

IMPACT DES RADIONUCLÉIDES SUR L'ENVIRONNEMENT

EVALUATION DU RISQUE POUR L'ENVIRONNEMENT ASSOCIÉ AUX RADIONUCLÉIDES : CONTEXTE INTERNATIONAL, ÉTAT DE L'ART, MÉTHODES, APPLICATIONS

Jacqueline Garnier-Laplace*, Karine Beaugelin-Seiller**, Jean-Christophe Gariel***

IRSN/DEI, Service d'Études du Comportement des Radionucléides au sein des Écosystèmes***
Laboratoire de Radioécologie et d'Ecotoxicologie* & Laboratoire de Modélisation Environnementale**
Centre de Cadarache Bât 186, BP 3, 13115 Saint-Paul-Lez-Durance cédex
e-mail : prenom.nom@irsn.fr - Tel: +33442253733 - Fax: +33442256444

RESUME

Ce document expose les principales avancées dans le domaine de l'évaluation du risque pour l'environnement associé aux radionucléides depuis ces cinq dernières années. Il est volontairement basé sur une réflexion comparative entre les méthodes qui existent pour les substances chimiques et celle qui est en cours de développement pour les radionucléides. L'accent est principalement mis sur les méthodologies développées à l'échelle européenne. Après une description sommaire de la problématique générale accompagnée d'un bilan du contexte européen et international, les concepts de base de l'évaluation du risque pour l'environnement sont présentés ainsi que ses principales composantes (formulation du problème, analyse des effets, analyse des expositions et caractérisation du risque). Les diverses méthodes de caractérisation du risque utilisées pour les substances chimiques sont brièvement passées en revue et celle en cours de développement dans le cadre du 6^{ème} PCRD pour les radionucléides (programme ERICA) est présentée.

Un état de l'art sur les connaissances relatives aux critères de protection de l'environnement (ou valeurs « benchmarks ») est ensuite dressé. Parmi les méthodes présentées pour dériver et utiliser des valeurs benchmarks pour les substances chimiques, toutes sont applicables pour les radionucléides. Les benchmarks déjà utilisés pour les radionucléides par divers organismes sont listés et les travaux en cours sur ce thème dans le cadre d'ERICA sont exposés. Au global, la nécessité de cohérence des deux systèmes (substances chimiques et radionucléides) a conduit à adopter les caractéristiques communes suivantes : (1) le caractère générique (par opposition à site-spécifique) des valeurs benchmarks dérivées pour être utilisées lors de l'étape de screening d'une approche de l'évaluation du risque graduée ; (2) la flexibilité des techniques utilisées pour dériver ces valeurs benchmarks, avec l'ordre de préférence suivant : Species Sensitivity Distribution > Facteur d'extrapolation > jugement d'expert ; (3) la protection de 95% des espèces constituant l'écosystème ou la communauté (si l'approche statistique est conduite pour un groupe taxonomique donné) ; (4) la protection contre les effets sublétaux pouvant avoir un impact à l'échelle des populations sur le long terme (tests d'écotoxicité chronique sur reproduction et/ou croissance préférés). Ces méthodes sont applicables quel que soit l'écosystème concerné.

Au final, la mise en œuvre de toute méthode d'évaluation du risque pour l'environnement associé aux radionucléides demande le développement et l'acquisition des connaissances et méthodes afférentes, en particulier l'exploitation des connaissances sur l'exposition et les effets des radionucléides sur les organismes vivants et la conception/implémentation de modèles dosimétriques adaptés à l'évaluation des doses reçues par un organisme, tant par exposition interne qu'externe. Une illustration sera fournie lors de la session et les outils déjà développés à l'IRSN pour accompagner cette méthode d'évaluation du risque pour l'environnement seront brièvement présentés.

1. INTRODUCTION – PROBLÉMATIQUE ET CONTEXTE GÉNÉRAL

(1) En Europe, la méthode traditionnelle pour la démonstration de l'occurrence d'un risque avéré pour l'environnement en liaison avec le rejet ou la présence d'un polluant dans un écosystème donné, est basée sur une procédure en quatre phases : (1) l'identification des dangers par un inventaire quantitatif des substances présentes dans les rejets en fonction des modalités d'émission ; (2) l'analyse des effets par un examen critique des relations dose (concentration) - effet associées à chaque substance avec détermination des concentrations prévues sans effet (PNEC, Predicted No Effect Concentration) ; (3) l'analyse des voies d'exposition par le calcul ou la mesure des concentrations auxquelles un compartiment de l'écosystème est ou peut être exposé (PEC, Predicted Environmental Concentration) ; (4) la caractérisation du risque, calculé par exemple pour sa plus simple expression par le rapport PEC/PNEC (EC, 2003).

- (2) L'Europe n'est pas au même stade de développement en ce qui concerne l'évaluation du risque pour l'environnement associé aux radionucléides, ces derniers n'étant mentionnés explicitement dans aucun des documents officiels relatifs aux substances chimiques (Technical Guidance Document ; (EC, 2003), Directive cadre sur l'eau et valeurs guides associées, etc.). Face à cette lacune, les développements réalisés dans le cadre des 5^{ème} et 6^{ème} PCRD du domaine EURATOM - programmes FASSET (FASSET, 2004) et ERICA (ERICA, 2004) respectivement - correspondent à une étape préparatoire à la mise en place à l'échelle européenne, de méthodes d'évaluation du risque écologique adaptées aux radionucléides. Ces méthodes une fois conçues et validées contribueront à comparer de manière prospective des scénarios de gestion/démantèlement d'installations du cycle du combustible et/ou à hiérarchiser par l'utilisation d'une méthode commune les différentes catégories de substances potentiellement rejetées, etc. Elle sera également applicable en évaluation rétrospective à différentes échelles de temps et d'espace (e.g. examen des Demandes d'Autorisation de rejets et de prélèvements d'eau – DARPE). L'une des applications importantes en termes de réglementation sera de plus de dériver de manière cohérente par les états membres, des valeurs guides dite sans effet pour tout ou partie de l'écosystème (« Environmental Quality Standards »).
- (3) Parallèlement à la réflexion européenne, la prise en compte de la radioprotection de l'environnement évolue au plan international. La Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR) n'a émis aucun avis sur « pourquoi et comment » protéger l'environnement jusqu'à la publication 91 où il est alors précisé que l'objectif est de «to **safeguard the environment** by preventing or reducing the frequency of effects likely to cause early mortality or reduced reproductive success in individual fauna and flora to a level where they would have a negligible impact on conservation of species, maintenance of biodiversity, or the health and status of natural habitats or communities ». La CIPR intégrera dans la révision de ses recommandations en matière de radioprotection attendue en 2005, les aspects environnementaux sur la base des conclusions rendues début 2003 (ICRP, 2003) par un task group spécifiquement chargé dès 2000 de ces réflexions. Les principales recommandations de ce premier rapport concernent la nécessité de prendre en compte les systèmes existant dans le domaine de la protection de l'environnement au sens large comme par exemple celui existant pour les substances dangereuses, ou encore la nécessité de cohérence avec le système de radioprotection humaine. Début 2004, un second groupe de travail a rapporté devant la commission principale les résultats de ses réflexions sur les organismes de référence qui seront supports du système de protection de l'environnement à développer. Ce concept sera incorporé dans les prochaines recommandations révisées de la CIPR attendues en 2005 (Holm, 2004).
- (4) En parallèle de la montée du thème de la radioprotection de l'environnement au plan international - cf. e.g. (OECD-NEA, 2003), (IAEA, 2003a), (IAEA, 2003b), (IAEA, 2003c), -, quelques organismes nationaux tels le Département de l'Energie aux États-Unis (USDOE, 2002), l'Agence pour l'Environnement Canadienne (EnvironmentCanada, 2001) et Britannique (Copplestone *et al.*, 2001) ont par ailleurs ces cinq dernières années comblé de leur propre initiative le vide de recommandations internationales par la mise en place de méthodologies d'évaluation de l'impact environnemental lié aux radionucléides. Ces organismes se réfèrent aux valeurs guides consensuelles pour la dérivation de valeurs benchmarks sans effet sur l'écosystème.
- (5) Au final, l'enjeu actuel quant à la radioprotection de l'environnement est de disposer d'une méthode d'évaluation du risque écologique, inspirée des développements réalisés dans le domaine des substances chimiques, l'objectif visé étant d'évaluer de manière scientifique et dans la transparence le risque pour l'environnement associé aux activités liées au cycle du combustible nucléaire dans sa globalité. Cet enjeu est renforcé par le contexte actuel et futur régnant dans le domaine du nucléaire puisque la plupart des états membres européens sont ou seront confrontés dans un avenir proche à la mise en place de nouvelles installations (e.g. EPR), à l'expansion ou au maintien des programmes du nucléaire incluant le démantèlement, la mise en oeuvre de sites de stockages de déchets ou encore la gestion d'anciens sites miniers d'uranium après leur exploitation.

2. METHODES DE CARACTERISATION DU RISQUE ECOLOGIQUE : COMPARAISON SUBSTANCES CHIMIQUES/RADIONUCLEIDES

Composantes d'une méthodologie d'évaluation du risque et articulation

(6) La caractérisation du risque est la phase finale de tout exercice d'évaluation du risque quelles que soient les approches et méthodes utilisées. Elle combine l'information issue de l'analyse des expositions d'une part et de l'analyse des effets d'autre part, et répond à la formulation du problème posé pour définir le domaine et l'objectif de l'évaluation. Une description générale du contenu de chacune de ces phases est présentée tableau 1. Au niveau européen, la méthodologie d'évaluation du risque est considérée comme la meilleure disponible pour supporter scientifiquement les décisions en ce qui concerne la gestion des substances chimiques (CSTEE, 2000).

Tableau 1 – Description sommaire des 4 phases de l'évaluation du risque pour l'environnement.

Phase	Description sommaire du contenu attendu
Formulation du problème (US EPA) correspondant à l'identification des dangers (EC)	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Considère toutes les informations disponibles concernant les sources et leurs scénarios de rejets le cas échéant, les contaminants, les effets et les écosystèmes récepteurs ✓ Définit les entités (ou cibles d'intérêt) de l'écosystème à protéger (« assessment endpoints ») ✓ Développe un schéma conceptuel quant aux plausibles relations entre les sources et les cibles
Analyse des expositions	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Évalue sur le plan technique les données relatives à l'exposition des cibles d'intérêt : nature, distribution temporelle et spatiale, mesures et/ou modélisation
Analyse des effets	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Évalue sur le plan technique les données relatives aux effets mesurés ou observés indiquant les réponses des cibles aux variations d'exposition ; établit la relation entre intensité et durée de l'exposition et les effets (« stressor-response » profile)
Caractérisation du risque	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Estime l'indice de risque en utilisant les résultats des deux phases d'analyse pour implémenter un modèle exposition-réponse, estimer le risque et l'incertitude associée ✓ Décrit le risque en traçant les différentes étapes et fournit une interprétation pour communiquer au gestionnaire de risque (« risk » manager)

(7) Les 4 phases conduisant à la quantification du risque s'effectuent le plus souvent de manière séquentielle. L'ensemble peut être mis en œuvre de manière totalement itérative dans le sens où les résultats de chaque phase peuvent interagir sur l'une ou l'autre des autres phases. La méthodologie proposée dans le guide technique européen (EC, 2003) en est un parfait exemple puisque une première évaluation de type screening permet de considérer la pertinence d'acquérir des données d'effet ou d'exposition supplémentaires (retour à l'une ou l'autre des phases d'analyse). La figure 1 expose le logigramme appliqué aux substances chimiques existantes dans le cadre du TGD.

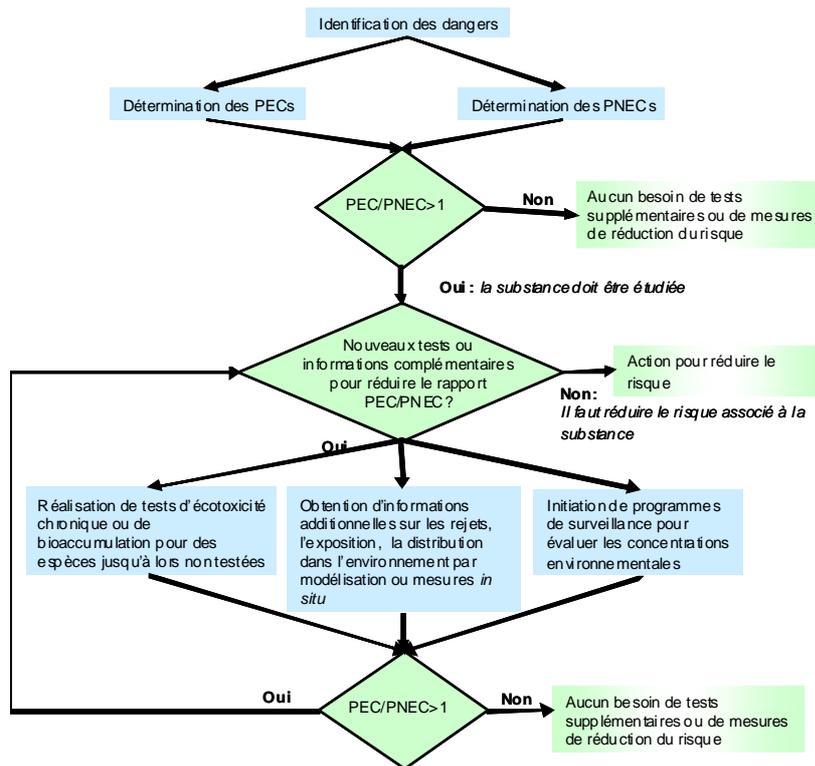


Figure 1 – Logigramme recommandé pour l'évaluation et la gestion du risque appliqué aux substances chimiques existantes dans le cadre du TGD (EC, 2003).

PEC = Predicted Environmental Concentration
 PNEC = Predicted No-Effect Concentration
 PEC/PNEC = Risk (indice de risque comparé à la valeur unité)

- (8) En règle générale, les exercices d'évaluation du risque sont conduits selon une approche graduée, comprenant plusieurs étapes, chacune constituée des quatre phases précédemment décrites. Suter *et al.* (Suter *et al.*, 2000) définissent par exemple trois étapes : une première étape définissant la pertinence de la nécessité de conduire une évaluation du risque à l'environnement (« scoping »), une seconde étape dite de screening qui permet à partir de méthodes simples et conservatives de déterminer parmi les contaminants potentiels ceux qui présentent un potentiel danger écologique, enfin pour cette liste limitée de polluants d'intérêt, une étape d'évaluation définitive (« definitive baseline ») qui travaillera avec des données additionnelles identifiées comme manquantes lors de l'étape de screening, et des hypothèses et modélisation associées de type « best-estimate » avec les incertitudes associées plutôt que des hypothèses et modélisation majorantes.
- (9) Globalement, l'enchaînement de ces diverses étapes correspond toujours à un gain qualitatif et quantitatif en termes de données, de représentativité vis-à-vis du cas d'étude. La gradation s'effectue depuis des données relatives à l'analyse des expositions et des effets, génériques, conservatives souvent utilisées au sein de modèles déterministes pour la caractérisation du risque, vers des données site-spécifiques, best-estimate, associées à une évaluation des incertitudes et un mode de calcul du risque probabiliste. Les étapes du niveau de raffinement le plus élevé réclament souvent des preuves supplémentaires (« lines of evidence ») comme par exemple des données issues de surveillance écologique (utilisation de bioindicateurs, de biomarqueurs) ou encore des données d'écotoxicité acquises en laboratoire.

Principaux critères définissant une méthode de caractérisation du risque

- (10) Les principaux critères définissant une méthode de caractérisation du risque sont rassemblés et brièvement discutés dans le tableau 2.

Tableau 2-Principaux critères définissant toute méthode de caractérisation du risque pour l'environnement.

Critères	Questions posées	Principales réponses possibles
Critères relatifs à la formulation du problème		
Type d'évaluation	Quelle est la principale utilisation de la méthode ?	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Prospective ✓ Rétrospective ✓ Les deux
Objectif de l'évaluation du risque	Quelles questions sont posées à l'évaluateur? Quel est le but de la méthode? Existe-t-il un caractère réglementaire pour justifier l'application de la méthode?	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Dériver des normes de qualité environnementales ✓ Vérifier la conformité à une valeur réglementaire (valeur fixée par la réglementation, valeur guide) ✓ Évaluer de façon comparative des substances dangereuses pour argumenter une liste prioritaire ✓ Évaluer un seuil de protection pour la cible d'intérêt ✓ Évaluer le risque pour la cible d'intérêt
Niveau écologique de la protection	Quel est le niveau dans la complexité écologique visé pour la protection?	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Individu ✓ Population ✓ Communauté/écosystème
Approche pour l'évaluation	Comment sont articulées les différentes étapes pour une décision finale quant au risque?	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Approche graduée ✓ Approche générique simplifiée (ou stylisée) ✓ Approche site-spécifique
Degré de protection	Comment est défini un risque acceptable?	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Pré défini ✓ Non défini
Type d'exposition	Quels sont les types d'exposition concernés?	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Aigu ✓ Chronique ✓ Transitoire
Critères relatifs à la caractérisation du risque (combinaison exposition et effets)		
Grandeur utilisée pour la comparaison exposition-effet	Quelle grandeur est utilisée dans l'évaluation?	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Concentration dans une ou plusieurs sources d'exposition ✓ Dose ou débit de dose à un organisme ou à une communauté constitutive d'un écosystème ✓ Indice de risque
Type de comparaison	Avec quel type de valeur la comparaison est-elle faite?	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Comparaison avec une valeur limite prédéfinie ✓ Comparaison avec une valeur limite dérivée spécialement pour l'évaluation en cours ✓ Comparaison d'un indice de risque à la valeur unité ✓ Autre
Méthode de comparaison	La comparaison est-elle déterministe ou probabiliste?	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Comparaison déterministe, basée sur deux valeurs ponctuelles ou sur une valeur comparée à une gamme de variation ✓ Comparaison probabiliste ✓ Comparaison semi-probabiliste
Extrapolations	Comment sont gérées les extrapolations de diverses nécessités au regard des données disponibles (aigu vs chronique, entre stressés, entre espèces, entre écosystèmes, du laboratoire au terrain, de l'individu à la population etc.)	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Utilisation de facteurs d'extrapolation ou de « précaution » ✓ Utilisation de distributions statistiques sur la base d'hypothèses clairement posées ✓ Utilisation de modèles de régression empirique (type QSAR)
Incertitudes	Existe-t-il une stratégie pour évaluer les incertitudes?	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Spécification de la stratégie ✓ Aucune spécification
Données nécessaires	Les données nécessaires à l'évaluation (qualité et quantité) sont-elles précisées?	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Oui ✓ Non
Prise en compte du bruit de fond	Comment le bruit de fond est considéré?	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Raisonnement en incrémentation ✓ Raisonnement sur la concentration/dose totale
Prise en compte de plusieurs stressés	Plusieurs stressés peuvent-ils être considérés?	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Oui ✓ Non

Méthodes utilisées pour combiner exposition et effet (caractérisation du risque)

(11) Différentes méthodes existent pour intégrer les informations issues de l'analyse des expositions et de l'analyse des effets, les mettant en relation avec les entités écologiques d'intérêt définies dans la formulation du problème (figure 2). En règle générale, les méthodes déterministes mettant en œuvre des valeurs ponctuelles pour synthétiser les phases d'analyse sont réservées à l'étape de screening de la démarche d'évaluation du risque (e.g. méthode du quotient). Les méthodes probabilistes sont utilisées dans les étapes

d'évaluation définitive, les plus raffinées. Plus largement, l'estimation du risque peut être développée à partir d'observations *in situ*, de la comparaison de valeurs ponctuelles, de la comparaison d'une valeur ponctuelle pour l'exposition et de l'ensemble du profil stressueur-réponse, de distributions statistiques représentant la variabilité des expositions et/ou des effets (Sergeant, 2002).

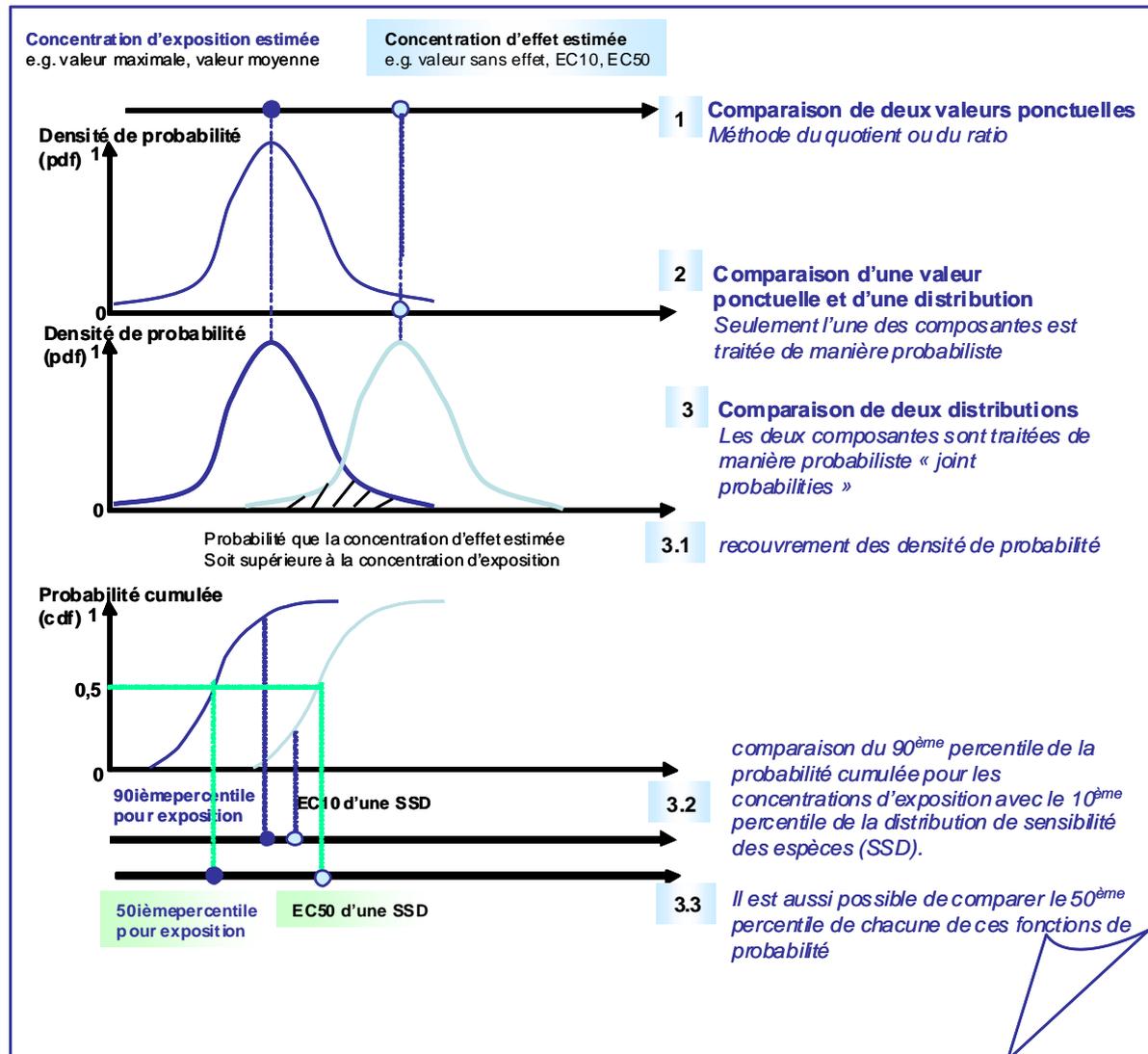


Figure 2 – Représentation simplifiée des principales méthodes utilisées pour comparer exposition et effet pour caractériser un risque (modifié d'après Sergeant, 2002).

Méthode en cours de développement pour la caractérisation du risque associé aux radionucléides : les apports du programme ERICA

(12) Depuis la fin du programme FASSET au plan européen mais aussi sur le plan international (ICRP, 2003, Oughton *et al.*, 2004), un consensus est établi sur la faisabilité de l'adaptation des méthodes d'évaluation du risque environnemental mises en place et éprouvées pour les substances chimiques aux radionucléides, et ceci, bien que des différences existent et soient à prendre en compte entre les deux catégories de stressueurs (tableau 3).

Tableau 3 – Critères pris en compte dans chaque phase d'une évaluation du risque pour l'environnement et différences selon la catégorie de stressseurs (**caractères gras, critères spécifiques aux radionucléides** ; caractères *italiques, critères spécifiques aux métaux/métalloïdes stables ou jamais appliqués aux radionucléides jusqu'à lors* ; caractères normaux, critères communs aux deux catégories de stressseurs)

Phase	Critère à prendre en compte
Analyse des expositions	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Spéciation et stabilité (persistance) des formes ✓ Comportement biogéochimique et distribution dans les compartiments abiotiques ✓ Echelle d'espace locale et régionale ✓ Biodisponibilité (et bioaccumulation) ✓ Voie d'exposition (irradiation) externe ✓ Voie d'exposition interne ✓ Calcul de dose/débit de dose avec utilisation du concept d'organismes de référence ✓ Pondération liée à l'efficacité biologique du type de rayonnements considéré ✓ Additivité des doses/débits de doses issues des diverses voies d'exposition et des divers radionucléides ✓ Concentration ajoutée au bruit de fond géochimique ✓ Durée d'exposition (biocinétiques)
Analyse des effets	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Toxicité potentielle des formes physiques et chimiques pour la contamination interne ✓ Toxicité des fils issus de la décroissance radioactive du radionucléide père ✓ Toxicité fonction du caractère essentiel ou non du métal/métalloïde (adaptation, tolérance, déficience) ✓ Effets liés à irradiation externe ✓ Relation exposition-dose-effet ✓ <i>Relation exposition-effet</i> ✓ <i>Données d'effets rapportées à la concentration dans les milieux</i> ✓ Données d'effets rapportées à la dose/débit de dose reçues par les organismes ✓ Durée d'exposition ✓ Effets au niveau individuel avec une emphase sur des variables d'effet reliée à la démographie (mortalité et capacité reproductive) ✓ Biomarqueurs subcellulaires quantifiant et qualifiant la morbidité ✓ Idem pour les dommages à l'ADN ✓ Effets déterministes ✓ Effets stochastiques ✓ <i>Sélection d'organismes tests en lien avec leur niveau trophique</i> ✓ Sélection d'organisme de référence en lien avec un niveau d'exposition au radionucléide le plus élevé (géométrie source de rayonnement-cible, habitat, mode de vie, bioaccumulation) ✓ <i>Dérivation d'une valeur ou d'une gamme de variation protection de tout ou partie d'un écosystème par extrapolation sur la base des résultats de tests d'écotoxicité les plus sensibles (espèces et endpoints) ou sur la base statistique (technique dite des SSD – Species Sensitivity Distributions)</i>
Caractérisation du risque	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Comparaison exposition et valeur benchmarks seuil protectrice de l'écosystème (PEC/PNEC) ✓ <i>Approches probabilistes si les données sont suffisantes</i>

(13) FASSET (5^{ème} PCRD) a élaboré un cadre pour l'évaluation de l'impact environnemental associé aux radionucléides basé sur la structure classique existant pour les substances chimiques. Ce cadre recouvre simplement la formulation du problème et les phases d'analyses, les autres phases – caractérisation et gestion du risque- étant traitées dans ERICA (figure 3). Un synoptique de l'articulation des deux projets et du contenu des différentes étapes est fourni au tableau 4. Les outils qui sont associés à la méthode FASSET sont très simples (pour l'analyse de l'exposition, tous les modèles de transfert utilisés sont des modèles à l'équilibre, ne prenant pas en compte le transport, associés à des modèles dosimétriques simplifiés ; analyse de l'effet sur la base d'une recherche des informations les plus pertinentes aux regards de l'objectif de l'évaluation conduite dans la base de données FRED). ERICA va compléter le panel de modèles de transfert et dosimétriques en proposant plusieurs niveaux de raffinement dans les hypothèses et concepts posés, une méthodologie pour la dérivation systématique de valeurs benchmarks d'effet ainsi qu'une démarche complète graduée allant jusqu'à la caractérisation et la gestion du risque à l'environnement. Un aperçu du stade de réflexion actuel sur cette approche

intégrée est présentée sur la figure 4. Cette approche est bien entendue appelée à évoluer au fil du projet qui s'achèvera début 2007. En résumé, après avoir situé le problème posé et les objectifs de l'évaluation (étape préliminaire) l'étape 1 correspond à un exercice de screening où chaque radionucléide et chaque composante de l'écosystème sont passés en revue pour calculer l'indice de risque associé. L'étape 2 est une évaluation générique identique à l'étape 1 mais avec un raffinement pour l'analyse des expositions. Ces deux étapes utilisent la notion de Predicted No-Effect Dose Rate (équivalente à la PNEC employée pour les substances chimiques). Cette valeur est exprimée en $\mu\text{Gy/h}$ et sera dérivée des connaissances sur les effets des radionucléides sur les organismes non humains (cf section 3). L'étape 1 propose un rétro-calcul à partir de la PNEDR pour chaque radionucléide et chaque organisme de référence pour dériver les valeurs environnementales limites dans les milieux (eau, air, sol, sédiment). Pour un radionucléide donné, cette valeur (une par milieu) correspond au minimum obtenu parmi les résultats de rétro-calculs réalisés pour l'ensemble des organismes. Ces valeurs limites sont comparées aux concentrations maximales mesurées (ou prédites) dans les milieux correspondants. Pour l'étape 2, la PNEDR est utilisée directement et comparée aux débits de dose calculés pour le set d'organismes de référence. Dans les deux cas, l'indice de risque est calculé selon la méthode du ratio. L'étape trois propose d'utiliser des données site-spécifiques et des méthodes probabilistes pour calculer le risque.

(14) Dès le programme FASSET, et intégralement repris dans ERICA, la démarche a consisté à définir les écosystèmes de manière simplifiée pour refléter la distribution des radionucléides et les voies d'expositions qui peuvent en découler pour les organismes vivants e.g. pour les écosystèmes aquatiques, deux compartiments sont utilisés, les sédiments de fond et la colonne d'eau. Ces compartiments et/ou les organismes de référence qui y sont associés ne sont pas les objets de la protection en soi qui demeurent la structure, incluant tous les niveaux trophiques, et le fonctionnement des écosystèmes que ces ensembles sont censés représenter. Le concept d'organisme de référence (tableau 5) assistera l'évaluateur dans cette tâche. Les écosystèmes ou communautés ou populations ou individus d'une espèce donnée seront mis en correspondance avec l'un des écosystèmes européens type répertoriés dans FASSET et/ou un niveau trophique et/ou un organisme de référence respectivement. Les organismes de référence ont été choisis pour couvrir la gamme de variations des expositions aux rayonnements ionisants et des radiosensibilités. Ils sont utilisés en particulier lors du calcul des doses ou débits de doses potentiellement reçus. Cette notion permet de travailler à partir de géométries fixées par défaut représentant l'organisme par un ellipsoïde par exemple et l'associant à un scénario d'exposition prédéfini.

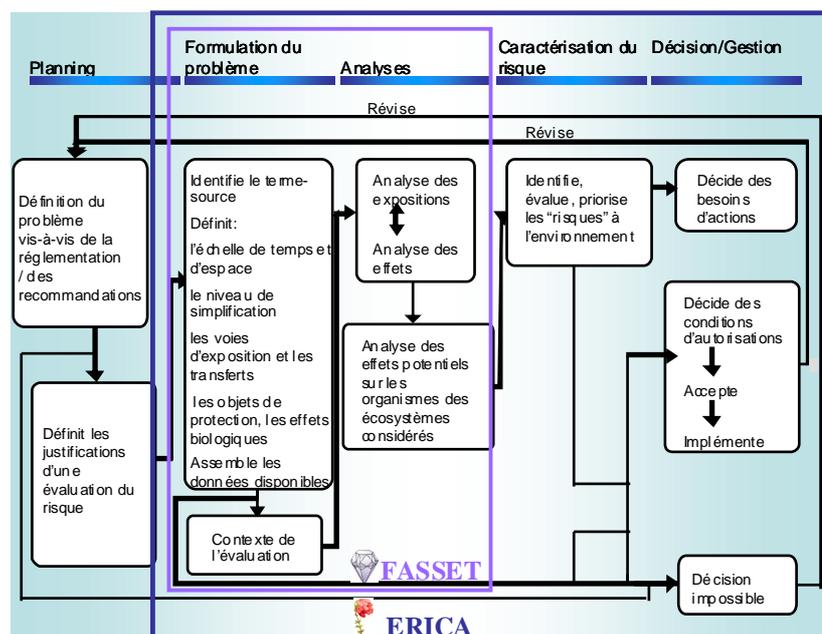


Figure 3 – Synoptique de l'articulation et du contenu des programmes FASSET et ERICA (selon ERICA, 2004).

Tableau 4- Articulation des différentes phases d'une évaluation du risque pour l'environnement développées ou en cours de développement dans le cadre des projets FASSET et ERICA.

Phases	Description	Outils développés
Caractérisation source et danger	✓ Liste initiales des radionucléides prioritaires basée sur les quantités rejetées et les propriétés physico-chimiques et biologiques (critères définissant le transport et le transfert au sein des écosystèmes)	✓ 37 radionucléides (correspondant à 20 éléments) ✓ Liste des critères à prendre en compte
Caractérisation de l'écosystème	✓ Liste des écosystèmes potentiellement affectés, définition des conditions aux limites (espace-temps)	✓ Description détaillée de 4 écosystèmes terrestres et 3 écosystèmes aquatiques européens
Sélection des organismes de référence	✓ Choix des organismes de référence les plus appropriés selon la formulation du contexte de l'évaluation	✓ Description détaillée de 31 organismes de référence (géométries, traits de vie, habitat)
Analyse de l'exposition	✓ Estimation des concentrations en radionucléides dans les divers compartiments des écosystèmes et exposition par irradiation externe et interne	✓ Modèles de transfert à l'équilibre (Facteurs de concentration) ✓ Coefficients de dose par radionucléide et voie d'irradiation
Analyse des effets	✓ Comparaison des débits de dose estimés lors de l'analyse des expositions aux effets biologiques répertoriés dans la base de données FRED afin de définir l'intensité des effets potentiels pour les catégories d'effets retenues	✓ Base de données FRED avec 4 catégories d'effets (mortalité, reproduction, morbidité, mutation)
Caractérisation du risque	✓ En cours de développement dans le cadre d'ERICA ✓ Utilisation de méthodes simples dans l'étape de screening puis de méthodes probabilistes	✓ En cours (cf figure 4)
Décision/gestion	✓ En cours de développement dans le cadre d'ERICA	✓ En cours

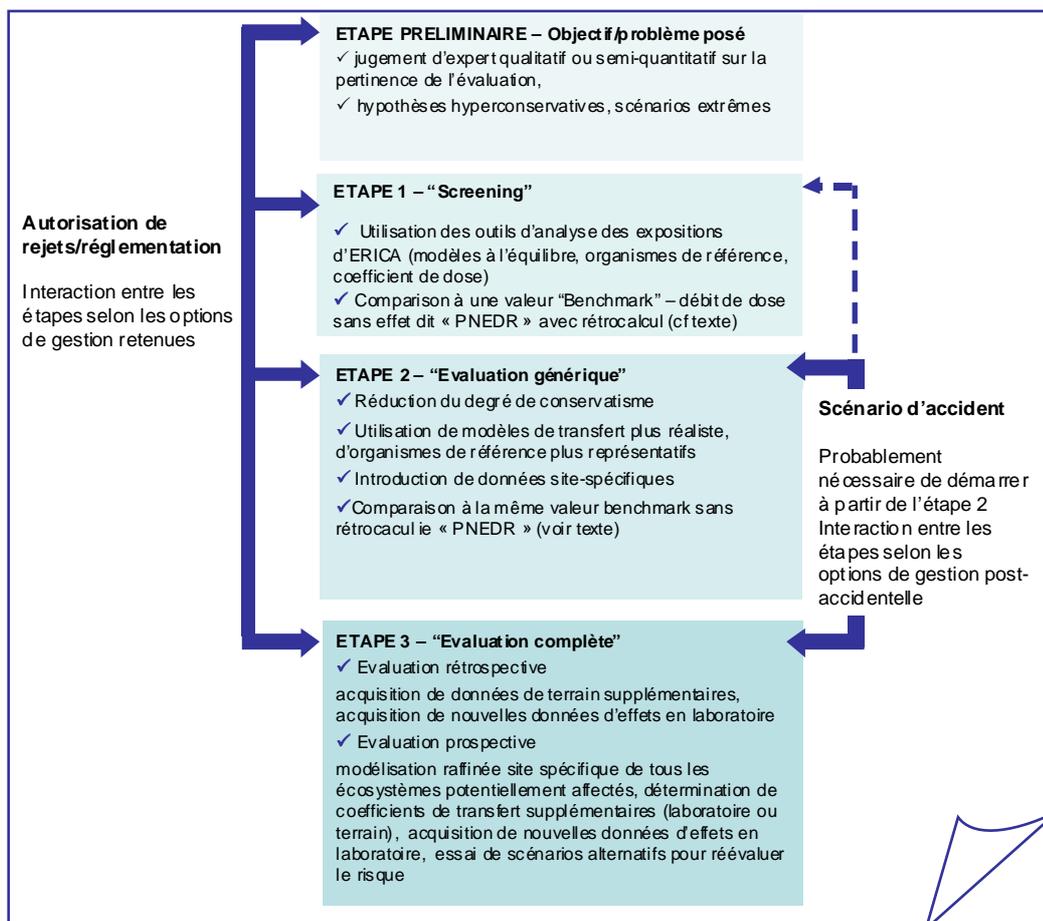


Figure 4– Approche graduée proposée dans la version provisoire du premier livrable d'ERICA relatif aux méthodes de caractérisation du risque environnemental associé aux radionucléides - adaptée de (Agüero *et al.*, 2005). Chacune des étapes comprend les 4 phases : formulation du problème, analyse des expositions, analyse des effets et caractérisation du risque.

Tableau 5 - Organismes de référence, niveaux trophiques associés définis pour les écosystèmes aquatiques et terrestres dans le cadre du programme FASSET (FASSET, 2004), repris par ERICA.

NB : les terminologies utilisées sont celles de FASSET et ne sont pas toutes correctes sur le plan de la systématique

	Ecosystèmes aquatiques Ecosystèmes d'eau douce, écosystèmes marins, écosystèmes d'eau saumâtres		Ecosystèmes terrestres Forêts, prairies, agricoles, zones humides
<i>Niveau trophique</i>	<i>Aquatique - Pélagique</i>	<i>Aquatique - Benthique</i>	<i>Terrestre</i>
<i>Producteurs primaires</i>	Phytoplancton	Micro- et macro-algues, plantes vasculaires	Arbres, buissons, herbes, bryophytes, microflore
<i>Consommateurs primaires</i> (<i>herbivores et omnivores</i>)	Protozoaires et zooplancton	Détritivores: brouteurs (e.g. vers, échinodermes, crustacés) Filtreurs (e.g. mollusques)	Microorganismes (protozoaires), invertébrés (insectes), vertébrés (mammifères, oiseaux)
<i>Prédateurs</i>	Vertébrés (poissons, reptiles, mammifères, amphibiens, oiseaux) et invertébrés (mollusques et crustacés)	Vertébrés (poissons, mammifères)	Vertébrés et invertébrés carnivores
<i>Super prédateurs</i>	Mammifères carnivores Oiseaux, poissons	Mammifères carnivores, oiseaux, poissons	–
<i>Décomposeurs</i>	–	–	Vertébrés et invertébrés, microorganismes, champignons saprophytes

3. CRITERES DE PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT

Techniques pour dériver une concentration dite sans effet utilisées en écotoxicologie

(15) Diverses méthodes existent pour dériver ces valeurs de concentration dite sans effet pour tout ou partie d'un écosystème. Ces valeurs benchmarks sont dénommées « screening values » lorsqu'elles revêtent un caractère générique et qu'elles sont préférentiellement utilisées dans l'étape de screening d'une approche graduée ; elles deviennent « Environmental Quality Standards » lorsqu'elles répondent à un critère de qualité lié à un ou plusieurs aspects réglementaires. Diverses approches pour obtenir ces valeurs pour les substances chimiques existent sur le plan international. Elles sont toutes basées sur l'exploitation des données d'écotoxicité de base. Les principales sont les suivantes : (i) méthode dite des facteurs d'extrapolation consistant à sélectionner la plus petite valeur parmi les données d'écotoxicité retenues et à la diviser par un facteur de sécurité allant de 1 à 1000, (ii) méthode statistique basée sur l'analyse de la distribution de sensibilité des espèces (Species Sensitivity Distribution) aboutissant à la sélection d'un critère de coupure ou d'un seuil (choix d'un percentile donné) comme valeur benchmark.

(16) Lorsque la qualité et la quantité des données d'écotoxicité le permettent, la méthode des SSD (Species Sensitivity Distribution) est souvent préférée pour les substances chimiques aux Etats-Unis et en Europe. Cette méthode consiste à décrire la distribution statistique de la variation de sensibilité au sein d'un set d'espèces testées appartenant à un même taxon ou représentant un assemblage d'espèces au sein d'une communauté (Posthuma *et al.*, 2002). Ce set de données est considéré comme un échantillon représentatif de la population (au sens statistique du terme) et est visualisé sous la forme d'une courbe de fréquence cumulée (CDF pour Cumulative Distribution Function) en fonction des concentrations d'exposition. En général, les données critiques d'écotoxicité utilisées pour les expositions aiguës sont des CE_{50} (Concentration induisant 50% d'effet pour la variable observée) celles retenues pour les expositions chroniques, les NOECs (No Observed Effect Concentration). Deux possibilités d'utilisation de cette représentation sont offertes (RIVM, 2001). Après avoir choisi un seuil de protection de (1-p)% d'espèces, la valeur d'exposition correspondante lue sur l'axe des abscisses est assimilée à la concentration protectrice, affectant seulement p % d'espèces. Elle est dénommée HC_p (Hazardous Concentration p %) et peut servir de base

pour la dérivation d'une valeur benchmark. Le choix de la valeur seuil est une décision non scientifique. L'autre utilisation d'une SSD est de mettre en correspondance la concentration d'exposition calculée ou mesurée dans le cadre de l'analyse des expositions avec le pourcentage d'espèces affectées (ou PAF pour Potentially Affected Fraction) (figure 5). Si par ailleurs un seuil de protection a déjà été décidé (par exemple, protection de 95% des espèces), toute concentration d'exposition supérieure à la valeur de HC₅ peut potentiellement être identifiée comme étant à risque non acceptable.

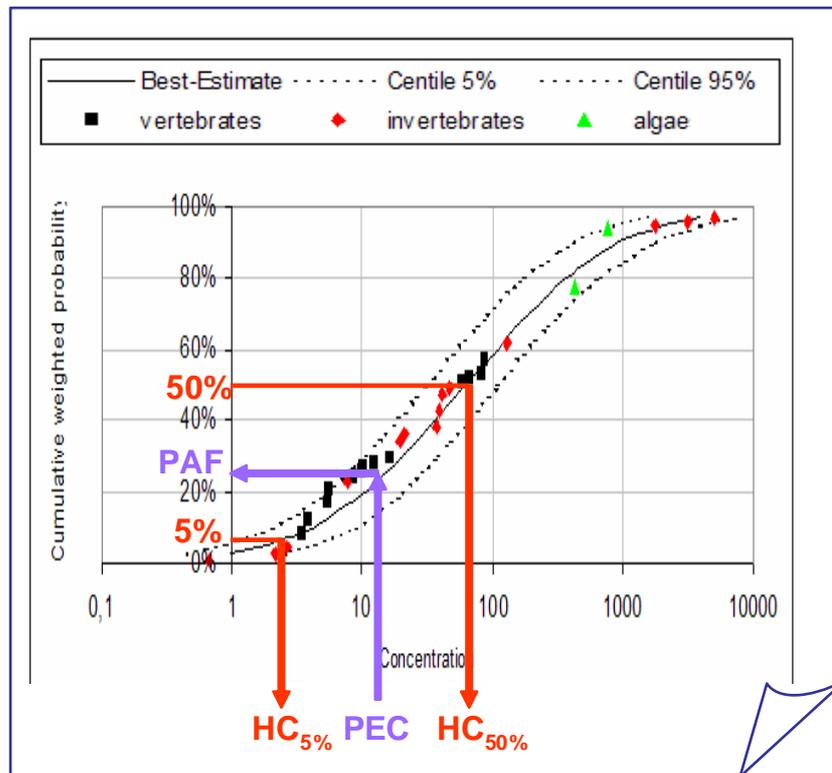


Figure 5- Représentation des deux utilisations principales d'une SSD. Le choix d'un seuil de protection de (1-p)% d'espèces permet de lire la valeur d'exposition correspondante (HC_p ou Hazardous Concentration p %). La mise en correspondance de la concentration d'exposition calculée ou mesurée dans le cadre de l'analyse des expositions (PEC) avec le pourcentage d'espèces affectées (ou PAF pour Potentially Affected Fraction) peut également être utilisée dans le cadre d'une évaluation du risque.

- (17) Ces méthodes statistiques permettent d'utiliser toutes les connaissances jugées fiables et pertinentes vis-à-vis du contexte étudié. Elles permettent également de visualiser chacune des données critiques d'écotoxicité utilisées, en particulier celles relatives aux espèces les plus sensibles positionnées à gauche de la distribution. Ces méthodes sont en général préférées aux autres (en particulier celles des facteurs d'extrapolation) car elles permettent de tracer l'utilisation de chaque donnée d'écotoxicité et est *a priori* plus scientifique, ne faisant pas appel uniquement à la plus petite valeur d'écotoxicité. La démarche peut être aisément assortie d'une analyse d'incertitudes en proposant le calcul des intervalles de confiance pour la valeur seuil. Les inconvénients sont représentés par les limites des méthodes statistiques en tant que telles, comme le choix de la loi de distribution (empirique, log-normal, log-logistic, log-triangulaire...), la sensibilité au nombre et à la qualité des données de base, la non prise en compte des interactions entre espèces (Duboudin *et al.*, 2004, Forbes and Calow, 2002, Pennington, 2003). A noter que couvrir une large variété taxonomique et une large variété de variables d'effet peut conduire à l'invalidation de l'hypothèse posée sur la loi de distribution ou à la faiblesse de représentativité d'un taxon. A cet égard, il est de bon sens de tester l'adéquation de la distribution des données à la loi sélectionnée et de préférer l'utilisation de données obtenues pour des variables d'effets homogènes (e.g. reproduction) issues d'espèces proches sur le

plan taxonomique. Dans tous les cas, même si ces méthodes sont séduisantes, il ne faut pas oublier que la fiabilité des conclusions est intrinsèquement dépendante de celles des données d'entrée tant en qualité qu'en quantité.

Benchmarks pour l'écotoxicité des radionucléides

- (18) FRED rassemble les connaissances sur les effets des rayonnements ionisants sur les organismes non humains. Cette base de données contient 25000 entrées ou couples de points (dose ou débit de dose, effet) accompagnés d'informations sur les conditions d'obtention (référence bibliographique, type d'exposition, type de rayonnement, émetteurs, acquisition en laboratoire ou *in situ*, espèce, durée d'exposition, dosimétrie, ...etc) et assemblés en 16 groupes pseudo-taxonomiques (amphibiens, reptiles, invertébrés aquatiques, plantes aquatiques, bactéries, oiseaux, crustacés, poissons, champignons, insectes, mammifères, mollusques, mousses/lichens, faune du sol, plantes terrestres et zooplancton). La grande majorité des données relèvent d'effets observés à l'échelle individuelle puis subindividuelle. Elles ont été assemblées dans 4 catégories: (1) morbidité dont le taux de croissance, les effets sur le système immunitaire, les effets sur le comportement liés à des dommages sur le système nerveux central, (2) la mortalité incluant les effets stochastiques de mutation à l'échelle de cellules somatiques et les conséquences en matière d'induction de cancer, les effets déterministes qui modifieraient les taux de mortalité et durée de vie, (3) la capacité reproductive incluant la fertilité, la fécondité, la survie, le développement embryonnaire..., (4) les mutations sur les cellules somatiques et germinales.
- (19) L'analyse critique des données disponibles dans cette base a permis d'émettre les observations et recommandations suivantes en matière d'analyse des effets (Daniel *et al.*, 2003) : (1) les données recensées sur les effets relatifs à l'irradiation externe chronique par des débits de dose supérieurs à 1 mGy/h sur les plantes, les poissons et les mammifères sont raisonnablement suffisantes, alors qu'elles sont rares voire inexistantes pour les autres groupes pseudo-taxonomiques ; (2) sur ces bases, le seuil de significativité statistique de l'apparition d'un effet dans la plupart des études est de l'ordre de 100 µGy/h la réponse augmente ensuite progressivement avec l'augmentation du débit de dose pour devenir claire à partir de 1 mGy/h appliqué à une large fraction de la durée de vie ; (3) des réponses plus subtiles (niveau subcellulaire) peuvent être observées à des débits de dose plus faibles, inférieurs à 100 µGy/h mais leur signification pour l'individu ou la population reste à déterminer.
- (20) Dans les exemples d'initiatives de méthodes d'évaluation du risque existant pour les radionucléides, les valeurs benchmarks utilisées (tableau 6) au moins dans la phase de screening sont dérivées de revues critiques des connaissances en matières d'effets liés à des expositions aiguë ou chronique aux rayonnements ionisants (National Council on Radiation Protection, 1991, IA EA, 1992, UNSCEAR, 1996) où les débits de dose sans effet pour certains groupes pseudo-taxonomiques ont été utilisés, sans justification particulière de cette extrapolation, en tant que débits de dose sans effet pour l'environnement (« environmentally safe »). Ces valeurs « consensus d'experts » sans méthodes de dérivation associées n'ont cependant jamais été produites pour une telle utilisation qui peut être assimilée à un standard ou une norme de qualité environnementale. Par ailleurs, ces revues de littérature ont identifié la reproduction comme critère d'effet d'intérêt en posant clairement l'hypothèse que la population sera protégée de manière adéquate si le débit de dose à l'individu le plus exposé n'excède pas cette valeur dite protectrice.

Tableau 6- Différentes valeurs dites protectrices pour les groupes pseudo-taxonomiques spécifiés. Les usages sont précisés dans la description sommaire.

Référence	Description sommaire	Débits de doses sans effet mGy/j	Niveau de protection
(NCRP, 1991)	Revue de littérature sur les effets des rayonnements ionisants chez les organismes aquatiques	Organismes aquatiques : 10	Population
(IAEA, 1992)	Proposition de débits de dose en deça desquels aucun effet n'est attendu pour les populations	Animaux aquatiques : 10 Plantes terrestres : 10 Animaux terrestres : 1	Population
(UNSCEAR, 1996)	Revue de littérature sur les effets des rayonnements ionisants chez les organismes non-humains	Animaux aquatiques : 10 Plantes terrestres : 10 Animaux terrestres : 1	Individu le plus exposé d'une population
(Sazykina and Kryshev, 1999, Sazykina and Kryshev, 2002)	Débits de doses sans effet pour les populations des organismes marins tels que spécifiés	Plantes marines : 2,7 Animaux marins : 0,27	
(US DOE, 2002)	Valeurs débits de dose benchmarks dans l'étape de screening de la méthode de caractérisation du risque graduée proposée Sources des valeurs : NCRP 91, AIEA 92, UNSCEAR 96 Ces valeurs sont utilisées pour dériver par rétro-calcul les concentrations correspondantes dans les milieux (eau, sédiment, sol)	Animaux aquatiques : 10 Plantes terrestres : 10 Animaux terrestres : 1	Population
(Bird <i>et al.</i> , 2002)	Débits de doses sans effet pour les populations des organismes spécifiés Application en tant que benchmarks dans l'étape de screening de la méthode d'évaluation du risque d'Environnement Canada (1997)	Algues/macrophytes : 2,7 Amphibiens : 2,7 Invertébrés benthiques : 5,5 Poissons : 0,55 Plantes terrestres : 2,7 Invertébrés terrestres : 5,5 mammifères terrestres : 2,7	Espèce la plus sensible donc toutes les espèces d'un groupe pseudo-taxonomique
Agence pour l'Environnement UK (Environment Agency and Nature, 2002, Environment Agency, 2003) (Copplestone <i>et al.</i> , 2001)	Valeurs débits de doses benchmarks dans la méthode d'évaluation de l'impact environnemental associé aux rejets de radionucléides mise en place par l'agence pour l'environnement anglaise Source des valeurs : AIEA 1992, précisée au plan des groupes taxonomiques Les benchmarks utilisés dans l'étape 2 de la méthode proposée (screening) correspondent à 5% de ces valeurs guides environnementales par précaution	Mammifères marins : 1 Autres animaux aquatiques : 10 <i>Dont amphibiens, oiseaux marins mammifères d'eau douce, canards</i> Animaux marins (côtiers) : 10 Organismes marins de pleine mer (deep ocean) : 24 Plantes terrestres : 10 <i>Dont bactéries, lichens, champignons</i> Animaux terrestres : 1 <i>Dont les espèces aquatiques avec un taux d'occupation du milieu terrestre >50%</i>	Population

4. MISE EN ŒUVRE D'UNE METHODE D'EVALUATION DU RISQUE POUR L'ENVIRONNEMENT ASSOCIE AUX RADIONUCLÉIDES

- (21) L'approche graduée d'ERICA (figure 4) peut être mise en application sur divers cas d'études. Après avoir défini l'objectif de l'évaluation, établi la liste des radionucléides rejetés, leur quantité et fréquence de rejets et les écosystèmes récepteurs, l'étape préliminaire reviendra à établir un modèle conceptuel décrivant les liens entre la source d'émission et les différents récepteurs écologiques pour les principaux niveaux d'organisation (écosystème, communauté, population, individu) ; Si ce lien n'existe pas (e.g. l'écosystème à protéger dans le cadre des zones Natura 2000 n'est pas connecté aux rejets par ce qu'appartenant à un autre bassin versant), il n'est pas utile de conduire l'évaluation du risque. S'il existe, cette étape devra s'accompagner de l'établissement des correspondances entre les composantes écologiques à protéger et les moyens qu'il est possible de mettre en œuvre dans le cadre d'un suivi écologique pour appréhender les effets sur ces composantes (indice de biodiversité d'une communauté végétale par exemple). Ce modèle sera utilisé avec une version plus ou moins raffinée selon l'étape de l'approche graduée, pour l'analyse des expositions au cours de laquelle seront quantifiées toutes les voies d'exposition retenues au sein du modèle conceptuel pour les toxiques d'intérêt; l'hypothèse d'équilibre est retenue en première approche (étape 1 et 2); elle peut être raffinée en étape 3 en prenant en compte les échelles de temps et d'espace.
- (22) Les étapes 1 à 3 seront enchaînées si nécessaire (i.e. si l'indice de risque est supérieur à 1). Les valeurs benchmarks seront sélectionnées de manière adéquate en fonction de l'étape : critères génériques en étape 1 et 2 puis critères spécifiques au contexte d'étude en étape 3. Des illustrations seront proposées lors de la session.
- (23) Les outils suivants déjà développés par l'IRSN ou en cours de développement pour accompagner l'application d'une telle méthode d'évaluation du risque pour l'environnement associé aux radionucléides, seront présentés : EDEN pour le support au calcul dosimétrique nécessaire lors de l'analyse de l'exposition des organismes vivants aux radionucléides (Beaugelin-Seiller *et al.*, 2005) ; la plate-forme SYMBIOSE pour l'accueil du modèle conceptuel et des bases de données de paramètres associés (Gonze *et al.*, 2002) ; la base de données FRED exploitée par l'IRSN pour produire des relations dose-effet utiles à la dérivation de données d'écotoxicité critique pour les radionucléides (Garnier-Laplace *et al.*, 2005).

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Agüero, A., Björk, M., Copplestone, D., Garnier-Laplace, J., Gilek, M., Larsson, C. M. and D., O. (2005) Ecological risk Characterisation: An interim method for the ERICA Integrated Approach. Deliverable 4a. European Commission, 6th Framework, Contract NFI6R-CT-2003-508847. Copplestone, D., Björk, M. & Gilek, M. (Eds).
- Beaugelin-Seiller, K., Garnier-Laplace, J., Gariel, J. C. and Jasserand, F. (2005) E.D.E.N.: a tool for the estimation of dose coefficient equivalents for non-human biota. *Radioprotection issue spéciale Congrès ECORAD 2004, Aix en Provence 6-9 septembre 2004.*, sous presse.
- Bird, G., Thompson, P., MacDonald, C. and Sheppard, S. (2002) Assessment of the impact of radionuclide releases from Canadian nuclear facilities on non-human biota. In: *SPEIR 3*(Ed, AIEA) Darwin, Australia, pp. 241-247.
- Copplestone, D., Bielby, S., Jones, S. R., Patton, D., Daniel, P. and Gize, I. (2001) *Impact assessment of ionising radiation on wildlife. R&D Publication 128*, Environment Agency, Bristol, UK.
- CSTEE (2000) The available scientific approaches to assess the potential effects and risk of chemicals on terrestrial ecosystems. European Commission, Brussels, C2/JCD/csteoop/Ter91100/D(0).
- Daniel, D., Garnier-Laplace, J., Gilek, M., Kautsky, U., Larsson, C., Pentreath, J., Real, A., Skarphedinsdóttir, H., Sundbell-Bergman, S., Thorring, H., Woodhead, D. and Zinger, I. (2003) Radiation effects on plants and animals Deliverable 4. FASSET Project Contract FIGE-CT-2000-00102, Woodhead and Zinger (Eds). pp. 196.
- Duboudin, C., Ciffroy, P. and Magaud, H. (2004) Effects of data manipulation and statistical methods on species sensitivity distributions. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **23**, 489-499.
- EC (2003) *Technical guidance document in support of Commission Directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing substances, Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of*

- biocidal products on the market. Part II.*, Office for Official Publication of the European Communities, Luxembourg.
- EnvironmentAgency (2003) *Habitats regulations for stage 3 assessments: radioactive substances authorisations. R&D Technical Report P3-101/SP1a*, EA, Bristol, UK.
- EnvironmentAgency and Nature, E. (2002) *Habitats directive: work instruction (Appendix 8) Functional guidance on applying the habitats regulations to radioactive substances authorizations. Number 29-02, V.1, issued 14/02/02*, Bristol, UK.
- EnvironmentCanada (2001) *Environment Canada/Health Canada, Priority Substance List Assessment Report; Releases of Radionuclides from Nuclear Facilities (Impact on Non-Human Biota)*, Canadian Environmental Protection Act, 1999. Draft for public comments.
- ERICA (2004) Environmental Risk from Ionising Contaminants: Assessment and Management. Technical annex I. European Commission, 6th Framework, Contract no FP6-508847, 2003.
- FASSET (2004) Framework for assessment of environmental impact of ionising radiation in major European ecosystems. Deliverable 6. Euratom, Contract NFIGE-CT-2000-00102, Deliverable 6. A project within the EC 5th Framework Programme.
- Forbes, V. E. and Calow, P. (2002) Species Sensitivity Distributions Revisited: A Critical Appraisal. *Human and Ecological Risk Assessment*, **8**, 473-492.
- Garnier-Laplace, J., Della-Vedova, C., Gilbin, R., Coppleson, D., Beaugelin, K. and Ciffroy, P. (2005) Applying Species Sensitivity Distributions To Derive Protection Threshold For Aquatic Ecosystems Exposed To Ionising Radiations. In: *Setac Europe 15th meeting, 22-26 may 2005*. Lille, France.
- Gonze, M. A., Garcia-sanchez, L., Murlon, C. and Poyer, P. (2002) SYMBIOSE: a modeling and simulation platform for environmental risk assessment. In: *SPEIR 3*(Ed, IAEA) 22-26 July 2002, Darwin, Australia, pp. 266-277.
- Holm, L. (2004) ICRP and Radiation protection of non-human species. In: *IRPA11*(Ed, IRPA) Madrid.
- IAEA (1992) *Effects of ionizing radiation on plants and animals at levels implied by current radiation protection standards. IAEA-TECDOC-332*, IAEA, Vienna, Austria. 74 p.
- IAEA (2003a) Development of safety standards for protection of the environment from the effects of ionizing radiation. IAEA-TECDOC (in preparation).
- IAEA (2003b) A practical approach for protection of the environment from the effects of ionizing radiation: A report for discussion. International Atomic Energy Agency, Division of Radiation and Waste Safety, Vienna, Austria.
- IAEA (2003c) The president's findings. In: *International Conference on the protection of the environment from the effects of ionizing radiation* Stockholm, Sweden.
- ICRP (2003) *A framework for assessing the impact of ionizing radiation on non-human species*. p.
- National Council on Radiation Protection (1991) Effects of Ionising Radiation on Aquatic Organisms: Recommendations of the National Council on Radiation Protection and Measurements. NCRP rep. 109, Bethesda, MD, USA, 109, pp. 1-115.
- OECD-NEA (2003) *Radiological protection of the environment.*, Paris, France.
- Oughton, D., Zinger, I. and Bay, I. (2004) The Second Thematic EUG Event. Part 1: Ionising Radiation and other Contaminants and Part 2: Contribution to Deliverable D4 on Risk Characterisation. Deliverable 7b: Briefing Notes. European Commission, ERICA Project, Aix en Provence, Contract no FP6-508847.
- Pennington, D. W. (2003) Extrapolating ecotoxicological measures from small data sets. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **56**, 238-250.
- Posthuma, L., Traas, T. and Suter II, G. (2002) General Introduction and history of SSDs. In *species Sensitivity Distributions in ecotoxicology*(Ed, Suter II, G.) Lewis, Boca Raton, London, New York, Washington DC, pp. 3-36.
- RIVM (2001) *Guidance document on deriving environmental risk limits*, National Institute of Public Health and the Environment, RIVM, 601501012.
- Sazykina, T. and Kyshev, I. (1999) *Radiation protection of natural ecosystems: Primary and secondary dose limits to biota*. In: *Proceedings of the International Symposium on Radioactive Waste Disposal: Health and Environmental Criteria and Standards, August 1998*, Stockholm, Sweden.
- Sazykina, T. and Kyshev, I. (2002) Methodology for radioecological assessment of radionuclides permissible levels in seas - protection of humans and biota. *Radioprotection - Colloques*, **37**, 899-902.
- Sergeant, A. (2002) Ecological risk assessment: history and fundamentals. In *Human and Ecological Risk Assessment: theory and practice*(Ed, Paustenbach, D.) John Wiley & Sons, Inc., New-York, pp. 369-442.
- Suter, G., Efromson, R., Sample, B. and Jones, D. (2000) *Ecological risk assessment for contaminated sites*, Lewis publishers, Boca Raton, London, New York, Washington DC. 438 p.
- UNSCEAR (1996) *Sources and effects of ionizing radiation. A/AC.82/R.549*, Report to the general assembly with scientific annex, United Nations, Vienna. 86 p.
- USDOE (2002) *A graded approach for evaluating radiation doses to aquatic and terrestrial biota*. U.S. Department of Energy. Technical Standard DOE-STD-1153-2002, Washington, DC. USA.

Remerciements

Ce travail de synthèse critique sur l'état de l'art dans le domaine de la radioprotection de l'environnement en général et plus spécifiquement dans celui de l'évaluation du risque pour les écosystèmes a bénéficié pour certains aspects du support financier d'EDF (Groupe de Gestion de Projets - Environnement), de l'ANDRA et de la Commission Européenne (ERICA). Nos remerciements leur sont adressés.