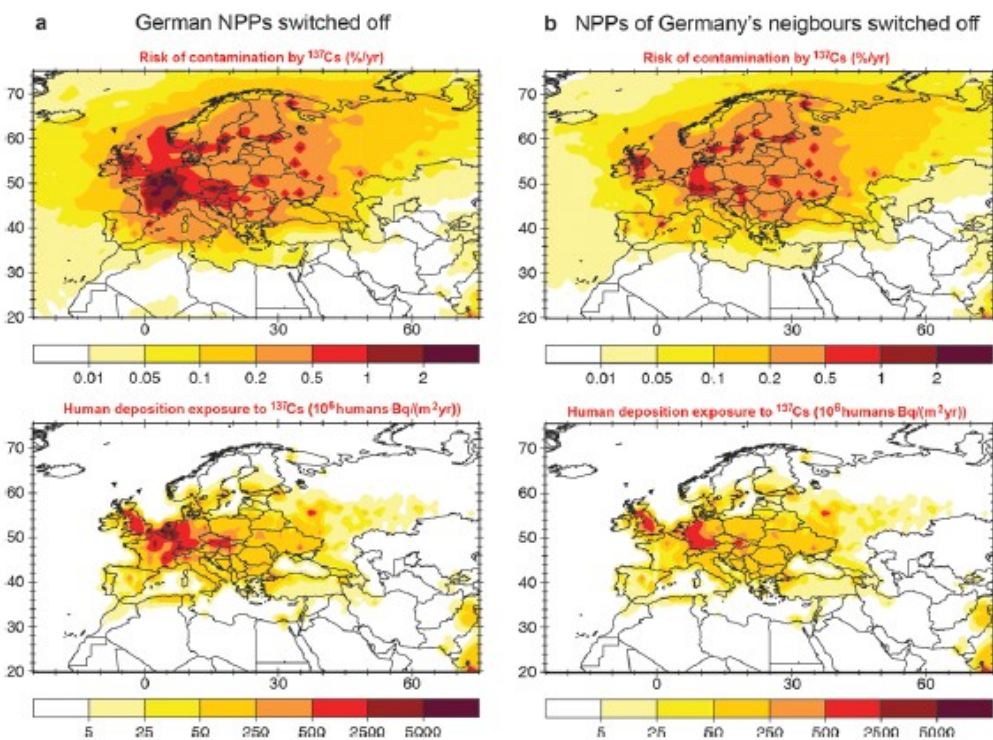


Fig. 10.: Élimination progressive des centrales nucléaires.

(a) Identique à la **Figure 3b**, indiquant les risques régionaux de contamination par le Cs-137 avec mise hors service des réacteurs allemands.

(b) Identique à la **Figure 3b** avec les réacteurs des pays voisins de l'Allemagne arrêtés (c'est à dire France, Belgique, Pays-Bas, Suisse et République tchèque).

Grâce à notre approche stochastique, il sera possible d'évaluer d'autres risques en plus de l'exposition humaine directe, y compris les risques pour la santé biologiques et indirects. Par exemple, un lien avec

l'information agricole permettra d'évaluer le risque que la radioactivité pénètre dans la chaîne alimentaire. Il est clair qu'il est nécessaire de procéder à une vaste réévaluation des facteurs (a) et (b), discutés ci-dessus, en fonction des évidences de Tchernobyl, Fukushima et d'autres accidents moins catastrophiques. En particulier, une meilleure compréhension des profils de risque des réacteurs et de la libération attendue de radioactivité en cas de crise est nécessaire.

Cela dépend de plusieurs facteurs, notamment:

- du type de réacteur et de sa capacité;
- de la maintenance du réacteur, la culture de sécurité et d'autres facteurs humains;
- de l'amélioration de la sécurité avec les progrès de la technologie;
- de la dégradation de l'enceinte en béton du réacteur avec l'âge;
- du risque accru pour les centrales nucléaires à réacteurs multiples et installations techniques communes;
- de la probabilité de catastrophes naturelles telles que les séismes et les tsunamis;
- de la sensibilité aux impacts d'avions, sabotages et attentats terroristes.

L'information clé pour l'évaluation des risques d'exposition est la puissance d'émission de radioactivité des grands accidents nucléaires. Le **Tableau 1** montre que cette information est généralement pauvre ou inexistante, même pour Fukushima (Taira et Hatoyama, 2011), à l'exception de Tchernobyl. Par conséquent, nous avons utilisé les rapports disponibles de la catastrophe de Tchernobyl - en graduant les émissions des autres réacteurs en fonction de leur capacité brute. Il sera important d'évaluer aussi l'accident de Fukushima avec le même examen approfondi que celui de Tchernobyl afin de compléter les données disponibles. Dans une publication future, nous présenterons les résultats de simulation de l'accident de Fukushima, qui seront testés par rapport aux données de mesure des radionucléides de l'Organisation du Traité d'Interdiction Complète des Essais nucléaires (OTICE). Les estimations préliminaires suggèrent que les émissions de radioactivité de Fukushima sont inférieures d'un ordre de grandeur à Tchernobyl. Si cela est représentatif pour les centrales nucléaires, cela réduirait les risques de contamination par le césium 137 présentés ici en conséquence et la présente évaluation des risques pourra être considérée comme le pire des scénarios. Cependant, puisque la majeure partie de la radioactivité de Fukushima s'est déposée sur l'océan Pacifique, à distance des stations de mesure, le calcul inverse des émissions basé sur des données d'observation sera difficile, bien que le calcul rétroactif à partir du transport trans-Pacifique utilisant les mesures le long de la côte ouest américaine soit prometteur (Priyadarshi et al., 2011).

Les calculs de transport et de dépôt présentés ici peuvent être considérés comme "dessinables" parce que la modélisation du Cs-137 est une expérience de traceur quasi-linéaire, aussi longtemps que la durée de vie des traceurs est nettement plus longue que la durée de vie des aérosols sur lesquels ils voyagent et que les statistiques des conditions météorologiques sont représentatives. Par exemple, si 50% ou 10% de la libération du Cs-137 par Tchernobyl étaient plus représentatifs des centrales nucléaires modernes, le dépôt et les risques de contamination pourraient être réduits d'un facteur de deux ou dix, respectivement. D'autre part, si l'on veut pour tenir compte des autres radionucléides comme le Cs-134 (la radioactivité libérée à Tchernobyl par le Cs-134 était d'environ 50% du Cs-137) les résultats du Cs-137 pourraient être renforcés par un facteur de 1,5 sur la base de Tchernobyl.

En outre, il sera important de repenser le niveau de contamination «dangereux». Nous avons appliqué 40 kBq /m² de Cs-137, mais cela ne rend pas justice aux dangers de la contamination de courte durée par l'I-131 et de la contamination supplémentaire par d'autres radionucléides à vie longue. Puisque Tchernobyl a libéré beaucoup d'autre émetteurs bêta - et gamma pour lesquels le seuil de contamination de 40 kBq /m² s'applique, y compris des particules chaudes, nous estimons que l'utilisation des émissions de Cs-137 de Tchernobyl est un compromis raisonnable entre la perspective que les CN modernes libèrent moins de radioactivité et l'utilisation raisonnablement précise des évaluations des émissions de Cs-137, bien qu'elles puissent représenter une limite supérieure.

Allant au-delà des facteurs (a) et (b), les probabilités de fusion d'un cœur et d'échec de confinement, nous avons fourni une meilleure compréhension de l'impact de la dispersion atmosphérique, apportant l'évidence que les risques d'accidents nucléaires touchant l'humanité sont beaucoup plus élevés que ceux suggérés dans des rapports officiels réalisés il y a plusieurs décennies. Bien que de meilleures évaluations du risque aient été effectuées pour certains réacteurs plus récemment, malheureusement, leurs résultats et les hypothèses de base à propos de la libération de la radioactivité après accidents majeurs ne sont pas accessibles au public. Leur publication dans la littérature évaluée par les pairs permettrait leur examen scientifique ainsi qu'un débat public.

Il est important de sélectionner les sites des réacteurs en tenant compte de la proximité de grands centres de population, car il semble y avoir une tendance à construire des centrales nucléaires dans le

voisinage des consommateurs d'électricité dans les régions urbaines. Les centrales nucléaires dans des zones densément peuplées en Europe, aux États-Unis, en Asie orientale et du sud de l'Asie créent un risque élevé d'exposer un grand nombre de personnes à une contamination radioactive, suite aux accidents de réacteurs. En Europe occidentale (notamment en France), la concentration des centrales nucléaires est relativement élevée, et bien que la phase de sortie en Allemagne dans la prochaine décennie diminuera de moitié le risque national de contamination radioactive par accidents majeurs, des efforts internationaux seront nécessaires pour atteindre les objectifs de sécurité allemands. Dans le monde entier plus de 60 réacteurs sont actuellement en construction (voir supplément) et de nombreux autres sont prévus, par conséquent, les risques globaux peuvent changer dans les prochaines années.

Supplementary material related to this article is available online at: <http://www.atmos-chem-phys.net/12/4245/2012/acp-12-4245-2012-supplement.pdf>.

Références : voir article original, <http://www.atmos-chem-phys.net/13/31/2013/acp-13-31-2013.pdf>