

**Conséquences des accidents nucléaires majeurs sur la faune et la flore sauvages : les estimations dosimétriques demeurent un point faible pour établir des conclusions robustes**

**Certaines études dédiées à l'évaluation des conséquences des accidents nucléaires majeurs sur la faune et la flore sauvages, rapportent des effets notables à des débits de dose extrêmement faibles remettant en cause les connaissances en radiobiologie.**

Suite aux deux accidents majeurs qui ont marqué l'histoire de l'énergie électronucléaire civile (Tchernobyl, Ukraine, 1986 et Fukushima, Japon, 2011), une centaine d'études relatives aux conséquences sur la faune et la flore sauvages exposées de manière chronique a été publiée dans la littérature scientifique se rapportant aux effets dits « des faibles doses » de rayonnements ionisants. Ces études ont été conduites à partir des années 2000 pour la faune et la flore de la zone d'exclusion de Tchernobyl, et dès juillet 2011 dans un territoire couvrant une centaine de km autour du site accidenté de Fukushima. Leur objectif principal était d'évaluer les conséquences sur la santé de populations d'espèces peuplant les écosystèmes impactés par les rejets accidentels de substances radioactives et le cas échéant, d'en identifier, d'en comprendre et d'en quantifier la cause.

Pour l'accident de Tchernobyl, les conséquences immédiates de l'exposition aiguë des écosystèmes aux rayonnements ionisants sont connues et incontestées (par exemple, cas de la forêt rousse dans la zone d'exclusion de la centrale, exposée pendant les 20 à 30 premiers jours qui suivirent l'accident, à des débits de dose allant jusqu'à 20 Gy/j, c'est-à-dire de l'ordre du Gy/h). Ce n'est pas le cas pour les conséquences associées à des débits de doses chroniques bien plus faibles c'est-à-dire allant jusqu'à quelques dizaines à centaines de  $\mu\text{Gy}/\text{h}$ . Dans le cas de l'accident de Fukushima, de typologie différente, aucun effet aigu n'a été rapporté à ce jour à notre connaissance, et les premières publications ont dès juillet 2011, traité des effets dits « des faibles doses » sur les espèces non-humaines.

Jusqu'à lors, le sujet des conséquences « des faibles doses » sur la faune et la flore sauvages a été abordé par un nombre restreint d'équipes de chercheurs, et aucune des études conduites n'a pu être reproduite par d'autres équipes de manière indépendante. Les conclusions sont souvent contradictoires, certains rapportant des effets délétères importants chez les espèces étudiées, d'autres ne constatant aucun effet, voire même des effets bénéfiques. Chez les populations de petits mammifères de la zone d'exclusion de Tchernobyl, les travaux conduits par l'équipe du professeur R.J. Baker (Université du Texas) n'ont jamais mis en évidence de différence entre les populations vivant dans des sites contaminés par rapport à celles des sites témoins en ce qui concerne la distribution en âge, le sexe ratio, la diversité, l'abondance et l'état de santé global<sup>1</sup>. A l'opposé, l'équipe du professeur A.P. Møller (Université de Paris-Sud) décrit pour diverses populations sauvages de la zone, un cortège d'effets délétères d'autant plus important que le

<sup>1</sup> Voir par exemple Baker *et al.*, 2001. Consequences of polluted environments on population structure: The bank vole (*Clethrionomys glareolus*) at Chornobyl. *Ecotoxicology* 10(4): 211-216.; Baker et Chesser, 2000. The Chernobyl nuclear disaster and subsequent creation of a wildlife preserve. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19(5): 1231-1232.

niveau d'exposition aux rayonnements ionisants est grand. C'est ainsi qu'une série de publications rapporte une décroissance de la biodiversité animale, une baisse de fertilité chez les oiseaux ou encore la diminution significative de la taille du cerveau chez certaines espèces d'oiseaux<sup>2</sup>. Plus récemment, ce sont des conclusions contraires que ces chercheurs publient, rapportant un effet bénéfique de l'exposition chronique aux faibles doses expliqué par des processus d'adaptation mis en place chez les oiseaux de Tchernobyl<sup>3</sup>.

A quelques exceptions près, ces études ont au moins un point commun : celui d'un défaut d'estimation dosimétrique aux organismes pour les conditions auxquelles ils sont, et ont été, exposés. En effet, les estimations des doses ou des débits de dose absorbés par les organismes étudiés sont soit absentes, soit parcellaires, introduisant un biais lors de l'établissement de relations de causalité entre dose et effets observés. Le défaut le plus fréquent est la substitution de la dose ou du débit de dose absorbée par l'organisme par une mesure de l'intensité du rayonnement ionisant ambiant à l'aide d'un radiamètre portatif.

Les deux tiers de ces travaux, tous publiés par l'équipe du Prof. A.P. Møller, rapportent des effets biologiques et écologiques sévères, de diverses natures, à partir d'observations réalisées chez différentes espèces animales et végétales, exposées de manière chronique aux rayonnements ionisants. Dans ces publications, les effets sont reliés statistiquement à des niveaux de rayonnements ionisants ambiants extrêmement faibles, s'approchant, dans certains cas, du bruit de fond naturel (de l'ordre de quelques centaines de nGy/h). Ces conclusions remettent clairement en question les connaissances sur les effets des rayonnements ionisants chez les espèces non-humaines. Sur le fond et indirectement, elles peuvent aussi ajouter des incertitudes sur les effets des faibles doses chez l'homme.

Cette note a pour objectif principal d'exposer en des termes simples, l'importance de la qualité des estimations dosimétriques aux organismes pour toute étude *in natura*. La dose ou le débit de dose absorbée par les organismes étudiés est une grandeur cruciale dont la juste évaluation contribue à garantir la crédibilité scientifique des conclusions de l'étude quant aux liens de causalité entre la dose absorbée et la réponse biologique/écologique observée.

### **Le débit de dose externe ambiant n'est pas systématiquement un bon indicateur de la dose ou du débit de dose absorbée par un organisme vivant dans un environnement radio-contaminé.**

Au sein d'un environnement radio-contaminé, la dose ou le débit de dose absorbée résulte de plusieurs voies d'exposition :

- par irradiation externe à partir du ou des milieux de vie radio-contaminés (sol, eau, sédiment, air, habitats composites tels les nids, les terriers, les abris végétaux...) et à partir de certains revêtements cutanés (plumes, fourrure...) ayant pu subir un dépôt d'aérosols et de particules radioactives lors de l'accident ;

<sup>2</sup> Par exemple, l'abondance des oiseaux diminuerait de 60% entre les sites dits « à haut niveau d'irradiation » allant de 0,1 à 1 mGy/h en irradiation externe et les sites dits « témoin » avec environ 0,1 µGy/h (Møller et Mousseau, 2007. Species richness and abundance of forest birds in relation to radiation at Chernobyl. *Biology Letters* 3 : 483-486). Celle de certains invertébrés de la zone diminuerait d'un facteur 10 en lien avec la variation du débit de dose ambiant dans la gamme allant de 0.1 µGy/h to 10 µGy/h (Møller et Mousseau, 2009. Reduced abundance of insects and spiders linked to radiation at Chernobyl 20 years after the accident. *Biology Letters* 5 : 356-359). Møller *et al.* (2011) rapportent que les populations d'oiseaux de la zone d'exclusion, toutes espèces confondues (546 individus de 48 espèces échantillonnées) présentent des cerveaux significativement plus petits que dans les zones témoins. Les auteurs quantifient une réduction de 5% sur le volume du cerveau quand le débit de dose varie de 0,02 µGy/h à 100 µGy/h.

<sup>3</sup> Galván *et al.*, 2014. Chronic exposure to low-dose radiation at Chernobyl favours adaptation to oxidative stress in birds. *Functional ecology*. Article first published online: 17 may 2014.

- par irradiation interne à partir de l'incorporation de radionucléides *via* la respiration, la nutrition, l'absorption dermique ou encore *via* le transfert materno-foetal pour les organismes animaux lors de la reproduction.

Il est ainsi évident que la mesure du débit de dose externe ambiant par un instrument adéquat et correctement calibré, ne sera représentative de l'irradiation externe d'un organisme qu'à un instant donné et qu'au point de l'espace où est réalisée la mesure. Par ailleurs, pour une même espèce, la contribution relative des deux voies d'irradiation varie au fil du temps en fonction du stade de vie de l'organisme pour lequel l'habitat, le temps passé par l'individu en différents lieux et sa nourriture, peuvent être modifiés. A titre d'illustration à partir de la figure 1, pour une contamination du sol de 1 Bq/kg en Cs-137 et deux espèces d'oiseaux peuplant les écosystèmes terrestres mais dont le mode de vie est contrasté (espèce vivant plutôt en hauteur, espèce vivant plutôt au niveau du sol), l'estimation du débit de dose total (externe + interne) peut varier d'un facteur 1000 pour une même espèce au fil de son cycle de vie, de l'œuf à l'adulte, et la contribution du débit de dose interne varie de 0 à 100%. Ce résultat est largement dépendant de l'espèce, caractérisée par sa forme, ses spécificités métaboliques notamment l'efficacité d'assimilation du radionucléide, son cycle et son mode de vie. Par exemple, pour un sous ensemble limité d'espèces représentatives des écosystèmes terrestres ou aquatiques dont le mode de vie et la forme sont contrastés, une même concentration en Cs-137 au sein du milieu de vie (sol et eau), conduit à de débits de doses totaux variant sur plusieurs ordres de grandeurs pour les organismes (Figure 2).

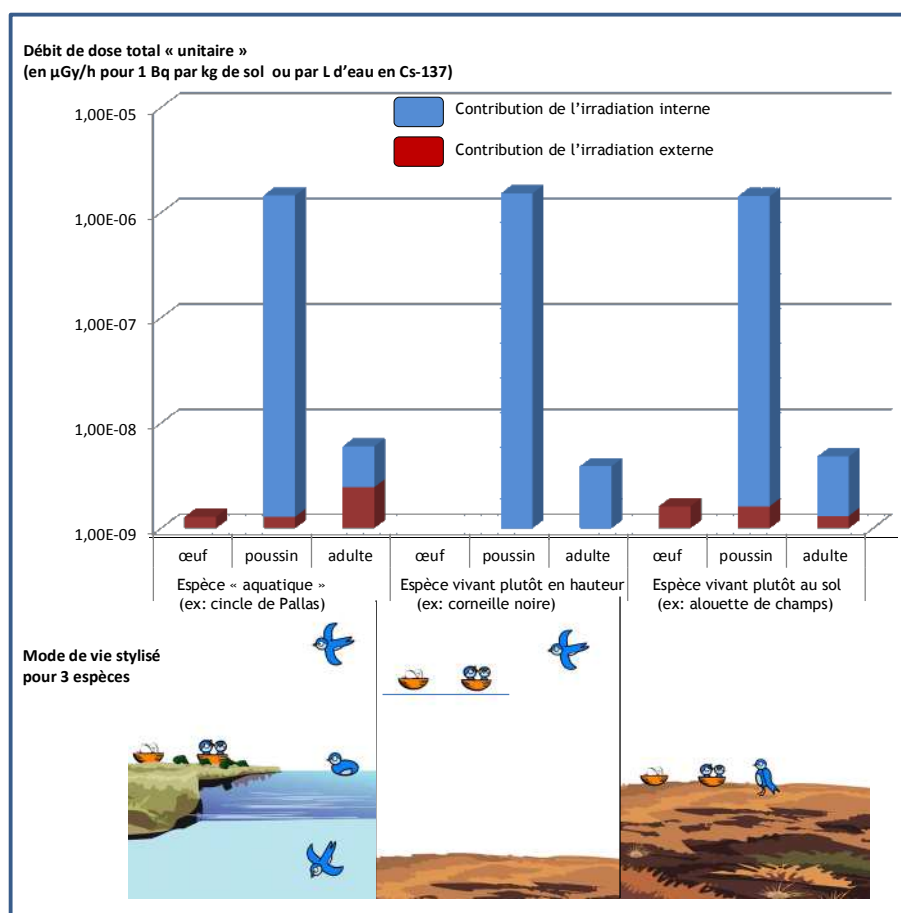


Figure 1 - Débit de dose total (externe et interne) calculé pour les principaux stades de vie chez trois espèces d'oiseaux de mode de vie contrasté, pour un scénario d'exposition chronique au Cs-137 de 1 Bq par kg ou L de milieu de vie principal (sol et eau)

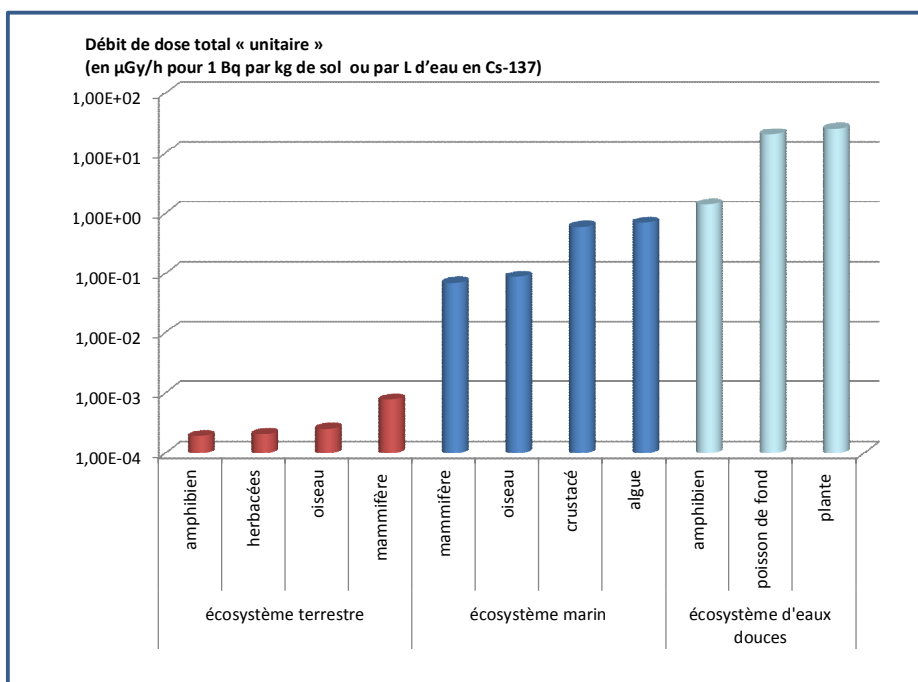


Figure 2 - Débit de dose total (externe et interne) calculé pour un sous ensemble limité d'espèces représentatives des écosystèmes terrestres ou aquatiques dont le mode de vie et la forme sont contrastés, et pour un scénario d'exposition chronique au Cs-137 de 1 Bq par kg ou L de milieu de vie principal (sol et eau)

Enfin, en fonction du radionucléide et de son émission principale, en particulier pour les émetteurs alpha, et dans une moindre mesure bêta, la contribution de l'irradiation externe face à l'irradiation interne peut devenir négligeable (Figure 3). Ainsi, si le débit de dose ambiant mesuré à l'aide d'un radiamètre, est globalement un bon indicateur pour un émetteur gamma tel le Co-60, la substitution du débit de dose total par cette mesure introduit un biais dans le cas des radionucléides ayant une composante d'émission « bêta » tel le Cs-137 ou « alpha » tel l'Am-241.

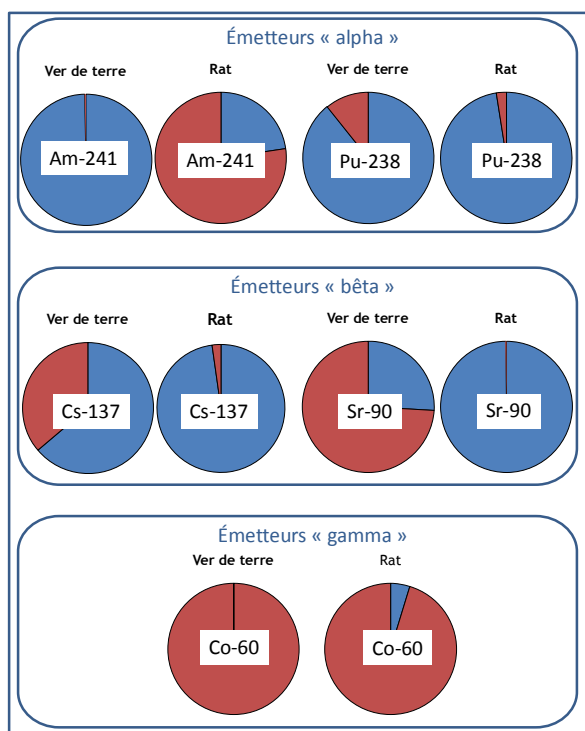


Figure 3 - Contribution de l'irradiation externe (en rouge) et interne (en bleu) à la dose absorbée totale en fonction du radionucléide et de son émission principale alpha, bêta, ou gamma

## **Pour les espèces dont l'aire de vie est de grande surface, la non-prise en compte de l'hétérogénéité spatiale de la contamination radioactive de l'environnement introduit de fortes incertitudes sur l'estimation dosimétrique.**

Suite aux accidents de Tchernobyl et de Fukushima, les territoires contaminés sont caractérisés par une très forte hétérogénéité des dépôts radioactifs dans les écosystèmes continentaux en qualité et en quantité. Par exemple, les concentrations en Cs-137 dans les sols de surface de la zone d'exclusion de Tchernobyl varient à ce jour de 1 à  $5 \times 10^{10}$  Bq/km<sup>2</sup> et le rapport entre les deux principaux radionucléides encore présents dans la zone, le Cs-137 et le Sr-90, varie de 1 à 10.

Cette hétérogénéité introduit une incertitude sur la dose ou le débit de dose absorbée par les espèces sauvages d'autant plus grande que l'espace de vie de ces espèces concerne une surface importante. Ceci est particulièrement vrai pour les espèces migratrices.

## **Les méthodes statistiques déployées pour établir des liens de causalité entre le débit de dose ambiant et les réponses biologiques ne sont pas toujours adaptées à la qualité du jeu de données.**

En dehors du fait que la variable explicative prise en compte - le débit de dose ambiant - n'est pas adaptée pour les raisons exposées précédemment, les méthodes d'analyse des données qui ont été utilisées dans la plupart des publications présentent un défaut de puissance statistique<sup>4</sup> qui serait nécessaire notamment au regard des variations intrinsèques très importantes des effets biologiques mesurés entre les individus d'une même espèce et entre les espèces. A cela s'ajoute le fait que les effets biologiques qui sont rapportés dans la littérature chez diverses espèces n'ont pas tous les mêmes significations en termes de conséquences à l'échelle d'une population<sup>5</sup>. Au final, il est indispensable de discuter les conclusions de toute relation issue de modèles statistiques de données en les comparant à l'état de l'art, de façon à sélectionner les hypothèses les plus plausibles pour expliquer les différences observées le cas échéant.

## **D'autres facteurs influent sur la qualité du jeu de données obtenus à partir d'études *in situ*.**

Ces études *in natura* sont extrêmement exigeantes en termes de stratégie d'échantillonnage à déployer. Cette dernière doit permettre d'analyser l'influence potentielle de facteurs environnementaux divers tels par exemple :

- les effets saisonniers liés aux cycles naturels des espèces étudiées,
- la durée de l'échantillonnage au cours duquel il peut se produire une croissance significative des organismes étudiés qu'il faut alors prendre en compte,
- des relations de compétition, prédation avec d'autres espèces que celles étudiées,

<sup>4</sup> La puissance statistique d'une étude est définie ici, en termes simples, comme la capacité théorique de cette étude à détecter une différence sur le caractère étudié entre groupe témoin et groupe(s) exposé(s) à des rayonnements ionisants, si cette différence existe en réalité. Cette puissance statistique est fonction du nombre d'individus (c'est à dire de l'effort d'échantillonnage), du risque de première espèce consenti (probabilité de rejeter à tort l'hypothèse que les groupes sont identiques), de la différence « réelle » du caractère étudié entre groupes témoin et exposé(s), et de la variation « intrinsèque naturelle » du caractère étudié chez les témoins.

<sup>5</sup> Pour les espèces non-humaines, les effets biologiques d'intérêt sont essentiellement ceux directement interprétables sur le plan de la démographie des populations d'espèces : survie, croissance, reproduction. Ils sont de nature déterministe, apparaissant au-delà d'un seuil selon une relation dose (ou débit de dose) - intensité d'effet souvent de type logistique. Pour certains effets plus subtiles rapportés dans la littérature (e.g., anomalies cytogénétiques), les connaissances sont encore largement insuffisantes pour inférer leurs potentielles conséquences démographiques.

- l'immigration/émigration de la zone d'étude par des individus de la même espèce qui peut donc modifier le profil génétique des populations étudiées,
- l'influence de paramètres intrinsèques aux milieux de vie tels que, par exemple, la teneur en matière organique ou le pH, l'occurrence d'épisodes de sécheresse,
- l'exposition potentielle à d'autres stressseurs comme des métaux, des substances organiques, le manque de nourriture, des conditions climatiques extrêmes...

Un autre point capital pour la robustesse de ces études à visée comparative est la définition et l'observation de populations « témoins » uniquement exposées au bruit de fond naturel, tout autre facteur environnemental de l'étude étant similaire pour les organismes témoins et exposés.

**Pour résumer**, les causes des conclusions contradictoires obtenues dans le cadre des études *in natura* sur les effets des faibles doses sur la faune et la flore sauvages au sein des territoires radio-contaminés sont diverses :

- la faiblesse voire le manque d'une évaluation robuste de la dose ou du débit de dose (en termes qualitatif et quantitatif),
- la non-prise en compte de l'extrême hétérogénéité spatiale de l'exposition pour les espèces sauvages « mobiles » dans les territoires contaminés, la non-prise en compte de facteurs environnementaux divers tels la saisonnalité, l'existence d'autres facteurs de stress (autres polluants, manque de nourriture, sécheresse...),
- le manque d'observations de même nature pour de « vrais » témoins,
- l'inadéquation des méthodes statistiques utilisées pour interpréter les données,
- les incertitudes inhérentes aux extrapolations nécessaires pour interpréter la signification écologique d'effets observés à un niveau d'organisation biologique infra-individuel.

Pour l'établissement de liens de causalité entre dose ou débit de dose de rayonnements ionisants et effet biologique/écologique quel qu'il soit, l'estimation dosimétrique aux organismes étudiés est la résultante complexe d'une combinaison de résultats de mesures (débit de dose ambiant, mesures de concentrations en radionucléides dans les milieux de vie et les organismes) et de calculs pour estimer la quantité d'énergie déposée dans les tissus. Estimer cette grandeur dosimétrique de manière erronée est une faiblesse méthodologique conduisant à des relations dose ou débit de dose - effet biaisées.

## MINI-GLOSSAIRE

**Exposition chronique** : Se dit d'une exposition prolongée, d'une durée significative par rapport à la durée de vie de l'organisme étudié. Généralement associée à la notion d'exposition continue à une faible concentration de polluant. S'oppose à **exposition aigue**

**Exposition aiguë** : Se dit d'une exposition reçue pendant une période de temps courte. Opposée à chronique.

**Dose absorbée** : quantité d'énergie absorbée par unité de masse de matière. Elle s'exprime en Gray (Gy). Par définition,  $1 \text{ Gy} = 1 \text{ J.kg}^{-1}$

**Relation dose-effet ou dose-réponse** : relation entre la dose d'exposition et l'intensité de la réponse observée qui s'exprime par une fonction mathématique. La relation dose-effet est en général exprimée en pourcentage de variation par rapport à l'intensité de réponse observée chez le groupe témoin (non exposé).

Pour une synthèse des connaissances sur les conséquences écologiques des accidents nucléaires, le lecteur pourra se reporter au Chapitre 21 dédié à ce sujet au sein de l'ouvrage « Toxicologie Nucléaire Environnementale et Humaine » aux Editions Lavoisier, ou aux dossiers internet IRSN sur [Tchernobyl](#) ou [Fukushima](#).