

Guide méthodologique pour l'évaluation du risque radiologique pour la faune et la flore sauvages

Concepts, éléments de base et mise en œuvre
au sein de l'étude d'impact



© IRSN - crédits J.M. Bonzom

Contributeurs

Ce guide est le fruit du travail collaboratif d'un groupe pluraliste et pluridisciplinaire (GPP) réuni à l'initiative de l'ASN et placé sous le pilotage de l'IRSN.

La constitution du groupe, décrite ci-dessous, ambitionnait de représenter chacune des parties prenantes à la question traitée (autorité, exploitants, bureaux d'étude, société civile), tout en conservant une taille propice aux échanges.

K. Beaugelin-Seiller	IRSN (pilote 2019-2020, expert technique)
M. Simon-Cornu	IRSN (secrétaire technique)
N. Reynal	ASN
G. Plancque	ASN
E. Leclerc / N.Poirot	Andra (exploitant)
S. Fraize-Frontier	Anses (expert risque sanitaire)
E. Vindimian	Autorité environnementale
M. Monfort / B.Charrasse	CEA (exploitant)
S. Mora	CHU - Bordeaux (exploitant)
C. Boyer / P.Y Hémidy	EDF (exploitant)
J.L. Pochat	Expert indépendant (ingénierie, bureau d'étude)
D. Boutin	France Nature Environnement (société civile)
N. Pucheux	Ineris (expert risque chimique)
F. Brun / P.Devin	Orano (exploitant)

En 2021, S. Reygrobellet (IRSN) et S. Le Dizès-Maurel (ASN) ont aussi rejoint le groupe.

Le GPP remercie J. Garnier-Laplace (IRSN) qui a présidé au démarrage de ses activités.

Ce groupe a travaillé pendant deux ans et demi (2018-2020) pour produire un projet de guide en tenant compte des différents points de vue et en favorisant l'émergence d'un consensus technique.

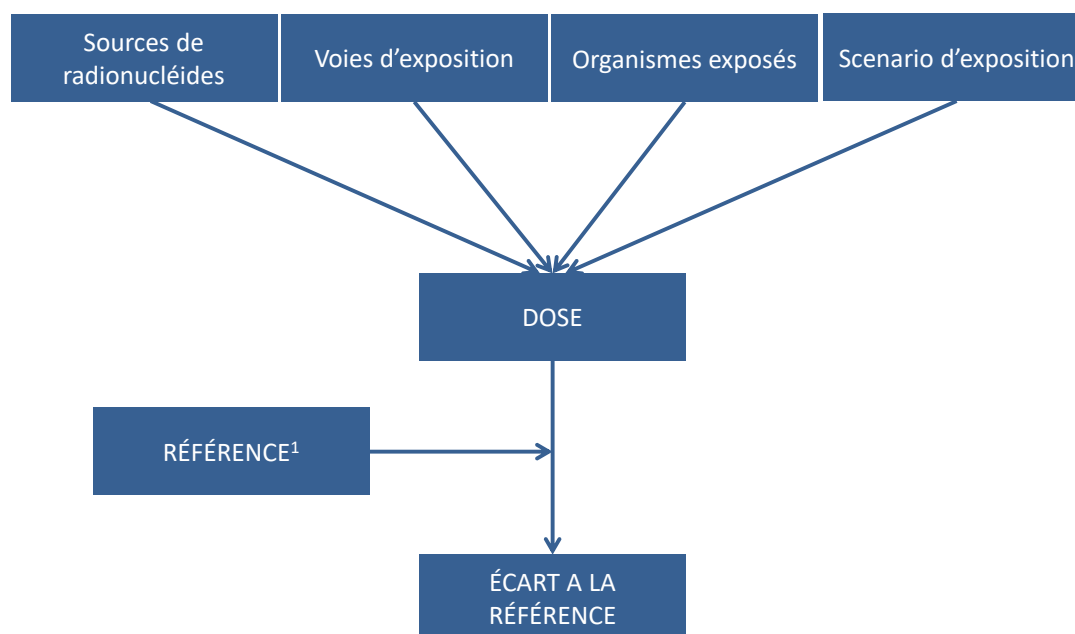
Ce projet de guide a été transmis à l'ASN en janvier 2021 puis soumis à l'examen du GPRADE par l'ASN qui a rendu un avis en juillet 2021. Sur la base de l'avis du GPRADE, le projet de guide a été transformé en guide par le groupe.

RÉSUMÉ OPERATIONNEL

Du point de vue réglementaire, les projets, c'est-à-dire la réalisation de travaux de construction, d'installations ou d'ouvrages, ou d'autres interventions dans le milieu naturel ou le paysage, susceptibles d'avoir des incidences notables sur l'environnement ou la santé humaine font l'objet d'une évaluation environnementale.

Dans ce contexte, caractériser l'impact environnemental des installations et activités nucléaires nécessite notamment de prendre en compte une composante radiologique pour l'environnement, plus précisément pour la faune et la flore sauvages. Ce n'est que lors de la première décennie du XXI^e siècle qu'a commencé à se formaliser la discipline qui se rapporte à cette nécessité, à savoir la radioprotection de l'environnement, faisant écho à la radioprotection de l'homme, plus ancienne. Cette discipline est encore jeune, et les travaux de recherche qui s'y rapportent sont donc encore peu nombreux. Elle est toutefois suffisamment mûre pour que les méthodes et outils associés commencent à être déployés dans le domaine des études d'impact. La jeunesse de ces approches nécessite un accompagnement de leurs utilisateurs, qui est proposé dans ce guide. Ce guide constitue également une source d'information pour les parties prenantes concernées par les études d'impact des installations et activités nucléaires.

La méthode d'évaluation du risque radiologique pour la faune et la flore sauvages est fondée, comme celle du risque chimique, sur le principe de "l'écart à la référence", c'est-à-dire la comparaison d'un niveau d'exposition d'organismes à des radionucléides par rapport à une référence¹. Comme en radioprotection de l'homme, l'exposition est quantifiée par une dose aux organismes, calculée en fonction d'une source de radionucléides (les rejets), des voies de transfert et d'exposition, des caractéristiques des organismes exposés et du scénario d'exposition (comportement, paramètres écologiques).

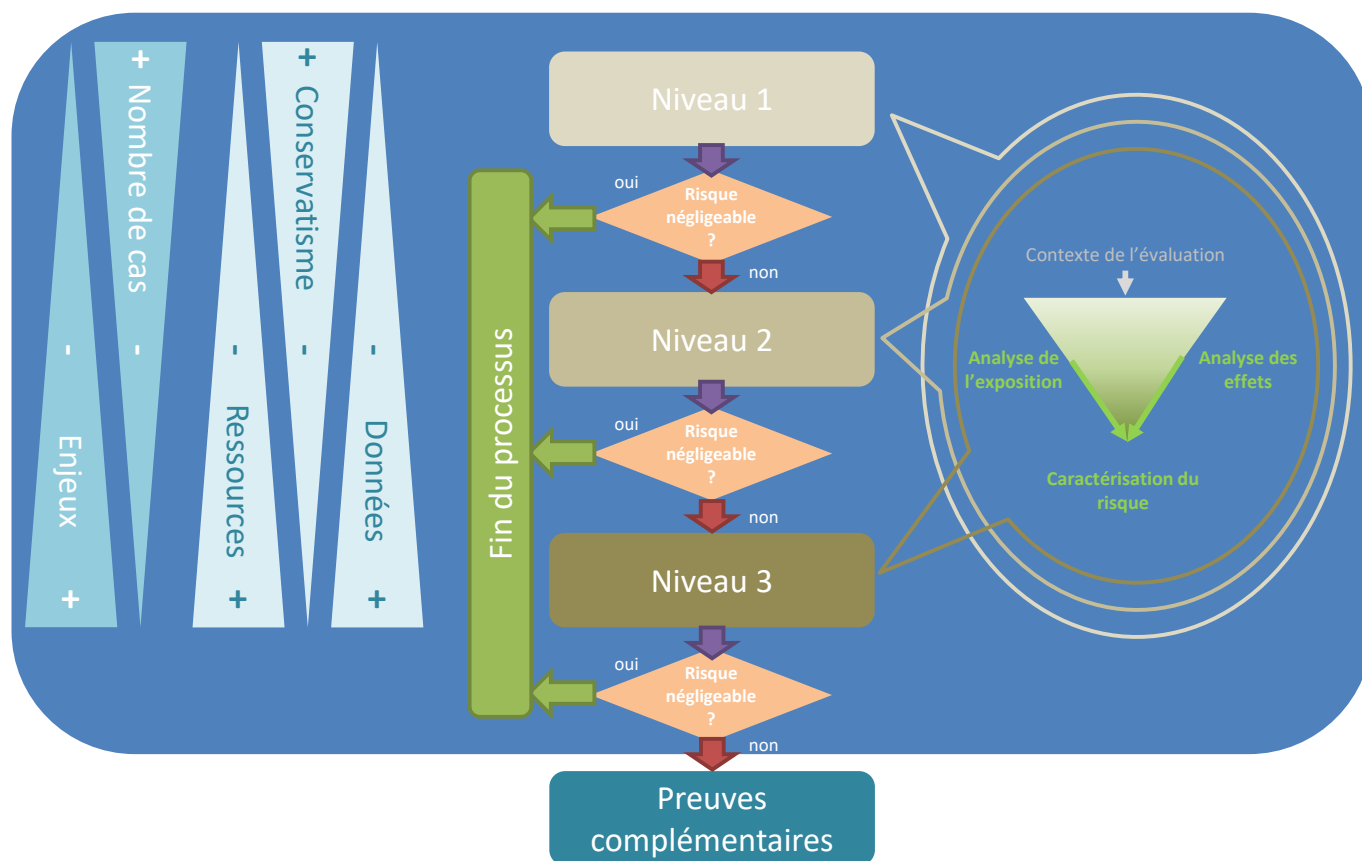


Le deuxième principe fondateur de cette méthode est la proportionnalité aux enjeux². Une analyse préalable, appelée niveau 0, permet de conclure à la nécessité ou non de réaliser une évaluation. Lorsqu'une évaluation est nécessaire, elle est

¹ Dans le cadre de ce guide, la référence est appelée valeur repère, sans connotation réglementaire. La référence est une valeur guide pour le risque chimique. En radioprotection des populations, il peut s'agir de valeurs limites réglementaires.

² Voir [Le principe de proportionnalité dans l'évaluation environnementale](#). Collection THEMA, Ministère de la transition écologique et solidaire, août 2019.

conduite selon une approche graduée en trois niveaux de complexité croissante, du plus conservatif³ au plus réaliste. Les niveaux 1 et 2 permettent de conclure à un risque négligeable pour la plupart des situations. Le troisième niveau n'est mis en œuvre que lorsqu'un doute subsiste quant à l'aspect négligeable du risque évalué à l'issue des deux premiers.



Le premier niveau consiste à faire un tri rapide mais robuste entre les situations à enjeu écologique et celles ne justifiant pas un approfondissement de l'évaluation (situations pour lesquelles le risque radiologique est écarté pour la faune et la flore sauvages). C'est une approche conservatrice, donc volontairement pénalisante, mais peu gourmande en ressources de toutes natures (temps, moyens humains et financiers, données, etc.). Elle repose sur l'utilisation de connaissances générales, immédiatement mobilisables. Les écosystèmes à protéger y sont décrits par un jeu limité de plantes et d'animaux, présélectionnés pour représenter les composants nécessaires et suffisantes au maintien du fonctionnement et de la structure de l'écosystème exposé. La valeur repère vis-à-vis de laquelle l'écart est jugé est constituée de critères préétablis à partir d'une analyse bibliographique des données de radiotoxicité acquises sur la faune et la flore sauvages, qui déterminent les niveaux de protection assurés. Globalement, les niveaux d'exposition attendus pour les plantes et animaux et les risques associés sont évalués de façon relativement simple, tout en leur garantissant un caractère majorant suffisant.

Le deuxième niveau réduit le caractère pénalisant recherché au premier niveau, par l'utilisation de données plus réalistes. Par exemple, ce ne sont plus des valeurs extrêmes qui sont utilisées comme données d'entrée, mais des paramètres statistiques plus représentatifs de la situation analysée au titre de l'étude d'impact, comme la moyenne, la médiane ou autre, etc. Il s'agit également de définir, de manière plus précise par exemple, les supports de contamination ou d'irradiation à considérer (ex. : fraction dissoute des radionucléides dans l'eau de rivière plutôt que leur activité volumique totale).

³ Conservatisme : dans le domaine de l'environnement, une approche conservatrice est une approche prudente qui retient par principe des hypothèses pessimistes, de façon à préserver l'environnement de manière certaine.

Le passage au niveau 3 de la méthodologie d'évaluation du risque radiologique pour la faune et la flore sauvages apparaît *a priori* comme rarement nécessaire pour la plupart des situations de routine correspondant au domaine du fonctionnement normal des installations couvert par les études d'impact. Il doit être réservé aux cas pour lesquels les niveaux inférieurs n'auraient pas démontré le caractère négligeable du risque, nécessitant alors une évaluation plus approfondie de la situation, en étant le plus proche possible de la réalité du site. Si l'évaluateur choisit de mener une évaluation de niveau 3, celle-ci sera réalisée en tenant compte des spécificités locales pour tous les aspects pour lesquels ce type d'approche sera possible. Parallèlement, la gestion des incertitudes peut être abordée sous un angle probabiliste. La complexité et la spécialisation des méthodes mises en œuvre au niveau 3 peut demander un accompagnement par du personnel de haute compétence dans les différents domaines abordés.

L'interprétation des conclusions peut être enrichie de preuves complémentaires de diverses natures, comme les résultats d'une surveillance environnementale ou ceux d'une surveillance écologique, ou encore la réalisation de tests d'écotoxicité dédiés. Ce complément est notamment attendu au niveau 3 de l'évaluation s'il conclut à un risque non négligeable. La phase ultime de gestion du risque repose sur l'engagement d'actions proportionnées, en dehors du champ d'application du présent guide. La persistance d'un risque ou la confirmation d'un impact doit en effet être traitée en cohérence avec la séquence ERC (éviter, réduire, compenser) pour réduire les conséquences environnementales à un niveau acceptable.

La structure du guide a été pensée pour accompagner progressivement le lecteur dans sa découverte de cette méthode d'évaluation du risque radiologique pour la faune et la flore sauvages. Six chapitres ont ainsi été rédigés, en essayant de les conserver aussi indépendants que possible les uns des autres pour qu'ils soient autoporteurs.

Un premier chapitre approfondit le contexte dans lequel le document s'inscrit, et en précise les objectifs et la portée.

Le deuxième chapitre du guide présente les principes généraux de l'évaluation du risque radiologique pour la faune et la flore sauvages, en faisant le lien avec les méthodes appliquées à l'évaluation du risque chimique pour ces mêmes compartiments de l'environnement. Y sont précisées la notion d'approche graduée, comportant trois niveaux successifs, et les quatre composantes indispensables à chaque niveau d'évaluation : définition du contexte, analyse des expositions, analyse des effets et caractérisation du risque.

Les chapitres suivants traitent des aspects scientifiques et techniques de l'approche proposée.

Le chapitre trois décrit ainsi successivement les aspects théoriques de chaque élément de la méthode, depuis la manière de représenter une plante ou un animal jusqu'aux valeurs repères utilisables comme critères de protection, en passant par les expressions mathématiques simplifiées décrivant l'exposition.

Le quatrième chapitre propose une mise en œuvre opérationnelle de chaque niveau, en illustrant pas à pas la démarche avec des exemples concrets. Chaque composante de la démarche est ainsi détaillée, et une ou plusieurs manières opérationnelles de procéder sont présentées pour illustrer les différents cas de figure.

Le cinquième chapitre du guide traite des incertitudes associées à ces évaluations de risque radiologique. Il est en effet essentiel de garder à l'esprit les limites de la méthode et de ses résultats sous peine d'erreurs d'interprétation. La connaissance scientifique est d'autant plus susceptible d'évoluer rapidement que la discipline de la radioprotection de l'environnement est récente, et sujette à de nouvelles recherches.

Les quatre chapitres précédents ayant permis d'entrevoir différentes limites de la méthode proposée, elles sont discutées de manière plus approfondie dans le cinquième chapitre, et des recommandations sont proposées en termes de bonnes pratiques pour en rendre compte.

Guide méthodologique - Faune et flore sauvages

Enfin, le sixième chapitre illustre concrètement la mise en œuvre de la méthode d'évaluation du risque radiologique pour la faune et la flore sauvages décrite précédemment, par une étude de cas virtuelle conçue pour devoir en dérouler les trois niveaux.

SOMMAIRE

PRÉAMBULE.....	10
1 INTRODUCTION AU GUIDE.....	13
1.1 ÉLÉMENTS DE CONTEXTE.....	13
1.2 OBJECTIFS ET PORTÉE DU DOCUMENT.....	14
1.3 STRUCTURE DU DOCUMENT.....	15
2 ÉVALUATION DE RISQUE POUR LA FAUNE ET LA FLORE SAUVAGES.....	16
2.1 OBJECTIFS ET CONCEPTS DE BASE DE L'ÉVALUATION.....	16
2.2 CADRE MÉTHODOLOGIQUE DE L'ÉVALUATION.....	17
2.2.1 Une évaluation en quatre composantes.....	18
2.2.2 Une évaluation graduée (en trois niveaux).....	19
2.2.3 Risque chimique pour la faune et la flore sauvages.....	20
2.2.4 Risque radiologique pour la faune et la flore sauvages.....	21
2.2.5 Relation avec l'étude d'impact.....	26
2.3 SUITES DE L'ÉVALUATION.....	26
3 ÉLÉMENTS MÉTHODOLOGIQUES DE L'ÉVALUATION DE RISQUE POUR LA FAUNE ET LA FLORE SAUVAGES.....	28
3.1 ÉLÉMENTS CONCEPTUELS DE BASE.....	28
3.1.1 De l'activité massique ou volumique, mesurée ou calculée, à la dose ou au débit de dose.....	28
3.1.2 Organismes de référence et Organismes représentatifs.....	29
3.1.3 Valeurs repères pour la protection de la faune et de la flore sauvages et utilisation dans le cadre de l'évaluation de risque radiologique.....	32
3.2 ANALYSER L'EXPOSITION LORS D'UNE APPROCHE GRADUÉE.....	33
3.2.1 Voies d'exposition.....	33
3.2.2 Évaluation des transferts.....	35
3.2.3 Calcul des débits de dose.....	37
3.3 NIVEAUX D'EXPOSITION ET VALEURS REPÈRES UTILES LORS D'UNE APPROCHE GRADUÉE.....	38
3.3.1 Le bruit de fond.....	38
3.3.2 Des valeurs repères conservatives pour les deux premiers niveaux d'évaluation.....	47
3.3.3 Des valeurs repères plus spécifiques.....	50
3.4 APPORTS DE L'OBSERVATION <i>IN SITU</i> DANS L'APPROCHE GRADUÉE.....	53
4 MISE EN ŒUVRE D'UNE ÉVALUATION DU RISQUE RADIOLOGIQUE POUR LA FAUNE ET LA FLORE SAUVAGES.....	55
4.1 COMMENT CONDUIRE L'ÉVALUATION CALCULATOIRE.....	58
4.1.1 Évaluation de niveau 1.....	58
4.1.2 Évaluation de niveau 2.....	68
4.1.3 Évaluation de niveau 3.....	76

4.1.4 Différences et similitudes entre niveaux	84
4.1.5 Et après ?.....	86
4.2 UTILISER LES DONNÉES ISSUES DE LA SURVEILLANCE ENVIRONNEMENTALE DE LA RADIOACTIVITÉ ET DE LA SURVEILLANCE ÉCOLOGIQUE.....	86
4.2.1 Surveillance environnementale de la radioactivité et analyse rétrospective	86
4.2.2 Surveillance écologique et analyse rétrospective	86
4.2.3 Quelles données de surveillance pourraient alimenter une analyse prospective ?	87
4.3 LES APPORTS DE L'ÉVALUATION DE RISQUE À LA SURVEILLANCE	88
5 LIMITES DES MÉTHODES ET CONNAISSANCES, INCERTITUDES	89
5.1 SOURCES D'INCERTITUDE IDENTIFIÉES	89
5.1.1 Composante 1: limites conceptuelles de la méthodologie	89
5.1.2 Composante 2 : incertitudes sur les transferts, la dosimétrie et la surveillance environnementale	91
5.1.3 Composante 3 : incertitudes sur les valeurs repères	95
5.1.4 Composante 4 : incertitudes sur les preuves complémentaires	96
5.2 RECOMMANDATIONS POUR LA PRISE EN COMPTE DES INCERTITUDES	97
5.2.1 Planification	97
5.2.2 Modalités de traitement des sources d'incertitude retenues	97
6 ILLUSTRATION DE LA MISE EN ŒUVRE DE LA MÉTHODE SUR UN CAS FICTIF	100
6.1 ÉLÉMENTS DE SCÉNARIO	100
6.2 ÉVALUATION DE NIVEAU 1	101
6.2.1 Composante 1 : contexte de l'évaluation	102
6.2.2 Composante 2 : analyse de l'exposition	102
6.2.3 Composante 3 : analyse des effets	104
6.2.4 Composante 4 : caractérisation du risque.....	104
6.2.5 Analyse des incertitudes	107
6.2.6 Conclusions de l'évaluation de niveau 1.....	107
6.3 ÉVALUATION DE NIVEAU 2	107
6.3.1 Composante 1 : contexte de l'évaluation	108
6.3.2 Composante 2 : analyse de l'exposition	108
6.3.3 Composante 4 : caractérisation du risque.....	110
6.3.4 Analyse des incertitudes	111
6.3.5 Conclusions de l'évaluation de niveau 2.....	112
6.4 ÉVALUATION DE NIVEAU 3	112
6.4.1 Composante 1 : contexte de l'évaluation	113
6.4.2 Composante 2 : analyse de l'exposition	113
6.4.3 Composante 3 : analyse des effets	117
6.4.4 Composante 4 : caractérisation du risque.....	121
6.4.5 Analyse des incertitudes	121
6.4.6 Conclusions du niveau 3.....	122
6.5 CONCLUSIONS DU CAS D'ÉTUDE.....	123

RÉFÉRENCES	125
LISTE DES SIGLES ET ACRONYMES LES PLUS UTILISÉS	132
GLOSSAIRE	133
LISTE DES FIGURES	139
LISTE DES TABLEAUX.....	142
ANNEXES.....	144
ANNEXE 1 : DISPOSITIONS LEGISLATIVES ET RÉGLEMENTAIRES APPLICABLES EN MATIÈRE D'ÉVALUATION D'IMPACT ENVIRONNEMENTAL DES INSTALLATIONS ET ACTIVITÉS NUCLÉAIRES	144
ANNEXE 2 : ÉVALUATION DES RISQUES CHIMIQUES POUR LA FAUNE ET LA FLORE SAUVAGES.....	151
ANNEXE 3 : SCHÉMA CONCEPTUEL	156
ANNEXE 4 : ORIGINES DES RADIONUCLÉIDES	158
ANNEXE 5 : METHODES DE DETERMINATION DES VALEURS REPÈRES	159
ANNEXE 6 : OUTILS ET BASES DE DONNÉES	164

PRÉAMBULE

Pour faciliter la compréhension immédiate de ce document, il comporte des renvois actifs sous forme de liens hypertexte vers :

- d'autres paragraphes du document (en police verte),
- les figures, tableaux et annexes (en police verte),
- les définitions du glossaire en fin de document (en police bleue), avec un renvoi unique par page pour chaque mot ou expression figurant dans le glossaire,
- des liens externes (en police bleue).

L'attention du lecteur est attirée sur la validité temporelle des liens externes proposés, vérifiés à la date de parution du guide. L'évolution rapide tant des textes réglementaires que des sites internet peut rendre caduque cette fonctionnalité. Plus généralement, ce guide repose sur les bonnes pratiques et les recommandations en vigueur à sa date de parution. Le domaine de la radioprotection de l'environnement est jeune et continue à faire l'objet de recherches tant sur le plan méthodologique que sur celui des connaissances. Les éléments constitutifs de la méthodologie exposée sont appelés à évoluer avec l'acquisition de nouvelles données et le développement de nouveaux concepts, notamment dans une optique d'évaluation intégrée des risques, en lien avec l'exposition de l'homme, de la faune et de la flore sauvages aux substances radioactives et non radioactives.

Concernant le vocabulaire, le groupe propose dans les éléments de contexte (cf. **S.1.1**) sa propre définition de quelques termes très utilisés dans le document, tels que le mot risque. Les autres termes spécifiques sont définis dans le **glossaire** figurant en fin de document, comme la liste des sigles et acronymes. Enfin, sont rappelés ci-après quelques éléments de langage de l'évaluation environnementale, qui inclut l'étude d'impact, et de la séquence "éviter, réduire, compenser" (ERC).

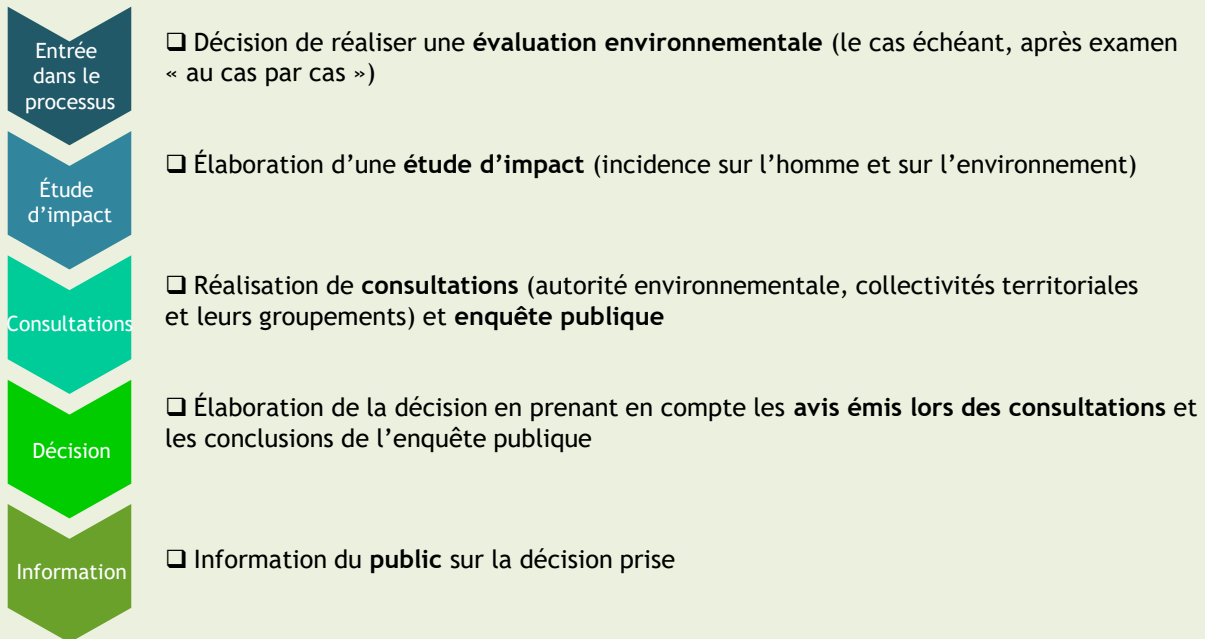
Selon l'article L.122-1 du code de l'environnement (cf. **Annexe 1**), « l'évaluation environnementale est un processus constitué :

- ▽ de l'élaboration, par le maître d'ouvrage d'un rapport d'évaluation des incidences sur l'environnement, dénommé ci-après "étude d'impact",
- ▽ de la réalisation [d'un ensemble de consultations des parties prenantes],
- ▽ ainsi que de l'examen, par l'autorité compétente pour autoriser le projet soumis à son approbation, de l'ensemble des informations présentées dans l'étude d'impact et reçues dans le cadre des consultations effectuées et du maître d'ouvrage. »

Ce guide est proposé dans le cadre de ce processus d'évaluation environnementale, qui permet de décrire et d'apprécier de manière appropriée, en fonction de chaque cas particulier, les incidences notables directes et indirectes d'un projet sur un ensemble de facteurs, que sont la population et la santé humaine, la biodiversité, les terres, le sol, l'eau, l'air et le climat, les biens matériels, le patrimoine culturel et le paysage, ainsi que les interactions entre ces éléments. L'élaboration de l'étude d'impact constitue ainsi une des étapes-clés du processus d'évaluation environnementale, tel qu'indiqué sur le schéma figurant dans le premier encadré ci-après.

Le processus d'évaluation environnementale peut conduire à appliquer aux projets, plans et programmes qui y sont soumis la séquence "éviter, réduire, compenser" (ERC, **Figure 1**), dans l'objectif d'éviter les atteintes à l'environnement, de réduire celles qui n'ont pu être évitées et, si nécessaire, de compenser les effets notables qui n'ont pu être ni évités, ni suffisamment réduits. Cette séquence s'applique aussi dans le cadre de diverses autres procédures au titre du code de l'environnement (autorisation environnementale, dérogation à la protection des espèces, évaluation des incidences Natura 2000, etc.). Hors sujet dans ce guide, elle s'applique néanmoins aux résultats de l'évaluation des risques, elle est donc brièvement rappelée dans le second encadré ci-après, en raison de son caractère essentiel pour la préservation de l'environnement.

Le processus d'évaluation environnementale (articles R. 122-1 à R. 122-13 du Code de l'Environnement)



La séquence ERC

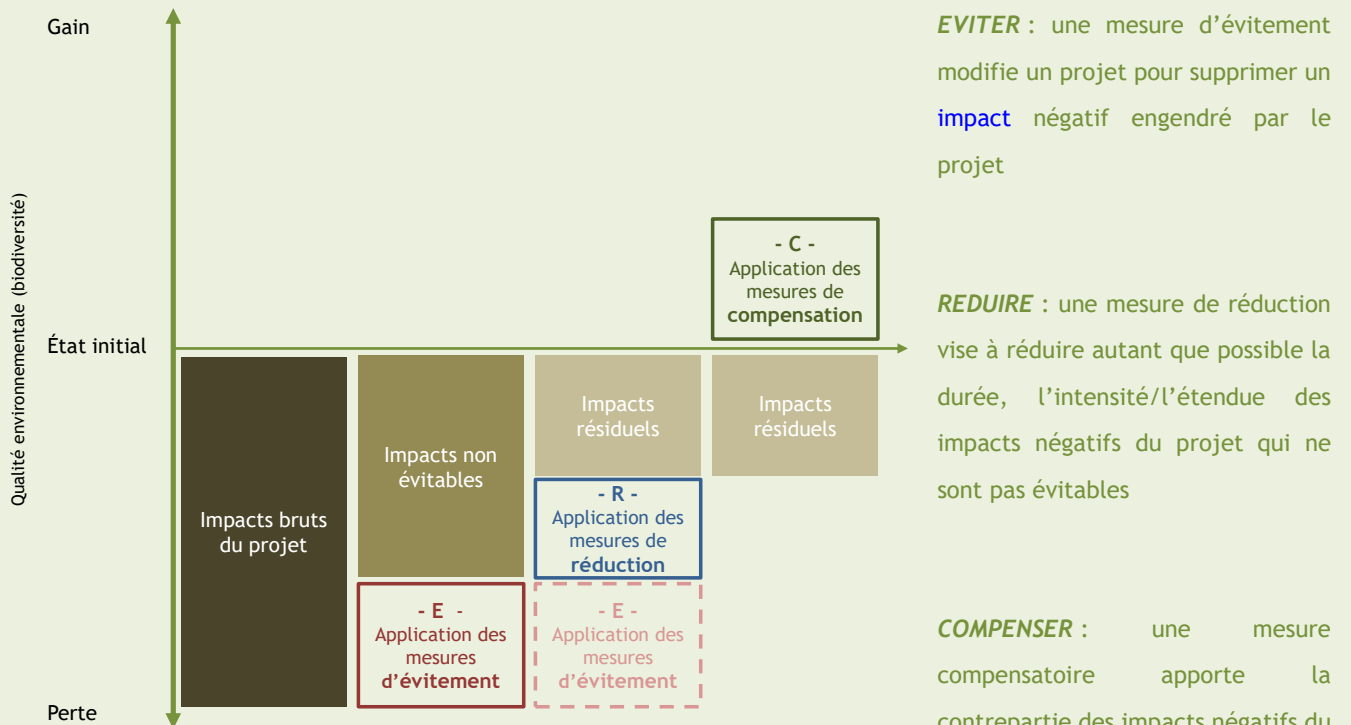


Figure 1 : bilan écologique de la séquence ERC (adapté d'après Ministère de l'Environnement, 2017)

La séquence ERC (suite)

La séquence ERC consiste, en premier lieu, à éviter les impacts, dans toute la mesure du possible, par des choix fondamentaux liés au projet (ex. : évitement géographique ou technique). Dès lors que les impacts négatifs sur l'environnement n'ont pu être évités dans des conditions techniquement et économiquement raisonnables, il convient de réduire la dégradation restante par des solutions techniques de réduction (ex. : adaptation des méthodes et procédés pour réduire les impacts, mise en place de protections). En dernier recours, des mesures compensatoires doivent être engagées en contrepartie des impacts négatifs résiduels, pour conserver globalement la qualité environnementale des milieux. Dans le domaine de la protection de la faune et de la flore sauvages, ces mesures ont pour objectif l'absence de **perte nette de biodiversité**, voire un gain écologique (portant sur les composantes impactées : **espèces**, habitats, fonctionnalités, etc.). Elles doivent être pérennes, faisables (d'un point de vue technique et économique), et efficaces⁴. Pour une stricte équivalence, le gain doit être réalisé à proximité du site impacté (dans une proximité géographique permettant d'assurer la similitude écologique entre le site impacté et le site compensatoire). Les mesures compensatoires font appel à des actions de réhabilitation, de restauration et/ou de création de milieux.

⁴ Guide d'aide à la définition des mesures ERC. Collection THEMA, Ministère de la transition écologique et solidaire, janvier 2018.

1 INTRODUCTION AU GUIDE

1.1 ÉLÉMENTS DE CONTEXTE

Depuis la révision des normes de base internationales en radioprotection (AIEA, 2014a), le document qui les décrit fait explicitement mention de la protection de l'environnement vis-à-vis des effets de l'exposition aux rayonnements ionisants. Il intègre les dernières recommandations en la matière de la Commission Internationale de Protection Radiologique⁵ (CIPR, 2007), et vise l'atteinte de deux objectifs : (i) garantir pour les générations humaines présentes et futures une utilisation durable des ressources environnementales utiles à l'agriculture, l'exploitation des forêts, la pêche, le tourisme ; (ii) prévenir les effets des rayonnements ionisants sur les [espèces](#) non-humaines.

De manière cohérente, la directive 2013/59/Euratom du 5 décembre 2013 (Conseil de l'Union Européenne, 2014), dont la transposition française a conduit à réviser divers articles des codes de l'environnement et de la santé publique, considère que, dans la mesure où l'état de l'environnement peut avoir un effet sur la santé humaine à long terme, la mise en œuvre d'une politique protégeant l'environnement des effets nocifs des rayonnements ionisants est nécessaire. Le point (27) de la directive exprime ainsi que « *La contamination de l'environnement peut constituer une menace pour la santé humaine. Le droit communautaire dérivé n'a jusqu'à présent considéré une telle contamination que comme une voie d'exposition pour les personnes du public directement affectées par des effluents radioactifs rejetés dans l'environnement. L'état de l'environnement pouvant avoir un effet sur la santé humaine à long terme, cette situation exige une politique protégeant l'environnement des effets nocifs des rayonnements ionisants. Aux fins de la protection de la santé humaine à long terme, il y a lieu de tenir compte de critères environnementaux fondés sur des données scientifiques reconnues à l'échelon international (telles que celles publiées par la CE, la CIPR, le Comité scientifique des Nations unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants et l'Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA))* ». L'article 2 de la directive 2013/59/Euratom précise le champ d'application à toute [situation d'exposition planifiée, existante ou d'urgence](#) présentant « *un risque résultant de l'exposition à des rayonnements ionisants qui ne peut être négligé ... en ce qui concerne l'environnement en vue d'une protection de la santé humaine à long terme* ».

Au niveau national, la Charte de l'environnement de 2004 (Journal officiel de la République française, 2005), reconnaît la préservation de l'environnement comme un intérêt fondamental de la Nation et a introduit dans le droit français de nouveaux principes, droits et devoirs en lien avec le respect de l'environnement. Dans ce contexte, les dispositifs législatif et réglementaire français (cf. [Annexe 1](#)) demandent la mise en œuvre d'une approche graduée, proportionnée « *à la sensibilité environnementale de la zone susceptible d'être affectée par le projet, à l'importance et la nature des travaux, installations, ouvrages, ou autres interventions dans le milieu naturel ou le paysage projetés, et à leurs incidences prévisibles sur l'environnement ou la santé humaine* ». Pour les projets d'une certaine importance (voir [tableau](#) de l'annexe à l'article [R.122-2 du Code de l'Environnement](#)), l'étude d'impact est l'outil qui permet l'évaluation de ces incidences. Le contenu de l'étude d'impact est défini à l'article [R.122-5 du code de l'environnement](#), complété, pour les INB, par l'article [R.593-17](#) du même code (cf. [Annexe 1](#)). La réglementation technique⁶ applicable à ces installations impose par ailleurs aux exploitants de s'assurer que les dispositions retenues pour l'exercice de leurs activités « *permettent d'atteindre, compte tenu de l'état des connaissances, des pratiques et de la vulnérabilité de l'environnement, un niveau des risques et inconvénients mentionnés à l'article [L.593-1](#) du code de l'environnement aussi faible que possible dans des conditions économiquement acceptables* ».

⁵ CIPR, organisme international délivrant les recommandations mondialement appliquées en termes de radioprotection.

⁶ Arrêté du 7 février 2012 modifié, fixant les règles générales relatives aux installations nucléaires de base.

Selon le régime duquel relève l'activité nucléaire concernée (autorisation, enregistrement, déclaration), et en application du principe de proportionnalité aux enjeux et aux risques, l'étude d'impact est obligatoire ou non. Lorsqu'elle n'est pas obligatoire, une étude d'incidence environnementale peut être requise au titre de l'article R.181-13 du code de l'environnement (cf. [Annexe 1](#)). Dans tous les cas, pour les dossiers d'enregistrement ou d'autorisation d'une activité nucléaire, les dispositions prises par l'exploitant ou le pétitionnaire pour respecter les prescriptions applicables en matière de protection de l'environnement doivent être décrites en cohérence avec les éléments permettant d'évaluer l'incidence sur l'environnement, tels que la description, la quantification et les modes de gestion des rejets d'effluents et des déchets produits.

En outre, la réglementation applicable à l'ensemble des projets (dont les INB et les ICPE) impose la mise en œuvre de la séquence "éviter, réduire, compenser" (ERC, voir préambule), afin de démontrer que les dispositions appropriées ont été prises dans le cadre du projet pour rendre négligeable son impact sur l'environnement et pour la protection des [espèces](#) et des milieux naturels dans une logique d'absence de perte nette de biodiversité. Ces dispositions doivent être décrites, selon le cas, dans l'étude d'impact ou l'étude d'incidence environnementale.

Le sens des mots change souvent selon le contexte dans lequel ils sont employés. Afin de clarifier la signification des termes tels qu'ils sont utilisés dans le guide, et en éviter ainsi une interprétation ambiguë, le GPP a souhaité préciser ce qu'il entend par risque et impact dans la suite de ce document. Le [risque](#) naît de la coexistence dans un même espace-temps du [danger](#) et de l'exposition, sachant que la vision de cet espace-temps doit être dynamique pour tenir compte de la persistance du danger (par exemple dégradation des substances toxiques, décroissance radioactive, etc.) et de sa localisation (par exemple mobilité des substances dans l'environnement). En l'absence de l'un des deux éléments, il n'y a pas de risque. Le risque est alors défini comme la probabilité d'occurrence d'un impact non désiré.

La notion de risque dans le cadre des études d'impact au sens réglementaire est désignée par différents termes selon les domaines (Ineris, en préparation)⁷. L'usage dans le domaine de la radioprotection est de parler d'évaluation d'impact pour désigner le résultat d'un calcul dosimétrique pour l'homme, et de réserver le terme risque à l'évaluation de la probabilité d'apparition de cancers et d'effets héréditaires. Le GPP a décidé de se conformer aux usages du domaine principal dont relève le guide, en attendant une harmonisation des pratiques. Dans la suite de ce document, il sera donc question de risque (radiologique ou chimique) pour la faune et la flore sauvages en parallèle d'impact sanitaire. Par facilité, ce dernier terme est systématiquement utilisé lorsque la santé humaine est concernée, qu'il s'agisse de chimiotoxicité ou de radiotoxicité.

1.2 OBJECTIFS ET PORTÉE DU DOCUMENT

Le guide objet du présent document présente une méthodologie d'évaluation du risque radiologique d'une installation ou d'une activité nucléaire pour la faune et la flore sauvages en utilisant une approche graduée, proportionnée aux [enjeux environnementaux](#). Il est applicable aux situations de [fonctionnement normal](#) ou aux situations d'exposition non planifiée (post-accidentelle, marquage ou pollution consécutive à un incident ou accident). Il fait suite aux recommandations du groupe permanent d'experts en radioprotection et en environnement (GPRADE), produites le 15 octobre 2015 (GPRADE, 2017). Cet avis du GPRADE est fondé sur l'éclairage apporté par l'IRSN, qui a publié un état de l'art et une revue critique des pratiques

⁷ Pour la faune et la flore sauvages, on rencontre ainsi les termes *incidences* (dossier d'incidence Natura 2000), *impact* (autorisation environnementale unique), ou encore *effet* (dossier de demande d'autorisation d'exploiter).

internationales utilisées - ou susceptibles de l'être - tant par les exploitants que par les pouvoirs publics, pour l'évaluation du risque encouru par les [écosystèmes](#) exposés aux rayonnements ionisants (IRSN, 2016a).

Ce guide propose aux lecteurs les principales références bibliographiques et les définitions de base nécessaires pour appréhender le sujet. Il recommande les bonnes pratiques dans le domaine, identifie les incertitudes le cas échéant. La méthode d'évaluation du [risque](#) pour la faune et la flore sauvages, telle que proposée, s'appuie sur les pratiques internationales et s'applique aux radionucléides pour les différents types d'activités nucléaires considérées et différentes situations d'exposition environnementale chronique (exemples : [fonctionnement normal](#) et situations post-accidentelles). La méthode d'évaluation du risque radiologique décrite est cohérente avec les autres méthodes d'évaluation déployées dans les études d'impact, notamment celles relatives à la santé humaine.

Ce guide explicite les éléments méthodologiques nécessaires à la démonstration de la protection de la faune et de la flore sauvages vis-à-vis de leur exposition aux rayonnements ionisants. Il propose une articulation avec l'évaluation de risque associé aux substances chimiques non radioactives et avec d'autres éléments de démonstration éventuellement disponibles, comme ceux issus de la comparaison avec les données de bruit de fond ou des stratégies de [surveillance environnementale](#) et [écologique](#).

Enfin, il s'adresse aux utilisateurs potentiels : exploitants d'installations nucléaires de type INB/ICPE, responsables d'autres activités nucléaires, bureaux d'études et ingénieries, autorités, associations, ainsi qu'à tous ceux qui souhaiteraient obtenir une information structurée sur le sujet. Comme détaillé ci-dessous, les prérequis varient selon les chapitres.

1.3 STRUCTURE DU DOCUMENT

Après avoir exposé le cadre méthodologique de l'approche graduée (chapitre 2), les éléments constitutifs de la méthodologie sont décrits (chapitre 3) et leur mise en œuvre est expliquée pas à pas (chapitre 4). Le guide discute ensuite les limites de la méthodologie proposée et les lacunes de connaissances à la date de parution du guide, afin d'évaluer les conséquences de ces incertitudes sur les résultats des évaluations (chapitre 5). Le chapitre 6 présente une étude de cas virtuelle, à des fins d'illustration du déroulement de chacune des [composantes](#) aux trois [niveaux](#) d'évaluation décrits dans ce guide.

Un lecteur très averti, ayant déjà pratiqué ce type d'évaluation, pourra vraisemblablement concentrer sa lecture sur les chapitres 4 à 6 et les annexes. Au fil de cette lecture, des renvois vers les chapitres 2 et 3 pourront l'intéresser. Un lecteur moins expérimenté est invité à prendre connaissance du cadre de l'évaluation en parcourant les chapitres 2 et 3, puis à se concentrer sur les deux premiers niveaux de l'évaluation, le 3^{ème} étant plus complexe, dans les chapitres 4 à 6.

Le résumé opérationnel et les encadrés « à retenir » en fin de chaque chapitre sont lisibles par tout lecteur intéressé.

À retenir sur le chapitre 1

Ce guide présente une méthodologie permettant la démonstration de la protection de la faune et de la flore sauvages vis-à-vis de leur exposition aux rayonnements ionisants. Sa rédaction, par un groupe pluraliste et pluridisciplinaire, s'inscrit dans la continuité des recommandations de l'IRSN et du GPRADE. L'application principale couverte dans le guide est l'évaluation associée aux rejets d'une installation en fonctionnement normal, telle qu'elle figure dans une étude d'impact.

2 ÉVALUATION DE RISQUE POUR LA FAUNE ET LA FLORE SAUVAGES

2.1 OBJECTIFS ET CONCEPTS DE BASE DE L'ÉVALUATION

Au titre de l'évaluation environnementale d'un projet, la législation française (article [L.122-1](#) du code de l'environnement) prévoit un ensemble de facteurs pour lesquels les incidences notables directes et indirectes doivent être décrites et appréciées dans l'étude d'impact. Parmi les éléments cités relatifs à la protection de l'environnement (cf. [Annexe 1](#)), sont pertinents dans le cadre de ce guide :

- la [biodiversité](#), en accordant une attention particulière aux [espèces](#) et habitats protégés au titre de l'article [L.411-1](#) du code de l'environnement ;
- les terres (interprétées par le GPP au sens de terres agricoles), le sol, l'eau (incluant les sédiments), et l'air ;
- les interactions entre ces facteurs.

L'article [R.122-5](#) du code de l'environnement précise, par ailleurs, le contenu attendu de l'étude d'impact, en tant que support à l'évaluation environnementale d'un projet. Cette étude doit être proportionnée à la sensibilité environnementale de la zone susceptible d'être affectée par le projet, à l'importance et la nature des travaux, installations, ouvrages, ou autres interventions dans le milieu naturel ou le paysage projetés, et à leurs incidences prévisibles sur l'environnement ou la santé humaine. Dans le contexte de l'évaluation du [risque](#) radiologique pour la faune et la flore sauvages, la gradation en trois [niveaux](#) de l'approche développée dans le guide répond à cette attente de proportionnalité, le passage d'un niveau à l'autre correspondant notamment à un accroissement du degré de réalisme de l'évaluation (cf. [§.2.2.1](#))

Le code de l'environnement introduit également avec la séquence ERC (cf. préambule) la notion générale d'absence de [perte nette de biodiversité](#) (article [L.110-1](#)) : dès lors que des impacts sur la [biodiversité](#) ne pourraient être évités ou réduits, il conviendrait de les compenser, par exemple par la restauration de biodiversité sur un autre site à proximité. Assurer le maintien de la biodiversité demande de s'intéresser, *via* la contamination de leurs habitats et de leurs ressources trophiques, aux [populations](#) et [communautés](#) naturelles. Ces différents niveaux d'organisation biologique structurent les [écosystèmes](#), dont le bon fonctionnement repose sur la conservation de relations normales entre leurs composantes. Protéger cette structure et ce fonctionnement est l'objectif final, qui peut être atteint par la préservation des briques élémentaires que sont les [espèces](#) et leur diversité génétique.

En matière de radioprotection de l'environnement *stricto sensu*, les instances internationales compétentes (CIPR, UNSCEAR, AIEA, etc.) ont précisé les objectifs à atteindre. Ainsi, comme écrit dans la Publication 103 (CIPR, 2007), l'objectif de la CIPR est « *d'empêcher les effets délétères des rayonnements ou de réduire leur fréquence à un niveau tel que leur impact serait négligeable sur le maintien de la diversité biologique, sur la préservation des espèces, ou sur la santé et l'état des habitats naturels, des communautés et des écosystèmes* ».

Dans l'état actuel des connaissances, et suivant l'avis du GPRADE (GPRADE, 2017), la démonstration de la protection des écosystèmes exposés aux rayonnements ionisants vise principalement la faune et la flore, et plus précisément le maintien démographique des populations animales et végétales. Les [effets](#) sont étudiés par des tests d'écotoxicité en laboratoire, et principalement observés au niveau des individus en termes de morbidité, reproduction et mortalité. Les impacts sur la diversité génotypique ne sont pas abordés, faute de connaissances suffisantes. De même, la connaissance des impacts au niveau du fonctionnement des écosystèmes ne peut se déduire directement de la connaissance des effets sur quelques espèces modèles. Ces deux aspects sortent donc du périmètre couvert par ce guide (cf. [§.5.1.1](#)). Par ailleurs, même si les principes

méthodologiques développés dans ce guide sont en théorie applicables à tout écosystème, les paramètres ne sont pas connus pour tous les écosystèmes (cf. §.5.1.2.1).

L'évaluation de **risque** doit être envisagée d'une part dans une perspective future, avec une réalisation prospective, et d'autre part dans une optique de bilan, selon une mise en œuvre rétrospective.

Une évaluation prospective s'attachera à caractériser le risque résultant d'une exposition future du milieu, liée à un projet donné. Dans le cadre de l'étude d'impact d'une installation, lors de sa création ou après modification (ex : nouveau process, extension...) ou lors de la mise à l'arrêt, cette évaluation prospective est destinée à caractériser les incidences possibles sur l'environnement du **fonctionnement normal** ou **dégradé** de l'installation. Les situations incidentelles ou accidentelles font également partie du périmètre de l'étude d'impact ; néanmoins, elles sont généralement détaillées dans un autre document de référence de l'installation, telles que l'étude de danger pour les ICPE (articles **L.181-25** et **L.181-14** du code de l'environnement) ou l'étude de maîtrise des risques pour les INB (articles **R.593-16** et **R.593-19** du code de l'environnement). Même si tous les principes méthodologiques développés dans ce guide sont en théorie applicables aux situations incidentelles et accidentelles, les conditions d'exposition sont très spécifiques et peu compatibles avec les domaines de validité des modèles de transfert et des valeurs repères disponibles aujourd'hui (cf. §.5.1.1 et § 5.1.3.2).

L'évaluation rétrospective s'intéresse au niveau existant d'exposition, reflet de pratiques passées ou présentes. Elle est notamment applicable aux rejets réels (passés ou en cours) des installations en fonctionnement normal et aux **situations d'exposition existante** au sens de la CIPR (situations d'exposition qui existent déjà lorsqu'une décision doit être prise pour les contrôler, y compris les situations d'exposition prolongée qui peuvent faire suite aux urgences⁸, etc.).

Pour les cas d'évaluation prospective comme rétrospective, en **fonctionnement normal**, l'exposition des organismes se produit sur une période plutôt longue au regard de la longévité des plantes et animaux, le plus souvent à de faibles niveaux, définissant ainsi une situation d'exposition chronique. Les méthodes présentées dans ce guide sont adaptées à de telles situations d'exposition chronique.

2.2 CADRE MÉTHODOLOGIQUE DE L'ÉVALUATION

L'évaluation d'un risque pour la faune et la flore sauvages est réalisée par écart à une **valeur repère**. Ce principe d'écart à la référence est mis en œuvre, par exemple, dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau (Directive n° 2000/60/CE) pour évaluer la qualité des milieux aquatiques. Il s'agit de comparer le niveau d'exposition observé ou prédit d'un organisme avec un niveau dit "sans effet", constituant la référence. Le risque ne peut être négligé dès lors que le niveau d'exposition, mesuré ou calculé, est supérieur à la valeur repère.

Ce principe d'écart à la référence est appliqué en suivant la méthodologie d'évaluation du risque, aujourd'hui bien codifiée (par exemple US-EPA, 1992, 1998 ; Environment Agency of the United Kingdom, 2003 ; CE, 2003 ; 2011), qui repose sur quatre **composantes** :

- le contexte de l'évaluation,
- l'analyse des expositions,

⁸ Il est à noter que les situations accidentelles mentionnées précédemment et susceptibles d'être traitées au titre de l'étude d'impact peuvent également conduire à plus long terme à une situation prospective d'exposition existante, qui pourrait alors être abordée pour la faune et la flore sauvages par la méthode présentée ici. Ces situations post-accidentelles font l'objet de réflexions dans le cadre du CODIR PA (voir : <https://www.asn.fr/Prevenir-et-comprendre-l-accident/Gestion-post-accidentelle/Les-travaux-du-CODIRPA>) pour les aspects sanitaires mais restent à traiter pour la faune et la flore sauvages.

- l'analyse des effets,
- la caractérisation du risque.

Ces quatre **composantes** (cf. §.2.2.1) sont déroulées en accord avec le principe de proportionnalité dans le cadre d'une approche graduée (cf. §.2.2.2). Elles sont communes à de nombreux domaines de l'évaluation de risque. Leur déclinaison, dont notamment le vocabulaire associé, peut cependant varier, par exemple entre le domaine de la santé humaine et celui du risque pour la faune et la flore sauvages, et pour ce dernier entre évaluation du risque chimique (cf. §.2.2.3) et du risque radiologique (cf. §.2.2.4).

2.2.1 UNE ÉVALUATION EN QUATRE COMPOSANTES

Une fois le contexte de travail clairement établi (composante 1), la mise en œuvre de ce principe se fait en déroulant les trois autres composantes usuelles de l'évaluation (cf. **Figure 2**) :

- ▶ **Analyse des expositions** - composante 2 : phase d'appréciation technique des données d'exposition. Elle a pour objectif de quantifier, pour chacune des voies d'exposition des organismes à protéger, les niveaux auxquels ils sont exposés. Lors d'une évaluation rétrospective, les données nécessaires peuvent être issues de mesures directes dans l'environnement. Si des résultats de mesure ne sont pas disponibles, les données peuvent être issues de modèles, ce qui est toujours le cas pour une évaluation prospective.
- ▶ **Analyse des effets** - composante 3 : conduite en amont de l'évaluation, ou en parallèle de l'analyse des expositions, elle est destinée à identifier ou déterminer des **valeurs repères** par la caractérisation des relations entre exposition et effets écotoxiques (cf. §.2.2.4).
- ▶ **Caractérisation du risque** - composante 4 : la confrontation des données issues des deux composantes précédentes permet de caractériser pour les organismes exposés la probabilité d'observer des **dommages** et leur sévérité, c'est à dire le risque.

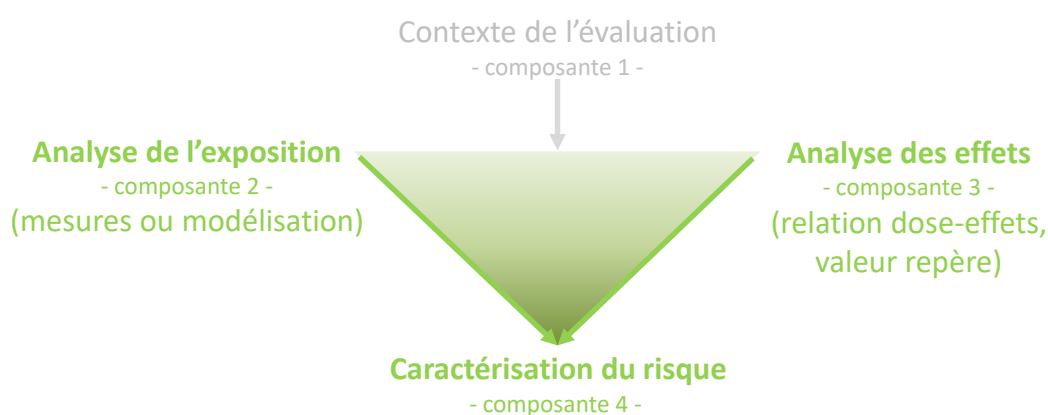


Figure 2 : articulation usuelle des quatre composantes de l'évaluation de risque

2.2.2 UNE ÉVALUATION GRADUÉE (EN TROIS NIVEAUX)

Dans l'approche dite graduée, la démarche en 4 composantes est déroulée une première fois avec un **conservatisme** volontairement important des hypothèses retenues puis, si le risque ainsi estimé ne peut être négligé, renouvelée une à deux fois en réduisant le **conservatisme**.

À chaque **niveau**, de complexité croissante, les hypothèses présentent un degré de réalisme croissant résultant de l'usage de paramètres de plus en plus spécifiques de l'**écosystème** étudié. Au fil de cette évolution, l'évaluation se resserre ainsi autour de la situation réelle (cf. **Figure 3**). Cette progressivité quantitative et qualitative dans les ressources mises en œuvre, quelle que soit leur nature (données, connaissances, main d'œuvre, traitement de l'incertitude, etc.) est la manière dont l'évaluation de **risque** répond au principe de proportionnalité aux enjeux inscrit dans la réglementation propre aux études d'impact. Le **conservatisme** délibéré appliqué au premier niveau doit permettre d'identifier avec une confiance élevée les situations qui pourraient nécessiter des investigations plus poussées, et de ne pas engager inutilement de ressources pour les situations sans enjeu écologique.

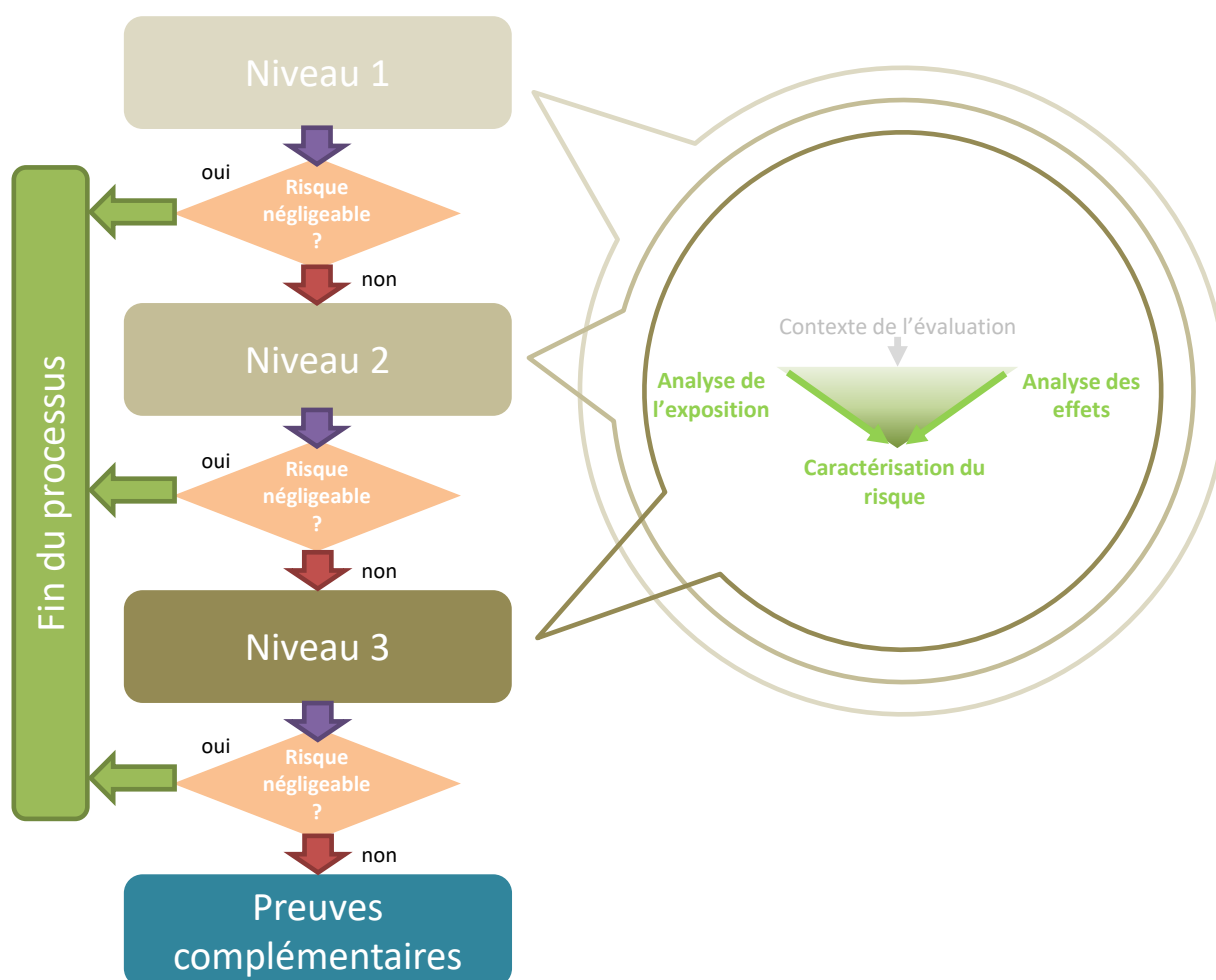


Figure 3 : articulation des trois niveaux de l'approche graduée pour l'évaluation de risque

- ▶ **niveau 1** : approche conservatrice basée sur des hypothèses visant à majorer l'évaluation de risque (par exemple en utilisant les valeurs maximales pour les données d'exposition) ;

Guide méthodologique - Faune et flore sauvages

- ▶ **niveau 2** : reposant sur la mise en œuvre de données génériques et d'hypothèses moins conservatives (par exemple, 90^e centiles ou valeurs moyennes pour les données d'exposition) ;
- ▶ **niveau 3** : nécessitant des informations locales, justifiées et dont l'origine est clairement référencée.

Il est à noter que les ressources à mettre en œuvre et la quantité d'information nécessaire augmentent de façon significative d'un **niveau** à l'autre, cf. **Figure 4**). La mise en évidence d'un risque au premier ou au deuxième niveau entraîne, dans la mesure du possible, le passage au niveau supérieur.

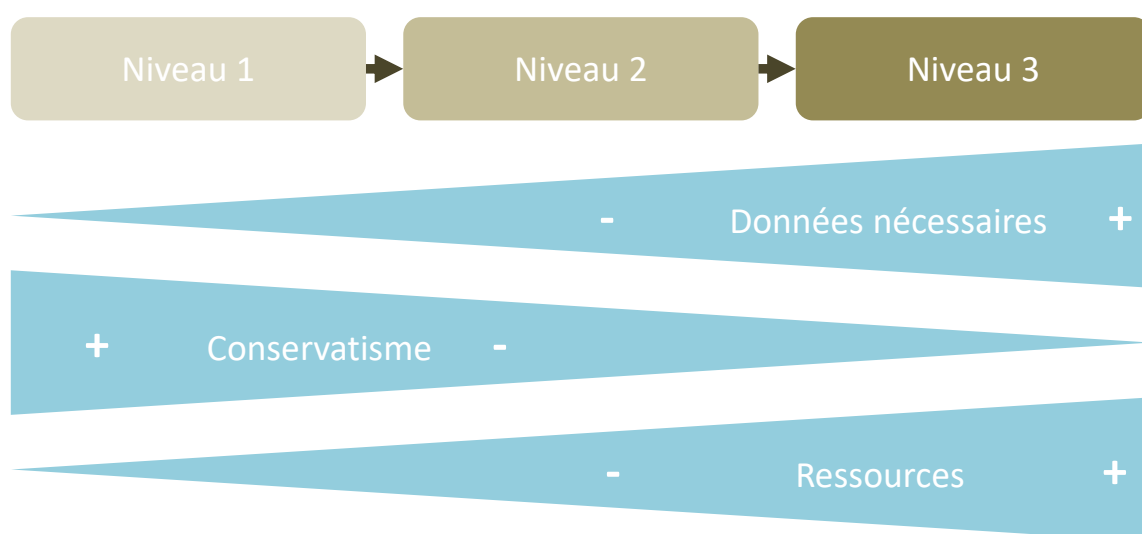


Figure 4 : effet de la gradation sur le conservatisme et les ressources nécessaires pour une évaluation de risque

Lorsque le niveau ultime ne conduit pas à qualifier le **risque** comme négligeable, un complément de preuves doit être apporté, par exemple en utilisant des résultats d'observations issues de la **surveillance environnementale** ou d'investigations **écologiques**, ou par des études ciblées destinées à évaluer l'impact réel sur les organismes exposés. Ainsi, des tests d'écotoxicité, semblables à ceux mis en œuvre pour prédéterminer des valeurs repères (cf. **Annexe 5**) ou à ceux pratiqués pour l'évaluation du risque chimique⁹(cf. **Annexe 2**), pourraient être conduits spécifiquement pour une installation ou un site. Aujourd'hui, il n'existe néanmoins pas de normalisation de ces tests d'écotoxicité pour le risque radiologique.

À défaut, il convient d'appliquer intégralement la séquence ERC en mettant en place des mesures de réduction, voire de compensation, qui sortent du champ d'application du guide.

2.2.3 RISQUE CHIMIQUE POUR LA FAUNE ET LA FLORE SAUVAGES

L'approche classique d'évaluation du risque écologique décrite précédemment a été développée initialement pour les substances non radioactives.

L'évaluation de l'impact potentiel d'une exposition de la faune et de la flore sauvages à de telles substances non radioactives repose sur les quatre **composantes** décrites au §.2.2.1 (cf. **Annexe 2**) et intègre donc une évaluation de l'exposition des organismes, qui consiste à calculer (voire à mesurer), substance par substance, une concentration "prédite" dans

⁹ Par exemple <http://www.oecd.org/chemicalsafety/testing/seriesontestingandassessmentecotoxicitytesting.htm>

l'environnement (PEC : *predicted environmental concentration*). Les PEC ainsi obtenues sont ensuite comparées aux niveaux d'exposition sans effet prédit (PNEC : *predicted no effect concentration*), ou valeurs repères. Alors que pour le risque radiologique les doses sont considérées comme additives quel que soit le radionucléide à l'origine de l'exposition (cf. **S.3.1.1**), les substances non radioactives sont, dans un premier temps, considérées individuellement, et chacune est censée disposer de sa propre **valeur repère**.

Une approche graduée dans l'évaluation est recommandée, dans le respect du principe de proportionnalité aux enjeux, l'essentiel étant de tracer et justifier clairement tous les choix et toutes les hypothèses dans le dossier d'évaluation du **risque** écotoxicologique.

La différence principale entre les approches relatives aux substances non radioactives et celles appliquées aux substances radioactives réside dans l'utilisation en écotoxicologie classique des relations concentration-**effets**, directement basées sur la mesure des niveaux d'exposition, quand les relations **dose-effets** employées pour les radionucléides impliquent de convertir les **activités massiques ou volumiques** observées ou attendues dans les composantes environnementales (organismes inclus) en dose radiologique absorbée par les organismes. Les risques radiologiques dépendent en effet de la quantité d'énergie déposée dans les tissus des individus exposés. Ainsi, les concepts mis en œuvre pour caractériser le risque (radiologique ou chimique) associé à l'exposition de la faune et de la flore sauvages à chaque catégorie de substances sont différents (cf. **Tableau 1**), même si les sources et les voies de **transfert** et d'exposition sont partagées, à l'exception de l'exposition externe, propre au rayonnement ionisant. Il est à noter que pour les radionucléides comme pour les substances chimiques, la **spéciation** chimique des composés inorganiques ou la structure des composés organiques sont susceptibles d'affecter de façon différente les **espèces** vivantes ou, au sein des espèces, des génotypes différents de façon très variée.

Tableau 1 : unités caractérisant l'exposition et l'effet dans le cadre de l'évaluation de risque pour la faune et la flore sauvages par catégorie de substances (exemple du milieu aquatique)

	Radionucléides		Substances chimiques
	Exposition*	Effets	Exposition & effets
Sédiment	Bq.kg ⁻¹		µg.kg ⁻¹
Eau	Bq.L ⁻¹		µg.L ⁻¹
Organisme	Bq.kg ⁻¹	µGy.h ⁻¹	µg.kg ⁻¹

*données d'entrée nécessaires pour caractériser l'exposition

2.2.4 RISQUE RADIOLOGIQUE POUR LA FAUNE ET LA FLORE SAUVAGES

De manière générale, l'évaluation du risque radiologique pour la faune et la flore sauvages est nécessaire pour démontrer que les organismes exposés à des éléments radioactifs introduits dans leur environnement du fait d'une activité humaine sont effectivement protégés des effets potentiels de cette exposition (cf. **Figure 5**).

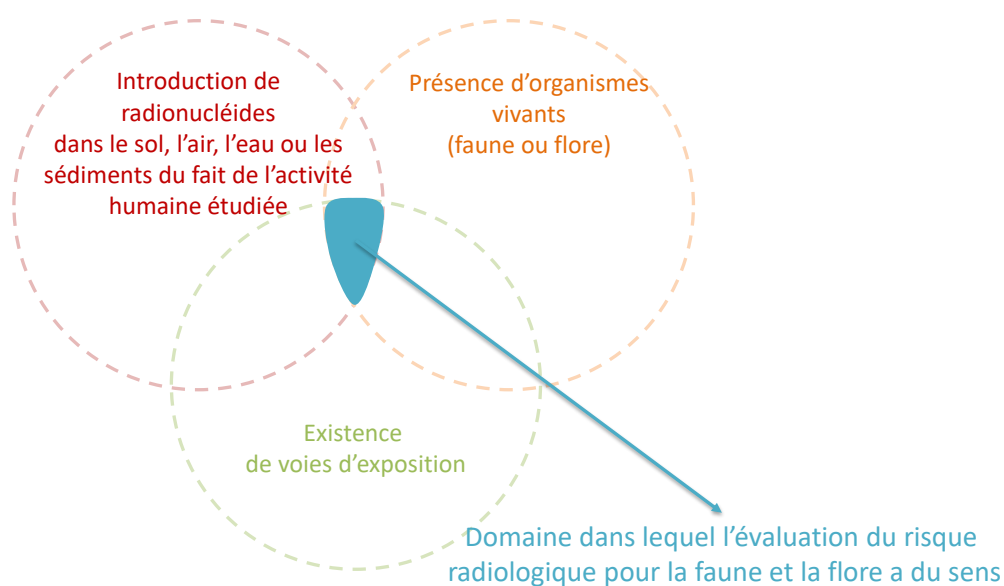


Figure 5 : domaine de pertinence pour la réalisation d'une évaluation du risque radiologique pour la faune et la flore sauvages

L'émergence de cette thématique dans les années 2000 et la genèse des méthodes et outils afférents sont retracées de façon détaillée par ailleurs (IRSN 2016a) et ne sont donc pas reprises ici. L'ensemble de ces travaux a été réalisé en recherchant la cohérence des approches proposées avec celles déjà existantes, d'une part en matière d'évaluation de risque chimique pour la faune et la flore sauvages (cf. §.2.2.3), et d'autre part concernant l'impact radiologique sur l'homme. En accord avec cette ligne directrice et avec son statut de référent international en matière de radioprotection, la CIPR a donc proposé un système de radioprotection de l'environnement pour permettre l'évaluation du risque radiologique pour la faune et la flore sauvages.

La CIPR s'est donné comme objectifs de contribuer par ce système à « *maintenir la biodiversité, [...] assurer la préservation des espèces et [...] protéger la santé et le statut des habitats naturels, des communautés et des écosystèmes* ». Implicitement fondé sur le principe de l'écart à la référence (cf. §.2.2), ce système a été développé en premier lieu en cohérence avec celui en place pour l'homme. Les deux approches reposent sur le principe fondateur d'organismes de référence (CIPR, 2007) et intègrent les **composantes** usuelles de l'évaluation de risque (cf. Figure 6).

Les organismes de référence sont des entités virtuelles nécessaires au calcul de dose (cf. §.3.2.3) à la base de la caractérisation des **effets** (cf. §.3.1.1). La CIPR définit ainsi pour la faune et la flore sauvages des RAPs (**reference animals and plants**) pour lesquels sont réalisées les estimations de dose. Ces estimations constituent alors des points de référence génériques pour assurer la protection de l'ensemble de la faune et de la flore sauvages (cf. §.3.1.2). La protection peut aussi viser plus spécifiquement la **population** ou les **communautés** d'une ou plusieurs **espèces** réelles, voire un individu pour les espèces en danger. Ces évaluations sont propres à un cas d'étude, et le concept de RAP n'est donc plus adapté. Il est remplacé par celui des **organismes représentatifs**. Analogie de la personne représentative (cf. Figure 6), le RO (representative organism) est une espèce particulière ou un groupe d'organismes identifié dans le cadre d'une évaluation de risque spécifique à un site, en raison de sa localisation spatiale par rapport au(x) source(s) de rayonnements. ROs et RAPs sont généralement identiques ou très similaires. Introduit par la publication 124 (CIPR, 2014), le RO peut être vu comme un raffinement du concept de RAP. Son utilisation correspond à la mise en œuvre d'un niveau de complexité supérieure du système de radioprotection de l'environnement. Le système de radioprotection de la faune et de la flore sauvages proposé par la CIPR se fait donc bien selon une approche graduée, caractéristique qui n'est toutefois pas mentionnée explicitement dans la documentation associée.

Guide méthodologique - Faune et flore sauvages

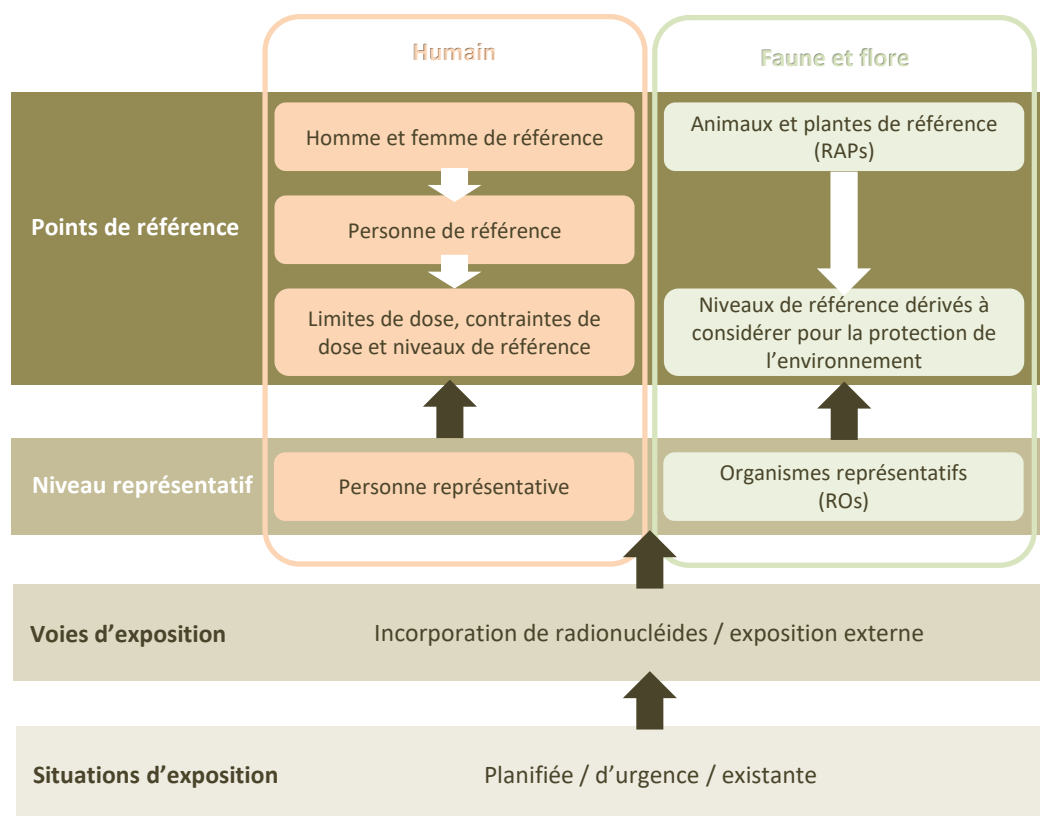


Figure 6 : présentation schématique des concepts-clés utilisés pour les systèmes de radioprotection de l'homme et de l'environnement selon la CIPR (Larsson, 2013)

Le principe de l'écart à la référence est le support des approches proposées par la CIPR. Cela suppose la définition de points de référence pour caractériser les **effets** d'une exposition aux rayonnements ionisants. La CIPR a considéré que le principe de limitation de doses adopté pour la protection radiologique de l'homme était inapproprié à celle de l'environnement. Elle a donc introduit un nouveau concept, le DCRL (Derived Consideration Reference Level). Les DCRLs sont les **valeurs repères** que la CIPR recommande d'utiliser pour démontrer la protection de l'environnement. Le DCRL couvre, pour chaque RAP, la gamme de variation d'un ordre de grandeur des débits de dose (en $\text{mGy}\cdot\text{j}^{-1}$; Publication 108, CIPR, 2008), « *dans laquelle il est probable que des effets nocifs des rayonnements ionisants se produisent pour des individus de ce type d'animal ou de plante de référence* » (cf. 5.3.1.3). Les DCRLs sont ainsi définis dans des tables recensant l'ensemble des données connues d'effet d'une exposition aux rayonnements ionisants. La CIPR reconnaît que d'autres gammes de valeurs, ou des valeurs isolées, issues de ces tables peuvent dans certaines conditions être substituées aux DCRLs pour évaluer les conséquences écologiques de l'exposition de la faune et de la flore sauvages. Cela doit alors être très clairement indiqué et justifié. Cette substitution peut être nécessaire en fonction de la situation d'exposition, de l'étendue spatio-temporelle de l'évaluation, de ses objectifs, des intérêts visés, etc. (CIPR, 2008). Cette ouverture constitue une autre expression tacite du caractère graduel du système proposé par la CIPR. Il est à noter que les DCRLs constituent également les niveaux à considérer pour limiter l'exposition de la faune et de la flore sauvages en application, le cas échéant, du **principe d'optimisation**.

Une vue d'ensemble de l'approche de la CIPR et de son articulation est présentée **Figure 7**.

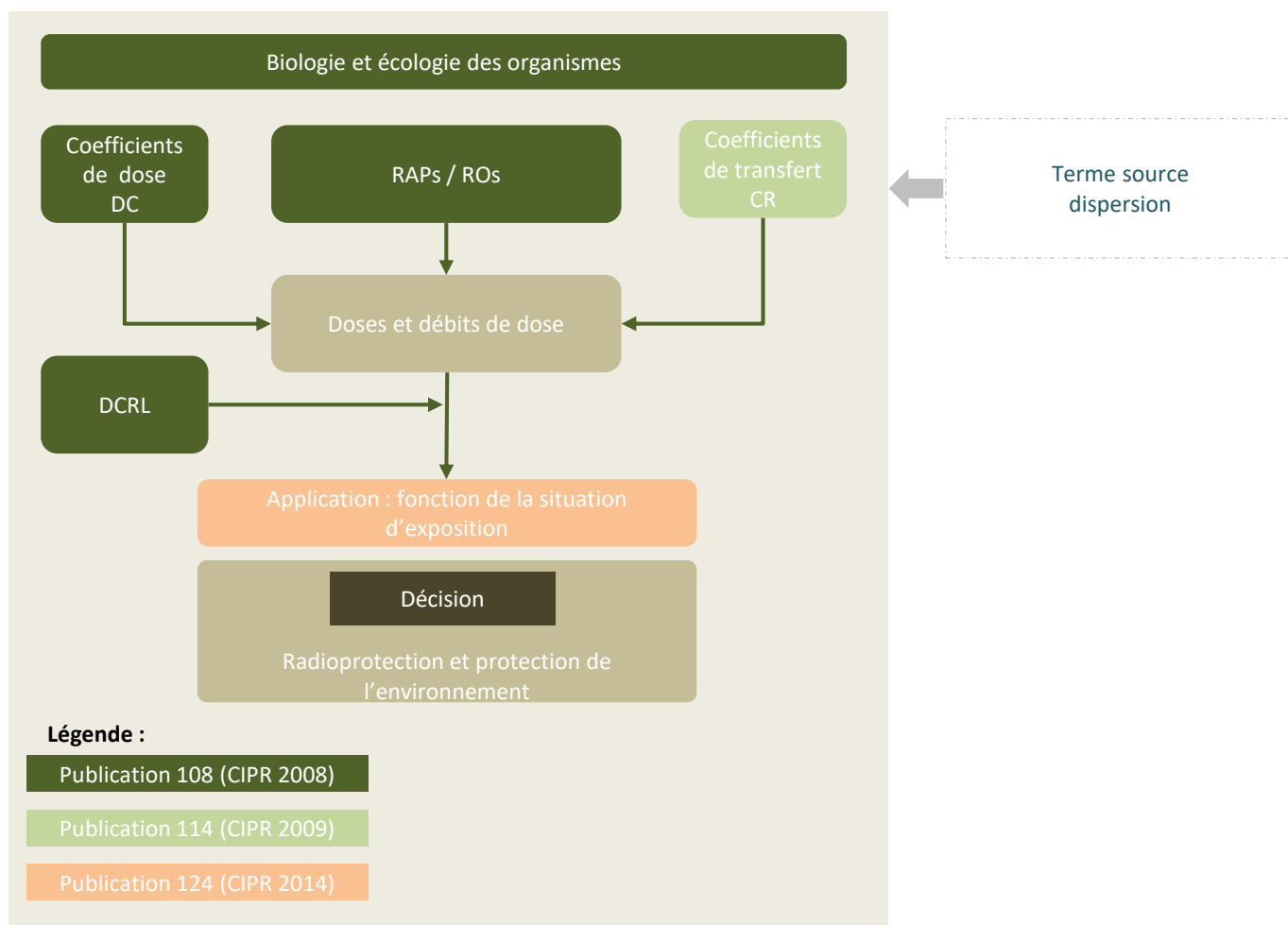


Figure 7 : articulation des éléments constituant l'approche de la CIPR pour la protection radiologique de l'environnement (adapté de Larsson, 2013)

La mise en œuvre de l'approche préconisée par la CIPR (publication 124 ; CIPR, 2014) diffère selon la situation d'exposition environnementale considérée (cf. §.3.1.3).

Le cadre conceptuel proposé par la CIPR est compatible avec le principe de proportionnalité de l'évaluation d'impact aux enjeux et aux risques, inscrit dans la réglementation française.

Dans ce contexte global de cohérence, le GPRADE (2017) a proposé une articulation de l'approche graduée adaptée au contexte de la protection radiologique de la faune et de la flore sauvages. Cette articulation (cf. Figure 8) propose en amont de l'approche graduée (niveaux 1 à 3 introduits au §.2.2.2) un niveau d'analyse préalable dit niveau 0.

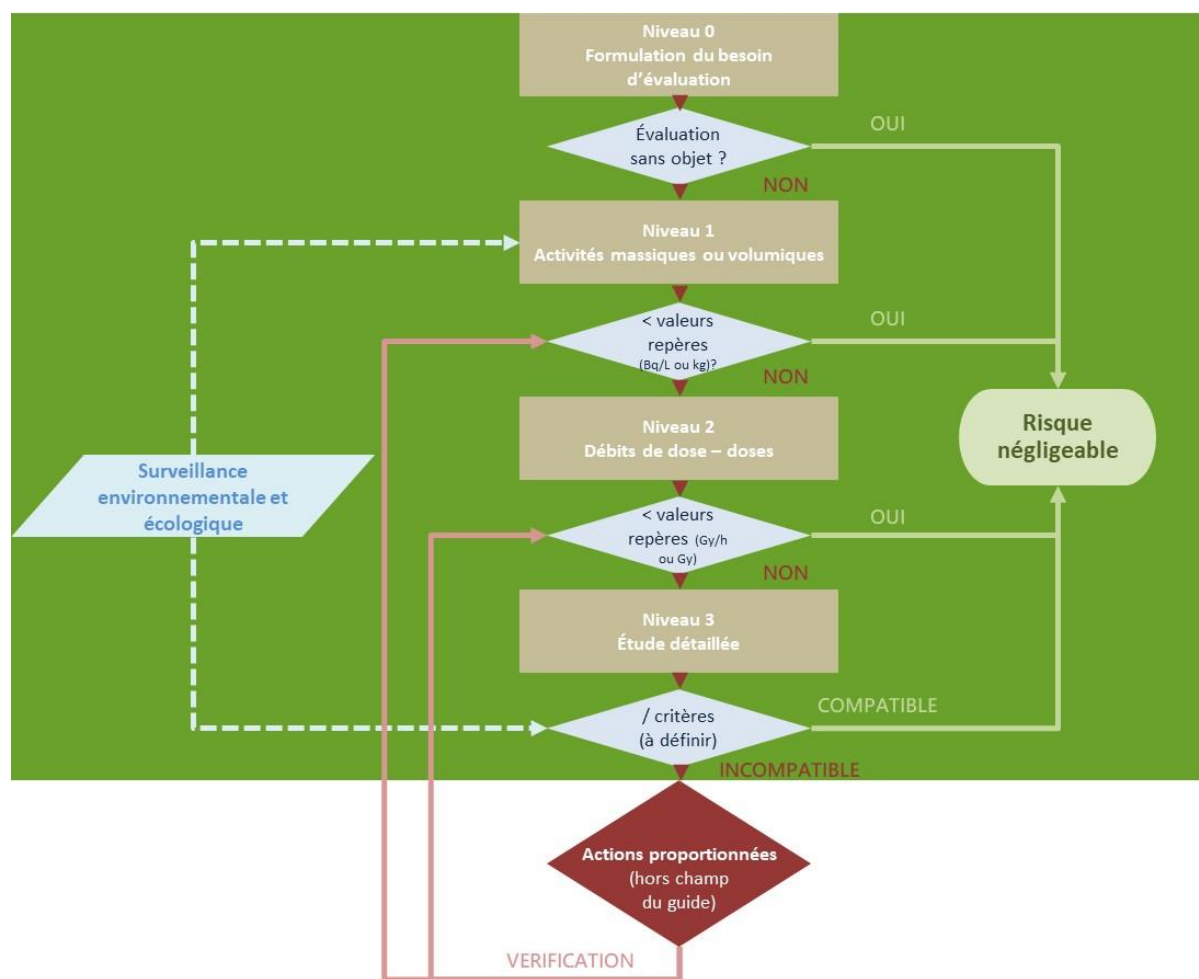


Figure 8 : logigramme de l'approche graduée pour l'évaluation de risque radiologique pour la faune et à la flore (adapté de GPRADE, 2017)

- ▶ Le niveau 0 décide de la nécessité ou non de conduire une évaluation du **risque** radiologique pour la faune et la flore, à partir des éléments de contexte disponibles.
- ▶ Le **niveau 1** est destiné à identifier rapidement et facilement les situations pour lesquelles la démonstration du caractère négligeable du risque radiologique pour la faune et la flore sauvages est immédiate. Les **activités massives ou volumiques** (Bq.kg^{-1} , Bq.L^{-1}), mesurées (par ex. issues de la **surveillance**) ou modélisées dans les compartiments physiques, y sont comparées à des **valeurs repères** de même nature (Bq.kg^{-1} , Bq.L^{-1}).
- ▶ En cas de dépassement de ces activités massives ou volumiques de référence, les débits de dose d'exposition ($\mu\text{Gy.h}^{-1}$) sont alors calculés au **niveau 2**, et mis en regard des **valeurs repères** associées.
- ▶ Si nécessaire, lorsque les deux premiers niveaux de l'évaluation ne permettent pas de conclure, un **ultime niveau 3** d'analyse est abordé par une étude détaillée, conduite de manière proportionnée et sur des critères de jugement spécifiques au cas d'étude.
- ▶ Les résultats issus de la **surveillance écologique** et **environnementale** peuvent constituer des éléments très pertinents pour renforcer ou compléter la démonstration, aussi bien au premier niveau (comparaison des activités massives ou volumiques) qu'au dernier niveau de l'évaluation (indications sur l'état de santé des organismes).

Ne pas exclure le **risque** au dernier **niveau** de l'évaluation, qui intègre l'ensemble des éléments d'appréciation disponibles, entraîne nécessairement une ou des actions de réduction du risque, proportionnée(s) aux enjeux, et dont l'efficacité doit être vérifiée par rapport aux différents critères de jugement utilisés aux niveaux précédents de l'évaluation.

Au final, l'adoption d'une approche graduée, déroulée selon les besoins en plusieurs niveaux, fait actuellement consensus au niveau international (US-DOE, 2002 ; AIEA et ARPANSA, 2003 ; Beresford *et al.*, 2007 ; US-DOE, 2019), et, aujourd'hui, au travers de ce guide, au niveau national. En effet, elle permet de répondre et de s'adapter à différentes problématiques, avec le niveau d'investigation et les outils correspondants.

2.2.5 RELATION AVEC L'ETUDE D'IMPACT

Toute installation ou activité nucléaire soumise à autorisation peut faire l'objet, au cours de son cycle de vie, de plusieurs mises à jour de l'étude d'impact. La première version de l'étude d'impact est réalisée à l'occasion du dossier déposé pour la demande de création de l'installation ou le début de l'activité. L'étude d'impact est ensuite mise à jour à chaque fois que nécessaire, par exemple avant une modification de l'installation susceptible d'avoir des incidences négatives notables sur l'environnement ou lorsque l'exploitant sollicite la modification des prescriptions encadrant les rejets de l'installation. Une évaluation du risque radiologique pour la faune et la flore sauvages devrait être conduite *a minima* à son premier niveau pour chacune des versions de l'étude d'impact, en tenant compte de chaque modification, à moins d'être en mesure de justifier qu'elle n'est pas nécessaire (pas d'augmentation de l'exposition, résultats de la **surveillance écologique**, etc.).

Pour les INB, l'étude d'impact doit également être actualisée en cas de modification substantielle nécessitant une modification du décret de création de l'installation. Toujours pour les INB, une étude d'impact spécifique (changement de terme source, changement des modalités de rejet, etc.) est préparée pour la mise à l'arrêt définitif et le démantèlement de l'installation.

2.3 SUITES DE L'ÉVALUATION

Lorsque le risque est évalué comme négligeable, l'évaluateur conclut avec confiance cette phase. La **surveillance écologique** (cf. **§.3.4** et **§.4.2.2**) peut permettre ensuite par un suivi régulier de confirmer l'absence d'impact des rejets réels sur la faune et la flore sauvages exposées aux conditions prises en compte dans l'évaluation calculatoire. La modification de ces conditions doit entraîner une réévaluation du risque.

Quand l'étude calculatoire ne permet pas de considérer que le risque est négligeable, il peut être pertinent de compléter cette analyse par la collecte d'autres éléments de preuve. À défaut, il convient d'appliquer intégralement la séquence ERC en mettant en place des mesures de réduction, voire de compensation, qui sortent du champ d'application du guide.

À retenir sur le chapitre 2

La méthodologie proposée dans ce guide débute par une analyse préalable, appelée niveau 0, qui interroge la nécessité de la mise en œuvre d'une évaluation du risque, fondée, comme celle du risque chimique, sur le principe de "l'écart à la référence".

Lorsqu'une évaluation du risque est nécessaire, l'approche est graduée en 3 niveaux de complexité croissante. À chaque niveau, si l'exposition de la faune et de la flore sauvages est inférieure à une valeur repère, le risque est considéré comme négligeable. Pour une évaluation de niveau 1, les hypothèses visent à majorer l'évaluation de risque, par exemple en ne retenant que les expositions maximales. De plus, certains outils proposent des valeurs repères prédéterminées sur des hypothèses très conservatives, et exprimées en termes d'activités massiques ou volumiques dans les milieux, ce qui simplifie le calcul. Au niveau 2, l'exposition et la valeur repère sont exprimées en débit de dose, et l'évaluation résulte d'un calcul plus complet et moins conservatif. Enfin, au niveau 3, il n'y a plus de valeur repère prédéterminée et l'étude est encore plus détaillée.

Si le risque ne peut pas être écarté, une action devra être engagée pour l'éviter ou le réduire, jusqu'à un niveau résiduel acceptable, ou à défaut compenser, ce qui sort du champ d'application du guide.

3 ÉLÉMENTS MÉTHODOLOGIQUES DE L'ÉVALUATION DE RISQUE POUR LA FAUNE ET LA FLORE SAUVAGES

Ce chapitre décrit les concepts de base nécessaires pour conduire une évaluation de **risque** radiologique pour la faune et la flore sauvages, depuis les organismes considérés (organismes de référence et représentatifs) jusqu'aux valeurs repères mises en œuvre, en intégrant les aspects de dosimétrie. Il précise comment ces éléments sont utilisés à chaque **niveau** de l'approche graduée, en mettant en perspective comment d'autres jeux de données (autres valeurs repères, résultats de **surveillance écologique**, etc.) peuvent apporter des informations pertinentes et complémentaires en matière d'évaluation de risque, voire comment il est possible de s'affranchir partiellement de cette étape calculatoire.

3.1 ÉLÉMENTS CONCEPTUELS DE BASE

3.1.1 DE L'ACTIVITÉ MASSIQUE OU VOLUMIQUE, MESURÉE OU CALCULÉE, À LA DOSE OU AU DÉBIT DE DOSE

La présence de radionucléides est quantifiée dans tout compartiment de l'environnement par une grandeur équivalente à la concentration des substances chimiques, appelée **activité massique ou volumique**. Elle caractérise l'activité du radionucléide (exprimée en Bq) par unité de masse (matrices solides) ou de volume (matrices fluides) du compartiment dans lequel le radionucléide est présent. Par analogie, cette quantité est souvent improprement désignée par le terme de "concentration". Cette grandeur ne caractérise pas les effets associés.

Les effets d'une exposition aux rayonnements ionisants sont l'expression des conséquences du dépôt d'énergie dans un organisme du fait de son exposition. La grandeur caractérisant ce dépôt est la **dose** absorbée (exprimée en Gray, notée Gy) qui devient un **débit de dose** (exprimé en multiple de Gray par unité de temps, généralement $\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$) lorsqu'elle est rapportée à la durée de l'exposition. La quantité fondamentale, et la seule employée pour la faune et la flore sauvages, est cette dose absorbée déterminée pour chaque type de rayonnement. L'impact biologique d'une dose absorbée varie selon le type de rayonnement qui l'a générée. Cette efficacité biologique relative (EBR) peut être prise en compte dans le calcul de la dose totale absorbée par l'application de facteurs de pondération. Toutefois, les informations sur l'impact des différents types de rayonnements (α , β , et γ)¹⁰ restent parcellaires pour la faune et la flore sauvages. Dans ce contexte, la CIPR propose de pondérer la dose absorbée due aux rayonnements α en la multipliant par un facteur 10 et pour les autres types de rayonnement par un facteur 1 (CIPR, 2021). Contrairement à ce qui est fait en radioprotection de l'homme, la sensibilité tissulaire n'est pas prise en compte, par défaut de connaissance. De la même manière, les connaissances sur la radiosensibilité de la faune et de la flore sauvages ne suffisent pas à ce jour pour définir des facteurs de pondération par **espèce**.

¹⁰ Les méthodes d'évaluation du risque radiologique pour la faune et la flore sauvages ne prennent pas aujourd'hui en considération l'exposition de ces organismes aux neutrons. Dans les situations d'exposition d'intérêt pour l'évaluation du risque radiologique de la faune et de la flore sauvages au sein des études d'impact, excepté quelques très rares installations, l'occurrence et l'intensité des processus générant des neutrons (émission (α, n) et fission spontanée) est négligeable.

De l'énergie déposée à la dose - du Joule au Gray

L'interaction entre les rayonnements ionisants et les tissus biologiques conduit à un dépôt d'énergie dans l'organisme.

La quantité d'énergie déposée (dE exprimée en Joules - J) par unité de masse (dM exprimée en kg) est la dose absorbée (dE/dM).

La dose absorbée est donc exprimée en $J.kg^{-1}$.

Dans le système international : $1 J.kg^{-1} = 1 Gy$

À ce stade des connaissances, en situation d'exposition chronique, la grandeur pertinente pour estimer les conséquences d'une exposition de la faune et de la flore sauvages aux rayonnements ionisants est le débit de dose absorbée (exprimé en $\mu Gy.h^{-1}$), désigné par la suite par le terme "débit de dose". Évaluer correctement cette quantité suppose de prendre en considération toutes les sources d'exposition (interne et externe) des organismes. En effet, il est admis que les doses ou débits de dose reçus sont additifs, quelle qu'en soit l'origine. Il est donc recommandé d'être le plus exhaustif possible dans la caractérisation de l'exposition pour ne pas la sous-estimer.

Si l'exposition externe est, en principe, mesurable dès lors que des radionucléides sont présents dans l'environnement (principalement pour les rayonnements γ), l'exposition interne doit être calculée. Par ailleurs, un environnement soumis aux rayonnements ionisants est le plus souvent caractérisé par les activités massiques ou volumiques des milieux abiotiques. Ces données peuvent être issues de la mesure (étude rétrospective) ou de la modélisation (à défaut de mesures significatives ou dans le cas d'une étude prospective). Il est possible de traduire l'activité massique ou volumique dans les milieux en débit de dose absorbée par un organisme, par l'application de modèles de transfert et de coefficients de dose.

3.1.2 ORGANISMES DE RÉFÉRENCE ET ORGANISMES REPRÉSENTATIFS

Dans le contexte de l'approche graduée, le niveau 1 de l'évaluation est conduit sur des bases génériques minimisant les ressources à mettre en œuvre. Pour faciliter l'évaluation et la prise de décision consécutive, en conservant un degré suffisant de confiance, le concept d'organisme de référence (animal ou plante de référence) est utilisé. Un organisme de référence est considéré comme le représentant au sein d'un écosystème (terrestre, eau douce, marin, voir Tableau 2) des espèces appartenant à un même taxon (oiseau, poisson, etc.). Ces organismes sont des entités hypothétiques présentant des expositions contrastées en lien avec leur habitat et leur mode de vie, et autorisant la caractérisation dosimétrique des différents stades de leur cycle de vie. L'identification d'un organisme de référence à une espèce réelle permet de le définir sur les plans anatomique, physiologique, écologique (habitat, temps d'occupation des milieux, comportement...), éventuellement pour ses différents stades de développement. L'organisme est alors généralement simplifié, en première approche¹¹, en une forme géométrique basique (ellipsoïde) pour les besoins du calcul dosimétrique¹². À chaque organisme de référence correspond donc un ellipsoïde de taille et masse déterminées. Cette représentation est l'un des fondements pratiques du concept d'organisme de référence, la plupart des animaux et plantes connues pouvant être inscrits dans cet ellipsoïde en en faisant varier les axes (cf. Figure 9). Cette forme détermine, pour chaque radionucléide, les coefficients de dose (CD) à appliquer pour calculer le débit de dose dans un scénario d'exposition donné (équations présentées au §.3.2.3).

¹¹ Des descriptions plus avancées des organismes sont possibles et ont été testées, par exemple avec l'utilisation de fantômes 3D intégrant les organes internes. Il en ressort que cette simplification répond aux besoins de l'évaluation du risque radiologique pour la faune et la flore sauvages. Au niveau de développement des méthodes d'évaluation du risque, il est consensuellement admis que les approches plus complexes ne présentent un intérêt que dans le cadre des travaux de recherche relatifs à l'établissement des effets de l'exposition aux rayonnements ionisants.

¹² La dose absorbée correspond à l'énergie déposée dans le volume de l'ellipsoïde, en considérant qu'il est constitué uniformément de tissu biologique.

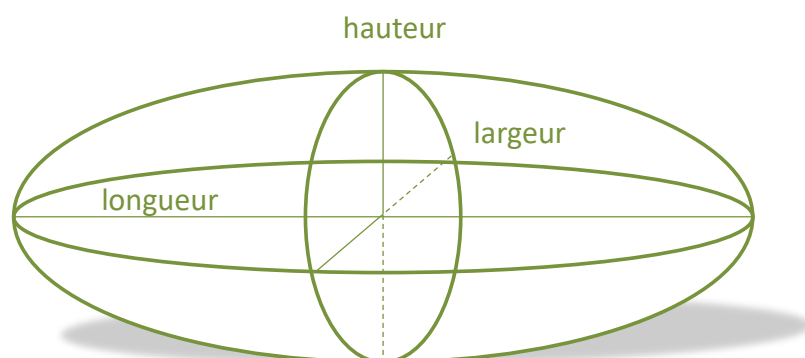


Figure 9 : ellipsoïde utilisé pour représenter tout organisme de référence en variant ses trois dimensions (longueur, hauteur, largeur)

L'organisme de référence, utilisé au [niveau 1](#) de l'évaluation, n'est pas un organisme réel, mais le modèle générique simplifié d'une catégorie d'organismes. Son utilisation induit toutefois trois simplifications :

- ▶ l'approximation de tout organisme par une géométrie simple et homogène (ellipsoïde sans organe interne ni externe - un ellipsoïde de taille donnée pour chaque organisme de référence) ;
- ▶ une distribution homogène des radionucléides dans l'ellipsoïde et dans les milieux d'exposition ;
- ▶ l'utilisation de données biologiques génériques (habitat, style de vie, etc.).

Exemples d'organismes de référence pour deux approches d'évaluation du risque radiologique pour la faune et la flore sauvages reconnues au plan international

Approche de la CIPR

Les RAPs ([reference animals and plants](#)) sont définis au niveau de la famille, caractérisée par ses propriétés biologiques et écologiques (CIPR, 2007). Sur le plan taxonomique, un RAP peut être considéré comme le représentant des [espèces](#) ou des genres appartenant à la même famille (cf. [Tableau 2](#)). Pour quelques RAPs, différents stades de vie ont été considérés car ils présentent des contrastes forts en termes d'exposition du fait de leur habitat et de leur mode de vie.

Tableau 2 : animaux et plantes de référence (RAP) de la CIPR, par milieu (stades de vie couverts indiqués entre parenthèses, famille représentée par le RAP indiquée en police italique bleue)

Ecosystème terrestre	Ecosystème eaux douces	Ecosystème marin
Pin <i>pinaceae</i>		Algue brune <i>cyclosporaee</i>
Herbe (méristème) <i>poaceae</i>		
Abeille (adulte/colonie) <i>apidae</i>		Crabe (œuf/larve/adulte) <i>cancriidae</i>
Ver de terre (œuf/adulte) <i>lumbricidae</i>		
Rat <i>muridae</i>	Grenouille (œuf/têtard/adulte) <i>ranidae</i>	
Cerf (jeune/adulte) <i>cervidae</i>	Truite (œuf/adulte) <i>salmonidae</i>	Poisson plat (œuf/adulte) <i>pleuronectidae</i>
	Canard (œuf/adulte) <i>anatidae</i>	

Approche ERICA¹³

Selon l'approche ERICA, issue d'un projet scientifique européen aujourd'hui largement utilisé dans le monde entier, les organismes de référence sont une série d'entités fournissant une base pour l'estimation du débit de dose. Ces estimations permettent ensuite d'estimer le risque d'apparition d'effets des rayonnements sur une gamme d'organismes typiques ou représentatifs d'un environnement contaminé ; ceci est comparable à la définition des RAPs de la CIPR pour les animaux et les plantes de référence (cf. ci-dessus).

L'approche ERICA diffère légèrement de celle de la CIPR, en ce sens que les organismes sélectionnés ne sont pas décrits spécifiquement au niveau taxonomique de la famille et n'ont pas de propriétés physiologiques et de cycle de vie définies avec précision. Toutefois, les animaux adultes et les plantes de référence définis par la CIPR ont été intégrés dans la liste aujourd'hui considérée par l'approche ERICA pour assurer la cohérence des deux approches. Ces points communs sont identifiés dans le

Tableau 3.

Tableau 3 : organismes de référence définis dans l'outil ERICA, avec identification des points communs avec les RAPS de la CIPR (cités entre parenthèses)

Ecosystème terrestre	Ecosystème aux douces	Ecosystème marin
Lichen/bryophyte	Phytoplancton	Phytoplancton
Herbacées (herbe CIPR)	Plante vasculaire	Algue (algue CIPR)
Buisson (herbe CIPR)	Zooplancton	Plante vasculaire
Arbre (pin CIPR)	Mollusque - gastéropode	Zooplancton
Annélide (ver de terre CIPR)	Mollusque - bivalve	Ver polychète
Arthropode - détritivore	Crustacé	Mollusque bivalve
Insecte volant (abeille CIPR)	Larve d'insecte	Crustacé
Mollusque - gastéropode	Poisson benthique	Larve d'insecte
Mammifère - petit - en terrier (rat CIPR)	Poisson pélagique (truite CIPR)	Poisson benthique (poisson plat CIPR)
Mammifère - grand (cerf CIPR)	Amphibien (grenouille CIPR)	Poisson pélagique
Oiseau (canard CIPR)	Oiseau (canard CIPR)	Oiseau (canard CIPR)
Reptile	Mammifère	Mammifère
Amphibien (grenouille CIPR)	Reptile	Reptile
		Anémone / corail

L'augmentation du réalisme aux **niveaux** suivants de l'évaluation, mis en œuvre si nécessaire (cf. §.4), repose entre autres sur l'utilisation d'un **organisme représentatif** (OR), c'est-à-dire un organisme réel, typique de l'environnement étudié ou essentiel au maintien de l'intégrité structurelle et fonctionnelle de l'**écosystème** exposé aux rayonnements ionisants (cf. **Figure 10**). Le choix de l'organisme représentatif peut notamment être guidé par les informations recueillies pour caractériser l'état initial du site (par exemple inventaires faunistique et floristique).

Il devient alors le représentant de l'**espèce** ou du groupe d'espèces à protéger plus particulièrement. Cela signifie toutefois, généralement, un effort significatif en termes de collecte de données et de développement, les outils et bases de données aujourd'hui disponibles pour l'évaluation du **risque** radiologique pour la faune et la flore sauvages étant limités aux organismes de référence définis par leurs développeurs.

¹³ Outil implémentant l'approche du même nom, les deux ayant été produits dans le cadre d'un programme de recherche européen qui fait aujourd'hui référence au niveau international. Voir **Annexe 6**.



Organisme de Référence

Un fantôme numérique
représentant un groupe large
d'organismes (ex. : amphibiens)

Organisme représentatif

Un organisme typique
représentatif du site étudié
(ex. : grenouille)

Figure 10 : lien entre organisme de référence et organisme représentatif

3.1.3 VALEURS REPÈRES POUR LA PROTECTION DE LA FAUNE ET DE LA FLORE SAUVAGES ET UTILISATION DANS LE CADRE DE L'ÉVALUATION DE RISQUE RADIOLOGIQUE

Le principe de l'écart à la référence qui supporte l'évaluation calculatoire du **risque** radiologique pour la faune et la flore sauvages suppose la comparaison d'une grandeur caractérisant l'exposition envisagée ou avérée des organismes à des **valeurs repères** garantissant la protection d'une **espèce**, ou d'une **population**, voire d'une **communauté**, etc. Ces valeurs repères sont associées à des débits de dose à considérer en **incrément**¹⁴ du bruit de fond (cf. §.3.3.1), en dessous desquels la fréquence d'apparition d'**effets** nocifs pour les organismes ciblés n'est pas significative. Ces valeurs repères peuvent être exprimées en **activités massiques** ou **volumiques** comme en **débits de dose**. En ce cas, par analogie avec la concentration sans effet prédit utilisée pour les substances chimiques non radioactives (PNEC), il est parfois fait mention d'un débit de dose sans effet prédit (acronyme anglais : PNEDR, *predicted no effect dose rate*).

La nature de la **valeur repère** peut changer en fonction du **niveau** de l'évaluation (cf. §.2.2.1 et 2.2.4). Au premier niveau de l'approche graduée, la valeur repère adoptée doit être choisie de façon suffisamment robuste. Elle doit être sélectionnée pour conférer au résultat de l'évaluation produite le niveau de confiance attendu et permettre d'écarter sereinement de toute investigation complémentaire les situations non préoccupantes. Le niveau 1 fait ainsi généralement appel à une valeur repère générique conservative, telle qu'une activité ou un **débit de dose** destiné à assurer le niveau de protection recherché pour

¹⁴ Les débits de dose en dessous desquels les effets ne sont pas significatifs sont principalement déterminés à partir d'observations en conditions contrôlées. Les débits de dose d'exposition sont alors imposés par différents dispositifs conduisant au niveau d'exposition ajoutée ciblé par l'expérimentateur. L'exposition naturelle (ou bruit de fond), non contrôlable et généralement non déterminée, n'est pas prise en compte dans le niveau d'exposition des organismes testés. C'est pourquoi les valeurs repères ainsi déduites s'appliquent en **incrément** de l'exposition naturelle.

tous les organismes potentiellement exposés. La valeur peut dépendre ou non de l'**écosystème**, ou de l'organisme de référence comme le propose la CIPR (cf. §.3.3.2).

Les niveaux suivants de l'évaluation (étude générique et étude spécifique au site, réalisées lorsque les besoins de la démonstration l'imposent) peuvent reposer sur l'utilisation de valeurs plus ciblées, définies par exemple par catégorie d'organismes (vertébrés, plantes, animaux terrestres, organismes aquatiques, etc.). Le niveau ultime de l'évaluation consiste à mettre en perspective les résultats obtenus pour des **organismes représentatifs** avec les connaissances disponibles d'une part sur les niveaux d'exposition naturelle de ces organismes (bruit de fond, cf. §.3.3.1.3), d'autre part sur la radiotoxicité, toujours pour ces mêmes organismes, ou des organismes voisins.

Quoi qu'il en soit, le choix de la **valeur repère** et sa quantification relèvent de la responsabilité de l'évaluateur. Il doit tracer les raisonnements ayant conduit à ces choix et produire tous les éléments de justification qui pourraient en nourrir la contre-expertise. La nature et la quantification de la valeur repère doivent être réfléchies en fonction du contexte et des objectifs de l'évaluation et peuvent nécessiter, aux niveaux avancés de l'évaluation, un haut niveau d'expertise dans le domaine. Elles contribuent notamment, pour partie, à l'incertitude associée au risque radiologique pour la faune et la flore sauvages (cf. §.5.1.3) évalué par la méthode décrite dans ce guide. Cette valeur repère n'est toutefois pas une limite réglementaire, mais un repère dont le dépassement n'entraîne pas nécessairement le passage à un niveau supérieur d'évaluation dès lors que l'évaluateur est capable de démontrer l'absence de conséquence écologique, ou de justifier l'arrêt de l'évaluation sur un critère d'autre nature. Ce raisonnement ne peut toutefois intervenir qu'au cas par cas, au regard des spécificités du site, par exemple si des conditions physico-chimiques locales influencent la **spéciation** d'une substance dans le sens d'une réduction de sa toxicité. Le cas échéant, cela entraîne un complément de réflexion et d'investigation.

3.2 ANALYSER L'EXPOSITION LORS D'UNE APPROCHE GRADUÉE

La première phase d'une évaluation de risque radiologique consiste à identifier les voies d'exposition des organismes à protéger, c'est-à-dire les conditions dans lesquelles ces organismes sont confrontés dans leur milieu de vie aux rayonnements ionisants.

3.2.1 VOIES D'EXPOSITION

L'évaluation du risque radiologique pour les organismes nécessite de connaître les voies par lesquelles ils sont exposés. Les doses étant additives, les voies d'exposition prises en compte pour évaluer l'impact potentiel des radionucléides sur la faune et la flore sauvages doivent être inventoriées de façon exhaustive. Cet inventaire peut être synthétisé dans un schéma conceptuel présentant, pour chaque **écosystème**, les sources d'exposition, les organismes cibles et les voies de **transfert**. L'établissement systématique d'un tel schéma conceptuel d'écosystème est recommandé pour s'assurer de l'exhaustivité de l'inventaire des voies d'exposition, justifier éventuellement d'en négliger certaines, et ainsi optimiser les ressources allouées à l'évaluation. Différents formalismes sont proposés pour concrétiser le schéma conceptuel, depuis les plus figuratifs (par exemple sous forme de réseau, ou de schéma synoptique) jusqu'à des représentations plus abstraites comme les matrices de transfert/exposition (cf. **Annexe 3**).

Deux voies d'exposition sont usuellement distinguées, l'exposition interne et l'exposition externe.

L'**exposition externe** résulte de la présence d'un organisme dans un milieu contenant des radionucléides (air, eau, sol, sédiment, cf. **Figure 11**) ; elle intègre à la fois le contact (immersion dans un milieu contenant des radionucléides) et

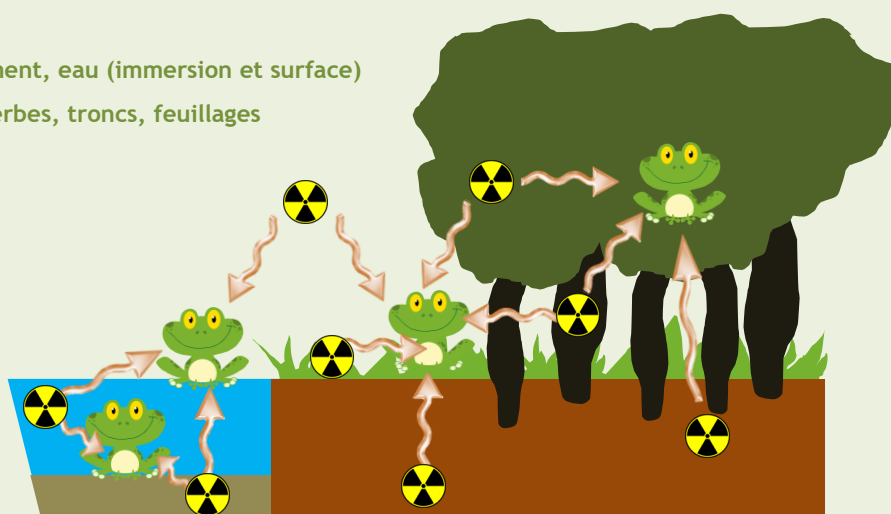
l'irradiation à distance. Le calcul de l'exposition externe fait intervenir différents facteurs : le facteur d'occupation du milieu (fraction de temps passé par l'organisme dans différents milieux selon son mode de vie), un **coefficient de dose** externe et l'**activité massique ou volumique** dans le milieu d'exposition.

L'**exposition interne** résulte de l'incorporation des radionucléides par les organismes (cf. **Figure 12**), quel que soit le processus à l'origine de la pénétration des radionucléides dans l'organisme (par exemple incorporation par la chaîne alimentaire - nourriture, respiration, ingestion de sols/sédiments, etc.). Le calcul de l'exposition interne fait intervenir un **coefficient de dose** interne et l'**activité massique** au sein de l'organisme exposé. Cette dernière peut être obtenue par mesure ou par modélisation (voir §. suivant).

Inventaire des voies d'exposition - exemple d'une grenouille arboricole adulte* :

Exposition externe

- Milieu aquatique : sédiment, eau (immersion et surface)
- Milieu terrestre : sol, herbes, troncs, feuillages



* les conditions d'exposition externe à considérer sont, si besoin et si possible, à moduler en fonction des stades de vie de l'organisme, dont la prise en compte est encore rare à ce jour par manque de données sur le transfert (cf. §.3.2.2)

Figure 11 : exemples de voies d'exposition externe possibles en fonction du milieu de vie d'un organisme amphibien

Exposition interne



Figure 12 : principe de l'exposition interne

3.2.2 ÉVALUATION DES TRANSFERTS

La connaissance des activités massiques ou volumiques dans les milieux d'exposition est un préalable à l'évaluation du **risque** radiologique pour la faune et la flore sauvages. Il est pour cela nécessaire de caractériser le transfert des radionucléides depuis leur source d'émission jusqu'à l'organisme cible en considérant les échanges entre compartiments de l'environnement, incluant les milieux abiotiques (matrices non vivantes) et les milieux vivants (faune et flore).

En cas d'étude rétrospective, la caractérisation des activités massiques ou volumiques dans les milieux d'exposition, résultat de l'évaluation des transferts, peut être obtenue à partir de données mesurées directement sur les compartiments d'intérêt. À défaut d'une mesure significative (supérieure à la limite de détection), ou dans le cas d'études prospectives, elle repose sur des résultats de modèles compartimentaux qui tiennent compte de manière simplifiée des processus de transport et de transfert entre les composantes de l'**écosystème** étudié (cf. **Figure 13**). Dans ce dernier cas, la modélisation utilisée en première approche est généralement basée sur une hypothèse d'équilibre entre ces différentes composantes. Cette approche consensuelle communément retenue pour traiter les situations d'exposition chronique participe à l'incertitude entourant l'évaluation du risque radiologique, telle qu'elle est décrite ici (cf. **§.5.1.2.1**). Elle fait appel essentiellement aux constantes d'équilibre entre compartiments, appelées usuellement **facteurs de transfert**. Dans les modèles simplifiés, les différents processus d'échange ne sont pas pris en compte explicitement, mais sont intégrés dans les facteurs de transfert. Le choix des valeurs de ces facteurs de transfert constitue l'une des sources importantes d'incertitude dans le processus de caractérisation du risque radiologique pour la faune et la flore sauvages (cf. **§.5.1.2.1**).

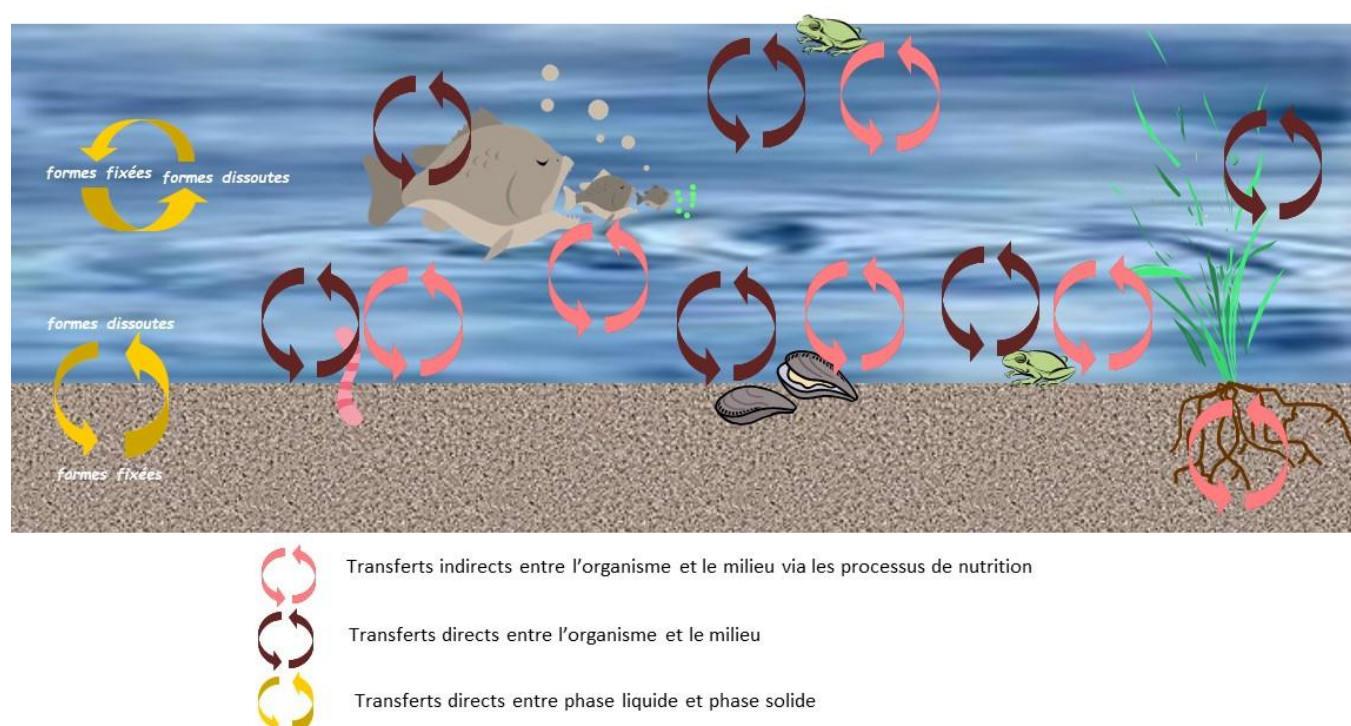


Figure 13 : exemples de processus de transfert à l'origine de la distribution des radionucléides en milieu aquatique

Transfert entre compartiments abiotiques : coefficient de partage liquide-solide (K_d)

Le **coefficient de partage** liquide-solide exprime la distribution d'un radionucléide entre une phase liquide (eau par exemple) et une phase solide (sédiment ou sol en général). Il correspond, pour un radionucléide donné, à la valeur à l'équilibre du

rapport entre son **activité massique** dans la phase solide (Bq.kg⁻¹ en masse sèche) et son activité volumique dans la phase liquide (Bq.L⁻¹, généralement sur eau filtrée).

$$K_d = \frac{\text{activité massique dans la phase solide (Bq.kg}^{-1} \text{ masse sèche)}}{\text{activité volumique dans la phase liquide (Bq.L}^{-1})}$$

N.B. Les activités massiques ou volumiques dans les compartiments d'exposition peuvent être obtenues en appliquant aux rejets des modèles simples de transport et diffusion, tels que ceux utilisés pour l'évaluation de l'impact radiologique à l'homme, ce qui permet d'assurer la cohérence entre les deux types d'évaluation.

Transfert vers les organismes vivants : facteurs de concentration (FC) ou concentration ratio (CR).

Les **facteurs de transfert** aux organismes vivants traduisent la **bioconcentration** potentielle des radionucléides par ces organismes, c'est pourquoi ils sont aussi appelés facteurs de concentration. Le **facteur de concentration** quantifie le transfert d'un radionucléide à un organisme donné à partir d'un milieu de vie (air, eau, sol, sédiment), en englobant implicitement les divers processus conduisant à l'incorporation du radionucléide par l'organisme. Il correspond, pour un élément radioactif donné, à la valeur à l'équilibre du rapport entre son activité massique dans l'organisme (Bq.kg⁻¹ en masse fraîche de l'organisme entier) et son activité massique ou volumique dans le milieu (eau - Bq.L⁻¹, sol - Bq.kg⁻¹, air - Bq.m⁻³). Le transfert des radionucléides rejetés sous forme gazeuse (C, H, P et S notamment) peut également être traité de manière empirique par cette approche à l'équilibre, qui touche en ce cas à ses limites (cf. §.5.1.2.1).

$$CR = \frac{\text{activité massique dans l'organisme (Bq.kg}^{-1} \text{ masse fraîche, organisme entier)}}{\text{activité massique ou volumique dans un milieu (Bq.kg}^{-1}, \text{Bq.L}^{-1}, \text{Bq.m}^{-3})}$$

Les valeurs de ces paramètres de transfert peuvent être trouvées dans la littérature pour des triplets (élément, organisme, milieu), voir encadré page suivante.

N.B. Des facteurs de concentration sont également utilisés dans les approches d'évaluation d'**impact sanitaire**, au sens de la radioprotection. Ils sont alors généralement exprimés vis-à-vis de la masse sèche de la fraction consommable d'un organisme. Les valeurs du facteur de concentration d'un triplet donné diffèrent donc en général entre une évaluation de risque pour la faune et la flore sauvages et une évaluation d'impact sanitaire.

Il faut toutefois noter que de nombreux triplets ne sont pas documentés. Dans ce cas, il est souvent suggéré, voire nécessaire, de procéder par extrapolation, selon diverses approches (par exemple entre éléments ou entre espèces), qui doivent être appliquées de manière à maintenir le **conservatisme** attendu au niveau d'évaluation pour lequel elles sont utilisées. Le recours à l'extrapolation est reconnu comme une source d'incertitude supplémentaire dans la détermination des valeurs des paramètres de transfert (cf. §.5.1.2.1).

Quelques ressources à consulter en matière de paramètres de transfert pour la faune et la flore sauvages

- ▽ Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer to Wildlife (TRS 479 ; AIEA, 2014b)
- ▽ Environmental Protection: Transfer Parameters for Reference Animals and Plants (ICRP Publication 114 ; CIPR, 2009)
- ▽ Sediment Distribution Coefficients and Concentration Factors for Biota in the Marine Environment (TRS 422 ; AIEA, 2004)
- ▽ Base de données Wildlife Transfer Database (<http://www.wildlifetransferdatabase.org/>)

3.2.3 CALCUL DES DÉBITS DE DOSE

L'intensité et la nature des effets d'une exposition aux rayonnements ionisants étant liées à la dose et au débit de dose, les activités massiques ou volumiques dans tout milieu d'exposition doivent être transformées en dose ou débit de dose à l'organisme. S'agissant de caractériser le risque lié à l'exposition chronique des organismes, il est communément admis que la grandeur pertinente est le dépôt d'énergie par unité de temps, soit le débit de dose¹⁵. La connaissance de la dosimétrie des rayonnements permet cette conversion en quantité d'énergie absorbée par un organisme à partir de sources d'exposition interne et externe.

Le principe général de la méthode consiste à calculer pour chaque organisme les débits de dose externe et interne pour chaque radionucléide auquel il est exposé. Des coefficients de dose spécifiques à chaque couple (radionucléide, organisme) permettent de convertir l'activité d'un radionucléide dans un organisme donné (exposition interne) ou dans un milieu (exposition externe), en débit de dose absorbée en $\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$. De tels coefficients de dose sont proposés dans la littérature (cf. encadré ci-après). Le calcul du débit de dose total (DDT) auquel un organisme est exposé correspond à la somme de l'exposition externe (DD_{ext}) et interne (DD_{int}) pour chacun des radionucléides.

Débit de dose externe

Le débit de dose reçu par exposition externe de l'organisme o au radionucléide r , $DD_{\text{externe}}(r, o, \text{milieu})$, est estimé à partir de l'activité massique ou volumique du radionucléide r dans le milieu d'exposition $A(r, \text{milieu})$, du coefficient de dose $CD_{\text{externe}}(r, o)$ et d'un facteur d'occupation caractérisant la proportion de temps passé dans ce milieu $FO(o, \text{milieu})$.

$$DD_{\text{externe}}(r, o, \text{milieu}) = CD_{\text{externe}}(r, o) \times A(r, \text{milieu}) \times FO(o, \text{milieu})$$

Avec $\sum_{\text{milieu}} FO(o, \text{milieu}) = 1$ sur l'ensemble des milieux de vie de l'organisme, en considérant tous les écosystèmes fréquentés (ex. de l'amphibien partageant son temps entre écosystèmes terrestre et aquatique).

N.B. le rayonnement cosmique n'est pas considéré par les méthodes aujourd'hui disponibles, d'une part parce qu'il est sans objet si l'évaluation porte principalement sur le risque ajouté (impact des installations), d'autre part parce que c'est une contribution mineure.

¹⁵ La dose (absorbée) est la grandeur généralement utilisée pour caractériser une exposition aiguë de la faune et de la flore sauvages

Débit de dose interne

Le débit de dose interne résulte de l'incorporation des radionucléides par l'organisme, quel que soit le processus conduisant à cette incorporation. Il est déterminé à partir de l'activité massique $A(r,o)$ de chaque radionucléide r dans l'organisme o , qu'elle soit mesurée ou modélisée par **transfert** à l'organisme depuis les milieux (air, eau, sédiments et sols), et du coefficient de dose $CD_{interne}(r,o)$. Ce coefficient de dose correspond à un scénario donné d'exposition (par exemple, organisme posé sur le sol, organisme au milieu de la colonne d'eau, etc.). La caractérisation des éléments de ce scénario est reconnue comme une source d'incertitude dans la détermination des valeurs des coefficients de dose (cf. §.5.1.2.2).

$$DD_{interne}(r, o) = CD_{interne}(r, o) \times A(r, o)$$

Débit de dose total

Le débit de dose total reçu par un organisme est la somme des débits de dose reçus dus à tous les radionucléides considérés et à toutes les voies d'exposition.

$$DDT(o) = \sum_r \left[DD_{interne}(r,o) + \sum_{milieu} DD_{externe}(r, o, milieu) \right]$$

Quelques ressources à consulter en matière de coefficients de dose

- ▽ Dose Coefficients for Non-human Biota Environmentally Exposed to Radiation (ICRP Publication 136; CIPR, 2017).
- ▽ BiotaDC (Outil associé à la publication 136 de la CIPR, <http://biotadc.icrp.org/>)
- ▽ Outil ERICA (<http://www.ERICA-tool.com/>)
- ▽ R&D128 (Copplestone *et al.*, 2002)
- ▽ RESRAD BIOTA (US-DOE, 2002 ; <http://resrad.evs.anl.gov/codes/resrad-biota/>)

3.3 NIVEAUX D'EXPOSITION ET VALEURS REPÈRES UTILES LORS D'UNE APPROCHE GRADUÉE

3.3.1 LE BRUIT DE FOND

Le **risque** pour la faune et la flore sauvages de toute activité humaine peut être apprécié par comparaison avec les niveaux d'exposition "habituels" des **espèces** concernées, notamment lorsqu'il s'agit d'évaluer le risque lié à l'exposition de ces animaux et plantes sauvages à des substances déjà naturellement présentes dans l'environnement. Ce niveau d'exposition "habituel" résulte de phénomènes naturels mais aussi anthropiques autres que l'activité faisant l'objet de l'évaluation. Bien que le terme reste sans doute discutable, l'ensemble des données disponibles caractéristiques du niveau d'exposition initial des organismes est couramment appelé "bruit de fond" (Algos et Charissou, 2010). Sa connaissance est utile pour justifier la conduite d'une évaluation de risque radiologique, mais aussi éventuellement pour en interpréter les résultats par la confrontation des deux types d'informations. Par ailleurs, il est à noter que les valeurs repères sont généralement définies pour être utilisées en **incrément** du fond ambiant (selon la définition donnée **Figure 14** ci-après) caractérisant les niveaux habituels d'exposition des êtres vivants.

3.3.1.1 DÉFINITION DU BRUIT DE FOND

La notion de bruit de fond intègre différents concepts (Algros et Charissou, 2010), selon l'origine (naturelle ou anthropique) des substances considérées, le milieu étudié, le domaine d'application, les objectifs poursuivis, voire les auteurs. Le guide ne préconise pas spécifiquement une des définitions illustrées par la Figure 14 et exclut seulement « la source anthropique ponctuelle dont on souhaite étudier l'impact ».

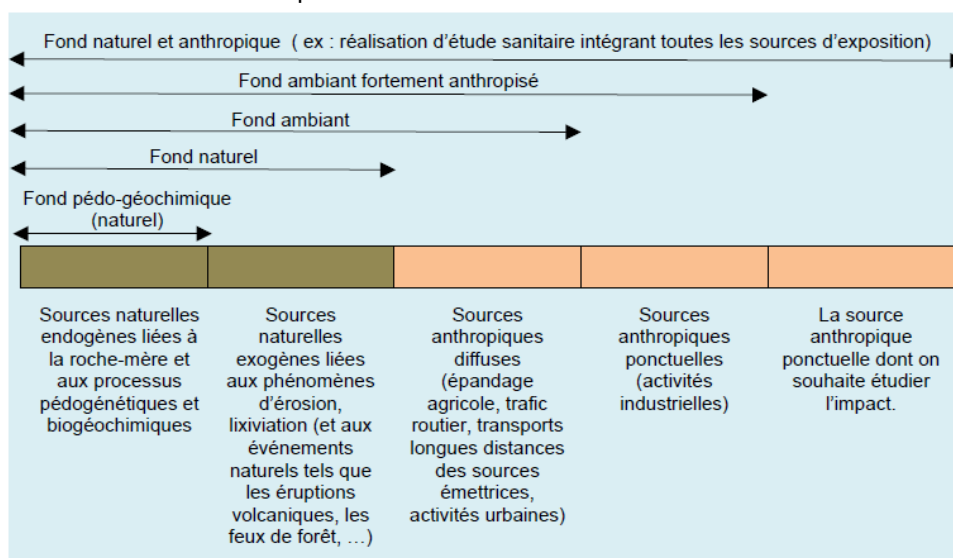


Figure 14 : les différentes notions de bruit de fond utilisées pour les sols (d'après Daniau *et al.*, 2009)

La variabilité des contributions considérées dans la détermination d'un bruit de fond concourt largement à l'incertitude associée à sa caractérisation (cf. §.5.1.3.1).

La définition courante du bruit de fond radiologique (IRSN, 2016a) correspond aux activités massives ou volumiques des radionucléides présents dans l'environnement, en dehors de toute influence anthropique actuelle (industrie nucléaire, autres industries, rejets hospitaliers, etc.). Ces radionucléides ont pour origine des sources naturelles ou artificielles résultant d'activités anthropiques passées (cf. Annexe 4 et encadré suivant).

Bruit de fond radiologique - activités massiques (Figure 15 & Figure 16) et surfaciques (Figure 17)

▽ Bruit de fond d'origine tellurique sur le territoire métropolitain

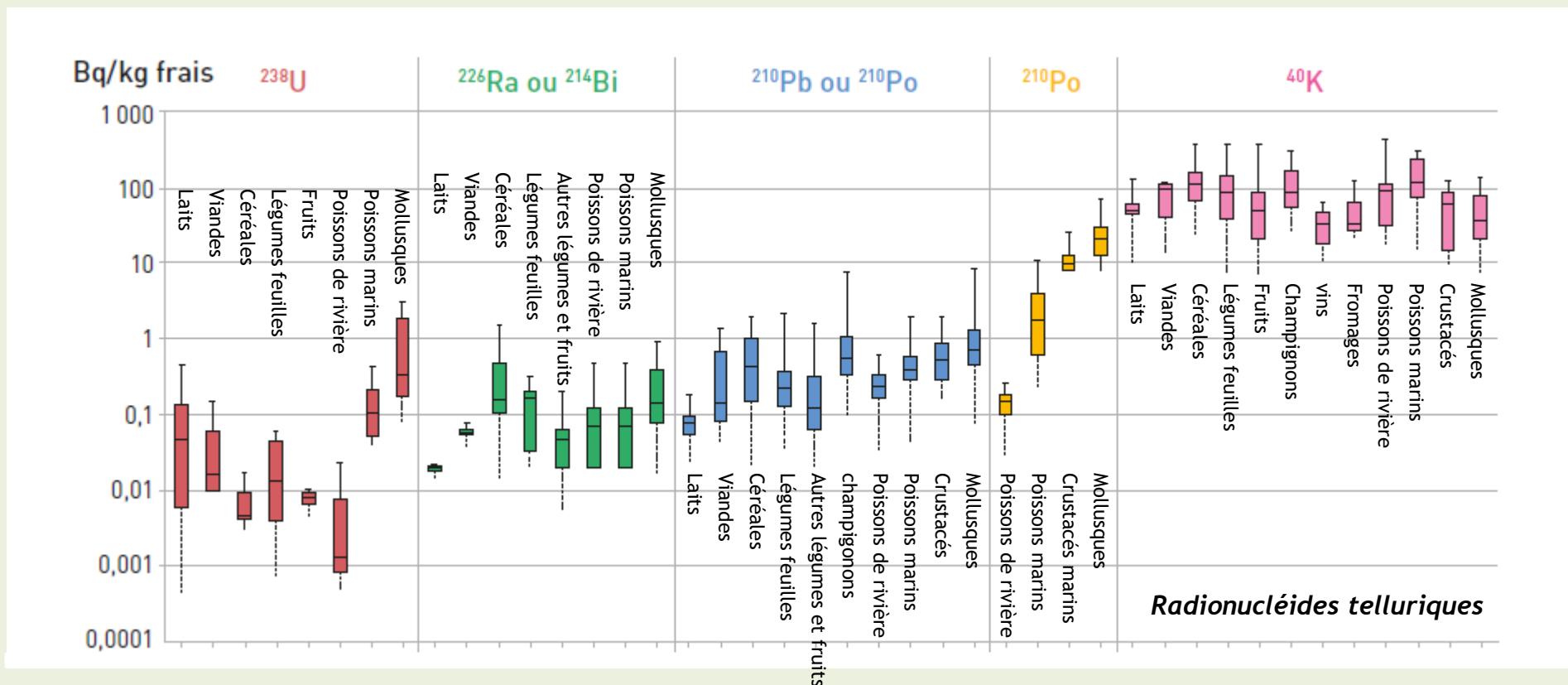


Figure 15 : activités massiques des principaux radionucléides naturels dans les denrées produites en France (extrait du bilan de l'état radiologique de l'environnement français de 2015 à 2017 - IRSN 2018)

▽ Bruit de fond radiologique d'origine non tellurique sur le territoire métropolitain

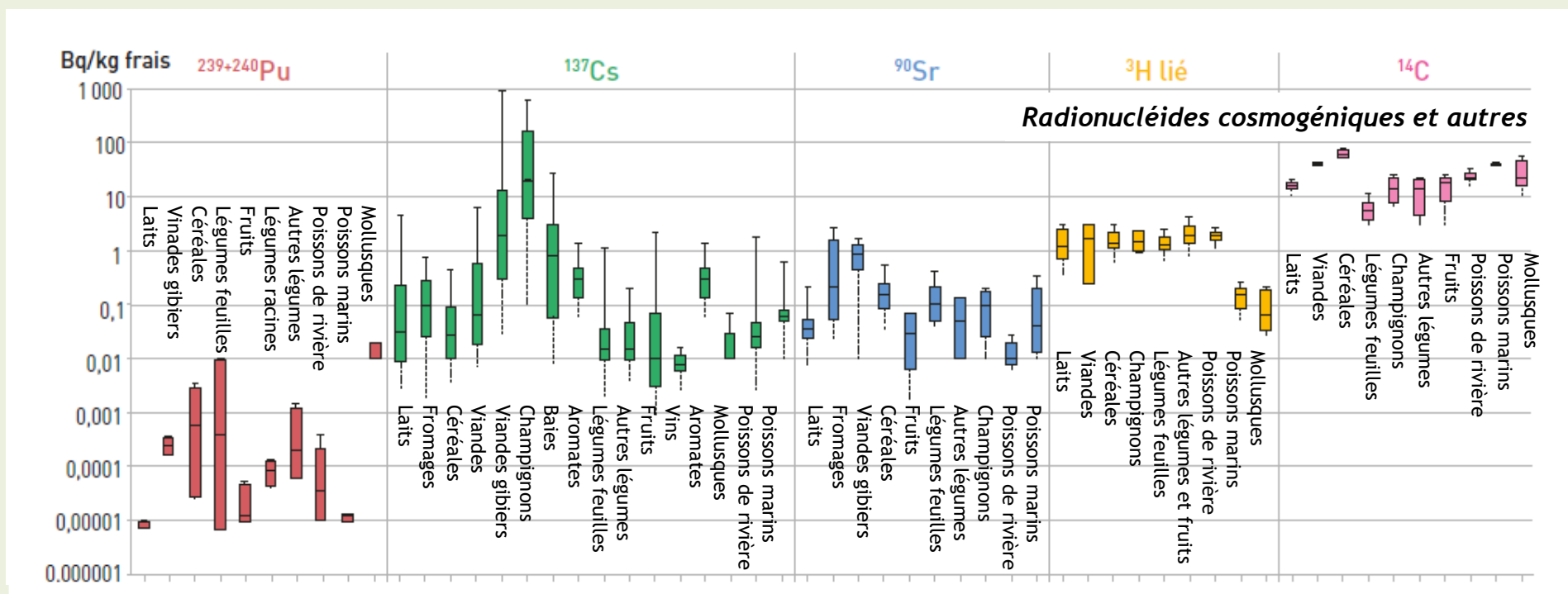


Figure 16 : activités des principaux radionucléides artificiels dans les denrées produites en France, liées essentiellement à la rémanence des retombées atmosphériques (extrait du bilan de l'état radiologique de l'environnement français de 2015 à 2017 - IRSN 2018)

- ▽ Rémanence d'apports anciens, qui ont concerné l'ensemble du territoire (radionucléides artificiels notamment issus des retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires et de l'accident de Tchernobyl)

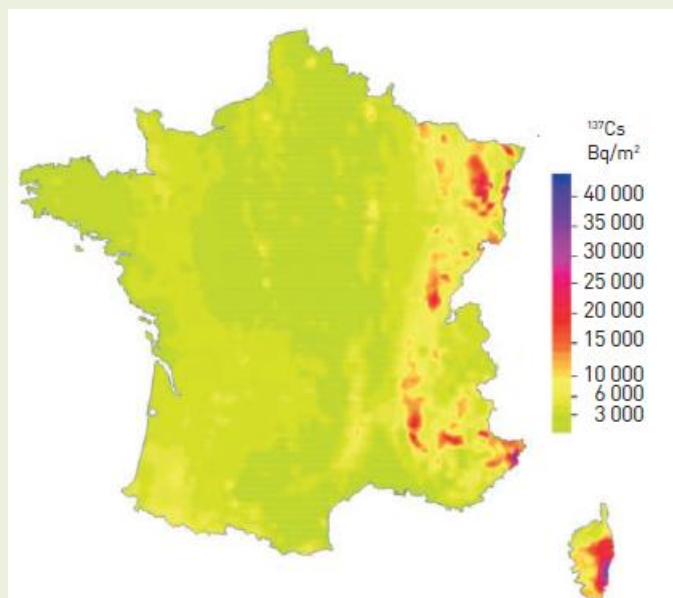


Figure 17 : distribution théorique du ¹³⁷Cs issu des retombées atmosphériques sur le territoire métropolitain (mise à jour en 2008 ; IRSN 2016b)

Les valeurs caractéristiques d'un "bruit de fond" et leur utilisation sont associées à de nombreuses incertitudes (cf. §.5.1.3.1), du fait de l'absence de valeurs disponibles pour certains radionucléides, de leur inadaptation à des situations parfois très locales (cf. Figure 18), de leur manque de représentativité statistique... La détermination de ces valeurs pose, de ce fait, des problèmes méthodologiques, et diverses méthodes ont été proposées pour y répondre (cf. encadré suivant). Cette notion cache, en outre, une grande diversité de situations, étant donné qu'il y a autant de bruits de fond que de compartiments environnementaux (eaux, air, sols, sédiments, organismes). Il faut en outre avoir à l'esprit l'évolution temporelle du bruit de fond radiologique, liée au phénomène de décroissance radioactive qui peut s'avérer significatif en fonction des demi-vies des radionucléides concernés.

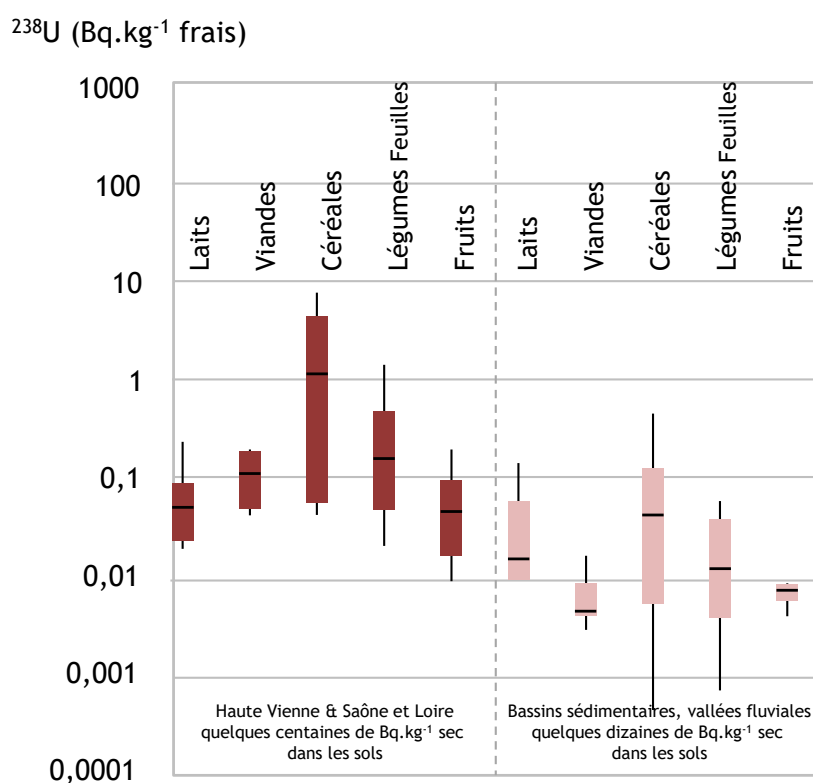


Figure 18 : activités massiques en ^{238}U de denrées produites sur des zones à hauts niveaux de radioactivité naturelle (à gauche - principalement Haute-Vienne et Saône-et-Loire) comparées à celles produites notamment en zones sédimentaires (à droite - bassins parisien, aquitain, vallées fluviales...) (extrait du bilan de l'état radiologique de l'environnement français de 2015 à 2017 - IRSN 2018)

Quelques approches proposées pour la détermination numérique du bruit de fond

Le bruit de fond peut être caractérisé par une gamme de valeurs. Résumer cette gamme de valeurs à une valeur unique est le résultat - réducteur - d'un traitement statistique des données recueillies. Diverses approches ont été testées en ce sens (cf. Tableau 4).

Tableau 4 : atouts et faiblesses des méthodes proposées pour la détermination numérique d'un bruit de fond

Méthode	Atout	Faiblesse	Référence
Moyenne géométrique	Peu sensible aux valeurs hautes	Intervalle de confiance inaccessible si les données ne suivent pas une loi (log) normale	RIVM (1997)
Médiane	Données inférieures à des seuils prises en compte sans être nécessairement quantifiées	Suppose les données indépendantes et appartenant à une seule et unique distribution	Salpeteur et Angel, 2009
Autres centiles	Identification de valeurs singulières	Choix du centile (90, 95, 98 ?)	Reimann <i>et al.</i> 2005

Le lecteur pourra également se reporter avec intérêt aux travaux de l'ADEME. Cette agence a en effet mis en ligne durant l'été 2020 deux guides relatifs à la détermination des valeurs de fonds dans les sols, l'un à l'échelle d'un site

(https://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/guide_fpg_etude_site_2018.pdf), l'autre à l'échelle d'un territoire (https://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/guide_fpg_echelle_territoire_2018.pdf).

Le premier guide distingue les jeux de données dont l'effectif est inférieur à 30, auquel cas il est conseillé d'utiliser la médiane de valeurs et ceux dont les effectifs sont supérieurs à 30, pour lesquels des traitements géostatistiques et statistiques plus évolués sont décrits en annexe.

N.B. La gamme de variation du bruit de fond est d'autant plus large que l'échelle spatiale à laquelle les données sont disponibles est grande. Dans le contexte de l'utilisation de cette information en lien avec une évaluation calculatoire du risque radiologique pour la faune et la flore sauvages, le choix de la valeur la plus représentative dépend également du niveau de l'évaluation. Le conservatisme recherché au niveau 1 est en faveur de l'usage préférentiel de la valeur basse de cette gamme, qui peut être remplacée par la valeur médiane au niveau 2. Comme tous les choix faits dans ce cadre, celui-ci relève de la responsabilité de l'évaluateur qui doit clairement le tracer et le justifier, notamment dans l'optique d'une éventuelle contre-expertise.

3.3.1.2 UTILISATION DU BRUIT DE FOND DANS L'ÉVALUATION DE RISQUE RADIOLOGIQUE POUR LA FAUNE ET LA FLORE SAUVAGES

L'utilisation du bruit de fond comme valeurs repères a été suggérée par la Publication 103 de la CIPR (2007) comme suit « *Avec les rayonnements, il existe une autre source de référence qui est le bruit de fond de la radioactivité naturelle auquel ces animaux et plantes sont en permanence et « typiquement » exposés. Les doses supplémentaires de rayonnement reçues par les animaux et les plantes peuvent ainsi être comparées (...) aux débits de dose qu'ils rencontrent normalement dans leurs environnements naturels.* » La Publication 108 de la CIPR (2008) précise cette approche en considérant que tout débit de dose ajouté qui serait une fraction ou un faible multiple de débits de dose de fond normaux a une très faible probabilité d'être à l'origine d'une préoccupation de gestion environnementale.

Dans une approche rétrospective, les activités massiques ou volumiques environnementales (eau - Bq.l⁻¹, sol - Bq.kg⁻¹, air - Bq.m⁻³, etc.) mesurées peuvent être comparées à des valeurs de bruit de fond dont la détermination sera définie et justifiée au regard d'une telle utilisation comme valeurs repères. Cela peut permettre d'évaluer dans quelle mesure la situation étudiée apparaît susceptible de représenter un enjeu en termes de risque radiologique pour la faune et la flore. Si, par exemple, les activités massiques ou volumiques mesurées sont toutes comprises dans les gammes de valeurs de bruit de fond retenues comme valeurs repères, la question de poursuivre l'évaluation de risque par une démarche calculatoire peut alors se poser pour l'évaluateur. Il devra, pour cela, évaluer si les enjeux de démonstration de la protection radiologique de la faune et de la flore sauvages nécessitent un tel investissement (par exemple présence d'une espèce emblématique, existence d'une zone de protection particulière, demande sociétale forte, etc.), ou pas. C'est donc au stade de l'acquisition des données d'activités massiques ou volumiques dans les matrices environnementales pour la démarche d'évaluation qu'intervient en premier lieu la notion de bruit de fond.

Dans une approche prospective, les activités massiques ou volumiques environnementales (eau - Bq.l⁻¹, sol - Bq.kg⁻¹, air - Bq.m⁻³, etc.) ajoutées prédites peuvent être comparées à des valeurs de bruit de fond dont le choix comme valeurs repères aura été dûment justifié. Si l'activité ajoutée est inférieure ou comprise dans la gamme de ces valeurs de bruit de fond, la question de poursuivre l'évaluation de risque par une démarche calculatoire peut alors se poser pour l'évaluateur, en tenant compte du contexte et de la nécessité d'une approche proportionnée.

L'inventaire local détaillé des données de bruit de fond pour les substances radioactives, systématique à proximité des installations nucléaires placées sous le régime d'autorisation, existe rarement ailleurs. Acquérir l'information nécessaire en termes de bruit de fond peut alors se faire en diverses occasions. Elle peut notamment résulter de la caractérisation de l'“état initial radiologique” de l'environnement (par exemple dans le cadre de l'étude d'impact avant réalisation d'un projet de type INB) qui devrait conduire idéalement à recueillir les valeurs de bruit de fond dans tous les compartiments environnementaux susceptibles d'être impactés. En pratique, la connaissance précise du bruit de fond, et de ses éventuelles variations dans le temps, est souvent le seul moyen de réfuter l'hypothèse d'un impact imputable à l'activité identifiée, en cas de mise en évidence d'anomalies après le démarrage de l'installation. Toutefois, l'information ainsi recueillie initialement s'est souvent révélée insuffisante, conduisant alors à des investigations complémentaires. La réalisation de bilans radioécologiques ou autres études du même type ou d'une [surveillance environnementale](#) locale contribue à enrichir les connaissances sur le bruit de fond. À défaut de la disponibilité de telles données locales, il convient alors de se référer aux caractéristiques de bruit de fond à une échelle régionale, telles que celles présentées dans les [constats radiologiques régionaux](#) ou autres études. L'utilisation de données de niveau national est moins pertinente pour une étude locale, mais n'est pas à exclure.

N.B. L'effort fourni pour caractériser le bruit de fond doit permettre de couvrir toute la variété des niveaux rencontrés dans l'environnement. Notamment, avant tout démarrage d'une installation, il est recommandé de procéder à une analyse et une caractérisation de la radioactivité en place, les données de surveillance existantes pouvant être inadaptées ou obsolètes. Des conclusions erronées sur le niveau d'impact pourraient survenir dès lors que l'insuffisance d'information sur la distribution du bruit de fond interdirait de déterminer si les valeurs prédites du fait des activités de l'installation étudiée diffèrent significativement de ce bruit de fond (par exemple considérer comme anormaux des niveaux d'activités massiques ou volumiques compris dans les gammes de valeurs du bruit de fond tel qu'il aurait dû être caractérisé).

Norme ISO 19258:2005 sur les sols : « les valeurs de bruit de fond ne peuvent se résumer à un paramètre central tel que la moyenne. S'il est nécessaire de décrire la variabilité d'une teneur donnée dans un sol de façon aussi précise que possible, les lois de probabilité des substances dans les sols sont rarement normales... En toute situation, un minimum de 30 échantillons est recommandé. »

3.3.1.3 UTILISATION DU BRUIT DE FOND AU NIVEAU 3 DE L'ÉVALUATION

L'utilisation d'un bruit de fond peut également aider à conclure une évaluation ayant révélé au [niveau 2](#) un risque radiologique théorique pour la faune et la flore sauvages. Il est nécessaire de passer au niveau suivant, auquel l'évaluateur est libre de la nature des valeurs repères à employer, et de leur mise en œuvre. Au niveau 3 de l'évaluation, le débit de dose estimé est généralement interprété par comparaison avec les données d'[effet](#)¹⁶ obtenues spécifiquement pour les organismes concernés exposés aux rayonnements ionisants.

L'évaluateur peut également mettre en perspective les résultats de son évaluation de niveau 2 avec le bruit de fond qu'il aura défini et justifié à cette fin. Le bruit de fond doit alors être exprimé non plus en mesures d'activités massiques et volumiques (cf. [3.3.1.2](#)) mais en termes de niveaux d'exposition, c'est-à-dire en $\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ (cf. encadré suivant).

¹⁶ Pour mémoire, les résultats obtenus aux niveaux précédents de l'évaluation sont interprétés par comparaison à une valeur repère **prédéfinie** (cf. [§ 3.3.1.3](#), [3.3.2](#), [3.3.3](#)).

Illustration de la mise en perspective d'un débit de dose d'exposition estimé avec le niveau naturel d'exposition utilisé comme valeur repère

Le débit de dose d'exposition pour trois organismes de référence marins (crustacé, anémones-coraux et zooplancton) a été estimé en appliquant les éléments présentés au §.3.2 sur un scénario plausible d'apports anthropiques. Il est mis en perspective (cf. Figure 19) vis-à-vis de l'exposition naturelle estimée pour ces mêmes organismes de référence (cf. Figure 20).

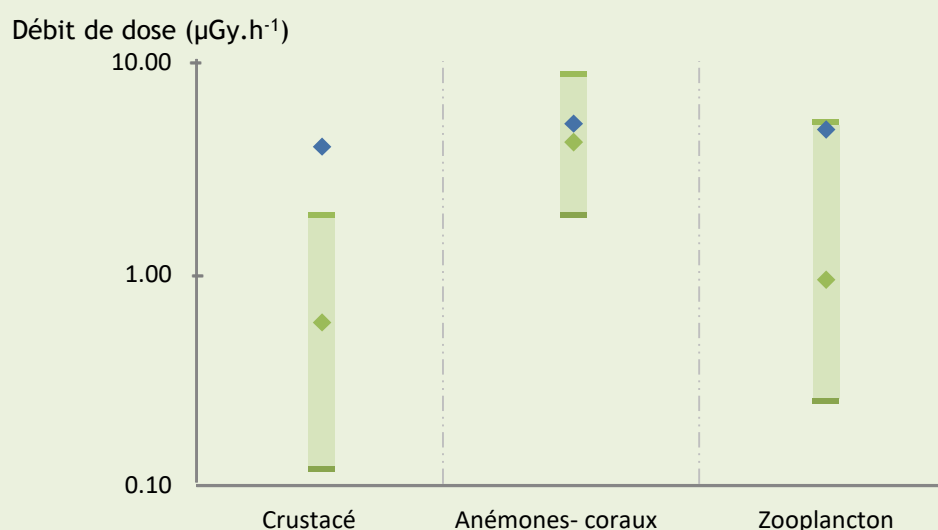


Figure 19 : comparaison des débits de dose caractéristiques obtenus pour trois organismes marins, du fait de leur exposition à des apports anthropiques (♦) et hors influence anthropique (barre verte : gamme de variation ; ♦ : meilleure estimation)

- ▶ crustacé : l'exposition estimée est supérieure d'un ordre de grandeur à son niveau d'exposition naturel => l'apparition d'effet ne peut être exclue. Des arguments complémentaires doivent être apportés pour conclure.
- ▶ anémones et coraux : l'exposition estimée est dans la gamme de variation de leur niveau naturel d'exposition => l'apparition d'effets est très peu probable, le risque est négligeable.
- ▶ zooplancton : l'exposition estimée correspond à la borne haute de son niveau d'exposition naturel => l'apparition d'effets est peu probable, le risque peut être vu comme négligeable. Cette interprétation dépend toutefois des critères retenus à cette fin dans la composante de contexte de l'évaluation.

Toutes les problématiques de détermination et d'utilisation des valeurs de bruit de fond évoquées au paragraphe précédent pour les activités massives ou volumiques dans les compartiments de l'environnement sont applicables également aux débits de dose associés au bruit de fond en question à ce niveau 3. C'est notamment le cas du sujet de l'échelle spatiale à laquelle les valeurs peuvent être établies.

Dans le cadre du projet européen ERICA, les débits de dose résultant de l'exposition des organismes de référence au bruit de fond ont été estimés pour les trois écosystèmes considérés (eaux douces, marin et terrestre ; Figure 20). Ces valeurs sont accessibles directement dans l'outil du même nom, ou dans les publications associées (Beresford *et al.*, 2008b ; Hosseini *et al.*, 2010). Elles intègrent l'exposition au ⁴⁰K et aux éléments des chaînes de filiation de l'²³⁸U et du ²³²Th dont la demi-vie est supérieure à 10 jours. Les données utilisées pour ces estimations ont été collectées au niveau mondial en excluant

généralement les informations issues de zones de radioactivité naturelle technologiquement renforcée¹⁷. Elles sont par conséquent représentatives d'un bruit de fond global.

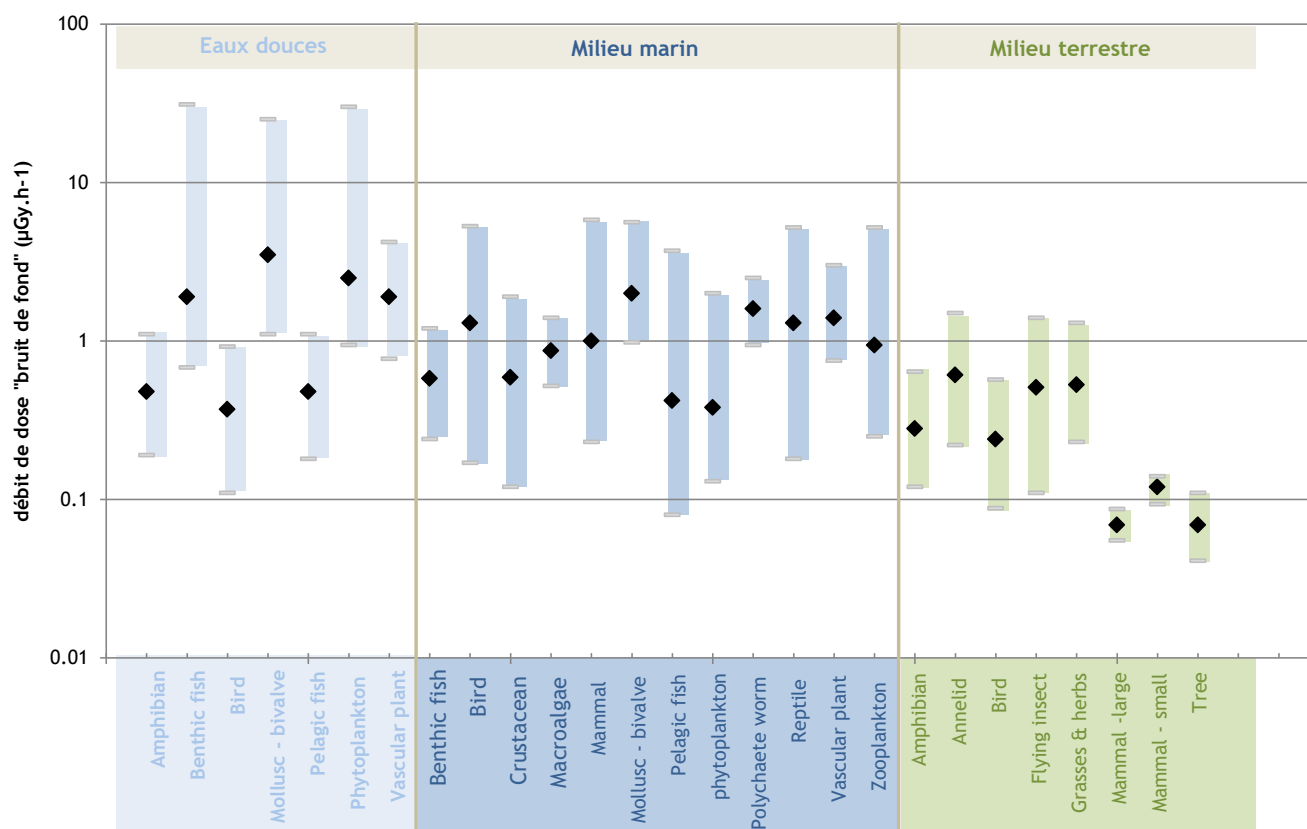


Figure 20 : moyenne (♦) et intervalles de confiance à 90% du débit de dose associé au bruit de fond, par organisme de référence (extrait des bases de données de l'outil ERICA)

3.3.2 DES VALEURS REPÈRES CONSERVATIVES POUR LES DEUX PREMIERS NIVEAUX D'ÉVALUATION

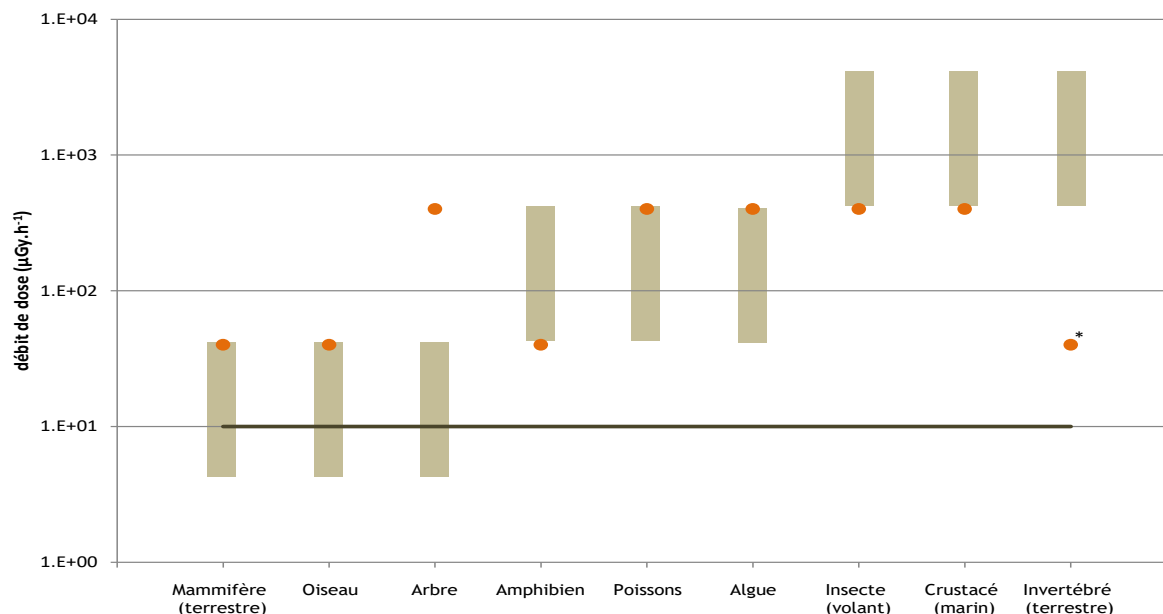
Les connaissances en matière de radiotoxicité pour la faune et la flore sauvages disponibles lors du projet ERICA ont été analysées sur des bases scientifiques. Dans ce cadre, la **valeur repère** de **10 µGy.h⁻¹** a été proposée en 2007 pour les deux premiers **niveaux** de l'approche, valeur à laquelle le débit de dose ajouté (c'est-à-dire résultant uniquement des activités massiques et volumiques générées par l'installation étudiée) doit être comparé quel que soit l'**écosystème**. Le département américain de l'énergie recommande de considérer une valeur de **10 mGy.j⁻¹** (420 µGy.h⁻¹) pour tous les organismes excepté les animaux terrestres, pour lesquels une valeur dix fois plus faible est préconisée (US Department of Energy, 2002). Il s'appuie pour cela sur la gamme de débits de dose, issue de jugements d'expert et largement promue dans le passé (proposée par l'AIEA, 1992 et reprise par l'UNSCEAR, 1996, 2008 - cf. **Tableau 5**), considérés sans effet pour des **populations**¹⁸ d'organismes catégorisés en deux groupes :

- Animaux terrestres : 40 µGy.h⁻¹
- Plantes terrestres et animaux aquatiques : 400 µGy.h⁻¹.

¹⁷ Zones de radioactivité naturelle technologiquement renforcée : zones dans lesquelles les éléments des chaînes de filiation de l'uranium et du thorium, naturellement présents dans l'environnement, voient leur activité renforcée du fait de leur exploitation par l'homme.

¹⁸ L'AIEA considère qu'aucun effet n'est attendu pour les populations exposées à des débits de dose inférieurs à ces valeurs, quand l'UNSCEAR les interprète comme des valeurs protégeant l'individu le plus exposé au sein d'une population.

Ces valeurs, malgré des méthodes de détermination très différentes, constituent un ensemble de référence globalement cohérent (cf. **Figure 21**). Cette cohérence inclut aussi les incertitudes entourant les valeurs (cf. §.5.1.3), quelle que soit leur nature.



* : interprétation des recommandations de l'AIEA (invertébré terrestre classé comme animal terrestre)

Figure 21 : valeurs repères proposées au niveau 2 par diverses institutions pour les organismes de référence (ligne pleine : 10 µGy.h⁻¹ projet ERICA ; point orange : AIEA-UNSCEAR, barre verticale : DCRL de la CIPR)

Une **valeur repère** exprimée en débit de dose peut également être utilisée pour déterminer, par un calcul inverse, les activités volumiques ou massiques (Bq.L⁻¹, Bq.m⁻³ ou Bq.kg⁻¹) correspondantes dans les milieux d'exposition. Le résultat du calcul est lui-même appelé valeur repère dans ce guide. Ce calcul consiste à établir, pour un radionucléide donné, sa valeur minimale d'**activité massique ou volumique** dans le milieu d'exposition d'intérêt (eau, sol, sédiment) qui conduirait à atteindre, pour au moins un organisme, le débit de dose retenu comme valeur repère. La concentration limite d'un radionucléide donné est donc obtenue sous l'hypothèse que les organismes considérés ne sont exposés qu'à ce radionucléide, ce qui n'est jamais le cas en milieu naturel. Plus le nombre de radionucléides auxquels les organismes sont exposés augmente, plus la contribution de chacun à l'exposition des organismes, et donc au final son activité, doit diminuer pour que le débit de dose total absorbé par les organismes (somme des débits de dose obtenus pour chaque radionucléide) ne dépasse pas la valeur repère choisie.

Dans les outils informatiques dans lesquels ce type d'approche a été implémenté, l'utilisation de valeurs repères exprimées en activités volumiques ou massiques est liée à un contexte en dehors duquel elles ne doivent pas être utilisées, au risque de mal les interpréter.

Valeurs repères exprimées en activités volumiques ou massiques

L'outil ERICA comme le logiciel RESRAD-Biota¹⁹ mettent en œuvre, au premier niveau de l'évaluation, des activités massiques ou volumiques limites dans l'environnement, nommées respectivement EMCL (Environmental Media Concentration Limits) et BCG (Biota Concentration Guides). Bien que nommées différemment, ces "concentrations limites" illustrent le même concept, comme en témoignent leurs définitions données ci-après.

EMCL : activité massique ou volumique du radionucléide qui génère pour l'un au moins des organismes de référence de l'écosystème étudié un débit de dose égal au PNEDR (débit de dose sans effet prévu) - cet organisme est alors appelé organisme limitant.

► Détermination des EMCL dans l'outil ERICA

EMCL relative à l'organisme o et au radionucléide i :

$$EMCL(o, i) = \frac{PNEDR}{F(o, i)}$$

avec $F(o, i)$: débit de dose reçu par un organisme o pour une concentration unitaire du radionucléide i dans le milieu conduisant à l'exposition maximale de la cible (e.g. organisme vivant à l'interface eau-sédiment et dans le sédiment, seule la localisation "dans le sédiment" est retenue pour calculer l'EMCL).

Le paramètre F dépend donc des paramètres de transfert relatifs au couple (o, i) . Les fonctions de densité de probabilité (PDF) du **facteur de concentration** $CR(o, i)$ et du **coefficient de partage** $Kd(i)$ sont combinées pour déterminer celle de F . Cette PDF permet alors de déterminer la distribution du ratio $PNEDR/F(o, i)$, dont le 5^{ème} centile donne la valeur conservatrice de l'EMCL pour le couple (o, i) .

À chaque radionucléide correspond alors un jeu d'EMCL(o, i) (une par organisme de référence). Pour un écosystème, l'EMCL finalement retenue pour l'évaluation est la plus faible d'entre elles.

$$EMCL(i) = \text{Min}_o [EMCL(o, i)]$$

*BCG : activité massique ou volumique maximale du radionucléide dans le sol, l'eau ou le sédiment qui ne conduit pas au dépassement de la dose assurant la protection des **populations** d'organismes aquatiques ou terrestres - l'organisme pour lequel la dose limite est atteinte est appelé organisme responsable de la dose limite (équivalent de l'organisme limitant de l'approche ERICA).*

► Détermination des BCG dans l'outil RESRAD-Biota

BCG relative à l'organisme o et au radionucléide i :

$$BCG(o, i) = \frac{\text{critère de débit de dose}}{\text{débit de dose interne } (o, i) + \text{débit de dose externe}_{\text{sol, sédiment}}(o, i) + \text{débit de dose externe}_{\text{eau}}(o, i)}$$

où le critère de débit de dose est la valeur repère choisie comme cible à ne pas dépasser pour assurer le niveau de protection souhaité. Ce critère est utilisé pour rétro-calculer l'**activité massique ou volumique** du radionucléide dans le milieu nécessaire pour atteindre ce niveau d'exposition par voies interne (débit de dose interne) et externe. Les BCGs sont déterminées pour l'ensemble des combinaisons (radionucléides, milieux) d'intérêt pour les quatre organismes de référence considérés par cette méthode (23 radionucléides dans l'eau, le sédiment et le sol pour des organismes du type animal aquatique, animal rivulaire, plante et animal terrestres). La plus faible valeur de BCG ainsi obtenue par type de milieu (eau, sol-sédiment) est alors retenue pour les évaluations de niveau 1.

¹⁹ Outil équivalent à l'outil ERICA, développé pour le département américain de l'énergie (cf. **Annexe 6**).

Extrait de la documentation de l'outil ERICA (à gauche - version 1.3.1.51, juin 2019) et du code RESRAD-Biota (à droite - US-DOE, 2019) - valeurs des EMCL et BCG dans le sol et organismes associés

Radionuclide	EMCL Bq kg ⁻¹ d.w.	Limiting organism
H-3	2.64E+03	Bird
C-14	8.40E+01	Mammal - small-burrowing
P-32	6.33E+00	Mammal - large
P-33	5.52E+01	Amphibian
S-35	7.63E+02	Grasses & Herbs
Cl-36	1.20E+03	Grasses & Herbs
Ca-45	7.58E+03	Reptile
Cr-51	6.29E+05	Annelid
Mn-54	2.21E+04	Arthropod - detritivorous
Co-57	1.59E+05	Mammal - small-burrowing
Co-58	1.85E+04	Mammal - small-burrowing
Ni-59	1.24E+06	Lichen & Bryophytes
Co-60	7.30E+03	Amphibian



Nuclide	BCG _{soil} Bq/kg	BCG _{soil} pCi/g	Organism Responsible for Limiting Dose in Soil
Am-241	4E+03	1E+05	Terrestrial Animal
Ce-144	1E+03	5E+04	Terrestrial Animal
Cs-135	3E+02	1E+04	Terrestrial Animal
Cs-137	2E+01	8E+02	Terrestrial Animal
Co-60	7E+02	3E+04	Terrestrial Animal
Eu-154	1E+03	5E+04	Terrestrial Animal
Eu-155	2E+04	6E+05	Terrestrial Animal
H-3	2E+05	6E+06	Terrestrial Animal



N.B. Les valeurs des EMCL et des BCG diffèrent notamment parce qu'elles ne sont pas dérivées à partir des mêmes valeurs repères (10 µGy.h⁻¹ pour l'outil ERICA, 40 µGy.h⁻¹ pour les animaux terrestres dans RESRAD-Biota). Des valeurs différentes de coefficients de dose et facteur de transfert expliquent également ces différences.

3.3.3 DES VALEURS REPÈRES PLUS SPÉCIFIQUES

Lorsqu' une évaluation de **niveau 1** ne permet pas d'écarter le **risque** radiologique, on ne peut exclure que ce résultat s'explique par l'utilisation de paramètres majorants utilisés en première approche. Il est possible alors soit de définir de mesures de la séquence ERC²⁰ qui permettent d'exclure le risque à ce niveau d'analyse, soit d'utiliser, aux niveaux 2 et 3 de l'approche graduée, des valeurs repères plus ciblées que celles mises en œuvre à ce premier niveau (cf. **§.3.3.2**). Il est à noter que la résolution spatio-temporelle augmente généralement avec le niveau de l'évaluation, passant de l'utilisation de paramètres définis à des échelles continentales ou similaires depuis les premières études radioécologiques à des paramètres spécifiques au site d'intérêt, voire à une zone particulière dans son voisinage, acquis sur une période de temps réduite.

La nature et la quantification de ces valeurs dépendent des informations complémentaires introduites aux niveaux supérieurs d'évaluation par rapport au premier niveau d'évaluation. Suivant les cas, ces niveaux d'évaluation peuvent cibler une espèce donnée (exemple : **espèce emblématique**, ou espèces faisant l'objet de **protections** spécifiques auxquelles il est interdit de porter atteinte), un groupe d'espèces, voire un **écosystème**.

Les deux encadrés suivants proposent une synthèse des valeurs repères disponibles dans la littérature, d'abord sur le plan conceptuel puis sur le plan numérique. Il est à noter que les méthodes de dérivation de ces valeurs et le niveau de protection qu'elles assurent sont très diversifiés. Ainsi, ces valeurs ont été établies à partir de l'interprétation de données d'**effet** observées sur des individus, exposés très majoritairement en conditions contrôlées en laboratoire (cf. **Annexe 5**). Toutefois, selon la méthode de détermination employée et l'objectif de protection recherché, elles sont destinées à être appliquées au niveau individuel ou au niveau d'une **population** (par exemple cf. **Tableau 5**).

²⁰ Une autre approche consiste à mettre en place une mesure d'évitement ou de réduction (cf. séquence ERC rappelée en préambule) afin de réduire le risque, puis de refaire l'évaluation avec les nouvelles données en supposant que le risque résiduel est acceptable. Sinon il est difficile d'imaginer au niveau 1 une mise en œuvre de mesures compensatoires alors même que le risque reste très incertain.

L'utilisation de ces **valeurs repères** spécifiques doit être systématiquement justifiée par l'évaluateur, notamment dans l'optique d'une éventuelle contre-expertise. Elle contribue à augmenter l'incertitude associée à l'évaluation du risque radiologique (cf. **§.5.1.3**).

N.B les valeurs repères aujourd'hui disponibles ont été élaborées à partir de données de radiotoxicité classées en trois catégories d'atteinte aux organismes exposés, à savoir morbidité, reproduction et mortalité. Ces catégories sont pertinentes au regard de la **dynamique des populations**, et permettent de s'assurer de leur maintien démographique (aspect quantitatif de la conservation des **espèces**). Les données de génotoxicité (atteinte à l'ADN), bien que particulièrement significatives s'agissant de radiotoxicité (aspect qualitatif de la conservation des espèces), n'ont que peu ou pas été considérées, ou en tout cas pas de façon directe, mais éventuellement comme éléments de preuve complémentaire. En effet, ces données de génotoxicité ne sont pas très nombreuses et leur interprétation en termes de dose réponse (cf. **Annexe 5**) n'est pas encore assez mature.

Valeurs repères : des significations, une robustesse et des valeurs variables

Les valeurs publiées jusqu'à ce jour et employées comme valeurs repères ont des significations variées, certaines (AIEA, UNSCEAR) n'ayant d'ailleurs pas été initialement définies dans cet objectif. Leurs méthodes de détermination sont également différentes (cf. **Annexe 5**), leur conférant une robustesse variable. Cette variabilité est illustrée dans le **Tableau 5** ci-dessous pour quelques références couramment citées.

Tableau 5 : signification des valeurs repères couramment employées

Référence	Niveau de protection	Méthode de détermination	Signification
AIEA [4]	Population	Dire d'expert	Pas d'effet attendu en dessous de la valeur
UNSCEAR [4]	Individu le plus exposé dans une population	Dire d'expert	Débit de dose en dessous duquel : - la reproduction ou la survie des mammifères est peu affectée ; - l'apparition d'un effet préjudiciable ou délétère pour tout autre organisme est peu probable
ERICA [1], [2], [3], [6]	Population	Approche statistique (SSD sur EDR ₁₀)	Application d'un facteur de sécurité de 2 au débit de dose au-dessus duquel la survie ou la reproduction de 5% des espèces est susceptible de montrer un changement de 10% (95% des espèces exposées à un niveau inférieur ou égal à ce débit de dose montreront un effet inférieur à 10%). Valeur ensuite arrondie à la dizaine supérieure.
Bird <i>et al.</i> [5]	Espèce la plus sensible	Extrapolation (SF (1) sur valeur de EDR ₂₅ la plus basse)	Débit de dose au-dessus duquel l'espèce la plus sensible est susceptible de montrer un changement de 25% pour l'effet considéré, divisé par un facteur de sécurité (fixé à la valeur de 1)
CIPR	Population	Dire d'expert	Gamme de débits de dose d'un ordre de grandeur, dans laquelle les organismes assimilables à l'organisme de référence concerné sont susceptibles de montrer des effets délétères en termes de morbidité, reproduction et mortalité

Guide méthodologique - Faune et flore sauvages

Tableau 6 : exemples de valeurs repères spécifiques à différents niveaux d'organisation biologique, depuis l'écosystème jusqu'au RAP (gras italique : valeurs les plus couramment utilisées)

Niveau d'organisation	déclinaison	Valeurs repères [référence]		
		$\leq 40 \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$	40 à 400 $\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$	$\geq 400 \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$
Ecosystème	Générique	<i>10 [1]</i>		
	Eaux douces	10 ^a [2]	351 ^b [3]	
	Terrestre	0,6 ^a [2]	67 à 229 ^b [3]	
	Marin	3,7 ^a [2]		
Règne, par milieu	Animaux aquatiques		<i>400 [4]</i>	
	Animaux terrestres		<i>40 [4]</i>	
	Plantes terrestres		<i>400 [4]</i>	
Plantes, vertébrés, invertébrés			110 [7]	
	Invertébrés		200 [6]	
			230 [5]	
	Plantes		70 [6]	
Groupe taxonomique de niveau inférieur	Vertébrés	2 [6]		
	Mammifères	<i>4 à 40 [7]</i>	110 [5]	
	Amphibiens		<i>40 à 400 [7]</i>	
			110 [5]	
	Poissons	23 [5]	<i>40 à 400 [7]</i>	
	Oiseaux	<i>4 à 40 [7]</i>		
	Macrophytes	<i>4 à 40 (arbre) [7]</i>	<i>40 à 400 (herbes) [7]</i>	
	Algues		<i>40 à 400 [7]</i>	
			110 [5]	
	Insectes			<i>400 à 4000 [7]</i>
	Crustacés			<i>400 à 4000 [7]</i>
Annélides			<i>400 à 4000 [7]</i>	

^a débit de dose sans effet prévu, dérivé par la méthode des facteurs de sécurité (marge appliquée à la plus faible des valeurs de radiotoxicité pour la catégorie concernée) / ^b débit de dose dangereux pour au plus 5% des espèces, avec un niveau maximal d'effet de 10%

[1] - ERICA Tool ; Beresford *et al.*, 2007 ; Larsson, 2008

[2]- Garnier-Laplace *et al.*, 2008

[3]- Garnier-Laplace *et al.*, 2006

[4] - RESRAD Biota (US-DOE, 2002), d'après AIEA (1992) et UNSCEAR (1996, 2008)

[5] Bird *et al.*, 2002

[6] Garnier-Laplace *et al.*, 2010 - valeurs provisoires

[7] CIPR, 2008

3.4 APPORTS DE L'OBSERVATION *IN SITU* DANS L'APPROCHE GRADUÉE

En complément des méthodes calculatoires décrites jusqu'à présent, les approches dites "naturalistes" peuvent contribuer à l'évaluation rétrospective de l'impact d'une exposition aux substances radioactives de la faune et de la flore sauvages, ou à la mise à jour de l'étude d'impact. Ces méthodes s'appuient sur un examen de l'état écologique réel de tout ou partie de l'écosystème considéré, *via* l'observation *in situ* de communautés animales ou végétales. Elles sont donc écologiquement considérées plus pertinentes que la mesure des activités massiques dans les tissus, l'accumulation d'une substance n'étant pas toujours délétère pour l'organisme concerné ni pour ses éventuels prédateurs. Ces méthodes répondent toutefois difficilement à la recherche de causalité, et ne permettent que rarement l'identification précise du ou des facteur(s) de stress à l'origine des éventuelles perturbations.

Le principe des approches naturalistes consiste à suivre la diversité et l'abondance d'espèces ou groupes d'espèces réputées sensibles à différents paramètres de qualité de leur milieu de vie, ou à quelques polluants spécifiques (e.g. nitrates, phosphates, soufre, matière organique, etc.). L'état écologique d'un écosystème donné (objet de l'étude) est alors évalué par comparaison de ces bioindicateurs avec ceux obtenus sur un écosystème de même nature non exposé au facteur de stress étudié (par exemple, comparaison amont - aval pour des rejets liquides en rivière). Toute différence est interprétée comme un impact écologique pour l'écosystème étudié, dont l'origine est à déterminer. Ce type d'approche a principalement été développé pour les milieux aquatiques. De nombreux protocoles d'investigation afférents ont été normalisés²¹, complétés par des protocoles plus expérimentaux (comme le suivi des odonates). D'autres méthodes mesurent la sensibilité des communautés prélevées *in situ* à un ou plusieurs facteurs de stress, ce qui permet d'évaluer si ces facteurs sont des causes de perturbation et d'intégrer aussi bien des impacts au niveau des espèces que des génotypes.

²¹ Exemples : Indice biologique global normalisé (IBGN - AFNOR NF T90-350, 2004), Indice biologique diatomées (IBD - AFNOR NF T90-354, 2007), indice biologique macrophytique en rivière (IBMR - AFNOR NF T90-395, 2003), indice oligochètes de bioindication des sédiments (IOBS - AFNOR NF T90-393, 2016).

À retenir sur le chapitre 3

Les expositions dans l'environnement peuvent être obtenues soit par des modèles de transfert des radionucléides rejetés, soit à partir de mesures dans l'environnement (seulement dans le cas d'une étude rétrospective).

Pour une évaluation de niveau 1, une approche simple utilise des valeurs repères exprimées en activités volumiques ou massiques dans les milieux, prédéterminées par approche conservative. Les activités dans les milieux, mesurées ou calculées, sont comparées à ces valeurs repères.

À partir du niveau 2, les transferts vers l'organisme sont modélisés. Des coefficients de dose permettent ensuite de convertir l'activité d'un radionucléide dans un organisme donné (exposition interne) ou dans un milieu (exposition externe), en débit de dose absorbée en $\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$, la grandeur pertinente pour caractériser les expositions chroniques. Des valeurs de paramètres (facteurs de transfert, coefficients de dose, paramètres écologiques) sont accessibles dans des bases de données, ou pré renseignées dans les outils de calcul, par exemple ERICA, pour des organismes de référence. Les outils de calcul permettent à l'évaluateur de configurer d'autres organismes, de manière à être plus représentatif de l'écosystème ciblé.

Le débit de dose ainsi obtenu est comparé à une valeur repère exprimée dans la même unité. Des valeurs ont été proposées à partir de résultats de tests d'écotoxicité, généralement acquis en laboratoire, elles sont de l'ordre de grandeur d'une dizaine à quelques centaines de $\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$. Les débits de dose aux organismes dus au bruit de fond radioactif peuvent également être utilisés comme valeurs repères, ils sont estimés entre quelques centièmes et quelques dizaines de $\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$.

Au niveau 3, l'évaluateur est invité à ne pas se contenter d'une valeur repère prédéterminée mais à explorer des bases de données d'effets.

Les valeurs repères sont généralement définies pour être utilisées en incrément du fond ambiant caractérisant les niveaux habituels d'exposition des êtres vivants. Cela rend leur utilisation immédiate si l'exposition est calculée à partir des rejets (comme c'est le cas dans une approche prospective). Dans une approche rétrospective qui utiliserait la surveillance environnementale, c'est-à-dire des mesures dans les milieux, le bruit de fond peut en être soustrait.

Enfin, une approche rétrospective peut également être enrichie par des approches naturalistes, qui consistent à suivre la diversité et l'abondance d'espèces ou groupes d'espèces réputées sensibles à différents paramètres de qualité de leur milieu de vie, ou à quelques polluants spécifiques.

4 MISE EN ŒUVRE D'UNE ÉVALUATION DU RISQUE RADIOLOGIQUE POUR LA FAUNE ET LA FLORE SAUVAGES

Avant de mettre en œuvre une évaluation calculatoire du **risque** radiologique pour la faune et la flore sauvages, objet de ce chapitre, la question de la nécessité d'une telle approche doit être posée. Cette analyse préalable correspond au **niveau 0** de l'évaluation introduit par le GPRADE (2017), cf. **§.2.2.4**. La dispense de cette évaluation calculatoire répond à des situations très spécifiques dépendantes du contexte telles que, sans prétendre à l'exhaustivité :

- pour un projet nouveau, absence certaine de tout rejet de substances radioactives dans l'environnement du fait de ce projet ;
- pour la mise à jour de l'étude d'impact d'une installation, démonstration avérée de l'absence d'impact écologique combinée avec un maintien ou une diminution des limites d'autorisation de rejets dans l'environnement (sans aucune autre évolution).

Quelle que serait la raison à l'origine de ce choix, la dispense d'une évaluation calculatoire doit être clairement tracée, justifiée et documentée, de façon à en permettre éventuellement la contre-expertise. Il est à noter que cette justification, pour être recevable, peut se révéler plus coûteuse que la réalisation de l'évaluation calculatoire.

Si l'analyse préalable confirme la nécessité de l'approche calculatoire, c'est également à ce **niveau 0** que l'évaluateur décide du niveau auquel il doit débiter son analyse. Par défaut, l'évaluation sera initiée au niveau 1 (cf. **§.4.1.1**), qui correspond à une évaluation conservatrice reposant sur l'utilisation exclusive d'éléments (organismes de référence, paramètres, etc.) prédéfinis. Dans certains cas, l'évaluateur pourra choisir, en fonction de sa connaissance préalable du site et du projet, de conduire directement une évaluation de niveau 2 (cf. **§.4.1.2**), notamment en raison de la présence d'**espèces** ou d'**écosystèmes** nécessitant de procéder à leur évaluation spécifique (cf. encadré suivant), voire plus rarement de niveau 3 (cf. **§.4.1.3**).

Choix du niveau auquel débiter l'évaluation en fonction des espèces inventoriées :

- ▶ Cas 1 : toutes les espèces sont associées à un organisme de référence => évaluation débutée au niveau 1

L'inventaire faunistique et floristique réalisé pour l'étude d'impact du site de stockage géologique profond de Forsmark en Suède (Torudd, 2010) distingue quatre catégories d'espèces (cf. **Tableau 7**), associées chacune en première approche à un organisme de référence pour la mise en œuvre d'une évaluation de niveau 1 avec l'outil ERICA.

Tableau 7 : correspondance initiale entre espèces et organismes de référence sur le site de Forsmark (Torudd, 2010)

Catégorie d'espèce	Nom commun	Nom scientifique	Organisme de référence ERICA associé (écosystème si besoin)
Représentative (espèce couramment présente sur le site)	Mélampyre des forêts	<i>Melampyrum sylvaticum</i>	Grasses and herbs
	Cèpe de Bordeaux	<i>Boletus edulis</i>	Lichens/bryophytes
	Renard roux	<i>Vulpes vulpes</i>	Mammal, large
	Myrtille	<i>Vaccinium myrtillus</i>	Shrub
	Tanche	<i>Tinca tinca</i>	Pelagic fish (eau douce)
	Fucus	<i>Fucus vesiculosus</i>	Macroalgae (marin)
Particulièrement vulnérable ou importante	Petite grenouille verte	<i>Rana lessonae</i>	Amphibian (terrestre et eau douce)
	Hibou des marais	<i>Asio flammeus</i>	Bird (terrestre)
	Ecrevisse à pattes rouges	<i>Astacus astacus</i>	Crustacean (eau douce)
	Loutre	<i>Lutra lutra</i>	Mammal (marin)
Clé et dominante	Brochet	<i>Esox lucius</i>	Pelagic fish (eau douce)
	Aulne noir (vergne)	<i>Alnus glutinosa</i>	Tree
	Renard roux	<i>Vulpes vulpes</i>	Mammal, large
	Grand campagnol	<i>Arvicola terrestris</i>	Mammal, small
Economiquement importante	Lotte	<i>Lota lota</i>	Benthic fish (eau douce)
	Eider à duvet	<i>Somateria mollissima</i>	Bird (marin)
	Phoque annelé	<i>Pusa hispida</i>	Mammal (marin)
	Pin sylvestre	<i>Pinus sylvestris</i>	Tree

- ▶ Cas 2 : prise en compte d'espèces particulières => niveau 2

L'inventaire naturaliste conduit pour l'étude d'impact du site de Sizewell C (Environment Agency of the United Kingdom, 2013) a confirmé la présence d'espèces présentant un enjeu local de conservation que l'évaluateur, utilisant l'outil ERICA, ne s'est pas autorisé à associer à un organisme de référence pour deux raisons différentes, explicitées ci-dessous. L'évaluateur a intégré cet enjeu en débutant son analyse au niveau 2, avec une modélisation explicite des trois espèces correspondantes.

La chauve-souris (*Pipistrellus pipistrellus*) est un mammifère volant, quand l'outil ERICA ne considère que des oiseaux. Il n'a pas été démontré que les paramètres associés à la modélisation des oiseaux étaient valides pour les mammifères, et l'évaluateur a préféré rechercher des données plus spécifiques pour une évaluation plus réaliste et plus robuste du risque radiologique pour la chauve-souris. Les masses du blaireau (*Meles meles*) et du cygne (*Cygnus olor*) dépassent les bornes supérieures des gammes définies dans l'outil ERICA pour leurs taxons respectifs, à savoir les mammifères fouisseurs et les oiseaux. Toujours dans une optique de réalisme et de robustesse, l'évaluateur a choisi de documenter précisément ces deux espèces.

Il est essentiel de justifier et tracer tous les choix faits et toutes les décisions prises à ce **niveau 0**, comme à tous les niveaux suivants, pour assurer la transparence et la reproductibilité de l'évaluation, conditions nécessaires à l'acceptation de ses résultats par les diverses parties prenantes impliquées. Les choix et leur justification prennent notamment en compte, d'une part, la proportionnalité de l'analyse aux enjeux en termes d'intérêts humains et écologiques à protéger et, d'autre part, la cohérence de l'étude d'impact concernant les évaluations relatives aux rejets de substances non radioactives et radioactives. Ces évaluations sont conduites pour évaluer l'**impact sanitaire**, au sens de la radioprotection, et le **risque** radiologique pour la faune et la flore sauvages. Elles constituent les 4 facettes d'une même problématique (cf. **Figure 22**) et partagent de nombreux points communs (substances, voies de transfert, voies d'exposition, etc.). Elles doivent à ce titre être cohérentes.

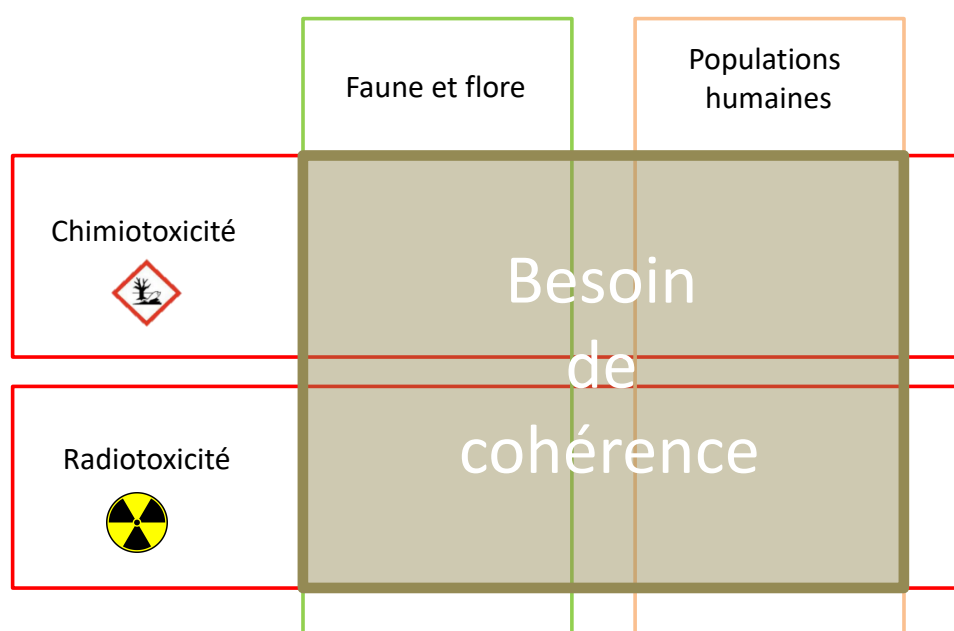


Figure 22 : les 4 facettes à évaluer en cohérence au sein de l'étude d'impact

Il est à noter que rechercher la cohérence au sein des évaluations de risque et d'impact ne signifie pas que tous leurs éléments doivent être strictement identiques. Plusieurs niveaux de cohérence peuvent être envisagés. A minima, le principe d'une évaluation graduée doit être appliqué au risque chimique comme au risque radiologique, pour la faune et la flore sauvages comme pour l'homme. Sa déclinaison doit ensuite être justifiée par le principe de proportionnalité, en fonction des conditions propres à l'installation ou à l'activité étudiée. La définition du contexte de l'évaluation (**composante 1**) doit permettre d'identifier les points convergents et les points de divergence, et de justifier ces derniers et la manière de les traiter. Par exemple, des scénarios d'émission différents (émissaires, débits et fréquences de rejet, etc.) pour les substances radioactives et non radioactives peuvent impliquer de considérer des zones d'étude différentes, voire des modèles de dispersion différents. Un exemple de divergence attendue est celle des valeurs de paramètres de transfert lorsqu'il s'agit d'estimer des activités massiques ou volumiques dans les parties comestibles des organismes animaux et végétaux (évaluation sanitaire) quand l'estimation du risque pour la faune et la flore sauvages repose sur les activités massiques dans les organismes entiers.

4.1 COMMENT CONDUIRE L'ÉVALUATION CALCULATOIRE

4.1.1 ÉVALUATION DE NIVEAU 1

Le **niveau 1** d'une évaluation de **risque** pour la faune et la flore sauvages correspond à une approche générique destinée à estimer de façon majorée le risque tout en minimisant les ressources nécessaires à la conduite de l'évaluation (temps et données). Ce niveau doit permettre avec un degré de confiance élevé de se passer d'une évaluation plus poussée, si elle n'est pas nécessaire. L'évaluateur utilise au mieux les connaissances disponibles, sans envisager l'acquisition d'informations nouvelles.

4.1.1.1 CONTEXTE DE L'ÉVALUATION (COMPOSANTE 1 - NIVEAU 1)

La première composante d'une évaluation d'impact pour la faune et la flore sauvages (cf. **§.2.2.1**) consiste à en définir le "contexte" : l'évaluateur rassemble tous les éléments nécessaires à la définition et à la conduite de son évaluation. Cette première composante est primordiale car elle donne les clés de la mise en œuvre des trois autres composantes (cf. **Figure 23**).

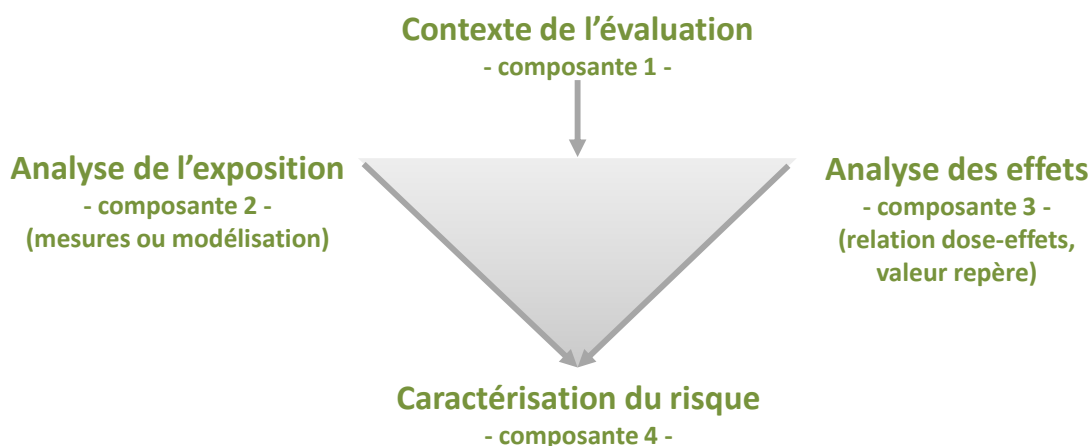


Figure 23 : rappel des 4 composantes élémentaires de chaque niveau d'évaluation du risque radiologique pour la faune et la flore sauvages²²

Les éléments à réunir pour cette première composante sont identifiés **Figure 24** et **Tableau 8**. Les secteurs apparaissant en gris **Figure 24** et les deux lignes correspondantes du **Tableau 8** peuvent être synthétisés par un schéma conceptuel, tel qu'illustré dans l'**Annexe 3**. Ce schéma peut éventuellement inclure d'autres informations recueillies pour la **composante 1**, ce qui le complexifie. Par ailleurs, comme ce sera détaillé au **§ 5.2.1**, cette composante 1 est aussi l'occasion de planifier le traitement des incertitudes. Une illustration des choix faits pour la composante 1 est proposée dans l'encadré qui suit le **Tableau 8**.

²² La représentation des composantes de la **Figure 23** sera systématiquement reprise dans les figures de la suite du chapitre §.4 pour rappeler de quelle composante il est question.

Guide méthodologique - Faune et flore sauvages

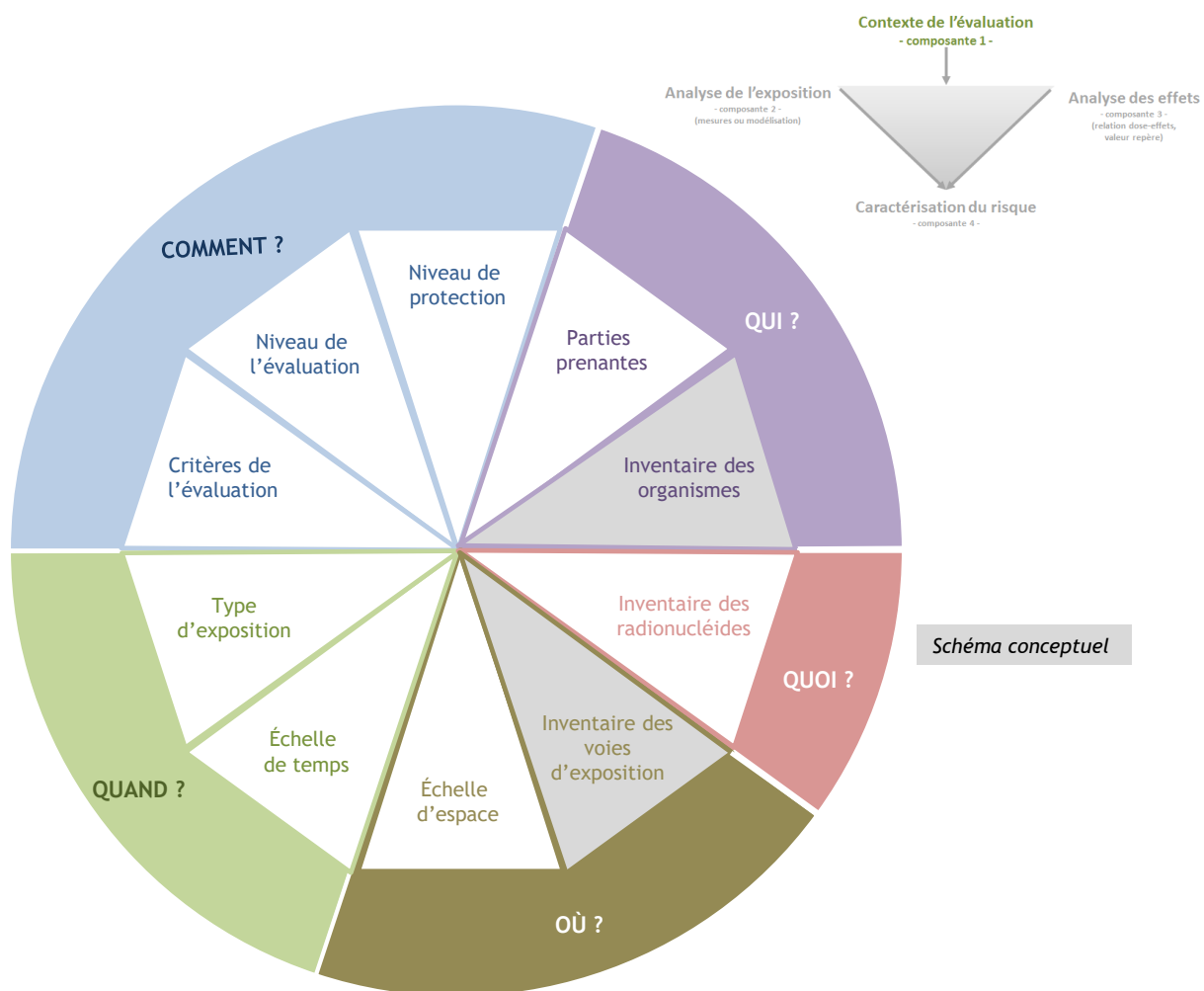


Figure 24 : déclinaison des cinq questions définissant le contexte de l'évaluation (composante 1) en thèmes élémentaires à renseigner

Guide méthodologique - Faune et flore sauvages

Tableau 8 : analyse des éléments nécessaires à la définition du contexte de l'évaluation (composante 1)

Question	Thème	Explication	Questions-types
QUI ?	Parties prenantes	Prendre en considération les attentes exprimées par les Parties prenantes	Existence de questions environnementales, sociales ou économiques en lien avec la démonstration attendue ? Quelles sont les conséquences pour l'évaluation ?
	Inventaire des organismes	Identifier les écosystèmes et les milieux récepteurs et donc les organismes potentiellement exposés (<i>récepteurs clés de l'écosystème</i>)	Quels écosystèmes, quelles zones, quelles espèces sont exposés ? Existence de contraintes réglementaires ou autres (Natura 2000, ZNIEFF, espèces protégées ...) ?
QUOI ?	Inventaire des radionucléides	Identifier les radionucléides et les types de rayonnement à l'origine de l'exposition potentielle imputable au projet (<i>pressions agissant sur l'écosystème et facteurs de stress associés</i>)	Quels radionucléides ? Quelles activités rejetées ? Quelles chaînes de filiation considérer, sous quelles hypothèses d'équilibre ?
OÙ ?	Inventaire des voies d'exposition	Identifier les voies d'atteinte potentielles conduisant à l'exposition des cibles aux radionucléides inventoriés (<i>processus clés et interactions</i>)	Quels sont les compartiments sous influence ? Existe-t-il au moins une voie d'atteinte ? Activités massiques ou volumiques dans l'air, l'eau, les sols, les sédiments mesurées ou à modéliser ?
	Echelle d'espace	Identifier l'emprise spatiale du projet et sa zone d'influence (<i>zone pertinente pour l'évaluation de l'exposition chronique potentielle</i>)	Quelle valeur représentative (maximum, moyenne, médiane, autre centile...) utiliser ? Sur quelle aire la déterminer ?
QUAND ?	Echelle de temps	Identifier l'emprise temporelle du projet et la durée pertinente pour l'évaluation de l'exposition chronique potentielle (<i>période pertinente pour l'évaluation de l'exposition chronique potentielle</i>)	Quelle valeur représentative (maximum, moyenne, médiane, autre centile...) utiliser ? Sur quelle période la déterminer ?
	Type d'exposition	Confirmer la nature des situations d'expositions	Exposition chronique ou aiguë ?
COMMENT ?	Niveau de protection	Identifier les exigences réglementaires potentielles	Existe-t-il un cadre réglementaire ? Si oui, définit-il des valeurs repères ?
	Niveau de l'évaluation	Identifier les objectifs et les critères précédemment définis conditionnant ce point	Y a-t-il une raison de ne pas procéder d'abord à une évaluation de niveau 1 ?
	Critères de l'évaluation	Préparer la procédure d'évaluation des résultats	Existe-t-il des critères d'arrêt pour le niveau d'évaluation concerné ?

Composante 1 : l'exemple du Groupe d'Expertise Pluraliste sur les sites miniers d'uranium du Limousin

GEP-mines (<http://www.gep-nucleaire.org/gep>)

Contexte : mission interministérielle en appui à l'administration et à l'exploitant faisant suite à une procédure judiciaire médiatisée relative à des analyses divergentes quant à une remise en état des anciens sites miniers conforme aux objectifs de protection des populations et de l'environnement

Objectif : analyse critique de la conformité de cette remise en état aux objectifs de protection de l'environnement, avec une volonté d'information du public

QUI ?

compte-tenu du contexte et de la mission d'information du public confié au groupe, celui-ci a été créé dès l'origine en impliquant les parties suivantes :

- experts de diverses disciplines et origines
- institutionnels français et étrangers
- exploitant
- autorités locales
- monde associatif

Écosystèmes : eaux de surface continentales (rivière Ritord)

Organismes : organismes de référence associés aux eaux douces

QUOI ?

rejets liquides issus des installations minières

Nature des radionucléides : ^{238}U , ^{226}Ra et descendants (chaînes de filiation prises à l'équilibre)

Activités dans les milieux : mesures issues de la surveillance exercée par l'exploitant sur eau et sédiments et modélisation (données manquantes pour l'un des compartiments, descendants)

OÙ ?

exposition interne (transfert à partir de l'eau) et externe (eau et sédiment) dans le Ritord

QUAND ?

analyse rétrospective (1993-2006)

COMMENT ?

- ▶ arrêtés préfectoraux imposant des limites de rejet pour le ^{226}Ra et l' ^{238}U en activité volumique moyenne annuelle
- ▶ rétro-calcul de concentrations limites dans l'environnement sur la base d'une valeur repère de $10 \mu\text{Gy/h}$ (cf. §3.3.2)

La taille de la zone pertinente pour l'évaluation de l'exposition est indicative (voir encadré suivant) et peut varier selon l'installation ou l'activité pour tenir compte des conditions de site (caractéristiques pédoclimatiques, hydro-géographiques,

etc.), de manière à obtenir une représentation réaliste du fonctionnement des espaces naturels locaux. Selon l'AIEA (2018), elle doit être suffisamment grande pour garantir le mélange complet des effluents dans les milieux récepteurs et la présence d'un nombre suffisant d'individus des **espèces** considérées dans l'évaluation. Ces critères permettent de s'assurer que les débits de dose estimés concernent la fraction des **populations** la plus exposée, plutôt que ceux reçus par l'organisme individuel le plus exposé de la population.

L'extension maximale de la zone d'étude correspond donc à l'aire de dispersion potentielle des radionucléides émis par l'installation ou l'activité étudiée. Elle peut être réduite, en fonction du contexte ou du **niveau** de l'évaluation, aux zones d'intérêt écologique présentes dans cette aire maximale de dispersion potentielle. Le choix de la dimension de la zone d'étude relève au final de la responsabilité de l'évaluateur qui doit le tracer en l'explicitant.

Par ailleurs, les autres sources d'exposition potentielles présentes dans la zone d'étude (cas d'un site multi-installations avec plusieurs autres projets existants ou approuvés par exemple) sont à prendre en compte, au titre de l'alinéa 5 e, sur le cumul des incidences, de l'article R122-5 du code de l'environnement (cf. **Annexe 1**).

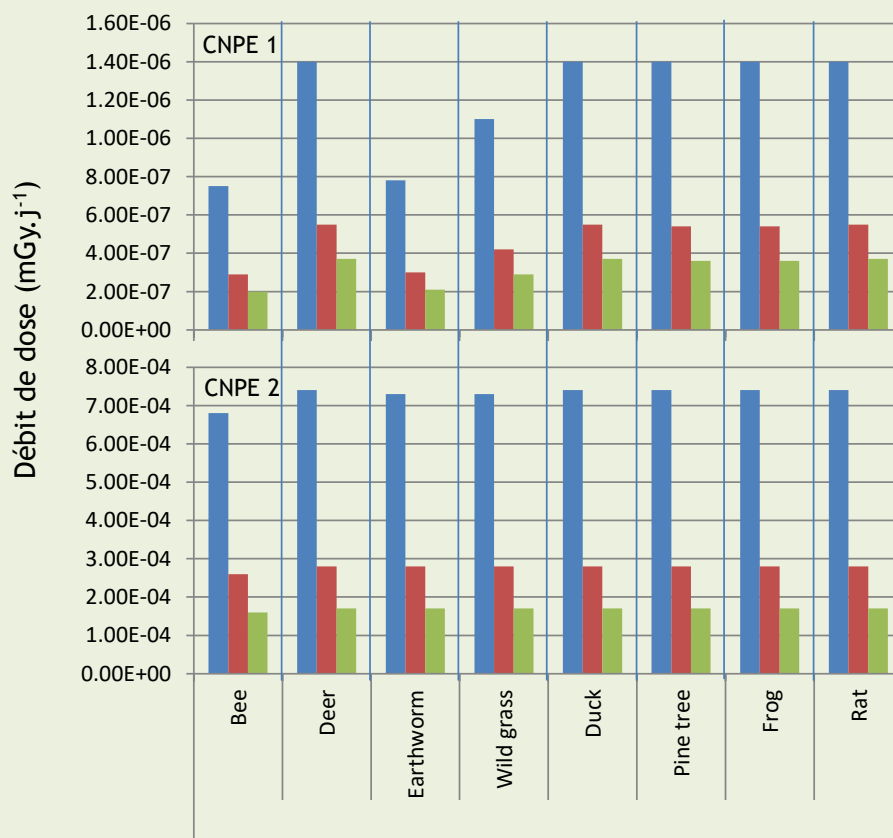
Illustrations de la définition de l'emprise spatiale, en fonction de différents contextes

Recommandations de l'AIEA

Prenant en compte les variations annuelles des conditions de dispersion atmosphérique et aquatique des rejets d'effluents radioactifs, l'AIEA estime raisonnable de considérer que les activités massiques ou volumiques maximales associées seraient détectées dans n'importe quelle direction dans un rayon allant jusqu'à 10 km du point de rejet. Sur ces bases, l'AIEA recommande de considérer une zone de référence d'environ 100 à 400 km² centrée sur ce point de rejet (soit un rayon de 4 à 8 km ; AIEA, 2018 GSG-10).

N.B. Il a été démontré, sur un cas d'étude, que passer de l'une à l'autre de ces surfaces impacte faiblement l'évaluation du risque, sous les hypothèses retenues (cf. **Figure 25**).

Figure 25 : influence de la taille de la zone d'étude sur les débits de dose absorbés par des organismes terrestres, estimés en situation de fonctionnement normal pour deux CNPE (d'après Mora *et al.*, 2020. Bleu : point d'impact maximal - activité massique la plus élevée prédite dans le sol, marron : 100 km² et vert : 400 km² ; écart maximal toutes zones considérées: 4,4 (entre point d'impact maximal et zone 400 km²); écart maximal entre les zones 100 et 400 km² : 1,7).



Rayon d'affichage autour d'une ICPE - (Article [R.511-9](#) du Code de l'environnement). La loi impose un rayon d'affichage qui détermine le périmètre minimum permettant de recenser les communes concernées par les risques et inconvénients dont l'installation qui fait l'objet d'un dossier de demande d'autorisation d'exploiter (DAE) peut être la source. Selon la rubrique à laquelle appartient l'ICPE, ce rayon varie de 0.5 à 6 km, soit une aire de 1 à 120 km².

4.1.1.2 ANALYSE DES EXPOSITIONS (COMPOSANTE 2 - NIVEAU 1)

Au **niveau 1** de l'évaluation, l'analyse des expositions (cf. §.2.2.1) peut se limiter à renseigner (par la mesure ou la modélisation) les valeurs d'**activité massique ou volumique** dans tout ou partie des compartiments d'exposition (cf. **Figure 26**), si la valeur repère (voir paragraphe suivant) est exprimée en activité limite.

Guide méthodologique - Faune et flore sauvages

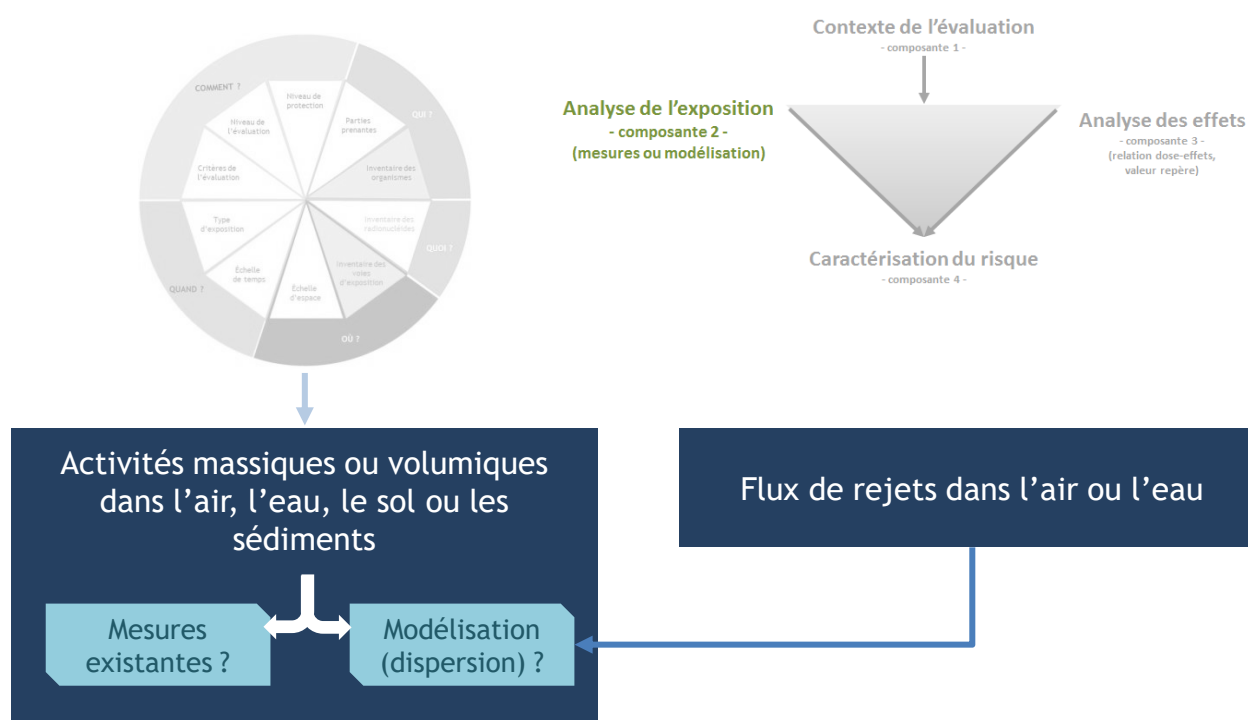


Figure 26 : représentation schématique de l'analyse de l'exposition (composante 2) au niveau 1 d'une évaluation d'impact sur la faune et la flore sauvages

Il convient d'être attentif à la compatibilité des unités entre données d'exposition et **valeur repère** (e.g. vérifier si une **activité massique** est attendue sur masse fraîche ou sèche ; vérifier si une **activité volumique** est attendue en $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ou en $\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ de vapeur d'eau, etc.).

En l'absence de données pour un compartiment, les lacunes peuvent être comblées à partir de l'activité dans un autre compartiment par modélisation, par exemple sur la base de l'équilibre de partition entre compartiments (cf. §.3.2.2). De façon complémentaire, d'autres extrapolations peuvent permettre de générer une donnée manquante :

- état de la chaîne de filiation pour les descendants d'un élément mesuré ou modélisé ;
- substitution de toute mesure "inférieure à" par une valeur arbitraire (limite de détection, seuil de décision, moitié du seuil de décision, ou zéro), cette méthode pouvant conduire à biaiser fortement le **risque** ;
- utilisation de ratios isotopiques connus en raison de l'origine des radionucléides (naturelle - cas des isotopes de l'uranium ; retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires - isotopes 238 et 239+240 du plutonium), ou de mesures proches dans le temps ou l'espace...

En première approche, les activités à renseigner sont généralement les valeurs représentatives de l'exposition maximale observée ou attendue sur la zone d'étude (par exemple, dans l'eau, activité totale au point de rejet). Dans le cas de l'utilisation de mesures, il convient de s'assurer que la valeur maximale reste caractéristique du domaine de fonctionnement de l'installation visé par l'évaluation en cours.

Analyse de l'exposition - sélection des données d'entrée pour une évaluation de niveau 1

- ▶ Cas 1 : activités massiques dans un sol modélisées en trois points pré-sélectionnés, sur la base de la limite demandée pour le flux de rejet atmosphérique de chaque radionucléide (cf. Tableau 9)

Tableau 9 : activités massiques dans le sol

Bq.kg ⁻¹	P1	P2	P3
³⁶ Cl	1,97 10 ⁻²	1,43 10 ⁻²	5,40 10 ⁻²
⁹⁰ Sr	8,99 10 ⁻⁵	6,53 10 ⁻⁵	2,47 10 ⁻⁴
¹³⁷ Cs	8,51 10 ⁻²	5,86 10 ⁻²	7,74 10 ⁻²
¹⁵¹ Sm	3,23 10 ⁻⁴	2,35 10 ⁻⁴	8,87 10 ⁻⁴
⁵⁵ Fe	2,42 10 ⁻⁴	1,76 10 ⁻⁴	6,65 10 ⁻⁴
⁶⁰ Co	3,77 10 ⁻²	2,60 10 ⁻²	3,43 10 ⁻²
²⁴¹ Pu	1,32 10 ⁻⁵	9,62 10 ⁻⁶	3,63 10 ⁻⁵
¹⁵² Eu	2,79 10 ⁻⁶	2,02 10 ⁻⁶	7,64 10 ⁻⁶
²⁴¹ Am	5,68 10 ⁻⁶	4,15 10 ⁻⁶	1,55 10 ⁻⁵

Case rouge : activité maximale modélisée par radionucléide

∇ Les activités massiques maximales sont trouvées au dernier point pour la majorité des radionucléides et au premier point pour les autres. Les différences de niveau d'activité sont minimales entre les deux plus fortes valeurs d'activité reportées.

⇒ L'évaluation de niveau 1 peut être conduite sur :

- ✓ le point 3 (si le caractère géographique revêt une importance particulière),
- ✓ ou sur un point géographique "fictif" qui retient les activités maximales calculées en tout point (approche majorante).

- ▶ Cas 2 : activités volumiques mesurées mensuellement dans un cours d'eau (sous forme soluble et insoluble, Tableau 10)

Tableau 10 : activités volumiques dans l'eau

	Activité volumique (Bq.L ⁻¹)		
	soluble	insoluble	totale
janvier	0,15	0,08	0,23
février	0,16	0,14	0,30
mars	0,21	0,11	0,31
avril	0,19	0,10	0,29
mai	0,17	0,10	0,27
juin	0,12	0,03	0,15
juillet	0,10	0,03	0,13
août	0,08	< LD (0,02)	0,10
septembre	0,06	< LD (0,02)	0,08
octobre	0,05	< LD (0,02)	0,07
novembre	0,05	0,03	0,08
décembre	0,07	0,05	0,12

∇ L'activité maximale correspond à la somme des fractions soluble et insoluble mesurées au mois de mars.

⇒ L'évaluation de niveau 1 est conduite sur la valeur de mars, en considérant (pour les besoins de l'étude) qu'elle est représentative de l'exposition chronique en ce point (approche majorante).

4.1.1.3 ANALYSE DES EFFETS (COMPOSANTE 3 - NIVEAU 1)

Pour mémoire, la nécessité de réaliser une **composante 3** (analyse des effets de l'exposition ; cf. Figure 27) au **niveau 1** d'une évaluation d'impact sur la faune et la flore sauvages est théorique, le choix de la **valeur repère** ayant normalement déjà été fait pour la composante 1.

En effet, plusieurs types de valeur repère sont à disposition de l'évaluateur (cf. §.3.3.2), et, à ce niveau de l'évaluation, elles sont généralement exprimées en activité (massique ou volumique) limite dans un milieu d'exposition donné. De telles valeurs "limites" ont été définies de manière spécifique en association avec certains outils, telles que les EMCL dans l'outil ERICA et les BCG dans l'outil RESRAD-BIOTA (cf. encadré page 50). Il est à noter que les activités limites dans les compartiments, étant

établies à partir des valeurs repères, constituent non pas des valeurs réglementaires mais des points de référence (cf. 5.3.1.3). Elles n'ont pas plus force d'obligation de respect que les données dont elles sont dérivées par rétro-calcul.

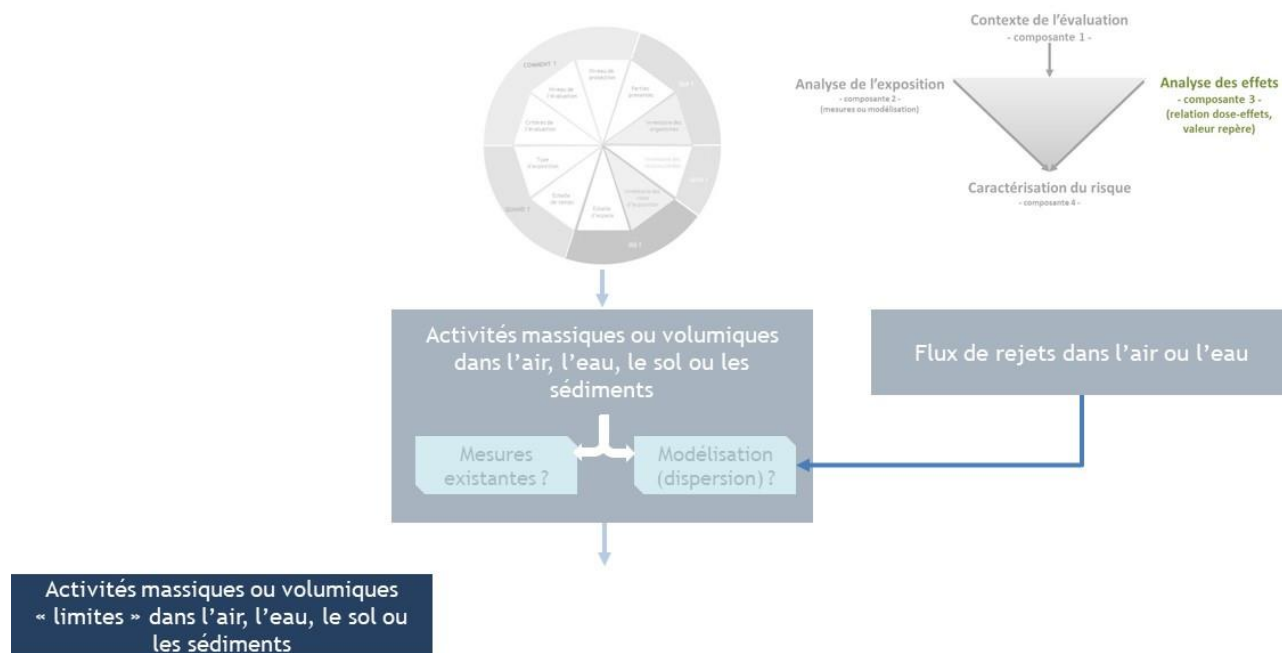


Figure 27 : représentation schématique de l'analyse des effets (composante 3) au niveau 1 d'une évaluation d'impact sur la faune et la flore sauvages

4.1.1.4 CARACTÉRISATION DU RISQUE (COMPOSANTE 4 - NIVEAU 1)

Au **niveau 1** de l'évaluation, le **risque** est généralement caractérisé de façon déterministe par la comparaison de deux valeurs ponctuelles, représentant, l'une, les conditions d'exposition pénalisantes (par exemple maximales) d'un organisme de référence (déterminées par la **composante 2**) et, l'autre, la **valeur repère** (identifiée par la composante 1 ou à défaut 3), exprimées dans une même unité (cf. **Figure 28**).

Guide méthodologique - Faune et flore sauvages

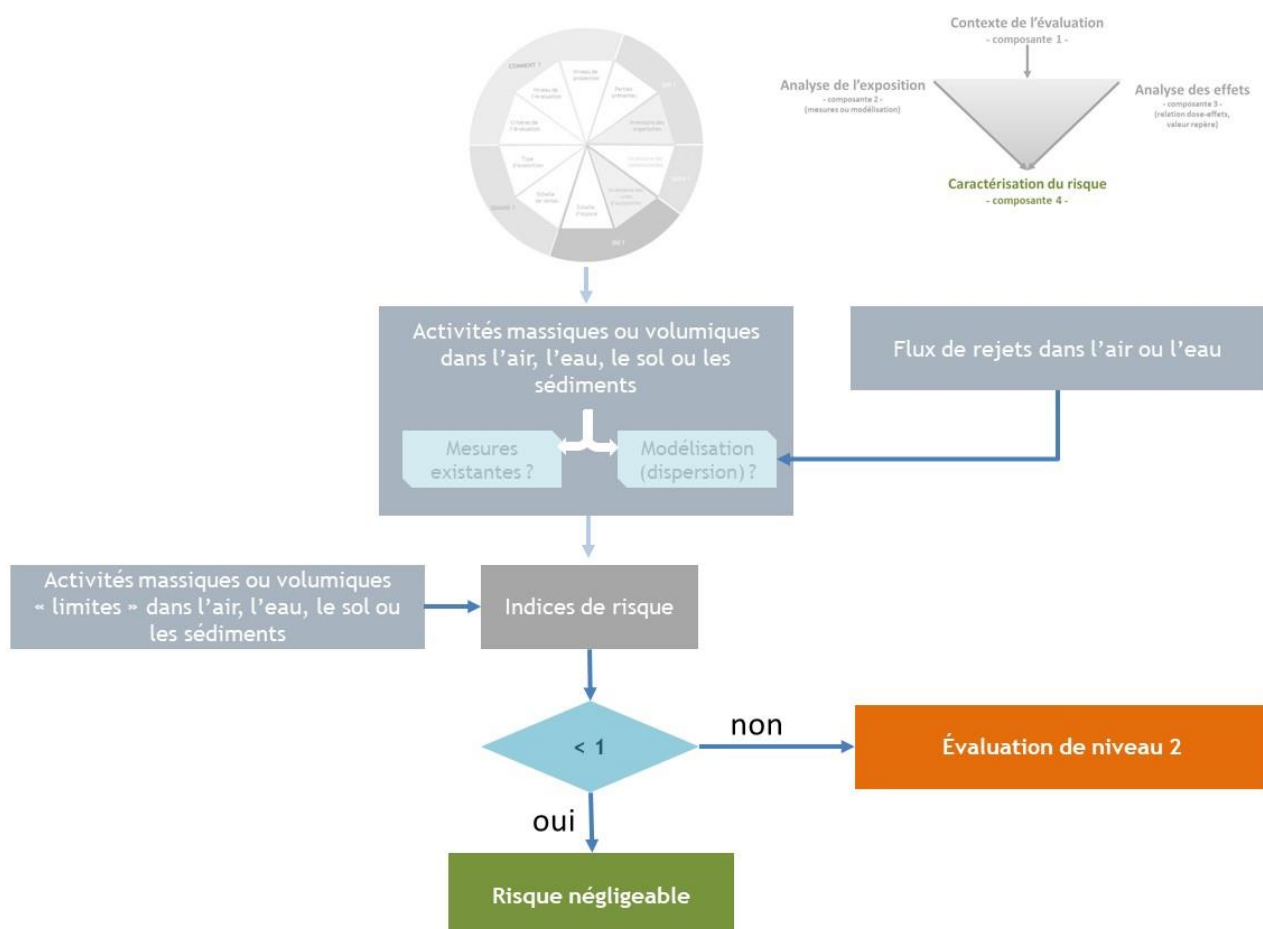


Figure 28 : représentation schématique de la caractérisation du risque (composante 4) au niveau 1 d'une évaluation

Cette méthode, dite du quotient, consiste en effet à faire le ratio entre la donnée caractérisant l'exposition et la valeur repère (cf. §.3.1.3 et §.3.3.2). Le quotient obtenu est appelé **indice de risque** de façon identique aux pratiques appliquées aux substances non radioactives (cf. §.2.2.3). Si cet indice de risque est strictement inférieur à 1, le risque est négligeable.

Si l'exposition est due à un seul radionucléide et un seul milieu, l'activité dans le milieu (déterminée par la **composante 2**) est comparée à la valeur repère dans la même unité (déterminée par les composantes 1 et 3).

Si l'exposition est due à plusieurs radionucléides, le principe retenu est celui de l'additivité des doses (cf. §.3.1.1) pour calculer un indice de risque global. La robustesse du résultat de l'évaluation peut être renforcée dans ce calcul par une approche majorante consistant à sommer pour chaque radionucléide l'indice de risque le plus élevé obtenu parmi les organismes de référence (cf. encadré ci-après).

Approche majorante appliquée au niveau 1 pour l'évaluation du risque avec l'outil ERICA

Pour un écosystème²³, l'indice de risque total RQ somme les valeurs maximales par radionucléide des indices de risque calculés pour chaque couple (radionucléide, organisme de référence), indépendamment de l'organisme (cf. **Tableau 11**).

Tableau 11 : indice de risque calculé par couple (radionucléide, organisme de référence)

Organisme	Indice de risque par radionucléide RQ(i)		
	¹³⁷ Cs	²¹⁰ Po	²²⁶ Ra
Anémones - coraux (colonie)	0,10	0,20	0,30
Mollusque bivalve ou zooplancton	0,12	0,36	0,02
Ver polychète	0,41	0,01	0,02

$$RQ = 0,41 + 0,36 + 0,30 = \mathbf{1,07}$$

Cette approche est majorante²⁴, car le RQ ainsi obtenu est supérieur à la valeur maximale des indices de risque totaux obtenus pour chaque organisme séparément (anémones : 0,60 ; mollusque : 0,50 ; ver : 0,44). Dans le cas présent, et contrairement à la somme par organisme, cette approche conduit à passer au niveau 2 de l'évaluation.

4.1.2 ÉVALUATION DE NIVEAU 2

Conduire une évaluation de **niveau 2** signifie soit que le risque caractérisé au niveau précédent ne peut être considéré comme négligeable, soit qu'il est nécessaire de commencer l'évaluation par une étude générique réaliste, notamment pour des raisons de statut du site, d'un **écosystème** ou d'une **espèce** (cf. **§.4.1.1.1**) non représentés au niveau 1 ou qui revêtent une importance écologique, économique ou culturelle locale (**espèce rare**, **espèce clé de voûte**, cf. **encadré p.56** et encadré suivant).

²³ Comme expliqué à l'encadré de la page 52, s'il y a plusieurs milieux pour un même écosystème (eau et sédiment pour le milieu aquatique), les EMCL ont été calculées pour la situation d'exposition la plus pénalisante.

²⁴ L'indice de risque ainsi calculé n'a pas de sens écotoxicologique. Il s'agit purement d'un outil de gestion, dont la détermination ultra-conservatrice est la manière adoptée dans cet outil pour intégrer implicitement les incertitudes associées (cf. **§.5**) et s'assurer que le risque est ainsi surestimé de façon certaine.

Importance des espèces

La biologie de la conservation distingue les **espèces** animales et végétales en fonction de leur biomasse, mais aussi en fonction du rôle qu'elles jouent au sein des **communautés** dans lesquelles elles sont présentes (Figure 29).

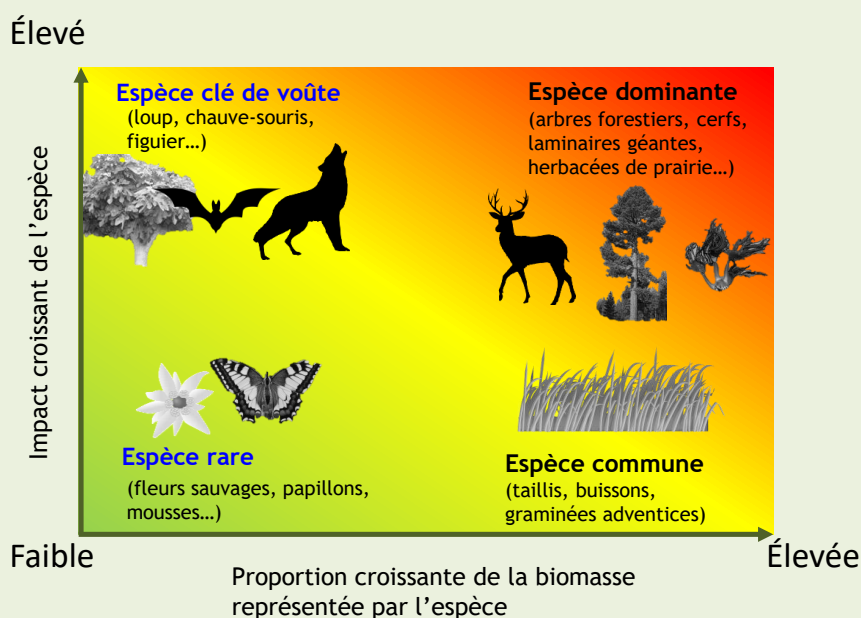


Figure 29 : catégorisation des espèces en fonction de leur biomasse et de leur impact sur le fonctionnement des écosystèmes (d'après Primack *et al.*, 2012).

4.1.2.1 CONTEXTE DE L'ÉVALUATION (COMPOSANTE 1 - NIVEAU 2)

Les principes de la **composante 1** sont les mêmes au **niveau 2** qu'au niveau 1 (cf. §.4.1.1.1, Figure 24, Tableau 8).

Néanmoins, le gain attendu en termes de réduction du **conservatisme** implique de collecter des données d'entrée plus spécifiques qu'au niveau 1, notamment pour disposer d'une estimation des **activités massiques ou volumiques** dans les milieux et dans les organismes, plus représentative de leur exposition chronique. Cela nécessite en particulier de décider de la nature des données d'entrée : valeurs réalistes représentatives dans le temps et/ou dans l'espace (e.g. moyenne ou autre indicateur statistique approprié), ou chroniques temporelles et/ou variabilités spatiales. Dans le cas de l'utilisation de mesures d'activités dans les compartiments de l'environnement, le raisonnement ayant conduit à la sélection des données, les données utilisées, les paramètres du calcul statistique (e.g. écart-type, intervalle de confiance) doivent être soigneusement documentés et tracés.

N.B. À partir du niveau 2, la question des chaînes de filiation doit être ré-analysée, dans une optique plus réaliste, en lien éventuellement avec la durée du projet. Notamment, les ruptures de chaîne liées à un changement d'état (ex. : dégazage du radon dans la chaîne de filiation de l'uranium) sont une source de raffinement à considérer.

Description des chaînes de filiation - Groupe d'expertise pluraliste sur les sites miniers d'uranium du Limousin

GEP-mines (<http://www.gep-nucleaire.org/gep>)

Lors de la définition du contexte de l'évaluation rétrospective du risque radiologique pour l'écosystème du Ritord (cf. encadré p.61), il a été décidé de prendre en considération tous les éléments des chaînes de filiation des isotopes de l'uranium, dont seulement deux avaient fait l'objet de mesures dans l'eau. En complément de l'hypothèse de base d'équilibre entre éléments des chaînes de filiation radioactives, des hypothèses complémentaires ont été appliquées dans une optique de réalisme accru :

- ne considérer que les descendants présentant un rapport d'embranchement supérieur à 0,9 (choix arbitraire - éléments en noir sur la Figure 30) ;
- mettre en équilibre les chaînes à l'aval des éléments mesurés ;
- déduire l'activité de l'isotope 235 de celle de l'isotope 238 de l'uranium, en utilisant leur ratio naturel ;
- introduire une rupture de chaîne du fait du dégazage du radon.

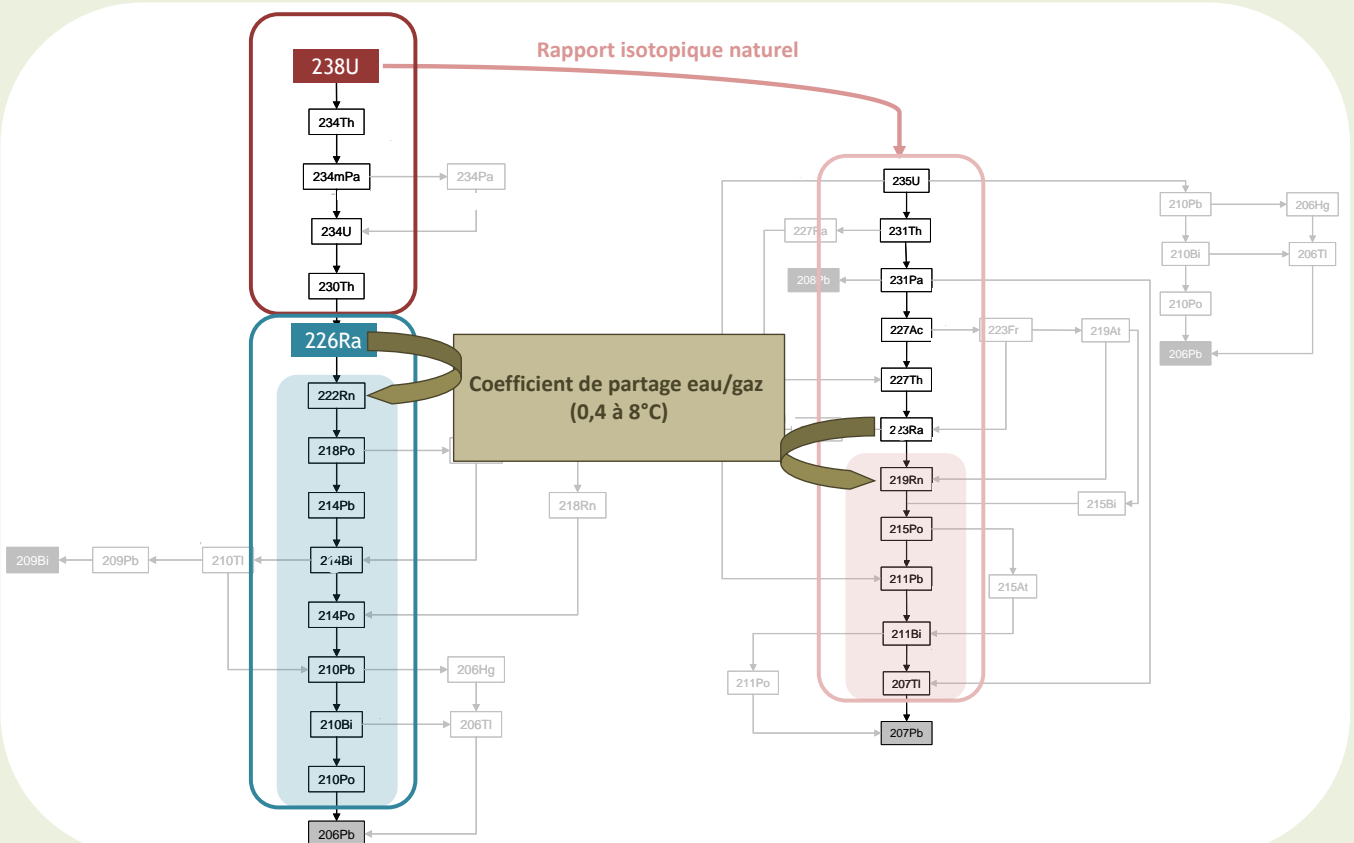


Figure 30 : description de l'état d'équilibre des chaînes d'uranium considéré par le GEP mines pour l'évaluation du risque radiologique pour la faune et la flore sauvages

La mise en œuvre de ces hypothèses a modifié les activités massiques et volumiques des éléments des chaînes de filiation auxquels elles s'appliquaient, conduisant à réviser les niveaux d'exposition estimés des organismes et par là même le risque auquel ils étaient exposés.

4.1.2.2 ANALYSE DES EXPOSITIONS (COMPOSANTE 2 - NIVEAU 2)

Au **niveau 2** de l'évaluation d'impact radiologique sur la faune et la flore sauvages, l'analyse des expositions se traduit par le calcul du débit de dose absorbée par les organismes. Il est déterminé à partir des activités massiques dans les organismes, obtenues par mesures directes ou calculées d'après les activités dans les milieux d'exposition (cf. **§.3.2.3**), elles-mêmes mesurées ou calculées (cf. **Figure 31**). Ces dernières ne sont plus les valeurs maximales calculées ou observées sur la zone et la période d'étude, mais correspondent plutôt à une moyenne ou un centile donné (par exemple le 50^{ème}, c'est-à-dire la médiane, ou le 90^{ème}, en fonction des cas et de la connaissance disponible). À noter que pour les activités volumiques en phase liquide, la fraction à caractériser peut se rapporter aux formes dissoutes (cf. encadré suivant).

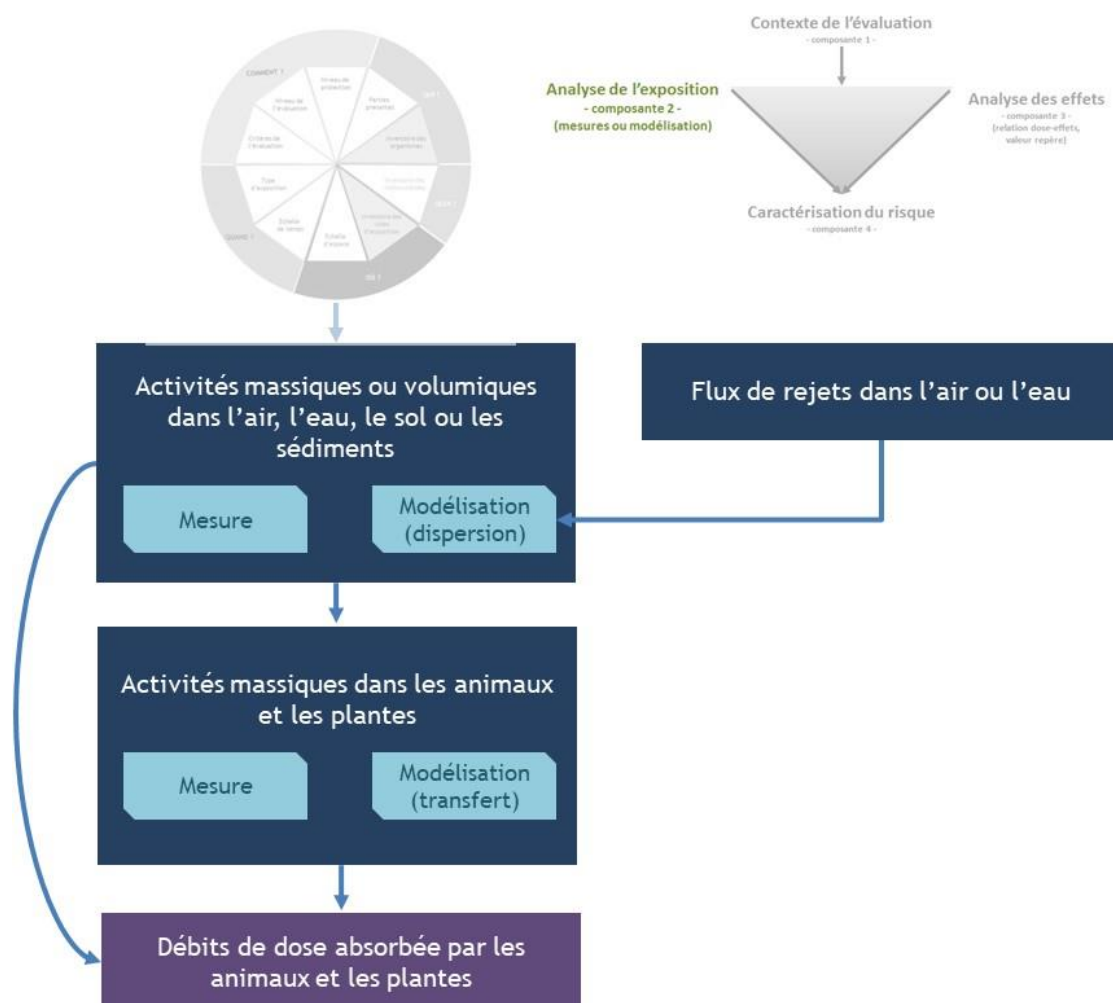


Figure 31 : représentation schématique de l'analyse des expositions (composante 2) au niveau 2 d'une évaluation²⁵

²⁵ Pour alléger les illustrations suivantes, la flèche reliant ici les activités dans les milieux aux débits de dose, pour représenter le calcul de l'exposition externe, ne sera pas indiquée.

Analyse de l'exposition - sélection des données d'entrée pour une évaluation de niveau 2
Cet encadré prolonge les exemples du niveau 1 ; cf. encadré de la page 65

Pour le scénario atmosphérique

Les sols à retenir au niveau 2 seraient ceux correspondant à des habitats d'intérêt réellement présents.

Pour le scénario aquatique

Dans le scénario relatif au milieu aquatique présenté pour illustrer la sélection des données d'entrée pour une évaluation de niveau 1, la valeur retenue pour l'activité volumique était la valeur maximale de l'activité volumique totale, observée au mois de mars (cf. **Tableau 12**). Au niveau 2, l'évaluateur peut d'une part s'intéresser à une valeur représentative à l'échelle de l'année (moyenne par exemple) plutôt qu'à un maximum et d'autre part choisir d'utiliser les mesures dans l'eau filtrée pour évaluer le transfert des radionucléides aux organismes et donc l'exposition interne. En effet, la fraction d'activité disponible pour ces transferts biotiques est, au plus, celle présente dans la fraction dissoute de l'eau.

La donnée d'entrée à utiliser peut être, au choix de l'évaluateur :

- ▽ la valeur moyenne de l'activité volumique totale (soit 0,18 Bq.L⁻¹ au lieu de 0,31 Bq.L⁻¹) ;
- ▽ la valeur maximale annuelle de l'activité volumique dissoute (0,21 Bq.L⁻¹ en mars) ;
- ▽ la valeur moyenne annuelle de l'activité volumique dissoute (0,12 Bq.L⁻¹).

Tableau 12 : activités volumiques dans l'eau

	Activité volumique (Bq.L ⁻¹)		
	soluble	insoluble	totale
janvier	0,15	0,08	0,23
février	0,16	0,14	0,30
mars	0,21	0,11	0,31
avril	0,19	0,10	0,29
mai	0,17	0,10	0,27
juin	0,12	0,03	0,15
juillet	0,10	0,03	0,13
août	0,08	< LD (0,02)	0,10
septembre	0,06	< LD (0,02)	0,08
octobre	0,05	< LD (0,02)	0,07
novembre	0,05	0,03	0,08
décembre	0,07	0,05	0,12
Moyenne	0,12	0,07*	0,18

* sans prise en compte des valeurs <LD

Dans l'objectif d'évaluer au niveau 2 le risque chronique pour la faune et la flore sauvages exposées à l'eau, la valeur moyenne annuelle de l'activité volumique dissoute a été retenue comme la plus représentative de la situation étudiée.

4.1.2.3 ANALYSE DES EFFETS (COMPOSANTE 3 - NIVEAU 2)

La **composante 3** d'une évaluation de **niveau 2** du risque radiologique pour la faune et la flore sauvages s'appuie directement sur le choix des valeurs repères correspondant à ce niveau à des débits de dose sans effet (par exemple PNEDR - Predicted No Effect Dose Rate ; **Figure 32**). Ce choix relève de la composante 1 (contexte de l'évaluation).

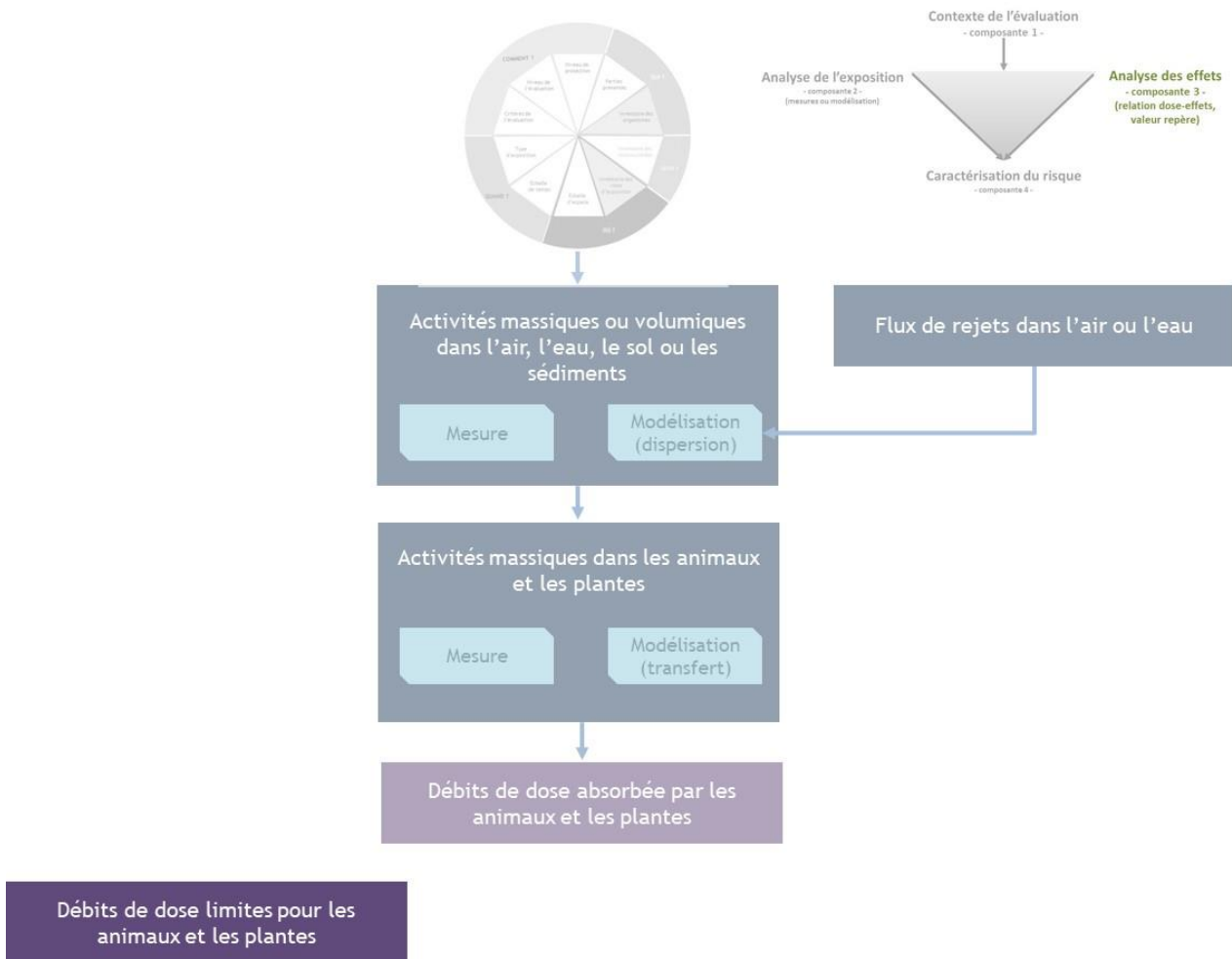


Figure 32 : représentation schématique de l'analyse des effets (composante 3) au niveau 2 d'une évaluation

4.1.2.4 CARACTÉRISATION DU RISQUE (COMPOSANTE 4 - NIVEAU 2)

Le **niveau 2** de l'évaluation repose sur l'utilisation des débits de dose en lieu et place des activités massiques utilisées au niveau inférieur pour caractériser le risque (cf. **Figure 33**). L'approche la plus simple consiste alors à comparer pour chaque organisme de référence considéré, le débit de dose d'exposition calculé (usuellement noté PEDR - Predicted Environmental Dose Rate) au débit de dose sans effet PNEDR (Predicted No Effect Dose Rate). Comme introduit dès le niveau1, cf. **§.4.1.1.4**, le rapport déterministe entre les deux débits de dose peut être calculé (ratio) et est appelé **indice de risque**.

Guide méthodologique - Faune et flore sauvages

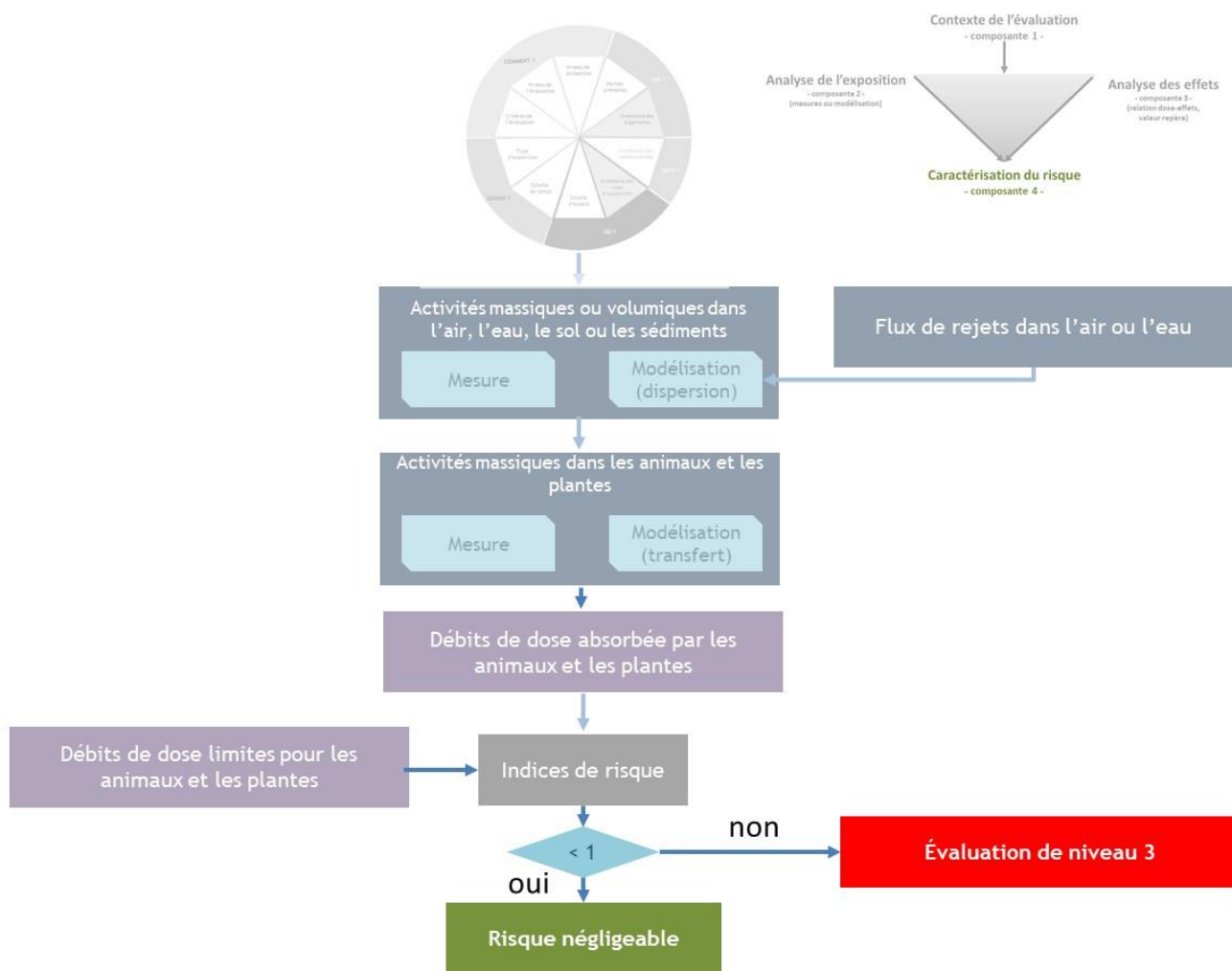


Figure 33 : représentation schématique de la caractérisation du risque (composante 4) au niveau 2 d'une évaluation

Une approche plus élaborée de la caractérisation du risque peut également être envisagée, avec une comparaison semi-probabiliste des données définissant l'exposition et la valeur repère (cf. Figure 34). Cela suppose toutefois d'avoir à disposition la distribution statistique des données d'exposition. La prise en compte de l'incertitude sur la caractérisation du risque peut se faire également par l'introduction de facteurs d'incertitude appliqués à l'indice de risque (cf. encadré suivant).

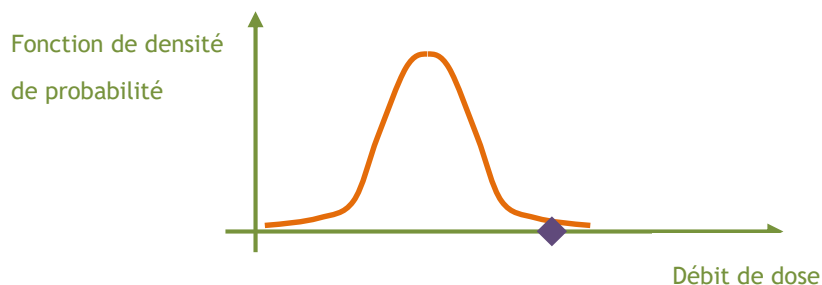


Figure 34 : principe de la caractérisation semi-probabiliste du risque - comparaison d'une valeur repère ponctuelle (◆) avec la distribution de la valeur caractérisant l'exposition (courbe orange), exprimées dans la même unité

Introduction d'un facteur d'incertitude dans le calcul de l'indice de risque

À titre d'exemple, l'approche ERICA propose au niveau 2 de calculer deux indices de risque, l'un dit "attendu" (simple ratio entre données caractérisant l'exposition et **valeur repère**) et l'autre dit "conservatif", déduit du premier par application d'un facteur d'incertitude (noté UF). Des valeurs sont proposées pour UF en fonction d'hypothèses faites sur la distribution de probabilité des données (pour plus d'information, consulter la documentation de l'approche et de l'outil ERICA).

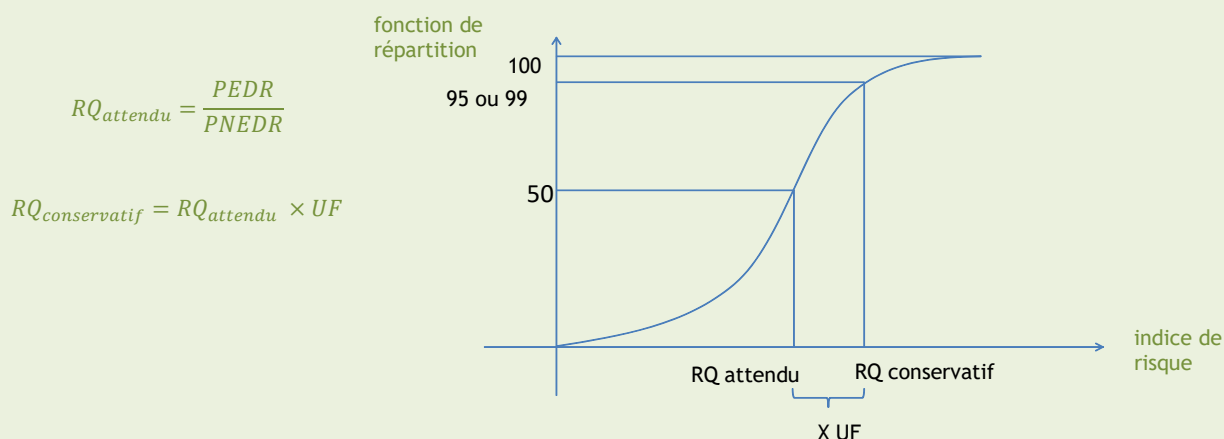


Figure 35 : présentation du positionnement respectif des indices de risque du niveau 2

La méthode d'interprétation proposée de ces deux indices est du type "feux tricolores", incluant 3 niveaux :

Indice de risque attendu		Indice de risque conservatif		Suites à donner
RQ < 1	+	RQ < 1	=	Risque négligeable
RQ < 1	+	RQ > 1	=	Raffiner le niveau 2 ^A ou arrêt ^B
RQ > 1	+	RQ > 1	=	Niveau 3

^A : raffiner les données d'entrée (modèles plus précis, nouvelle source de données) ou les paramètres de transfert (facteurs de concentration plus adaptés au regard du lieu, des **espèces**)

^B : arrêt de l'évaluation à justifier notamment par la mise en perspective des expositions attendues avec des données d'effet ou des niveaux d'exposition caractéristiques du bruit de fond, utilisé comme **valeur repère** (cf. 5.3.3.1).

Dans l'exemple proposé au **Tableau 13** (volontairement majorant à des fins d'illustration de la méthode), l'évaluation doit être poussée au niveau 3 car le risque n'est pas négligeable pour la plupart des organismes de référence.

Tableau 13 : extrait de résultats obtenus pour l'introduction de ¹³⁷Cs, ²¹⁰Po et ²²⁶Ra en milieu marin - UF = 3

Organisme	RQ	
	attendu	conservatif
Benthic mollusc	5.63E+00	1.69E+01
Crustacean	9.75E+00	2.93E+01
Macroalgae	4.27E-01	1.28E+00
Mammal	1.72E+00	5.16E+00
Pelagic fish	3.38E+00	1.02E+01
Reptile	2.34E+00	7.02E+00
Sea anemones or true corals - colony	1.20E+01	3.60E+01
Vascular plant	4.22E-01	1.27E+00
Zooplankton	1.20E+01	3.60E+01

Comme au [niveau 1](#), la présentation des résultats doit donner les éléments d'information nécessaires à la compréhension du calcul et de son degré de [conservatisme](#). Ainsi, en cas de passage nécessaire au niveau 2, l'évolution par rapport au niveau 1 doit être explicite et illustrer le cas échéant le caractère plus réaliste des choix faits par l'évaluateur sur la base d'une comparaison entre les données utilisées pour les 2 étapes successives, par exemple en positionnant les activités moyennes au regard des gammes de variation.

Concernant l'interprétation des résultats, l'introduction d'un facteur d'incertitude géré par le système des "feux tricolores" (voir encadré précédent) est extrêmement parlant et facilite largement la communication des résultats. Lorsque tout est rouge ou vert, il n'y a pas d'ambiguïté. Dans la dernière hypothèse, il faut cependant que public et autorités puissent mesurer concrètement le [conservatisme](#) du RQ le plus élevé, en utilisant par exemple une présentation graphique des centiles.

4.1.3 ÉVALUATION DE NIVEAU 3

Dans le contexte de l'étude d'impact, et donc principalement du [fonctionnement normal](#) d'une installation, le risque radiologique pour la faune et la flore sauvages associé aux autorisations de rejet a été jusqu'à présent démontré négligeable avec une évaluation au plus de niveau 2. La nécessité de conduire une évaluation de niveau 3 dans ce cadre est donc peu plausible. Toutefois, afin d'assurer l'exhaustivité de ce guide méthodologique au regard de ce chapitre à vocation pratique, ce paragraphe décrit la mise en œuvre de ce niveau, en exposant les modifications intervenant sur chacune des [composantes](#).

4.1.3.1 CONTEXTE DE L'ÉVALUATION (COMPOSANTE 1 - NIVEAU 3)

Passer au niveau trois de l'évaluation signifie que le risque évalué aux deux niveaux précédents n'a pas été caractérisé comme négligeable pour l'[écosystème](#) d'intérêt. Il s'agit du dernier recours en termes d'évaluation calculatoire. Une évaluation de niveau 3 demande un investissement en termes de données et de ressources nettement supérieur, de nombreuses notions ne s'appliquant plus (par exemple les organismes de référence, les valeurs repères), alors que de nouvelles apparaissent (par exemple la [biodisponibilité](#), le calcul probabiliste). Ce niveau fait appel en particulier à des compétences spécifiques en statistiques, écologie, radioécologie, etc.

Ainsi, les données d'entrée doivent toutes être déterminées par l'évaluateur (c'est-à-dire sans nécessairement se reposer sur des choix prédéfinis), sur la base de ses objectifs et de sa connaissance de la problématique, éventuellement sous forme de distributions probabilistes représentant l'incertitude paramétrique pour permettre une analyse d'incertitude par exemple par simulation Monte Carlo (voir encadré suivant).

Simulations de Monte Carlo

Dans le contexte d'une évaluation de risque, les simulations de Monte Carlo sont utilisées pour déterminer, par des techniques probabilistes, comment l'incertitude sur les entrées (données ou paramètres) d'un modèle se répercute sur le résultat en sortie.

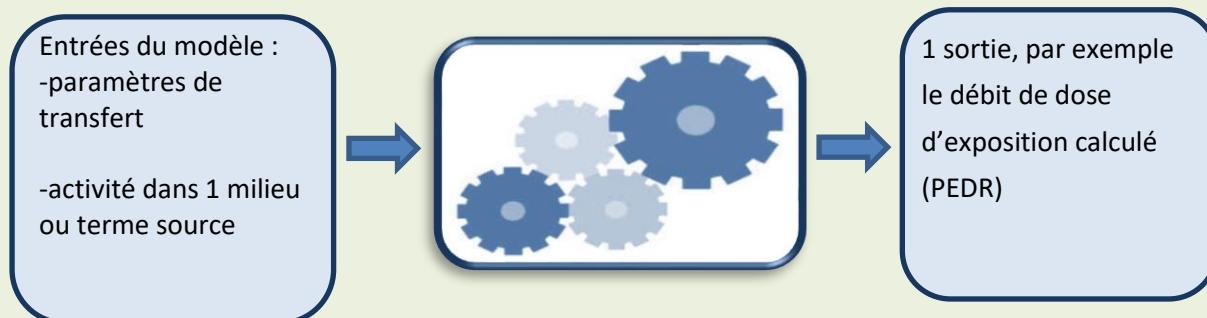


Figure 36 : représentation schématique des “entrées” et “sorties” d’un modèle, pour une simulation Monte Carlo

Chaque entrée incertaine est décrite par une distribution de probabilité. La représentation graphique la plus usuelle, dite en densité de probabilité, peut être vue comme la forme vers laquelle tendra un histogramme pour un nombre infini de tirages. Elle représente en abscisses les valeurs de l'entrée et en ordonnées la probabilité que cette entrée a de prendre telle ou telle autre valeur, exprimée en densité. Ainsi, la “largeur” de la courbe (distance entre les abscisses associées aux ordonnées non nulles) correspond au domaine de définition de l'entrée.

La simulation de Monte Carlo consiste donc à tirer des valeurs dans chacune des distributions de probabilité définies en entrée, d'appliquer le modèle à chaque échantillon aléatoire d'entrées ainsi constitué, et d'obtenir autant de sorties.

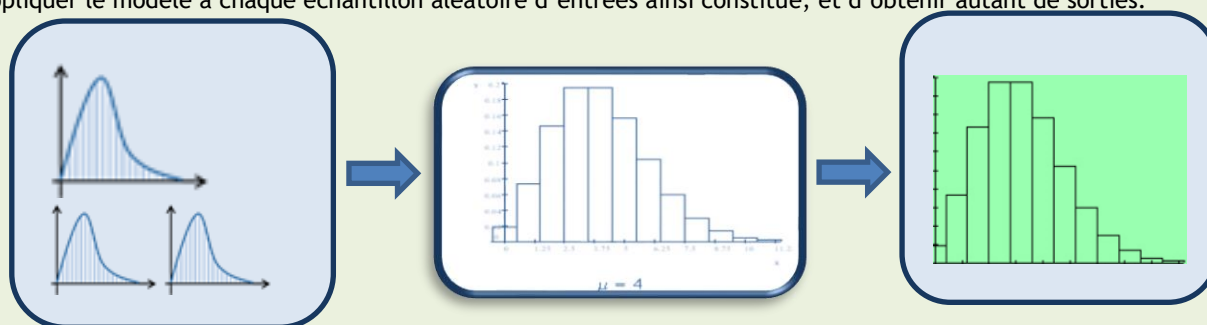


Figure 37 : représentation schématique d'une simulation Monte Carlo

4.1.3.2 ANALYSE DES EXPOSITIONS (COMPOSANTE 2 - NIVEAU 3)

Au **niveau 3**, l'évaluation repose sur la caractérisation la plus réaliste possible de l'exposition (cf. **Figure 38**). Les principes sont les mêmes qu'au niveau 2, à la différence près que les valeurs des paramètres radioécologiques, des facteurs d'occupation, et des facteurs de pondération doivent toutes être analysées par l'évaluateur, qui retiendra les valeurs les plus appropriées (c'est-à-dire sans faire appel d'office à des choix prédéfinis), éventuellement sous forme de distributions probabilistes représentant l'incertitude paramétrique. Ainsi, l'évaluation peut être probabiliste, *via* l'établissement de la distribution des débits de dose que l'organisme peut recevoir, en considérant les incertitudes et la variabilité des paramètres du calcul.

En cas d'approche probabiliste, ce sont les distributions des activités massiques ou volumiques qui sont à considérer (cf. encadré suivant), et non une valeur moyenne (niveau 2) ou une valeur maximale (niveau 1). Pour les activités volumiques en phase liquide, il peut également être fait appel à la caractérisation de la **biodisponibilité** des radionucléides.

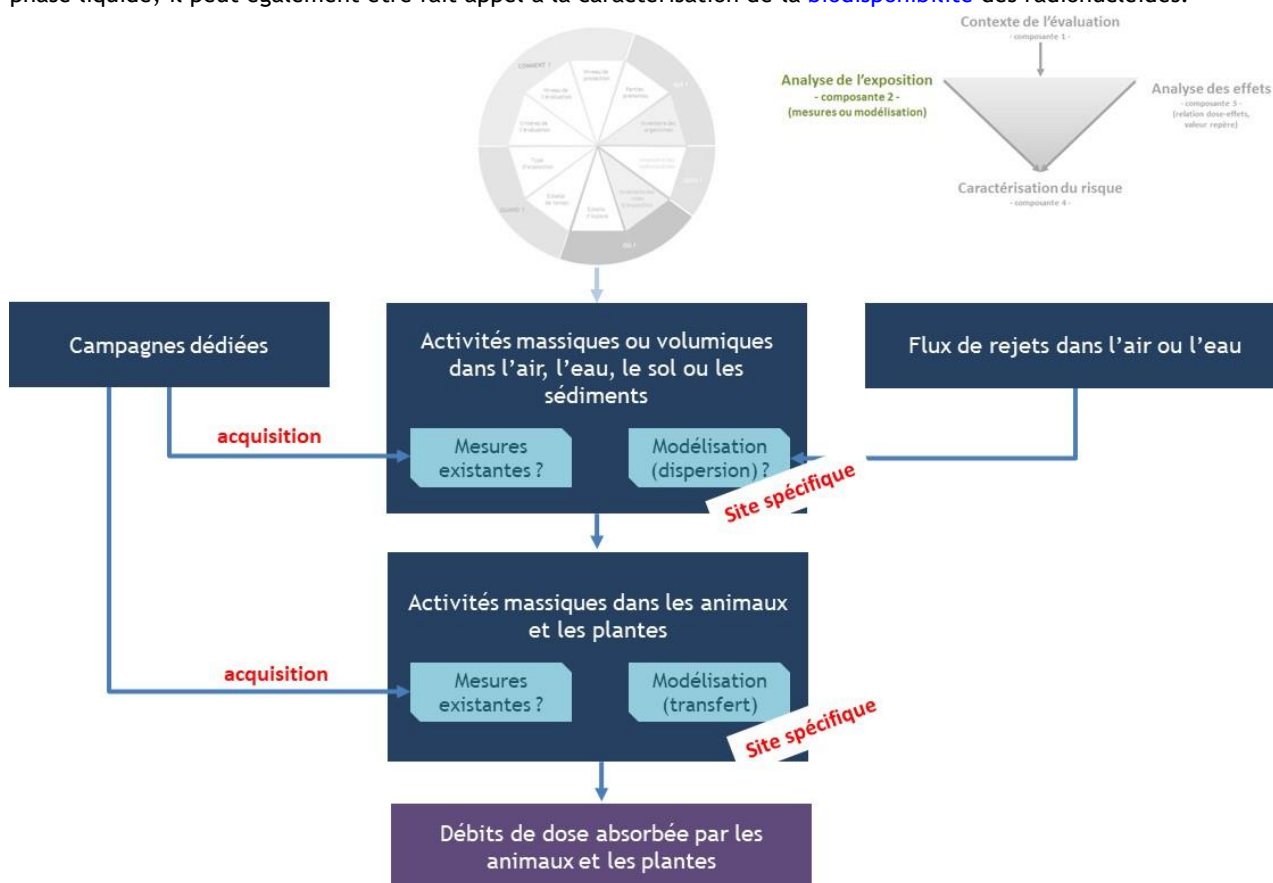


Figure 38 : représentation schématique de l'analyse des expositions (composante 2) au niveau 3 d'une évaluation

De façon alternative, si la connaissance est insuffisante pour une caractérisation probabiliste des données d'entrée de l'évaluation, ou de façon complémentaire, l'accroissement de réalisme attendu au niveau 3 en termes d'exposition peut également être obtenu en raffinant la fraction considérée comme toxique pour les organismes. Il peut ainsi s'agir de passer d'activité massique ou volumique exprimée vis-à-vis de l'élément total à celle correspondant à une fraction mobile (par exemple dissoute) ou **biodisponible**.

Analyse de l'exposition - exemple de sélection des données d'entrée pour une évaluation de niveau 3

Cet encadré prolonge les exemples du niveau 1, cf. encadré de la page 65, et du niveau 2, cf. encadré de la page 72

Rappel des données d'entrée retenues pour le scénario relatif au milieu aquatique précédemment présenté :

- ▽ niveau 1 : 0,31 Bq.L⁻¹ (maximum annuel en activité totale) ;
- ▽ niveau 2 : 0,12 à 0,21 Bq.L⁻¹ (moyenne ou maximum annuel en activité soluble, gamme incluant la moyenne annuelle de l'activité volumique totale).

L'analyse probabiliste de la distribution des activités volumiques mensuelles (Figure 39) donne les éléments suivants :

- ▽ médiane : 0,10 Bq.L⁻¹ avec un intervalle de confiance à 95% de 0,08 à 0,14 Bq.L⁻¹ ;
- ▽ Centile 5% : 0,04 Bq.L⁻¹ avec un intervalle de confiance à 95% de 0,03 à 0,07 Bq.L⁻¹ ;
- ▽ Centile 95% : 0,25 Bq.L⁻¹ avec un intervalle de confiance à 95% de 0,17 à 0,32 Bq.L⁻¹.

fonction de répartition

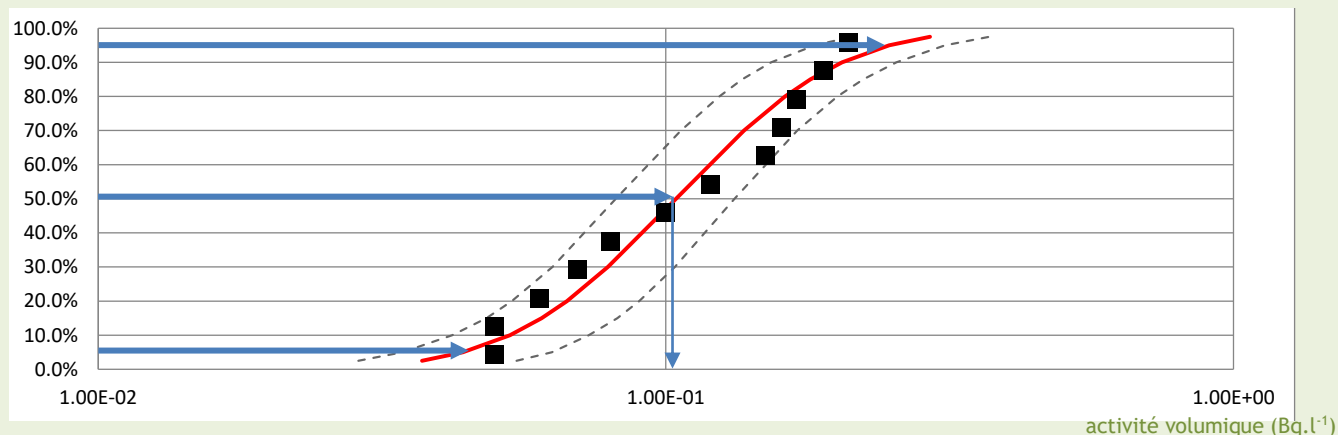


Figure 39 : distribution log-normale des activités volumiques solubles mensuelles (mesures : ■ ; ----- : bornes de l'intervalle de confiance à 90% ; — : meilleure estimation)

4.1.3.3 ANALYSE DES EFFETS (COMPOSANTE 3 - NIVEAU 3)

L'interprétation du résultat d'une évaluation de niveau 3 est laissée à l'initiative de l'évaluateur (cf. Figure 40). Elle requiert de s'appuyer sur les connaissances des effets de l'exposition aux rayonnements ionisants pour les espèces considérées, via notamment la consultation de bases de données d'effet, d'où la nécessité de maîtriser le sujet, ou d'associer à l'étude du personnel compétent en matière de radiotoxicité pour la faune et la flore sauvages. Le cas de chaque espèce sera examiné individuellement, et non plus vis-à-vis d'une valeur repère applicable à un taxon de niveau biologique supérieur, voire à tout un écosystème. Cet examen peut se faire par une analyse bibliographique ciblée.

N.B. La variabilité de la sensibilité au sein de chaque espèce peut être au moins aussi importante que la variabilité entre espèces (cf. §.5.1.3.1).

Guide méthodologique - Faune et flore sauvages

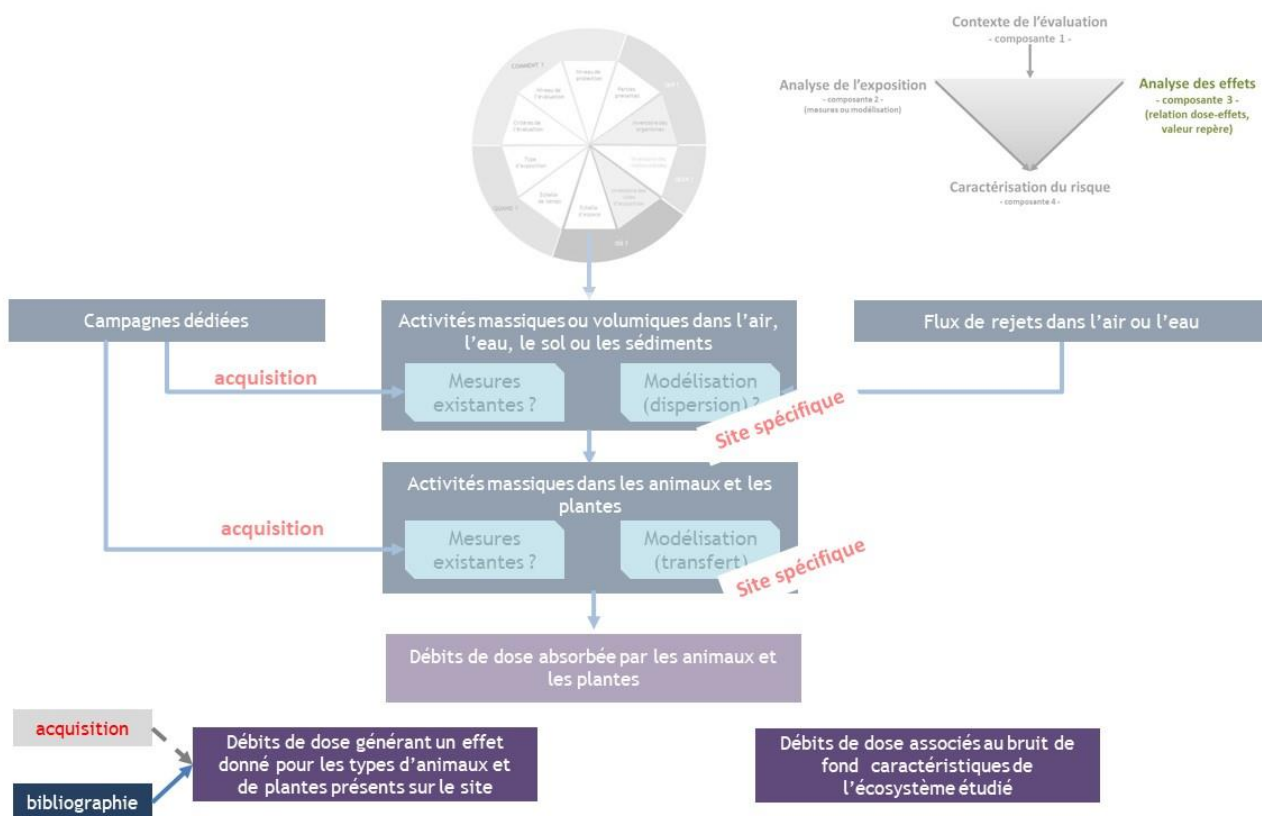


Figure 40 : représentation schématique de l'analyse des effets (composante 3) au niveau 3 d'une évaluation

Analyse des effets - sélection des données d'effet pour une évaluation de niveau 3

La distribution de sensibilité des espèces établie dans le cadre du projet ERICA donne, pour un écosystème générique (eaux douces et marines et milieu terrestre inclus), la répartition des données d'effet recensées dans la littérature pendant le projet, pour une situation d'exposition chronique en irradiation externe (cf. Figure 41).

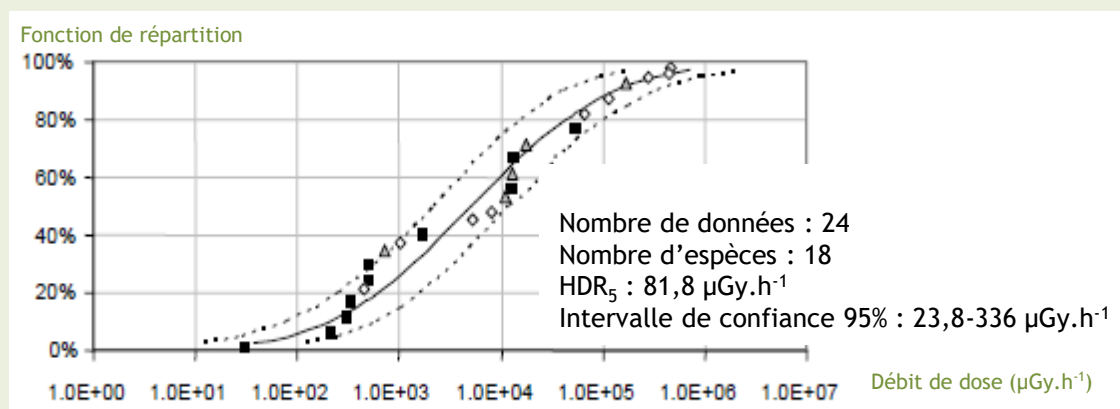


Figure 41 : distribution de radiosensibilité de la faune et de la flore sauvages produite lors du projet ERICA (modifié d'après Garnier-Laplace et Gilbin, 2006. ■ : vertébrés ; ◇ : invertébrés ; △ : plantes ; — : meilleure estimation ; - - - - - intervalle de confiance à 95%)

4.1.3.4 CARACTÉRISATION DU RISQUE (COMPOSANTE 4 - NIVEAU 3)

Contrairement aux deux premiers niveaux, l'évaluation de niveau 3 ne conduit pas à calculer des indices de risque. La composante 4 consiste donc à interpréter les débits de dose absorbée par les organismes d'intérêt, notamment au regard de la connaissance sur les effets (cf. Figure 42). Ces débits de dose ne sont en général plus caractérisés par une valeur unique, mais par leur distribution statistique. S'il est possible de caractériser par une approche similaire les données d'effet, la comparaison peut se faire de façon probabiliste, comme illustré Figure 43.

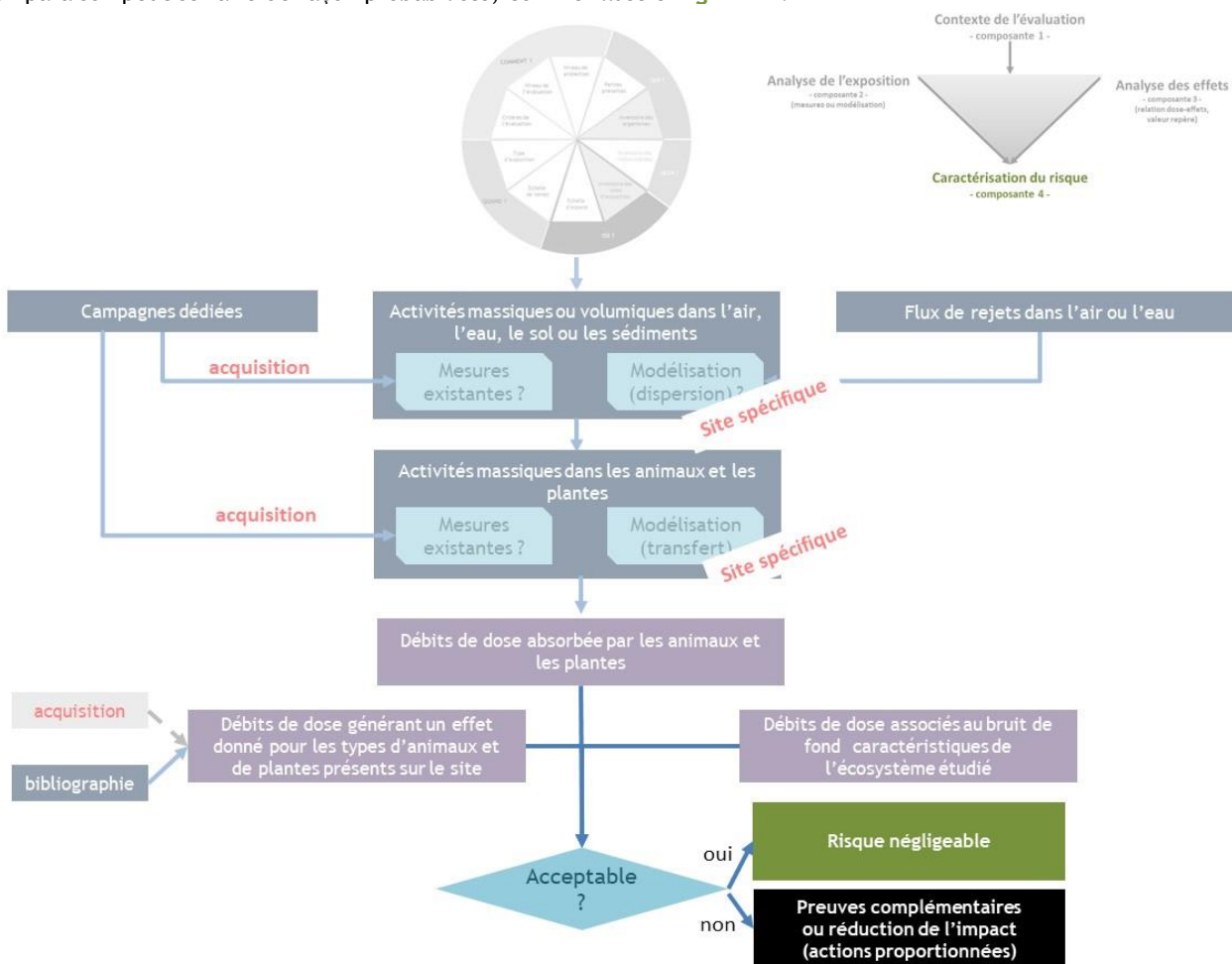


Figure 42 : représentation schématique de la caractérisation du risque (composante 4) au niveau 3 d'une évaluation

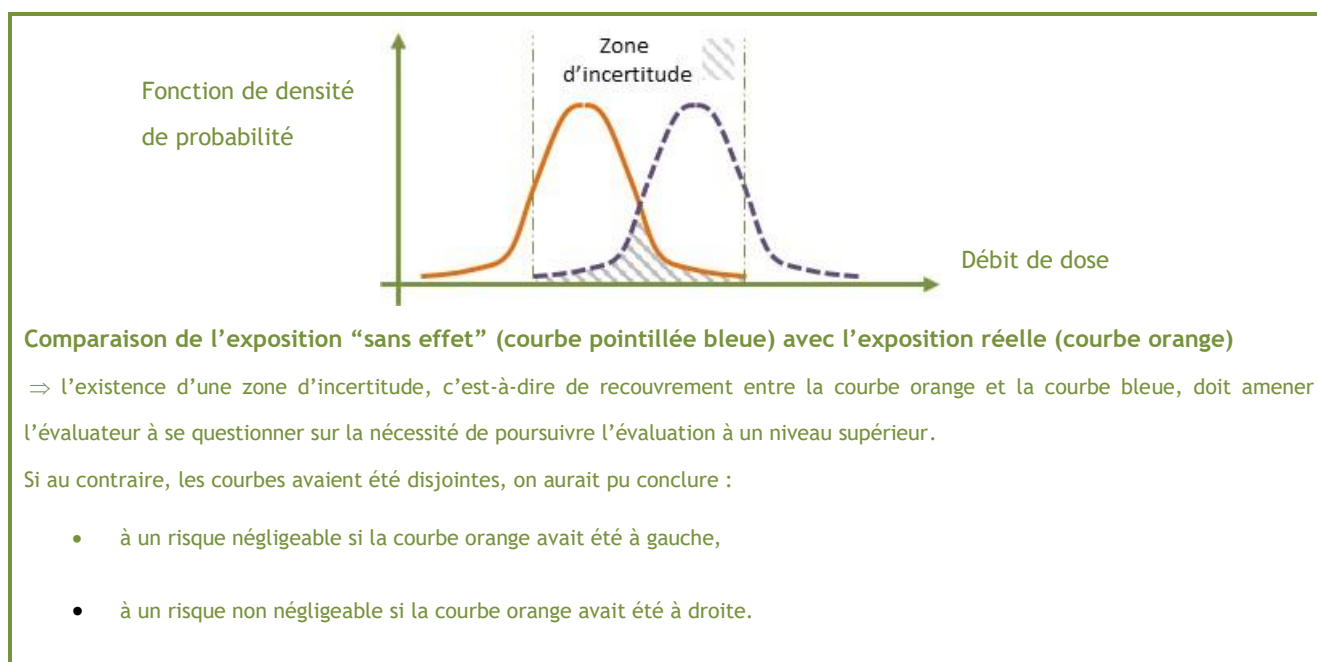


Figure 43 : principe de la caractérisation probabiliste du risque - comparaison des distributions des données d'exposition et d'effet, exprimées dans la même unité

La caractérisation du risque au **niveau 3** de l'évaluation repose sur l'utilisation de toute l'information disponible, traitée sous forme probabiliste. Elle peut rester à un niveau générique et être appliquée au niveau de l'**écosystème** ou se centrer sur quelques **espèces** ciblées, car les plus exposées (cf. encadré suivant). Dans ce dernier cas, l'interprétation des résultats passe par la mise en perspective des distributions des débits de dose d'exposition avec les connaissances sur les **effets** issues de la littérature et sur l'exposition naturelle des organismes d'intérêt. Cette comparaison doit alors permettre à l'évaluateur d'argumenter en faveur de l'une ou l'autre des voies de conclusion (risque négligeable, apport de preuves complémentaires²⁶ ou engagement d'actions visant à la réduction de l'impact (actions proportionnées)). Un exemple d'interprétation est fourni dans l'encadré suivant.

Interprétation de l'estimation probabiliste du risque au niveau 3

► Cas 1 : comparaison des distributions des débits de dose d'exposition et des débits de dose générant 10% d'effet

Les distributions des débits de dose d'exposition ont été calculés dans le cadre du GEP mines (cf. encadré p.61) pour six stations.

²⁶ Des tests de radiotoxicité dédiés pourraient être envisagés, cf. §.2.2.2.

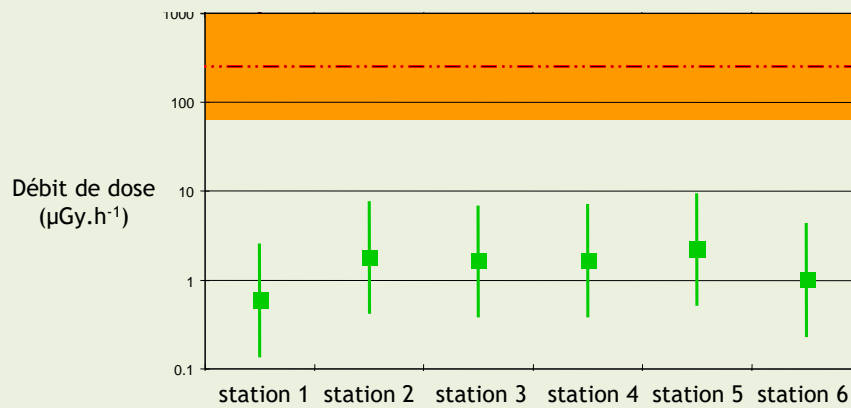


Figure 44 : comparaison du centile 50 (■ et ligne pointillée) et de l'intervalle 10^{ème}-90^{ème} centiles (ligne verte et zone orange) des distributions des débits de dose d'exposition (en vert) et d'effet (en rouge orangé) en 6 stations étudiées dans le cadre du GEP mines (d'après GEP mines, 2008)

Les 90^{ème} centiles de la distribution temporelle des données d'exposition c'est à dire les limites hautes des barres vertes sont inférieurs au 10^{ème} centile de la distribution de sensibilité des espèces (débits de dose générant 10% d'effet), c'est-à-dire le bas de la zone orange (cf. Figure 44). La dissociation totale entre les intervalles de confiance des deux séries de données a conduit à la conclusion d'un risque négligeable.

- ▶ Cas 2 : comparaison des débits de dose estimés aux connaissances sur les effets et l'exposition naturelle pour les espèces d'intérêt

La distribution des débits de dose d'exposition de mollusques a été analysée pour en déterminer les valeurs extrêmes et médiane, et pour cette dernière son intervalle de confiance à 90 % (cf. Figure 45). Ces valeurs sont mises en perspective :

- ▽ de la gamme de variation de l'exposition naturelle (bruit de fond) d'un mollusque marin (données issues de l'outil ERICA) ;
- ▽ de deux critères d'effet propres à cet organisme de référence, le plus fort débit de dose sans effet reporté (HNOEDR - Highest No Observed Effect Dose Rate) et le plus faible débit de dose ayant produit un effet (LOEDR - Lowest Observed Effect Dose Rate), valeurs issues de la base FREDERICA²⁷.

²⁷ Voir Annexe 6.

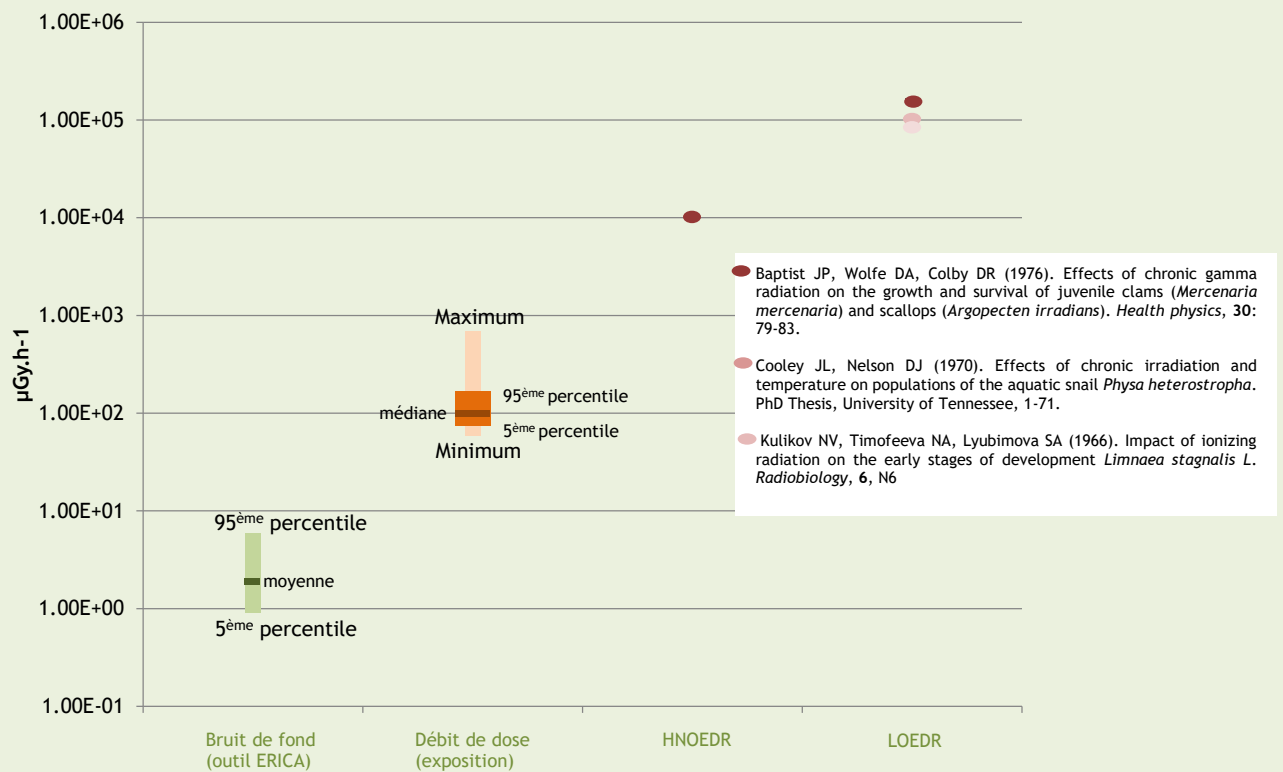


Figure 45 : caractérisation du risque (composante 4) probabiliste au niveau 3.

Toutes les valeurs retenues pour caractériser la distribution des débits de dose d'exposition sont supérieures d'un ordre de grandeur au moins au niveau d'exposition naturelle des mollusques marins. À l'opposé, ces mêmes valeurs sont inférieures d'un ordre de grandeur au moins au plus faible des critères d'effet connus, qui correspond à l'absence d'effet observé (HNOEDR). Il a été conclu à une probabilité très faible d'apparition d'effet et le risque radiologique a été jugé négligeable.

4.1.4 DIFFÉRENCES ET SIMILITUDES ENTRE NIVEAUX

Les trois niveaux de l'évaluation constituent un enchaînement logique possédant des points d'ancrage communs comme l'étape préliminaire et la phase de contextualisation de l'évaluation, dont tout ou partie est partagée par chacun des niveaux. Toutefois, ils présentent aussi des différences, qui reflètent les différents choix d'étude tenant compte du degré de conservatisme recherché (cf. Figure 4; Tableau 14).

Guide méthodologique - Faune et flore sauvages

Tableau 14 : similitudes et différences entre les 3 niveaux d'évaluation du risque radiologique pour la faune et la flore sauvages

	Niveau 1	Niveau 2	Niveau 3
Inventaire faune et flore	Ex : organismes de référence (jeu complet quel que soit le lieu considéré)	Ex : organismes représentatifs (sélection sur la base des organismes présents)	Ex : organismes réels (sélection sur la base d'inventaires écologiques)
Inventaire des radionucléides	Inventaire des émissions (qualité et quantité)	Inventaire des émissions (qualité et quantité) Tous (pères et descendants, à l'équilibre). Selon la durée de vie du projet, équilibre séculaire ou plus court terme	Inventaire des émissions (qualité et quantité) Prise en compte des ruptures potentielles de chaîne
Echelle spatiale	Ex : zone la plus impactée parmi toutes celles entourant le site	Ex : zone la plus impactée parmi celles présentant un intérêt écologique	Ex : zone à statut de protection réglementaire la plus proche
Echelle temporelle	Une année au moins (exposition chronique)	Ex : durée de vie des espèces ou stades de vie ciblés	Ex : prise en compte de la saisonnalité
Effets	Valeur(s) repère(s) prédéterminée(s) Type activité massique ou volumique limite	Valeur(s) repère(s) prédéterminée(s) Type débit de dose sans effet prévisible	Valeur(s) repère(s) à déterminer par espèce présente
Exposition	Activités massiques ou volumiques dans les milieux de vie (ex : valeurs maximales observées ou modélisées) Mesures sur élément total	Activités massiques ou volumiques dans les milieux de vie et les organismes (ex : valeurs moyennes d'exposition chronique) Mesures sur élément dissous	Activités massiques ou volumiques dans les milieux de vie et les organismes (ex : distributions des valeurs en exposition chronique) ou mesure de l'exposition (ex : dosimètres) Mesures sur élément biodisponible
Risque	Indice de risque (méthode du quotient)	Indice de risque (approche semi-probabiliste possible)	Mise en perspective (approche probabiliste possible)
Suite	Risque négligeable => arrêt de l'étude Risque non négligeable => niveau 2	Risque négligeable => arrêt de l'étude Risque non négligeable = > niveau 3	Risque négligeable => arrêt de l'étude Risque non négligeable : preuves complémentaires ou application de la séquence ERC

Ces différences s'expliquent par le raffinement attendu des hypothèses lors du passage d'un **niveau** à un autre (du fait de la mise en évidence d'un risque non négligeable au niveau inférieur), qui conduit à reprendre l'une ou l'autre des quatre **composantes** de l'évaluation. Il est rappelé que des circonstances particulières peuvent amener l'évaluateur à débiter son évaluation à un niveau supérieur au premier niveau. C'est notamment le cas lorsqu'il existe des enjeux associés à la présence de zones d'intérêt écologique (ex : zone Natura 2000), sans préjudice de la biodiversité existant par ailleurs dans le voisinage.

4.1.5 ET APRÈS ?

Quand l'étude calculatoire ne permet pas de considérer que le risque est négligeable (quel que soit le raffinement de l'analyse ; cf. §.2.2.4), il peut être pertinent de compléter cette analyse *a priori* par la collecte d'autres éléments de preuve, telles que celles apportées par les approches naturalistes (cf. §.3.4 et §.4.2.2 ci-après), notamment dans les cas où ce type de compléments est pertinent et envisageable (situation existante, rejets réels, etc.). À défaut, il convient d'appliquer intégralement la séquence ERC en mettant en œuvre des mesures de réduction, voire de compensation, qui sortent du champ d'application du guide.

4.2 UTILISER LES DONNÉES ISSUES DE LA SURVEILLANCE ENVIRONNEMENTALE DE LA RADIOACTIVITÉ ET DE LA SURVEILLANCE ÉCOLOGIQUE

4.2.1 SURVEILLANCE ENVIRONNEMENTALE DE LA RADIOACTIVITÉ ET ANALYSE RÉTROSPECTIVE

La **composante** d'analyse des expositions (composante 2) peut utiliser, comme données d'entrée, aussi bien des données calculées que des données mesurées (cf. par exemple §.4.1.1.2), lorsqu'elles existent (évaluation rétrospective ou mise à jour de l'étude d'impact sans modification des limites de rejets - cf. §.4.2.3) et qu'elles sont pertinentes. En l'occurrence, des données d'activités massiques ou volumiques mesurées dans les milieux d'exposition (quel que soit le niveau de l'évaluation de risque) ou des activités massiques mesurées dans les organismes (niveau 2 ou 3 de l'évaluation) peuvent être utilisées. Dans le cadre d'une analyse rétrospective, ces données mesurées peuvent avoir été ou être acquises par une caractérisation radiologique des sites d'intérêt. Cette approche site-spécifique n'est pas toujours possible, pour des raisons d'ordre pratique ou encore de statut de protection écologique. À défaut, la caractérisation peut alors porter sur des compartiments de l'environnement proche ou d'un environnement représentatif des sites d'intérêt.

Par ailleurs, les **valeurs repères** sont pour la plupart définies en **incrément** du bruit de fond (cf. §.3.1.3). Il convient alors idéalement de soustraire la part relative au bruit de fond des mesures utilisées comme données d'entrée de l'évaluation de risque radiologique pour la faune et la flore sauvages (cf. §.3.3.1), sous peine de majorer l'estimation du risque. Cette approche suppose toutefois d'être en mesure de déterminer de façon suffisamment robuste un bruit de fond adéquat, ce qui s'avère généralement complexe (cf. §.3.3.1 et §.5.1.3.1).

4.2.2 SURVEILLANCE ÉCOLOGIQUE ET ANALYSE RÉTROSPECTIVE

Les résultats issus de la **surveillance écologique** (indications sur le bon état des milieux, état de santé des organismes, etc.) peuvent constituer des éléments intéressants pour renforcer ou compléter la démonstration, en particulier au dernier niveau de l'évaluation. Ce type de démarche s'appuie sur la détermination d'un faisceau de preuves complémentaires convergeant vers une même conclusion, fondée sur le poids des preuves.

Par exemple, en cas d'évaluation calculatoire ne permettant pas de conclure au caractère négligeable du risque, la **surveillance écologique** peut apporter un éclairage complémentaire sur l'état réel des milieux (sous un angle écologique), à partir d'une évaluation réalisée par comparaison avec un milieu de référence (ex : aval hydraulique vs. amont hydraulique du même cours d'eau récepteur). Il faut souligner que ce type d'approche ne permet pas de relier directement la présence de radionucléides dans un milieu donné avec leur impact sur les organismes occupant ce milieu. Il permet néanmoins d'évaluer et de comparer l'état écologique global de l'**écosystème** étudié avec celui d'un autre écosystème comparable, et, par là même, d'évaluer si une dégradation écologique est observée. La combinaison de diverses informations est alors nécessaire pour interpréter au mieux cette observation. L'absence de dégradation avérée constitue également un élément complémentaire de preuve, *a contrario* directement interprétable comme un appui au caractère négligeable du risque.

Aujourd'hui, l'enjeu des méthodes de **surveillance écologique** est d'être capable de discriminer les sources d'influences potentielles, et d'isoler (par le choix des stations d'observations par exemple) la zone géographique sous influence du site objet de l'étude. L'évaluation réalisée à l'issue de ces investigations (sous forme de notation) permet ensuite (en théorie) de positionner dans l'espace l'influence d'un site, d'évaluer le niveau de perturbation (par comparaison des notes obtenues), et par là même de vérifier si l'éventuelle dégradation observée est de nature à compromettre le respect des objectifs fixés (ex : objectifs de bon état fixés par les SDAGE, SAGE, etc. pour les cours d'eau). La mise en place de mesures régulières, par exemple dans le cadre d'un plan de surveillance, permet de suivre l'évolution de l'état écologique dans le temps, et en théorie de mesurer les progrès réalisés (par exemple pour mesurer les bénéfices apportés par un plan de restauration écologique).

4.2.3 QUELLES DONNÉES DE SURVEILLANCE POURRAIENT ALIMENTER UNE ANALYSE PROSPECTIVE ?

L'utilisation des données de surveillance pour l'évaluation du risque radiologique pour la faune et la flore sauvages présente de nombreuses limites (cf. §.5.1.2.4 et §.5.1.4). Ces données constituent cependant un réservoir d'informations qu'il serait dommage de ne pas exploiter. Ainsi, dans le cas d'une analyse prospective relative à une installation existante, mais dans la continuité d'un fonctionnement déjà établi, une extrapolation peut être envisagée. Il s'agit d'utiliser directement en lieu et place de données modélisées les résultats de mesure d'activités massiques ou volumiques, en ayant conscience des incertitudes associées, parfois importantes (cf. §.5.1.2.4). Les conditions permettant cette extrapolation incluent prioritairement la similarité des scénarios d'exposition, notamment en termes de rejets. Les apports maximaux aux milieux naturels envisagés dans l'évaluation prospective (e.g. demandes d'autorisation de rejet) doivent être qualitativement et quantitativement similaires aux rejets réels passés et en cours. Ainsi les futurs rejets, au plus égaux aux nouvelles autorisations, ne conduiront pas à un marquage plus fort de l'environnement. À conditions environnementales constantes (vents, hydrologie, zones protégées, etc.), les mesures existantes devraient alors être représentatives de la dispersion des radionucléides dans les différents compartiments de l'environnement et ainsi constituer la limite haute du niveau d'exposition de la faune et de la flore sauvages sur laquelle conduire l'évaluation. Une autre contrainte est liée à la nature même des compartiments faisant l'objet de mesures, s'agissant d'évaluer le risque radiologique pour la faune et la flore sauvages. La **surveillance environnementale** est en effet fréquemment centrée sur les chaînes alimentaires des populations humaines. Caractériser l'exposition des animaux et plantes sauvages par des mesures réalisées sur denrées alimentaires ne serait pas approprié dans l'objectif de l'évaluation du risque pour la faune et la flore sauvages, car les espèces animales et végétales sont différentes, leurs modes de vie et donc leur scénario d'exposition étant différents. Il convient dès lors d'acquérir des jeux de données pertinents pour cette démonstration, en échantillonnant les compartiments adéquats de l'environnement avec une temporalité adaptée en termes de saison et de fréquence.

4.3 LES APPORTS DE L'ÉVALUATION DE RISQUE À LA SURVEILLANCE

Les données acquises dans le cadre de la surveillance peuvent être utiles à l'interprétation de l'évaluation calculatoire du risque, mais l'inverse est tout aussi vrai, voire même plus. Les résultats de l'évaluation sont particulièrement pertinents pour concevoir et alimenter les dispositifs de surveillance. Ainsi, en pointant un espace-temps particulièrement vulnérable, ou des compartiments de l'environnement plus particulièrement à risque, les résultats de l'évaluation peuvent contribuer à définir un plan d'échantillonnage plus ciblé sur la problématique propre au site d'intérêt. Une telle surveillance conçue sur mesure en réponse à une évaluation de risque peut ainsi contribuer aux preuves complémentaires.

À retenir sur le chapitre 4

Dans ce guide, et quel que soit le niveau de l'approche graduée, l'évaluation est décrite en 4 composantes.

La première composante consiste à définir le contexte de l'évaluation. L'évaluateur rassemble tous les éléments nécessaires à la définition et à la conduite de son évaluation. Cela inclut notamment les inventaires (de radionucléides rejetés, d'organismes considérés, de voies d'exposition) et la définition des échelles spatio-temporelles. L'implication des parties prenantes et la manière de traiter les incertitudes font également partie des questions à se poser.

La deuxième composante consiste à évaluer l'exposition, c'est-à-dire dans le cas général (niveaux 2 et 3 de l'évaluation) un débit de dose, même si on peut se contenter d'activités volumiques ou massiques dans les milieux pour une évaluation de niveau 1. Cette étape repose sur des modèles dont les principes ont été introduits au chapitre 3.

La troisième composante consiste à analyser les effets. En pratique, comme annoncé dès le chapitre 3, cela se résume à choisir une valeur repère prédéterminée pour les niveaux 1 et 2. Au niveau 3, les données de la littérature scientifique sont à analyser pour chaque espèce.

La quatrième composante vise à caractériser le risque, c'est-à-dire à conclure en comparant l'exposition issue de la composante 2 à la valeur repère issue de la composante 3. Aux niveaux 1 et 2, on appelle indice de risque la donnée caractérisant l'exposition divisée par la valeur repère. Si cet indice de risque est inférieur à 1, le risque est négligeable.

En complément de cette approche calculatoire, d'autres informations peuvent être apportées par les approches naturalistes.

Si l'ensemble ne permet pas de considérer que le risque est négligeable (quel que soit le raffinement de l'analyse), il convient de réinterroger l'application de la séquence ERC (éviter, réduire, compenser), qui sort du champ d'application du guide.

5 LIMITES DES MÉTHODES ET CONNAISSANCES, INCERTITUDES

L'approche décrite dans ce document, quels que soient son réalisme et sa complexité, est nécessairement une simplification de la réalité. En effet, « *tous les modèles sont faux, mais certains sont utiles* » (Box, 1979). Elle est donc entachée d'incertitude, l'incertitude se définissant dans ce document, et d'après l'Anses (2016), comme « *un manque ou une limite dans les connaissances disponibles pour évaluer une situation en vue d'une prise de décision.* » Ce cinquième chapitre se focalise sur la mise en évidence de ces limites inhérentes aux méthodes et connaissances nécessaires à l'évaluation du risque radiologique pour la faune et la flore sauvages, dans ses aspects calculatoires comme dans l'utilisation des données de la surveillance. Il a pour objectif d'éclairer les évaluateurs, et de façon plus large chacun des lecteurs, sur le niveau de confiance à accorder aux résultats de telles évaluations.

La première partie du chapitre explore les différentes sources d'incertitude pour chacune des **composantes**, et est applicable quel que soit le niveau de l'approche graduée.

L'incertitude étant inhérente à l'évaluation des risques, elle peut impacter aussi bien les résultats de l'évaluation que les décisions de gestion qui en découlent. En conséquence, une analyse d'incertitude mérite d'être menée pour identifier, décrire, si possible quantifier et communiquer les principales incertitudes associées aux résultats. Selon le niveau de l'approche graduée, elle est plus ou moins détaillée, et peut, ou non, inclure la quantification de certaines des incertitudes. Cette analyse doit être rapportée dans un chapitre dédié, en s'appuyant sur les recommandations formulées en seconde partie de ce chapitre.

5.1 SOURCES D'INCERTITUDE IDENTIFIÉES

5.1.1 COMPOSANTE 1: LIMITES CONCEPTUELLES DE LA MÉTHODOLOGIE

La méthode décrite dans les chapitres précédents est le reflet des connaissances et des approches disponibles à la date de parution du guide, elle ne présage en rien des évolutions conceptuelles pouvant intervenir à moyen ou long terme, notamment au regard de la nécessité de pouvoir aller à terme vers une évaluation intégrée des risques, prenant en compte l'ensemble des facteurs de stress et des cibles. Les travaux en cours en ce sens relèvent toutefois aujourd'hui du domaine de la recherche, et leur éventuelle transcription méthodologique en support à la réglementation n'est envisageable qu'à long terme.

En ce qui concerne la problématique de l'évaluation du risque lié à une exposition aiguë de la faune et de la flore sauvages aux rayonnements ionisants, la méthodologie est actuellement incomplète. Les travaux engagés à ce jour au plan international se sont en effet logiquement focalisés dans un premier temps sur l'exposition chronique, qui correspond à la très grande majorité des cas en situation de **fonctionnement normal**. L'interprétation des connaissances et l'élaboration des méthodes ont donc répondu à cette attente, même si quelques travaux ont abordé la question du risque aigu. Les problèmes associés au traitement de ce risque résident d'une part dans l'estimation de l'exposition, les modèles de prévision des activités massiques ou volumiques n'étant pas adaptés, pour la plupart, à des échelles de temps courtes avec des variations rapides des apports (cf. §.5.1.2.1), et d'autre part à l'établissement de valeurs repères adaptées (cf. §.5.1.3.2).

La question de la validité temporelle des résultats d'une évaluation de risque radiologique pour la faune et la flore sauvages entre également dans le champ des limites conceptuelles de la méthode proposée. L'évaluation a été développée pour le **fonctionnement normal** des installations et activités nucléaires. Les incertitudes sur sa projection à long terme augmentent avec les durées à considérer. Ce questionnement est particulièrement pertinent aux échelles de temps longues typiques par exemple des installations de stockage de déchets. Le sujet des longues échelles de temps est discuté notamment dans le cadre

de groupes de travail internationaux tels que BIOPROTA et MODARIA II WG6, qui traitent de l'évaluation des impacts radiologiques à long terme, en considérant des biosphères types en lien avec les changements de climat.

D'autres limites de l'approche proposée sont explorées par les chercheurs pour renforcer la pertinence et la robustesse des évaluations de risque radiologique pour la faune et la flore sauvages. Ainsi, le passage d'une évaluation basée sur un groupe fini d'organismes, aussi représentatifs soient-ils, à une approche plus globale (approche "écosystème"), plus adaptée aux objectifs de protection visés (biodiversité), nécessite de prendre en compte les effets indirects de l'exposition aux rayonnements ionisants des organismes liés à leurs interactions (relations trophiques, compétition, etc.). Ce type d'étude nécessite par exemple l'acquisition de données de radiotoxicité sur des systèmes de type **micro-** ou **mésocosmes**, et commence à être envisagé voire mis en œuvre par la communauté scientifique. Le réalisme de telles évaluations de risque bénéficierait également de la prise en considération des déplacements spatiaux des animaux (dans leur aire de vie ou au cours de migrations de plus grande ampleur), qui conditionnent leur niveau d'exposition. Des dispositifs de repérage spatial des animaux couplés avec de la mesure d'exposition ont par exemple été testés dans cette optique (*i.e.* Hinton *et al.*, 2015 ; Aramrun *et al.*, 2018, 2019), en parallèle de l'application de différents modèles de déplacement. Dans le même ordre d'idée, la prise en compte du cycle de vie des organismes demande à être renforcée. Si la notion de stades de vie est présente dans certaines approches, les données nécessaires pour les prendre en compte dans les évaluations, telles que les facteurs de concentration, sont trop rares et trop incertaines pour permettre d'évaluer même de façon grossière le risque encouru par d'autres stades de vie que les adultes du fait de leur exposition aux rayonnements ionisants. Enfin, la pertinence de considérer des critères d'effet autres que ceux relatifs à la morbidité, la reproduction ou la mortalité est à l'étude. Notamment, l'étude des processus évolutifs à travers la caractérisation de la diversité génétique des populations semble être une approche particulièrement pertinente pour identifier les effets écologiques de l'exposition de la faune et de la flore sauvages aux rayonnements ionisants. Les connaissances à cet égard sont cependant encore rares (par exemple Matson *et al.*, 2000 ; Theodorakis *et al.*, 2001), et leur interprétation en termes de caractérisation du risque radiologique pour un **écosystème** demande à être validée. Des travaux ont récemment repris, par exemple dans la zone d'exclusion de Tchernobyl, pour confirmer l'intérêt de cette approche (Burraco *et al.*, 2021 ; Car *et al.*, soumis).

Au-delà d'une telle approche globale "écosystème" de la biodiversité, le concept des "**services écosystémiques**" souligne le lien étroit entre le milieu physique et la biodiversité d'une part, et son utilisation par les sociétés humaines d'autre part (Andra, 2021).

Enfin, la question de la quantification des incertitudes est au point de rencontre entre de nombreux domaines relatifs à la radioprotection de l'homme et de l'environnement, et donne lieu, depuis quelques années, à une abondante littérature scientifique, tant en termes de méthodes que de recommandations. Ces apports constructifs devraient percoler à moyen terme dans la sphère opérationnelle.

De nombreuses évolutions sont donc à attendre, à plus ou moins long terme, à la fois dans les connaissances et dans leur intégration dans la méthodologie d'évaluation du risque. Elles ne devraient toutefois pas en modifier les grands principes (approche graduée à trois **niveaux** et quatre **composantes**), mais influenceront sur le contenu de ses composantes (modèles et valeurs employées) et sur leurs résultats.

5.1.2 COMPOSANTE 2 : INCERTITUDES SUR LES TRANSFERTS, LA DOSIMETRIE ET LA SURVEILLANCE ENVIRONNEMENTALE

Quoique les principes généraux de la méthodologie d'évaluation du risque radiologique proposée au chapitre 4 soient en théorie valables dans toutes les situations, leur application est en pratique aujourd'hui limitée aux scénarios pour lesquels les modèles sont valides et documentés pour évaluer l'exposition (composante 2). Ainsi, l'incertitude est trop profonde pour certains scénarios d'exposition, notamment hors équilibre, pour qu'une méthodologie opérationnelle soit disponible. Plus généralement, même dans les cas où la méthodologie est applicable, les approches utilisées dans la composante 2 (modélisation des transferts entre compartiments, utilisation des données de la [surveillance environnementale](#), modélisation de la dosimétrie) sont particulièrement entachées d'incertitudes sur la nature des modèles et sur les valeurs de paramètres, comme détaillé dans les sections ci-après.

5.1.2.1 TRANSFERTS

La limite principale des modèles à l'équilibre décrits au [§.3.2.2](#) est l'absence de prise en compte de la dynamique des contaminations des situations d'exposition hors équilibre. Il serait plus approprié dans un certain nombre de cas comme pour le transfert aux organismes vivant en rivière ou en mer, de modéliser le devenir des radionucléides par des méthodes cinétiques rendant compte de l'évolution temporelle plus ou moins "rapide" des activités massiques ou volumiques dans les compartiments de l'environnement. Ce type d'approche dynamique serait particulièrement à privilégier pour tous les transferts en situation transitoire (post-accident par exemple). Mais le problème de disponibilité des valeurs de paramètres pour de tels modèles constitue un frein opérationnel à leur mise en œuvre. Des modèles de ce type sont aujourd'hui utilisés pour les substances non radioactives, notamment dans le logiciel EUses²⁸ (European Chemicals Agency (ECHA), 2019). Il serait pertinent d'examiner dans quelle mesure ils pourraient être également utilisables pour les isotopes radioactifs.

L'exposition aux gaz ne devrait pas non plus être traitée par un modèle de transfert classique "à l'équilibre", invalide en ce cas. Des méthodes "alternatives" ont été proposées pour les gaz rares ⁴¹Ar, ^{85,88}Kr et ^{131m,133}Xe (Vives i Battle *et al.*, 2003 ; 2015) et pour le radon (Beresford *et al.*, 2012 ; Vives i Battle *et al.*, 2008). Jusqu'à très récemment, les seuls outils opérationnels étaient des fichiers de calcul (cf. [Annexe 6](#)) mais la dernière version beta de l'outil ERICA (juillet 2021) intègre maintenant ces radionucléides.

Enfin, dans certains cas, la nature du modèle (à l'équilibre) est acceptable, mais les valeurs des paramètres des modèles ne sont pas facilement accessibles, ce qui impose des analogies peu robustes, ou rend le calcul impossible. C'est notamment les cas de la modélisation des transferts pour les écosystèmes autres que tempérés.

Ainsi, même lorsque des données existent, les facteurs de concentration (facteurs de transfert aux organismes vivants, cf. [§.3.2.2](#)) constituent une source majeure d'incertitude sur les paramètres lors de l'évaluation du risque radiologique pour la faune et la flore sauvages, ainsi que cela a été démontré par de nombreux travaux (AIEA, 2012a, 2012b ; Howard *et al.*, 2010, Vives i Battle *et al.*, 2007, 2011 ; Yankovich *et al.*, 2010). L'ensemble de ces travaux converge sur la largeur de la gamme de variation des [facteurs de concentration](#) pour un triplet (élément, organisme, milieu) donné, qui s'étend couramment sur plusieurs ordres de grandeur.

²⁸ Outil européen faisant référence pour les autorités, les exploitants, et les chercheurs pour la préparation des évaluations d'exposition environnementale dans le cadre de la réglementation des produits biocides et du règlement REACH (<https://echa.europa.eu/fr/support/dossier-submission-tools/euses>)

Guide méthodologique - Faune et flore sauvages

La base de données Wildlife Transfer Database est aujourd'hui l'une des sources les plus complètes en matière de facteurs de concentration pour la faune et la flore sauvages. Elle présente toutefois plusieurs limites (Howard *et al.*, 2013 : couverture géographique limitée, dominance de certaines sources dans les données, utilisation de données obtenues sur l'élément stable, etc.) dont la conséquence sur l'incertitude associée varie selon l'élément, l'espèce et la voie d'exposition considérés.

En l'absence de données relatives aux triplets (élément, organisme, milieu) d'intérêt, il est nécessaire de procéder à des extrapolations pour conduire à son terme l'évaluation de risque. Diverses méthodes ont été recommandées, en fonction de la nature des données disponibles (voir encadré ci-dessous). Toutes introduisent une part additionnelle d'incertitude dans la détermination des valeurs des paramètres de transfert, qui n'est pas quantifiable.

Extrapolations proposées pour la détermination des valeurs des paramètres de transfert non documentés

Dix approches sont proposées dans l'outil ERICA pour combler les manques de données en termes de paramètres de transfert. Elles sont présentées ci-dessous, dans l'ordre décroissant de pertinence indiqué dans l'outil.

- 1/ valeur relative à un organisme de référence similaire (par exemple appartenant au groupe des vertébrés)
- 2/ valeur issue d'une revue publiée
- 3/ valeur obtenue par modélisation (par exemple, allométrie - Beresford *et al.*, 2016)
- 4/ valeur relative à un élément de propriétés géochimiques similaires (pour le même organisme de référence)
- 5/ valeur relative à un élément de propriétés géochimiques similaires pour un organisme de référence similaire
- 6/ la plus haute valeur disponible (pour l'organisme de référence / pour l'élément)
- 7/ valeur relative à un autre milieu
- 8/ valeur la plus élevée pour les animaux
- 9/ valeur la plus élevée pour les végétaux
- 10/ combinaison des méthodes précédentes

La nature et l'ordre de ces recommandations ont été revus après l'analyse de leur caractère conservateur (Brown *et al.*, 2013). Ces méthodes, bien qu'incertaines, demeurent incontournables. Par conséquent, leurs utilisateurs doivent être particulièrement vigilants dans leur mise en œuvre. Le poids de ces extrapolations est illustré par la Figure et le Tableau ci-après.

Illustrations du poids des extrapolations

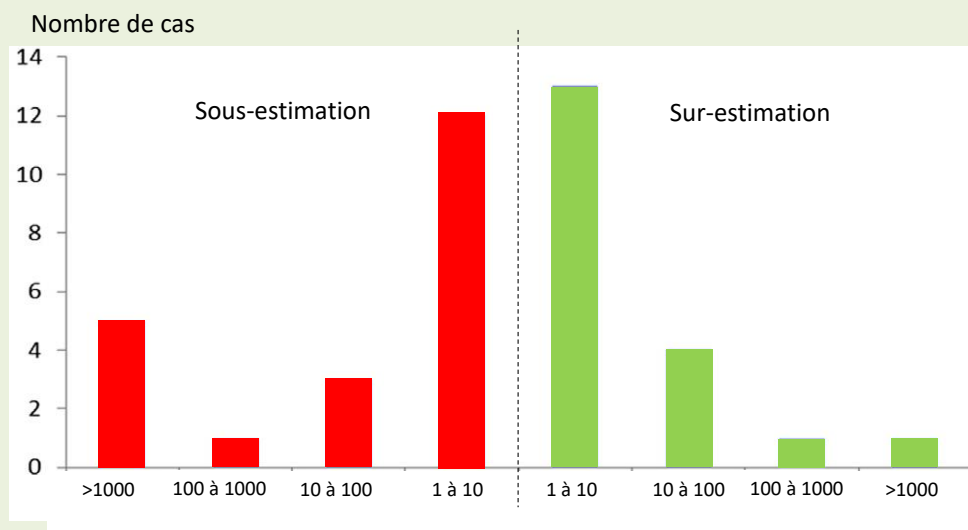


Figure 46 : distribution du rapport entre facteurs de transfert dérivés par extrapolation dans la version 1 de l’outil ERICA et leur valeur établie postérieurement de façon empirique (écosystème terrestre, *Brown et al.*, 2013)

Tableau 15 : exemples par méthode d’extrapolation du rapport entre la valeur extrapolée et la valeur empirique des facteurs de transfert (version 1 de l’outil ERICA vs. TRS 479 de l’AIEA)

Couple (radionucléide, organisme de référence)	Extrapolation appliquée dans l’outil ERICA V.1 (<i>Beresford et al.</i> , 2008c)	Ratio à la valeur empirique (AIEA TRS 479)
Am - oiseau	Utiliser le CR du mammifère	2
Ce - herbes	Utiliser le CR recommandé par l’AIEA (1994) pour des cultures non spécifiées	2.3
Ce - lichen	Utiliser le CR donné pour l’élément stable (<i>Bowen</i> , 1979)	4.7
Pu - lichen	Utiliser le CR du Th	0.71
Mn - reptile	Utiliser le CR du mammifère, provenant d’une revue de la littérature	0.26

5.1.2.2 COEFFICIENTS DE DOSE

Des inter-comparaisons ont été réalisées entre les coefficients de dose proposés par une dizaine d’approches permettant d’évaluer l’exposition de la faune et de la flore sauvages aux rayonnements ionisants (*Vives i Battle et al.*, 2007, 2011), pour un jeu de plus de 70 radionucléides et cinq des organismes de référence définis par la CIPR. Leurs résultats indiquent que les coefficients de dose relatifs à l’exposition interne sont très similaires entre toutes les approches (dans 70 % des cas, la variation est de plus ou moins 20 %). Pour l’exposition externe, les écarts sont plus marqués, même si 90 % des coefficients de dose varient d’au plus un ordre de grandeur entre les approches analysées. Parmi les causes de divergence figurent (1) le nombre

et la nature des produits de filiation inclus avec leur père dans le calcul du **coefficient de dose** de celui-ci, (2) des éléments de scénarios différents (densité des milieux, prise en compte d'un effet protecteur des fourrures et plumages, etc.), (3) une représentation physique variable de la scène d'exposition (géométrie des sources et des organismes). Les études concluent toutefois que les écarts constatés sont bien inférieurs aux incertitudes entourant les **facteurs de transfert**, qui atteignent le plus souvent plusieurs ordres de grandeur (voir par exemple Beresford *et al.*, 2008a ; Yankovich *et al.*, 2010).

En lien avec ce constat, remplacer des organismes représentatifs par des organismes représentatifs ou réels du même taxon (comme c'est pratiqué aux niveaux 2 ou 3, cf. **§.3.1.2**) n'influence que très faiblement l'estimation du débit de dose car cela se fait souvent seulement via la prise en compte de la géométrie et des modes de vie (aspect dosimétrique) ; une des améliorations certaines reposerait sur la prise en compte de facteurs de transfert spécifiques aux espèces considérées (Posiva, 2014 ; Vives i Battle *et al.*, 2016, Charrasse *et al.* 2019).

5.1.2.3 MODÈLES ET CODES DE CALCUL

Les incertitudes paramétriques relatives aux facteurs de transfert et aux coefficients de dose ont été les plus étudiées, et des simulations Monte Carlo - comme détaillé au **niveau 3** - permettent de quantifier comment elles contribuent aux incertitudes sur les doses évaluées. Néanmoins, ce ne sont pas les seules incertitudes caractérisant les résultats obtenus par modélisation. Ainsi, s'y ajoutent les incertitudes associées à chaque donnée d'entrée caractérisant le scénario d'exposition (météorologie, comportement, occupation des sols, etc.). La prise en compte quantitative des incertitudes de scénarios est balbutiante et soulève de nombreuses questions, en particulier sur les extrêmes, c'est-à-dire le fait que des événements de faible probabilité peuvent être pertinents même s'ils sont rares.

Enfin, la modélisation des expositions est entachée de fortes incertitudes sur la nature des modèles, comme évoqué plus haut sur les transferts, et dans une bien moindre mesure d'incertitudes numériques (imprécision dans la résolution d'équations différentielles, erreurs d'arrondis, etc.), ces dernières étant probablement les plus négligeables.

5.1.2.4 SURVEILLANCE ENVIRONNEMENTALE

La modélisation étant une représentation mathématique simplifiée de la réalité, il est généralement considéré comme évident de donner la priorité à des données mesurées, lorsqu'elles existent en qualité et en quantité suffisantes, plutôt qu'à des données modélisées. La mesure constitue théoriquement la valeur vers laquelle le résultat des modèles doit tendre.

Dans le cas de l'évaluation de risque radiologique pour la faune et la flore sauvages, cela suppose notamment de faire appel à des données de surveillance pertinentes, ce qui suppose de résoudre trois difficultés majeures :

- elles sont rarement autosuffisantes, car elles ne couvrent généralement pas l'ensemble des compartiments et des espèces d'intérêt ;
- elles ne permettent pas de caractériser l'impact propre à une installation ou une activité, car elles intègrent le bruit de fond ambiant (cf. **§.5.1.3.1**) ;
- elles sont inexistantes ou difficilement utilisables en cas de nouveau projet (cf. **§.4.2.3**).

5.1.3 COMPOSANTE 3 : INCERTITUDES SUR LES VALEURS REPÈRES

5.1.3.1 VALEURS REPÈRES ET BRUIT DE FOND

La plupart des valeurs repères utilisées en évaluation du risque sont applicables en **incrément** du bruit de fond (cf. **§.3.1.3**). Lorsque l'exposition est caractérisée par modélisation à partir du rejet (activités ajoutées), il n'est pas nécessaire de connaître le bruit de fond pour évaluer le risque associé à ces ajouts (risque ajouté). Lorsque l'exposition est caractérisée par une activité mesurée (activité totale, dite aussi cumulée), il est indispensable de pouvoir déterminer quelle est la contribution du bruit de fond dans cette mesure, et ce, pour une juste comparaison avec la valeur repère (déduction de la contribution du bruit de fond de la mesure). Le bruit de fond peut également constituer un élément d'aide à l'interprétation des résultats aux **niveaux** supérieurs de l'évaluation (cf. **§.3.3.1**, **4.1.2.4** et **4.1.3.4**). La caractérisation du bruit de fond, bien qu'elle soit indispensable, reste cependant un domaine à consolider, tant en termes de définition (quelles sont les contributions à intégrer dans le bruit de fond à considérer : fond géochimique, fond ambiant ? cf. **§.3.3.1.1**) que sur le plan méthodologique (comment fixer une valeur unique à partir du jeu de données disponibles : moyenne, centile ? cf. **Tableau 4**). La question du bruit de fond appliquée au cas des anciens sites miniers d'uranium en France a été particulièrement étudiée par le GEP Mines (2008, 2010), qui a proposé de nombreuses recommandations relatives à sa caractérisation et sa prise en compte dans les évaluations.

Cette problématique est cependant moins sensible dans le cadre de l'étude d'impact, au sein de laquelle l'évaluation des risques s'attache à décrire les impacts potentiels de la seule installation ou activité objet de l'étude. Le risque global subi par la faune et la flore sauvages doit alors être abordé dans une démarche plus large. Il reste néanmoins intéressant de pouvoir mettre en perspective, si possible, le risque ajouté du fait de l'installation ou de l'activité visée par l'évaluation avec le risque lié aux autres sources possibles d'exposition de même nature (risque cumulé). Cela permet de relativiser le risque induit par l'installation et de hiérarchiser les différentes sources d'exposition, permettant ainsi de prioriser les éventuelles mesures à mettre en œuvre au titre de la séquence ERC. À cet égard, la connaissance de particularités d'origine anthropique (par exemple activités massiques ou volumiques préexistantes supérieures aux niveaux usuels) ne doit pas être utilisée pour justifier l'absence de telles actions sous prétexte de contamination initiale. Notamment, l'adaptation des populations sauvages à des niveaux d'activités massiques ou volumiques qui les auraient rendues plus tolérantes à la contamination doit déjà être considérée comme un impact par un effet de pression de sélection. La probabilité d'occurrence en France d'une telle situation est très faible, mais son observation ne pourrait en aucun cas justifier l'absence d'une démarche d'optimisation en vue de limiter le risque pour la faune et la flore sauvages associé aux rejets d'effluents radioactifs.

5.1.3.2 VALEURS REPÈRES SPECIFIQUES

Le besoin de critères de protection plus spécifiques a été évoqué dans les chapitres précédents, en lien notamment avec l'augmentation du réalisme de l'évaluation induite par le passage d'un **niveau** à l'autre. Un tel besoin se rencontre également lorsque, par exemple, les conditions de rejets des effluents radioactifs génèrent une exposition aigüe de la faune et de la flore sauvages (cette situation aigüe peut également concerner un nombre limité d'espèces). Les critères de protection proposés aujourd'hui pour ces situations (cf. **Tableau 16**) ont été dérivés de façon similaire aux valeurs repères applicables en situation d'exposition chronique, à la différence que ce sont des doses (en Gy) et non des débits de dose. Il s'agit de doses pour lesquelles 5 % des espèces testées présenteraient 50 % d'effet. Il est à noter que ces valeurs sont plus robustes que celles proposées pour l'exposition chronique, les données relatives à l'exposition aigüe étant plus nombreuses et couvrant plus d'espèces. Malgré cela, leur représentativité demeure questionnable. Peu d'approches se sont en effet intéressées à la question, dans la mesure

où les développements méthodologiques proposés se positionnent prioritairement dans le domaine de l'évaluation du risque radiologique lié au **fonctionnement normal** des installations et activités nucléaires, c'est-à-dire une situation d'exposition chronique à faible débit de dose.

Tableau 16 : valeurs repères dérivées par catégorie d'écosystème, en situation d'exposition aiguë (d'après Garnier-Laplace *et al*, 2006)

Doses pour lesquelles 5 % des espèces testées présenteraient 50 % d'effet [intervalle de confiance à 95%]	
Ecosystème générique (Eaux douces et milieu terrestre)	1.86 Gy [1.16; 2.98]
Milieu marin	4.84 Gy [0.64; 12.7]

Un autre aspect des valeurs repères aujourd'hui proposées concerne leur domaine de validité : par exemple, elles sont établies à partir de données d'effet observées à l'échelle de l'individu, quand leur application vise à protéger des niveaux supérieurs d'organisation biologique, pouvant aller jusqu'à l'écosystème. De nombreuses autres extrapolations sont nécessaires à l'établissement de ces valeurs repères à partir des données d'écotoxicité (cf. **Annexe 5**) et demandent à être davantage validées pour conforter la robustesse des critères de protection.

Extrapolations requises par l'établissement des valeurs repères

- ▶ De l'individu (données d'effet observées sur les individus exposés de façon contrôlée) à la **population** (niveau d'organisation biologique à partir duquel les valeurs repères sont appliquées)
- ▶ De l'exposition externe (irradiation expérimentale) à l'exposition interne (contamination interne)
- ▶ De l'exposition aiguë à l'exposition chronique
- ▶ Du rayonnement gamma à toutes les sources de rayonnement ionisant
- ▶ D'un stade de vie (œuf, larve, embryon) à la vie entière (adulte)
- ▶ D'une espèce à l'autre, sachant que la variabilité intra-spécifique peut se révéler aussi grande voire plus que la variabilité interspécifique

5.1.4 COMPOSANTE 4 : INCERTITUDES SUR LES PREUVES COMPLEMENTAIRES

La conclusion d'une évaluation de risque peut demander l'apport de preuves complémentaires pour lesquelles la surveillance, qu'elle soit **environnementale** ou **écologique** (cf. **§.3.4** et **§.4.2**) représente une source majeure d'informations. L'utilisation de cette connaissance n'est toutefois pas aussi évidente qu'elle le semble au premier abord.

L'intérêt théorique des approches naturalistes dans le cadre de l'évaluation du risque a été établi précédemment (cf. **§.3.4** et **4.2.2**). En pratique, il est cependant très difficile d'identifier et *a fortiori* de mesurer isolément l'impact écologique d'une

perturbation donnée telle qu'une exposition aux rayonnements ionisants. La santé d'un écosystème (décrite par la liste des espèces présentes, leur abondance relative, l'état sanitaire de leurs populations, etc.) résulte en effet de la combinaison d'une multitude de facteurs, le stress potentiellement occasionné par le rejet de substances radioactives n'étant qu'une source de perturbation parmi d'autres. Il n'est pas non plus établi que les groupes taxonomiques usuellement choisis pour ce type de **bioindicateurs**, sélectionnés généralement en raison de leur sensibilité à un type de perturbation du milieu (par exemple la pollution organique), soient nécessairement les plus adaptés à une bio-évaluation des effets écologiques radio-induits.

Ces inventaires écologiques apportent donc des indications complémentaires d'effets ou d'absence d'effets sur les écosystèmes, même si le lien de cause à effets est souvent très délicat à établir. En effet, la réalisation régulière de ce type d'inventaires assure un suivi écologique continu d'un écosystème, et permet ainsi d'en assurer la protection *via* une détection précoce d'éventuelles perturbations ou anomalies.

5.2 RECOMMANDATIONS POUR LA PRISE EN COMPTE DES INCERTITUDES

Toutes les évaluations de risque ne nécessitent pas le même niveau d'analyse d'incertitude. L'effort d'analyse comme le reste de l'évaluation doit être proportionné aux besoins du contexte décisionnel. Cette analyse des incertitudes doit donc être cohérente avec le **niveau** de l'évaluation mise en œuvre. Plus précisément, la quantification d'au moins une partie des incertitudes (en particulier les incertitudes sur les paramètres) est généralement effectuée au niveau 3. Le traitement de l'incertitude fait donc l'objet d'une planification fonction du niveau de l'évaluation, qui définit les modalités d'évaluation des sources d'incertitude.

5.2.1 PLANIFICATION

La planification de l'analyse d'incertitude peut être formalisée à différents **niveaux** de l'évaluation :

- ▽ au niveau 0, cadrage de l'analyse : expliciter de manière transparente les éléments susceptibles de guider le choix des sources d'incertitude analysées, et le choix des modalités de traitement de ces sources d'incertitude ;
- ▽ quel que soit le niveau, au sein de la **composante** "contexte de l'évaluation" : formulation de la question par la description des incertitudes associées au schéma conceptuel, y compris pour les éléments qui pourraient ne pas être pris en compte dans l'évaluation mais seraient essentiels à l'analyse d'incertitude.

Il est recommandé d'effectuer un recensement le plus complet possible des sources d'incertitude et d'identifier pour chacune d'elle comment elle est traitée, c'est-à-dire qualifiée ou quantifiée. Pour les incertitudes traitées par une quantification, comme c'est généralement le cas au niveau 3 pour les incertitudes sur les paramètres, le choix de la méthode d'analyse d'incertitude doit être précisé : description des données, des informations, des méthodes et des modèles à utiliser pour l'analyse d'incertitude associée à l'évaluation du risque. L'expression des résultats et leur communication - pour l'évaluation des risques comme pour l'analyse d'incertitude - doivent également être précisées.

5.2.2 MODALITÉS DE TRAITEMENT DES SOURCES D'INCERTITUDE RETENUES

La prise en compte de l'incertitude, telle que précédemment définie, dépend du niveau de l'évaluation de risque radiologique pour la faune et la flore sauvages. De façon générale, le traitement de cette incertitude est implicite pour les deux premiers niveaux, qui doivent cependant comporter *a minima* une description qualitative des principales sources d'incertitude.

L'explicitation quantitative de l'incertitude est une caractéristique attendue plutôt au niveau le plus détaillé de l'évaluation et devrait se faire dans le respect des règles décrites ci-après.

Quel que soit le niveau de l'évaluation, celle-ci devrait inclure systématiquement un chapitre conclusif sur l'incertitude, présentant les principales sources identifiées, et listant les sources d'incertitude qu'il n'a pas été possible d'analyser. Ce chapitre doit résumer ces points essentiels afin d'éclairer efficacement les **parties prenantes**.

5.2.2.1 TRAITEMENT DE L'INCERTITUDE AUX NIVEAUX 1 ET 2

Les deux premiers niveaux de l'évaluation du risque radiologique pour la faune et la flore sauvages reposent sur une approche dite conservatrice, destinée à conférer un haut niveau de confiance dans leurs résultats lorsque ceux-ci conduisent à qualifier le risque de négligeable. Le **conservatisme** ainsi recherché correspond au traitement qualitatif implicite des incertitudes associées à ces résultats. Il n'y a pas de différence fondamentale dans ce traitement entre les niveaux 1 et 2. Faire les choix conservatifs attendus revient, dans les deux cas, à sélectionner de façon empirique les hypothèses et les valeurs (données d'entrée et paramètres de calcul) qui vont plus (niveau 1) ou moins (niveau 2) majorer le niveau d'exposition des organismes et minorer la **valeur repère** à laquelle il va être comparé. Le risque caractérisé à partir de ces deux termes plus (niveau 1) ou moins (niveau 2) exagérés est ainsi supérieur au risque réel, et permet d'atteindre le niveau de confiance voulu.

Ces choix interviennent pour toutes les composantes de l'évaluation. Ils ne permettent pas de caractériser l'incertitude, dans la mesure où ils ne conduisent pas à la quantifier, mais ils en représentent un mode de gestion.

La décision d'utiliser l'activité massique ou volumique maximale des milieux abiotiques constitue une bonne illustration de ces choix pour la composante contextuelle de l'évaluation (composante 1). Pour la composante d'analyse des expositions (composante 2), la gestion de l'incertitude des paramètres de transfert vient immédiatement à l'esprit. Mais dans ce domaine, la nature conservatrice de la mise en œuvre d'une valeur maximale est moins évidente. Ce choix peut ne pénaliser que l'une ou l'autre des voies d'exposition, au détriment d'une autre (typiquement, utiliser une valeur élevée de **coefficient de partage** K_d va maximiser l'exposition par le sédiment, mais réduire celle par l'eau filtrée²⁹). C'est pourquoi ces paramètres sont plutôt quantifiés par des valeurs moyennes. Une autre illustration d'un choix conservatif de gestion de l'incertitude est donnée pour la **composante** d'analyse des effets (composante 3) par l'application d'un facteur de sécurité lors de la détermination de la **valeur repère**. Ce facteur est en effet destiné à "couvrir" les incertitudes induites par les extrapolations inévitables dans la détermination des valeurs repères (cf. encadré du **§.5.1.3.2**). Quantifié, il est déterminé par jugement d'expert en fonction de la qualité du jeu de données d'écotoxicité utilisé et de sa représentativité, et donc des incertitudes associées. Cette approche demeure donc bien un traitement qualitatif de l'incertitude. Enfin, en matière de caractérisation du risque, l'incertitude peut être gérée par une approche "ultra-conservatrice" telle qu'elle a déjà été présentée (cf. encadré du **§.4.1.1.4**). Bien que n'ayant pas de sens écotoxicologique, la somme des indices de risques maximaux par radionucléide (c'est-à-dire sans prise en compte de l'organisme pour lequel il est calculé) est un mode de gestion du risque intégrant implicitement les incertitudes associées. Cette somme constitue la dernière pierre dans le cumul des choix conservatifs dans toutes les composantes de l'évaluation, qui surestime de façon certaine le risque.

Cette manière de considérer implicitement les incertitudes est illustrée encore plus concrètement au chapitre 6 relatif à une étude de cas virtuelle.

²⁹ Les facteurs de concentration sont le plus fréquemment exprimés sur eau filtrée. L'exposition interne dépend donc de l'activité volumique de cette phase, elle-même conditionnée par la valeur de K_d .

5.2.2.2 TRAITEMENT DE L'INCERTITUDE AU NIVEAU 3

Le traitement de l'incertitude au niveau 3 d'une évaluation de risque radiologique pour la faune et la flore sauvages diffère fondamentalement de l'approche qualitative généralement employée aux niveaux inférieurs. Dans l'optique de la mise en œuvre de méthodes probabilistes de caractérisation du risque, l'explicitation des incertitudes est nécessaire, notamment par la quantification de certaines d'entre elles.

Ainsi, il est attendu dans l'idéal au niveau 3 de distinguer les incertitudes liées à des hypothèses du modèle (e.g. équilibre vs. dynamique) de celles liées à des paramètres (e.g. valeur du [coefficient de partage](#), cf. [§.3.2.2](#)) ou variables d'entrée du modèle (e.g. activité massique). Il est recommandé de présenter le recensement et la description des incertitudes sous la forme d'un tableau. L'étape suivante consiste à estimer les incertitudes individuelles à l'aide de méthodes statistiques (e.g. loi de distribution du paramètre ou de la variable). À partir de là, il est possible d'évaluer quantitativement l'impact combiné (e.g. méthode Monte Carlo, cf. [§.4.1.3.1](#)) de ces incertitudes sur le résultat, et de tenir compte des dépendances entre les variables dans l'évaluation de cet impact combiné afin de se limiter aux combinaisons réalistes. Les résultats obtenus doivent être présentés sous forme probabiliste, notamment avec leur intervalle de confiance. Des exemples sont proposés dans l'étude de cas virtuelle (cf. [§.6.4.2](#) et [§.6.4.4](#)).

Par ailleurs, en fonction des besoins de l'évaluation, le traitement idéal comporte ensuite une analyse de sensibilité. Un exemple est proposé dans l'étude de cas virtuelle (cf. [Figure 51](#)).

Au niveau 3, le chapitre conclusif sur l'incertitude doit présenter l'impact combiné des incertitudes et les principales sources évaluées, et lister les sources d'incertitude qu'il n'a pas été possible de quantifier (cf. [Tableau 33](#) dans l'étude de cas).

À retenir sur le chapitre 5

Bien que les principes méthodologiques décrits dans ce guide soient applicables à un large panel de situations, l'état actuel des connaissances (développement de modèles et d'outils opérationnels, valeurs de paramètres, etc.) en limite fortement le champ d'application. Ainsi, comme introduit dans les chapitres précédents, les évaluations opérationnelles portent principalement sur les expositions chroniques d'animaux et de plantes des climats tempérés, et la démonstration de la protection des écosystèmes vise en pratique à s'assurer du maintien démographique des populations.

Même quand l'évaluation est possible, une analyse d'incertitude mérite d'être menée pour identifier, décrire, si possible quantifier et communiquer les principales incertitudes associées aux résultats. Selon le niveau de l'approche graduée, elle est plus ou moins détaillée, et peut, ou non, inclure la quantification de certaines des incertitudes. Pour une évaluation de niveau 1, et dans une moindre mesure de niveau 2, le traitement de l'incertitude est une approche conservative qui consiste à majorer le niveau d'exposition des organismes et à minorer la valeur repère à laquelle il va être comparé. Au niveau 2, l'outil ERICA propose deux indices de risques, dont un dit conservatif qui repose sur une approche semi-probabiliste de quantification des incertitudes. Au niveau 3, les incertitudes peuvent être quantifiées sur les données d'entrée et sur les paramètres puis une méthode probabiliste (par tirages aléatoires) permet d'exprimer l'incertitude sur les résultats.

6 ILLUSTRATION DE LA MISE EN ŒUVRE DE LA MÉTHODE SUR UN CAS FICTIF

Afin d'illustrer concrètement la mise en œuvre de la méthode d'évaluation du risque radiologique pour la faune et la flore sauvages décrite précédemment, un cas d'étude fictif a été inventé dans l'objectif pédagogique d'illustration du déroulement de chacune des **composantes** aux trois **niveaux** d'évaluation décrits dans ce guide. Son étude virtuelle est présentée dans ce sixième chapitre. Elle ne doit en aucun cas être réutilisée pour l'évaluation d'une situation réelle. En effet :

- ▽ Toutes les données d'entrée requises par la conduite des trois niveaux d'évaluation ont été inventées, elles n'ont aucune réalité, ni dans l'absolu ni en relatif, et aucune n'a été produite par l'application d'un modèle. En particulier, les rejets ont été volontairement exagérés pour pouvoir dérouler les trois niveaux.
- ▽ Les hypothèses retenues constituent un exemple, d'autres choix auraient pu être faits. La pertinence des choix de modélisation est à évaluer au regard d'un contexte et d'objectifs qui ne peuvent qu'être propres à chaque évaluation.
- ▽ Les éléments de justification des choix présentés ici sont succincts, ils ne sont pas détaillés comme ils devraient l'être dans le cadre d'une véritable étude d'impact. La responsabilité de justifier et tracer chacun des choix, chacune des hypothèses nécessaires au déroulé d'une évaluation revient à l'évaluateur et aux éventuelles parties prenantes impliquées dès lors qu'elles sont associées au processus depuis son origine.
- ▽ Les résultats présentés, sous les hypothèses retenues, ont été obtenus avec l'outil ERICA (version 1.3.1.51³⁰, la plus récente à la date de la réalisation des calculs). Seule une sélection des résultats les plus caractéristiques est exposée à des fins d'illustration. D'autres résultats auraient pu être obtenus à la place ou en complément de ceux présentés ici.
- ▽ Un autre format de présentation des résultats aurait pu être choisi. Ainsi, la description des différents écosystèmes fait souvent l'objet de chapitres dédiés, contrairement à ce qui a été fait ici, où la priorité a été donnée aux niveaux de l'évaluation, déroulés en parallèle pour les différents écosystèmes potentiellement impactés.

Les trois niveaux d'évaluation ont donc été déroulés, dans la logique de l'approche graduée déclinée comme suit :

- ▽ Évaluation de niveau 1 : approche très majorante n'utilisant comme données d'entrée que les activités maximales dans les milieux d'exposition, avec pour résultat un risque radiologique non négligeable pour la faune et la flore sauvages des écosystèmes terrestre et aquatique ;
- ▽ Évaluation de niveau 2 : approche moins conservative, ciblant certains organismes et basée sur des termes sources plus réalistes, et dont le résultat indique un risque persistant pour les organismes aquatiques ;
- ▽ Évaluation de niveau 3 : approche probabiliste appliquée au seul milieu aquatique, et considérant le terme-source le plus réaliste possible.

6.1 ÉLÉMENTS DE SCÉNARIO

Comme précisé ci-avant, le scénario est fictif et la présentation des éléments de scénario est partielle.

Le site envisagé pour l'installation dont l'impact potentiel est à caractériser est présenté sur la **Figure 47** ci-après. C'est un site continental, situé dans un paysage rural comportant des espaces naturels, des zones cultivées, un cours d'eau et une aire de protection de la faune et de la flore sauvages. Le vent dominant est de secteur Nord-Est. Directement sous l'influence des retombées atmosphériques se trouve une zone cultivée.

³⁰Voir **Annexe 6**.

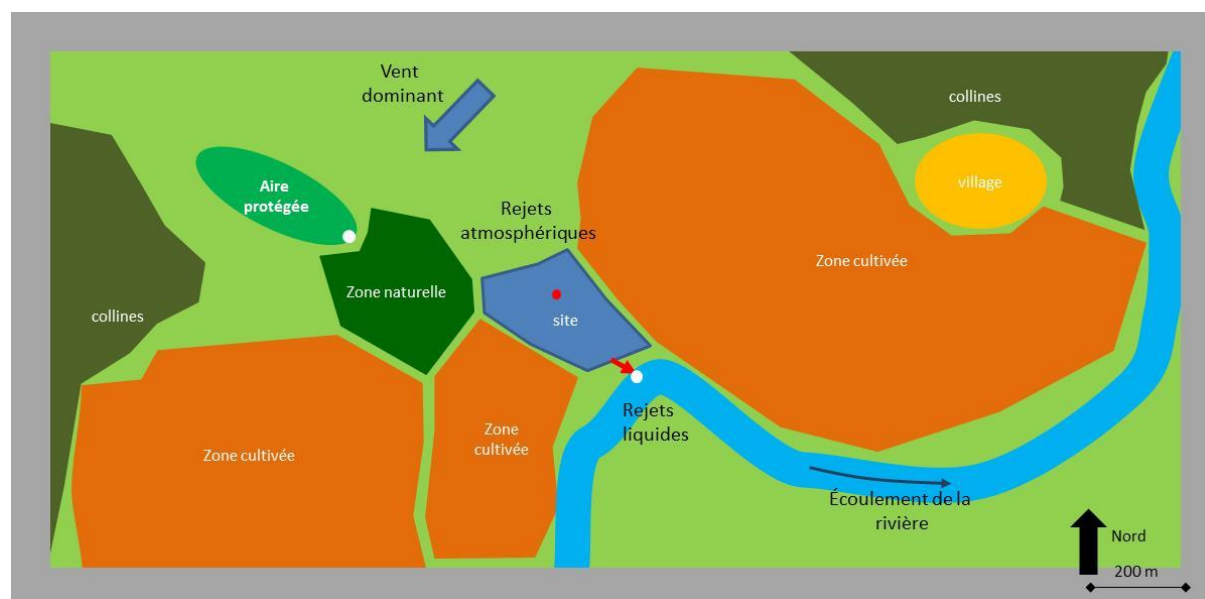


Figure 47 : carte d'implantation de l'installation nucléaire projetée - positionnement des diverses zones d'intérêt (point rouge : émissaire de rejets à l'atmosphère ; flèche rouge : émissaire de rejets en rivière) - étude de cas virtuelle

L'étude Natura 2000 incluse dans l'étude d'impact à analyser a révélé que l'aire protégée accueille des espèces animales et végétales d'intérêts variés, de même que le cours d'eau (cf. ci-après).

Tableau 17 : espèces inventoriées à proximité du site d'étude - étude de cas virtuelle

Zone	Espèce	Statut
Aire protégée	Petit rhinolophe (<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>)	Préoccupation mineure (liste rouge UICN) Espèce quasi-menacée (liste rouge Europe) Espèce protégée (France, arrêté du 23 avril 2007)
	Sphinx de l'épilobe (<i>Proserpinus proserpina</i>)	Données insuffisantes (liste rouge UICN) Espèce protégée (France, arrêté du 23 avril 2007)
	Bruyère de la méditerranée (<i>Erica erigena</i>)	Espèce menacée (liste rouge France métropolitaine) Espèce protégée (France, arrêté du 20 janvier 1982)
Cours d'eau	Loutre (<i>Lutra lutra</i>)	Espèce quasi-menacée (listes rouges UICN et Europe) Espèce protégée (France, arrêté du 23 avril 2007)
	Saumon (<i>Salmo salar</i>)	Espèce vulnérable (listes rouges UICN et France) Espèce protégée (France, arrêté du 8 décembre 1988)
	Grenouille agile (<i>Rana dalmatina</i>)	Espèce protégée (France, arrêté du 19 novembre 2007)

6.2 ÉVALUATION DE NIVEAU 1

L'évaluation du risque radiologique conduite pour la faune et la flore sauvages de la région étudiée est présentée, en parallèle, pour l'écosystème terrestre et l'écosystème aquatique continental, en balayant successivement les quatre **composantes**. L'aspect calculatoire de l'évaluation a été réalisé en appliquant l'outil ERICA dans la configuration par défaut de sa version 1.3.1.51, la dernière mise à disposition à la date de réalisation des calculs (juin 2019). Disposant des données d'entrée, il n'a

pas été jugé pertinent de reporter les résultats intermédiaires et, par conséquent, seuls les indices de risque sont présentés, et exposés pour caractériser la [composante 4](#) de l'évaluation tels qu'ils sont générés par l'outil.

6.2.1 COMPOSANTE 1 : CONTEXTE DE L'ÉVALUATION

Question	Thème	Éléments du cas d'étude
Qui ?	Parties prenantes	ASN, exploitant, IRSN, associations locales de chasse et de pêche, associations d'usagers de la nature
	Inventaire des organismes	Faune et flore génériques terrestres et dulçaquicoles de la zone tempérée (organismes de référence)
Quoi ?	Inventaire des radionucléides	Ag-110m, Am-241, C-14, Ce-144, Cm-242, Cm-243, Cm-244, Co-57, Co-58, Co-60, Cs-134, Cs-137, Eu-152, Eu-154, H-3, I-129, I-131, I-133, Mn-54, Ni-63, Np-237, Pu-238, Pu-239, Pu-240, Pu-241, Ru-103, Ru-106, S-35, Sb-125, Sr-89, Sr-90, Tc-99, U-234, U-235, U-238, Zr-65, Zr-95
Où ?	Inventaire des voies d'exposition	Exposition externe par l'air (H-3, C-14, S-35), le sol (tous les autres isotopes), l'eau et les sédiments (tous les isotopes) Exposition interne par tous les isotopes
	Echelle d'espace	Rayon de 5 km autour de l'émissaire atmosphérique, et en zone de bon mélange, au plus 5 km à l'aval du point de rejet
Quand ?	Echelle de temps	Un an de fonctionnement normal planifié de l'installation
	Type d'exposition	Exposition chronique
Comment ?	Niveau de protection	Ecosystèmes (terrestre et cours d'eau)
	Niveau de l'évaluation	1 (première approche ; mise en œuvre de l'outil ERICA, dans sa configuration par défaut)
	Critères de l'évaluation	Calcul d'un indice de risque avec la valeur repère de 1

6.2.2 COMPOSANTE 2 : ANALYSE DE L'EXPOSITION

L'étude d'impact présentée par l'exploitant comporte les limites demandées pour les rejets d'effluents liquides et atmosphériques. Des modèles de dispersion seront supposés avoir été appliqués pour déterminer les activités massiques dans les sols et les activités volumiques dans l'air et dans l'eau, en tant que de besoin en fonction des différents [niveaux](#) de l'évaluation. Ce sont bien les activités ajoutées du fait du projet qui constituent les données d'entrée de l'évaluation, afin de déterminer si le risque ajouté lié à l'installation est négligeable. Le bruit de fond n'entre donc pas en considération dans ce contexte.

Au premier niveau, les organismes génériques sont considérés exposés de façon maximale. Pour l'écosystème terrestre, cela consiste à déterminer la zone d'impact maximal³¹ (dépôts les plus importants au sol et activités volumiques maximales dans l'air). Pour l'écosystème aquatique, cela consiste à déterminer les activités volumiques les plus importantes auxquelles les organismes pourraient être exposés, dans la zone de bon mélange du cours d'eau. Ce sont donc les estimations faites pour l'eau brute qui sont utilisées. Les activités massiques dans les sols au point d'impact maximal sont présentées au [Tableau 18](#) ci-après. Les activités volumiques dans l'eau brute sont présentées au [Tableau 19](#) ci-après.

³¹ Dans le cas où la modélisation situerait les dépôts maximaux résultant du rejet atmosphérique d'effluents radioactifs dans l'emprise spatiale du site, l'évaluation sera faite préférentiellement en dehors de cette zone, au point le plus impacté à l'extérieur des clôtures.

Guide méthodologique - Faune et flore sauvages

Tableau 18 : activités massiques dans le sol au point d'impact maximal - étude de cas virtuelle

Isotopes	Bq.kg ⁻¹ sec
C-14	5.11E+02
H-3	2.54E+03
I-129	4.56E+02
Co-60	1.89E+00
Sr-90	4.52E+02
Ru-106	8.14E+01
Sb-125	3.09E+01
Cs-134	2.05E+00
Cs-137	2.80E+02
Pu-241	4.99E+00
I-131	1.20E-01
I-133	1.20E-01
Ce-144	1.00E-02
Pu-239	6.77E+01
Pu-240	8.74E+00
Am-241	1.71E+00
Cm-242	1.00E-02
Cm-243	1.25E-01
Cm-244	1.04E-01

Tableau 19 : activités volumiques de l'eau brute en zone de bon mélange - étude de cas virtuelle

Isotopes	Bq.L ⁻¹
C-14	3.51E+02
H-3	2.63E+05
Co-57	1.00E-02
Co-58	3.00E-02
Co-60	1.32E+01
Mn-54	2.60E-01
Ni-63	1.75E+01
S-35	3.51E+00
Sr-89	4.39E+01
Sr-90	2.63E+02
Zn-65	4.40E-01
Ag-110m	2.63E+00
Cs-134	7.02E+00
Cs-137	1.75E+02
I-129	3.51E+01
Ru-103	4.39E+00
Ru-106	2.63E+02
Sb-125	1.75E+02
Tc-99	2.65E+02
Zr-95	5.26E+00
Ce-144	1.30E+01
Eu-152	6.00E+00
Eu-154	3.00E+00
Pu-241	1.75E+02
I-131	4.40E-01
I-133	2.60E-01
Np-237	1.75E+00
Pu-238	2.00E-01
Pu-239	3.00E+00
Pu-240	3.00E+00
Am-241	6.00E-02
Cm-242	9.00E-01
Cm-243	2.00E-01
Cm-244	5.00E-02
U-234	4.00E-02
U-235	2.00E-02
U-238	2.00E-02

6.2.3 COMPOSANTE 3 : ANALYSE DES EFFETS

L'utilisation de l'outil ERICA donne libre choix de la **valeur repère**. Au **niveau 1** de l'évaluation, il est décidé de retenir le paramétrage par défaut de cet outil, et donc d'utiliser comme valeur repère $10 \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$. Cette valeur est destinée à assurer la protection de la très grande majorité (95%) des **espèces** présentes dans un écosystème tempéré générique, pour lesquelles les effets observables en termes de morbidité, de reproduction ou de mortalité seront inférieurs à 10%. S'appliquant en **incrément** du bruit de fond, elle est à comparer à l'exposition totale prévisible des organismes du fait des seuls rejets de l'installation. Cette observation est cohérente avec l'objectif de caractérisation du risque ajouté du fait du projet, évoqué au paragraphe précédent.

6.2.4 COMPOSANTE 4 : CARACTÉRISATION DU RISQUE

L'indice de risque total évalué au niveau 1 (cf. §.4.1.1.1) pour l'écosystème terrestre est voisin de 8 (cf. **Tableau 20** ci-après). Cet indice étant supérieur à 1, l'exposition estimée pour les organismes de référence pris dans leur ensemble serait supérieure à la valeur repère considérée comme "sans effet" pour l'écosystème. Le risque d'apparition de conséquences écologiques négatives pour la faune et la flore sauvages n'est donc pas négligeable. L'analyse des résultats met en exergue, pour le scénario étudié, deux organismes qui apparaissent comme significativement plus exposés. Le petit mammifère fouisseur (*mammal-small burrowing*) présente un indice de risque partiel résultant de son exposition au carbone 14 d'environ 6. L'indice de risque associé à l'exposition au seul tritium de l'oiseau (*bird*) avoisine 1. Les indices de risque partiels les plus élevés sont ensuite ceux résultant de l'exposition au ^{90}Sr des lichens/bryophytes et au ^{137}Cs du grand mammifère (*mammal-large*), mais ils sont inférieurs d'environ un ordre de grandeur. Il faut toutefois noter que les lichens/bryophytes sont l'organisme limitant pour 9 isotopes, quand le grand mammifère l'est pour 3 autres isotopes, ce qui n'est pas sans conséquence pour leur exposition totale (voir paragraphe suivant).

Une évaluation de niveau 2 doit être conduite pour l'écosystème terrestre.

Tableau 20 : indices de risque calculés au point d'impact maximal des retombées atmosphériques générées par l'installation projetée, en fonctionnement normal - étude de cas virtuelle

Isotopes	Indice de risque	Organisme limitant
C-14	6.08E+00	Mammal - small-burrowing
H-3	9.63E-01	Bird
Sr-90	2.22E-01	Lichen & Bryophytes
Cs-137	1.23E-01	Mammal - large
Pu-239	8.46E-02	Lichen & Bryophytes
Ru-106	3.64E-02	Lichen & Bryophytes
Am-241	1.98E-02	Lichen & Bryophytes
Pu-240	1.09E-02	Lichen & Bryophytes
I-129	2.87E-03	Mammal - large
Cs-134	1.68E-03	Mammal - large
Cm-243	1.56E-03	Lichen & Bryophytes
Cm-244	1.30E-03	Lichen & Bryophytes
Sb-125	7.01E-04	Annelid
Co-60	2.59E-04	Amphibian
Cm-242	1.32E-04	Lichen & Bryophytes
I-133	6.92E-06	Mammal - small-burrowing
I-131	3.72E-06	Mammal - small-burrowing
Pu-241	1.70E-06	Lichen & Bryophytes
Ce-144	9.64E-08	Bird
Indice de risque total*	7.55E+00	Somme des indices obtenus par isotope

* calcul de l'indice de risque total au niveau 1 : cf. encadré §.4.1.1.1. p.58

L'indice de risque total évalué au **niveau 1** pour l'écosystème d'eau douce est proche de 10^4 (cf. **Tableau 21** ci-après). Le risque n'est pas négligeable. L'analyse des résultats révèle des indices de risque par isotope supérieurs à 1 pour environ $\frac{3}{4}$ des isotopes, les organismes limitants associés appartenant à 5 catégories différentes. L'analyse n'est pas poussée davantage au regard de la valeur de ces indices de risque, très significativement supérieurs à l'unité. Une évaluation de niveau 2 doit être conduite pour l'écosystème aquatique continental.

Guide méthodologique - Faune et flore sauvages

Tableau 21 : indices de risque calculés dans le cours d'eau en fonctionnement normal (eau brute) - étude de cas virtuelle

Isotopes	Indice de risque	Organisme limitant
Cs-137	3.44E+03	Insect larvae
Ru-106	1.98E+03	Insect larvae
Ce-144	1.01E+03	Insect larvae
Co-60	7.84E+02	Insect larvae
Sr-90	7.76E+02	Mammal
C-14	7.37E+02	Benthic fish
Cs-134	3.43E+02	Insect larvae
Sb-125	2.14E+02	Insect larvae
Pu-240	1.77E+02	Mollusc - gastropod
Pu-239	1.77E+02	Mollusc - gastropod
Ag-110m	1.54E+02	Insect larvae
Sr-89	6.67E+01	Mammal
Cm-242	4.59E+01	Phytoplankton
I-129	1.84E+01	Insect larvae
Pu-238	1.26E+01	Mollusc - gastropod
Ru-103	1.13E+01	Insect larvae
Cm-243	9.71E+00	Phytoplankton
Am-241	6.24E+00	Mollusc - gastropod
I-133	4.26E+00	Insect larvae
Np-237	3.83E+00	Mollusc - bivalve
I-131	3.69E+00	Insect larvae
Mn-54	2.86E+00	Insect larvae
Pu-241	2.80E+00	Mollusc - gastropod
Cm-244	2.42E+00	Phytoplankton
Zr-95	2.28E+00	Insect larvae
Eu-152	2.04E+00	Mammal
Eu-154	1.55E+00	Mammal
Co-58	7.14E-01	Insect larvae
H-3	6.68E-01	Mammal
Tc-99	4.29E-01	Reptile
U-234	1.58E-01	Vascular plant
Zn-65	1.50E-01	Reptile
Ni-63	7.72E-02	Insect larvae
U-235	7.34E-02	Vascular plant
U-238	6.76E-02	Vascular plant
Co-57	3.03E-02	Insect larvae
S-35	1.32E-02	Insect larvae
Indice de risque total	9.99E+03	Somme des indices de risque obtenus par isotope

6.2.5 ANALYSE DES INCERTITUDES

Les sources d'incertitude identifiées sont recensées par [composante](#) au [Tableau 22](#).

Tableau 22 : sources d'incertitude répertoriées au niveau 1 de l'évaluation de l'étude de cas virtuelle

Contexte	Organismes génériques, point d'impact maximal
Analyse des expositions	Activités massives et volumiques maximales modélisées (modèles et valeurs des paramètres)
Analyse des effets	Valeur repère définie pour un écosystème générique, avec un intervalle de confiance large
Caractérisation du risque	Somme des indices de risque maximaux par radionucléide, indépendamment de l'organisme exposé

Les incertitudes précédemment identifiées ont été traitées de manière implicite, en considérant que les choix faits par les développeurs de l'outil ERICA, destinés à être conservatifs de manière à englober l'ensemble de ces incertitudes, répondent effectivement à cette exigence. La documentation de l'outil (rapports dédiés et publications disponibles sur le site de téléchargement de l'outil) démontre l'adéquation de la paramétrisation par défaut de l'outil, mise en œuvre ici, au besoin de [conservatisme](#) d'une évaluation de [niveau 1](#).

6.2.6 CONCLUSIONS DE L'ÉVALUATION DE NIVEAU 1

Le risque radiologique pour la faune et la flore sauvages estimé par la mise en œuvre d'une évaluation de niveau 1 ne peut être négligé dans les conditions de scénario étudiées. Il est donc nécessaire de conduire une évaluation de niveau 2 pour introduire plus de réalisme dans l'approche appliquée, en réduisant, là où cela est possible, le [conservatisme](#) des éléments définis au premier niveau.

6.3 ÉVALUATION DE NIVEAU 2

Les résultats de l'évaluation du risque radiologique pour la faune et la flore sauvages de niveau 1 ayant révélé un risque non négligeable pour les deux écosystèmes récepteurs des effluents radioactifs planifiés pour l'installation, une évaluation de niveau 2 s'impose. Elle est présentée ci-dessous composante par composante, en exposant uniquement les éléments différant de ceux mis en œuvre au niveau 1.

N.B. Les aspects faisant l'objet d'un raffinement représentent des exemples de ce qui peut être mis en œuvre pour augmenter le réalisme de l'évaluation.

6.3.1 COMPOSANTE 1 : CONTEXTE DE L'ÉVALUATION

Question	Thème	Eléments du cas d'étude
Qui ?	Inventaire des organismes	Les 4 organismes les plus limitants pour l'écosystème terrestre. Les espèces protégées identifiées dans le cours d'eau
Comment ?	Niveau de protection Niveau de l'évaluation Critères de l'évaluation	Ecosystèmes (terrestre et cours d'eau) 2 (mise en œuvre de l'outil ERICA, dans sa configuration par défaut) Calcul d'un indice de risque avec la valeur repère de 1

6.3.2 COMPOSANTE 2 : ANALYSE DE L'EXPOSITION

La configuration du site fait que la zone la plus impactée par les dépôts est une zone cultivée. L'indice de risque total correspondant, très majorant, est d'environ 8 (donc supérieur à 1). Par ailleurs, la pertinence écologique d'une évaluation du risque radiologique pour la faune et la flore sauvages sauvage en ce point est moindre (usage agricole), considérant notamment la présence de zones naturelle et protégée à faible distance. L'évaluation est donc reconduite pour la zone naturelle la plus impactée en termes de dépôts, en utilisant comme données d'entrée les activités massiques estimées pour les sols de cette aire (cf. **Tableau 23** ci-après), en focalisant sur les organismes identifiés précédemment comme les plus exposés, à savoir le petit mammifère fouisseur (*mammal-small burrowing*), l'oiseau (*bird*), les lichens/bryophytes et le grand mammifère (*mammal-large*). Pour ces organismes, les valeurs des paramètres utilisés (coefficients de transfert et de dose) sont celles recommandées par défaut dans l'outil.

L'évaluation basée sur les activités volumiques estimées pour l'eau brute révèle un risque non négligeable. La fraction d'activité disponible pour le transfert des radionucléides aux organismes est, au plus, celle présente dans la fraction dissoute de l'eau. L'évaluation de niveau 2 est donc faite sur la base de l'estimation des activités volumiques dans la fraction dissoute de l'eau (cf. **Tableau 24** ci-après).

N.B. En toute rigueur, l'estimation de l'exposition externe devrait se faire à partir des activités volumiques de l'eau brute quand celle de l'exposition interne utilise les activités volumiques de la fraction dissoute. Cela suppose avec l'outil ERICA deux calculs indépendants (un seul jeu de données d'entrée pouvant être utilisé), ou la modification des valeurs des facteurs de concentration, exprimés par défaut vis-à-vis de l'eau filtrée, ce qui n'a pas été fait dans cette étude de cas. N'utiliser que les données relatives aux fractions dissoutes dans un calcul ERICA revient à sous-estimer l'exposition externe.

Par ailleurs, trois espèces protégées ont été identifiées dans le cours d'eau, dont deux (loutre (*Lutra lutra*) et saumon (*Salmo salar*)) appartiennent à l'une des catégories d'organismes identifiés comme limitants. Le niveau 2 est focalisé sur l'évaluation du risque radiologique pour ces trois espèces, en leur associant les 3 autres catégories génériques précédemment identifiées (*mollusc* ; *insect larva* ; *phytoplankton*).

Guide méthodologique - Faune et flore sauvages

Tableau 23 : activités massiques dans le sol (Bq.kg⁻¹ sec) dans la zone naturelle la plus impactée - étude de cas virtuelle

Isotopes	Impact maximal (niveau 1)	Zone naturelle (niveau 2)
C-14	5.11E+02	4.60E+01
H-3	2.54E+03	3.50E+02
I-129	4.56E+02	2.00E+02
Co-60	1.89E+00	7.50E-01
Sr-90	4.52E+02	1.98E+02
Ru-106	8.14E+01	5.12E+01
Sb-125	3.09E+01	9.40E+00
Cs-134	2.05E+00	1.10E+00
Cs-137	2.80E+02	1.57E+02
Pu-241	4.99E+00	1.60E+00
I-131	1.20E-01	7.00E-02
I-133	1.20E-01	9.00E-02
Ce-144	1.00E-02	5.00E-03
Pu-239	6.77E+01	5.00E+01
Pu-240	8.74E+00	5.90E+00
Am-241	1.71E+00	1.01E+00
Cm-242	1.00E-02	6.00E-03
Cm-243	1.25E-01	6.00E-02
Cm-244	1.04E-01	8.00E-02

Tableau 24 : activités volumiques dans la fraction dissoute de l'eau (Bq.L⁻¹) en zone de bon mélange - étude de cas virtuelle

Isotopes	Eau brute (niveau 1)	Fraction dissoute (niveau 2)
C-14	3.51E+02	2.45E+02
H-3	2.63E+05	1.50E+05
Co-57	1.00E-02	1.00E-02
Co-58	3.00E-02	1.00E-02
Co-60	1.32E+01	5.76E+00
Mn-54	2.60E-01	1.20E-01
Ni-63	1.75E+01	1.36E+01
S-35	3.51E+00	2.56E+00
Sr-89	4.39E+01	3.47E+01
Sr-90	2.63E+02	1.87E+02
Zn-65	4.40E-01	2.10E-01
Ag-110m	2.63E+00	1.34E+00
Cs-134	7.02E+00	2.56E+00
Cs-137	1.75E+02	1.03E+02
I-129	3.51E+01	1.92E+01
Ru-103	4.39E+00	2.87E+00
Ru-106	2.63E+02	1.87E+02
Sb-125	1.75E+02	1.25E+02
Tc-99	2.65E+02	2.08E+02
Zr-95	5.26E+00	3.15E+00
Ce-144	1.30E+01	7.80E+00
Eu-152	6.00E+00	3.90E+00
Eu-154	3.00E+00	2.10E+00
Pu-241	1.75E+02	1.04E+02
I-131	4.40E-01	2.60E-01
I-133	2.60E-01	1.10E-01
Np-237	1.75E+00	9.80E-01
Pu-238	2.00E-01	1.40E-01
Pu-239	3.00E+00	2.50E+00
Pu-240	3.00E+00	1.87E+00
Am-241	6.00E-02	1.00E-02
Cm-242	9.00E-01	3.40E-01
Cm-243	2.00E-01	8.00E-02
Cm-244	5.00E-02	1.00E-02
U-234	4.00E-02	1.00E-02
U-235	2.00E-02	9.00E-03
U-238	2.00E-02	5.00E-03



N.B. Données d'entrée inventées. Pour les deux tableaux, les activités ont été réduites de façon arbitraire sans application d'un modèle, et la proportionnalité n'est pas conservée d'un radionucléide à l'autre (y compris pour un même élément).

Guide méthodologique - Faune et flore sauvages

Pour ces organismes génériques, les valeurs des paramètres utilisés (coefficients de transfert et de dose) sont celles recommandés par défaut dans l'outil. Pour les trois espèces protégées, les paramètres requis par l'outil ERICA sont déterminés comme suit :

- ▽ **facteurs de transfert** associés à l'organisme de référence le plus proche (loutre : *mammal* - freshwater ; saumon : *pelagic fish* - freshwater ; grenouille : *amphibian* - freshwater),
- ▽ **coefficients de dose** recalculés d'après les données du **Tableau 25** ci-après.

Tableau 25 : paramètres écologiques caractéristiques des trois espèces dulçaquicoles protégées - étude de cas virtuelle

Espèce	Paramètres morphologiques (longueur/diamètre ; masse)	Budget-temps
Loutre (<i>Lutra lutra</i>)	80 cm/15 cm ; 10 kg	<ul style="list-style-type: none">▪ 0,5 dans l'eau▪ 0,5 à la surface de l'eau
Saumon (<i>Salmo salar</i>)	74 cm/11 cm ; 4,5 kg	1 dans l'eau
Grenouille (<i>Rana temporaria</i>)	8 cm/2 cm ; 15 g	<ul style="list-style-type: none">▪ 0,25 à la surface du sédiment▪ 0,25 dans l'eau▪ 0,5 à la surface de l'eau

6.3.3 COMPOSANTE 4 : CARACTÉRISATION DU RISQUE

L'évaluation de niveau 2 conduite avec l'outil ERICA génère deux indices de risque pour chaque organisme, l'un dit attendu, l'autre conservatif (cf. encadré au §.4.1.1.4).

Concernant l'écosystème terrestre, faire l'évaluation pour la zone naturelle la plus impactée conduit à des indices de risque très voisins³² pour tous les organismes considérés. Dans la configuration par défaut de l'outil ERICA, les indices calculés pour les 4 organismes étudiés sont tous inférieurs à 1, y compris pour le résultat de l'estimation conservative (cf. **Tableau 26** ci-après). Ils varient de 0,23 (valeur attendue pour les lichens/bryophytes) à 0,81 (valeur conservative pour le grand mammifère). Le risque radiologique est négligeable dans la zone naturelle et *a fortiori* dans l'aire protégée, où les dépôts sont encore plus faibles.

³² Il est intéressant de noter les modifications apportées dans le classement des organismes les plus exposés. Dans le paragraphe précédent, il s'agissait d'un classement fondé sur une évaluation partielle de l'exposition, liée au radionucléide générant le débit de dose le plus élevé pour l'organisme d'intérêt. Prendre en compte l'ensemble du terme source lisse les différences entre organismes et modifie sensiblement le classement.

Tableau 26 : indices de risque totaux calculés pour les organismes les plus exposés dans la zone naturelle la plus impactée par les retombées atmosphériques générées par l'installation projetée, en fonctionnement normal - étude de cas virtuelle

Organisme	Indice de risque	
	Valeur attendue	Valeur conservative
Mammal - large	0.27	0.81
Mammal - small-burrowing	0.26	0.79
Bird	0.25	0.74
Lichen & Bryophytes	0.23	0.70

Pour le cours d'eau, l'accroissement du réalisme de l'évaluation, obtenu par l'utilisation des activités massiques estimées pour l'eau filtrée et la prise en considération des trois espèces protégées présentes, conduit à des indices de risque tous supérieurs à 1, y compris pour les valeurs attendues (cf. Tableau 27 ci-après). Ils varient de 94,3 (valeur attendue pour le phytoplancton) à plus de 5000 (valeur conservative pour la larve d'insecte - *insect larvae*). Le risque radiologique pour ces organismes aquatiques est non négligeable.

Tableau 27 : indices de risque totaux calculés pour les organismes d'intérêt en zone de bon mélange dans le cours d'eau (eau filtrée), en fonctionnement normal - étude de cas virtuelle

Organisme	Indice de risque	
	Valeur attendue	Valeur conservative
Insect larvae	1.72E+03	5.16E+03
Mollusc - bivalve	6.28E+02	1.89E+03
Mollusc - gastropod	7.26E+02	2.18E+03
Phytoplankton	9.43E+01	2.83E+02
Grenouille agile (<i>Rana dalmatina</i>)	4.57E+02	1.37E+03
Loutre (<i>Lutra lutra</i>)	3.60E+02	1.08E+03
Saumon (<i>Salmo salar</i>)	1.63E+02	4.88E+02

6.3.4 ANALYSE DES INCERTITUDES

Les sources d'incertitude identifiées sont recensées par composante au Tableau 28.

Tableau 28 : sources d'incertitude répertoriées au niveau 2 de l'évaluation de l'étude de cas virtuelle

Contexte	Organismes limitants et espèces protégées, point d'impact maximal pertinent sur le plan écologique, eau filtrée en zone de bon mélange
Analyse des expositions	Activités massiques et volumiques moyennes modélisées (modèles et valeurs des paramètres) Paramètres relatifs aux 4 espèces protégées (masse, taille, budget-temps) Coefficients de dose, dont ceux calculés pour les 4 espèces protégées
Analyse des effets	Valeur repère définie pour un écosystème générique, avec un intervalle de confiance large
Caractérisation du risque	Rien de spécifique à cette composante, répercussion des incertitudes identifiées pour les trois autres composantes

Les incertitudes précédemment identifiées ont été traitées de manière implicite. Pour les paramètres par défaut de l'outil ERICA, il a été considéré que la documentation de l'outil démontre de manière suffisante le conservatisme des choix faits par les développeurs, et que ce conservatisme correspond au traitement implicite des incertitudes associées. Pour les choix relevant de la responsabilité de l'évaluateur, l'incertitude est gérée également de façon implicite. Les données écologiques correspondent à des valeurs moyennes sur dire d'expert (M. X, expert, communication personnelle). Le point d'impact en milieu terrestre a été choisi comme le plus exposé parmi ceux présentant un intérêt écologique, sur la base de la modélisation des dépôts.

6.3.5 CONCLUSIONS DE L'ÉVALUATION DE NIVEAU 2

Une évaluation plus réaliste du risque radiologique auquel faune et flore terrestres sauvages seraient exposées du fait des rejets atmosphériques planifiés de l'installation projetée montre le caractère négligeable de ce risque. Les limites de rejet demandées sont donc compatibles avec le maintien de la structure et du fonctionnement de l'écosystème terrestre recevant ces effluents sous forme de dépôt, dans les conditions étudiées.

L'introduction d'un réalisme plus grand dans l'évaluation du risque radiologique pour les organismes vivant dans le cours d'eau conduit à ne pas écarter ce risque. Il est nécessaire d'envisager l'approfondissement de cette évaluation, dans la mesure du possible.

6.4 ÉVALUATION DE NIVEAU 3

Parmi les possibilités de raffinement de l'évaluation du risque radiologique pour la faune et la flore sauvages, la définition d'un terme-source bio-disponible en milieu aquatique a été retenue³³. Une seconde option consiste à procéder à une évaluation probabiliste du risque radiologique pour les organismes ciblés, qui intègre la connaissance disponible sur l'incertitude des paramètres de calcul des débits de dose d'exposition.

Les deux options ont été appliquées suite aux résultats de l'évaluation de niveau 2.

³³ La disponibilité réelle des données nécessaires à la mise en œuvre de cette approche sur le terme-source considéré n'a pas été vérifiée.

6.4.1 COMPOSANTE 1 : CONTEXTE DE L'ÉVALUATION

Question	Thème	Eléments du cas d'étude
Comment ?	Niveau de protection	loutre, grenouille, saumon, phytoplancton, larve d'insecte et mollusque
	Niveau de l'évaluation	3 (mise en œuvre de l'outil ERICA, dans sa configuration par défaut)
	Critères de l'évaluation	Données d'effet issues de la littérature (tables FREDERICA, cf. Annexe 6)

6.4.2 COMPOSANTE 2 : ANALYSE DE L'EXPOSITION

La fraction biodisponible des radionucléides en phase dissoute (c'est-à-dire présents dans l'eau filtrée) aura été estimée par exemple en utilisant un code de spéciation chimique³⁴, en le paramétrant pour les conditions physico-chimiques moyennes régnant dans le cours d'eau récepteur. Les activités volumiques résultantes sont présentées dans le [Tableau 29](#) ci-après.

N.B. Les activités ont été réduites de façon arbitraire sans application systématique d'un modèle, ni d'un même facteur de proportionnalité. De plus, en toute rigueur, l'estimation de l'exposition externe devrait se faire à partir des activités volumiques de l'eau brute quand celle de l'exposition interne devrait utiliser les activités volumiques de la fraction [biodisponible](#). Cela suppose avec l'outil ERICA deux calculs indépendants (un seul jeu de données d'entrée pouvant être utilisé), ou la modification des valeurs des facteurs de concentration, exprimés par défaut vis-à-vis de l'eau filtrée. N'utiliser que les données relatives aux fractions [biodisponibles](#) dans un calcul ERICA revient à sous-estimer l'exposition externe. La gestion de deux calculs indépendants au [niveau 3](#) étant complexe, de même que la correction des facteurs de concentration, aucune de ces approches n'a toutefois été appliquée pour cette étude de cas visant seulement à illustrer de façon réaliste comment conduire une évaluation de niveau 3.

³⁴ Par exemple

- codes payants : CHES (http://chess.geosciences.mines-paristech.fr / , WHAM (https://www.ceh.ac.uk/services/windermere-humic-aqueous-model-wham),
- codes gratuits : Visual MINTEQ (https://vminteq.lwr.kth.se/), PHREEQC (https://www.usgs.gov/software/phreeqc-version-3)

Guide méthodologique - Faune et flore sauvages

Tableau 29 : activités volumiques biodisponibles (Bq.L⁻¹) en zone de bon mélange - étude de cas virtuelle

Isotopes	Eau brute	Eau filtrée	Fraction biodisponible
C-14	3.51E+02	2.45E+02	1.28E+02
H-3	2.63E+05	1.50E+05	9.24E+04
Co-57	1.00E-02	1.00E-02	7.00E-03
Co-58	3.00E-02	1.00E-02	7.00E-03
Co-60	1.32E+01	5.76E+00	1.25E+00
Mn-54	2.60E-01	1.20E-01	9.00E-02
Ni-63	1.75E+01	1.36E+01	4.82E+00
S-35	3.51E+00	2.56E+00	3.40E-01
Sr-89	4.39E+01	3.47E+01	2.12E+01
Sr-90	2.63E+02	1.87E+02	7.64E+01
Zn-65	4.40E-01	2.10E-01	1.10E-01
Ag-110m	2.63E+00	1.34E+00	1.03E+00
Cs-134	7.02E+00	2.56E+00	1.56E+00
Cs-137	1.75E+02	1.03E+02	7.63E+01
I-129	3.51E+01	1.92E+01	1.16E+01
Ru-103	4.39E+00	2.87E+00	1.04E+00
Ru-106	2.63E+02	1.87E+02	6.78E+01
Sb-125	1.75E+02	1.25E+02	5.69E+01
Tc-99	2.65E+02	2.08E+02	1.89E+02
Zr-95	5.26E+00	3.15E+00	1.45E+00
Ce-144	1.30E+01	7.80E+00	5.80E+00
Eu-152	6.00E+00	3.90E+00	2.70E+00
Eu-154	3.00E+00	2.10E+00	1.70E+00
Pu-241	1.75E+02	1.04E+02	8.73E+01
I-131	4.40E-01	2.60E-01	1.20E-01
I-133	2.60E-01	1.10E-01	7.00E-02
Np-237	1.75E+00	9.80E-01	4.50E-01
Pu-238	2.00E-01	1.40E-01	9.00E-02
Pu-239	3.00E+00	2.50E+00	1.10E+00
Pu-240	3.00E+00	1.87E+00	7.00E-01
Am-241	6.00E-02	1.00E-02	6.00E-03
Cm-242	9.00E-01	3.40E-01	1.40E-01
Cm-243	2.00E-01	8.00E-02	5.00E-02
Cm-244	5.00E-02	1.00E-02	6.00E-03
U-234	4.00E-02	1.00E-02	8.00E-03
U-235	2.00E-02	9.00E-03	4.00E-03
U-238	2.00E-02	5.00E-03	2.00E-03

L'analyse probabiliste est basée par défaut sur 1500 simulations pour lesquelles chaque paramètre de transfert a été caractérisé par sa distribution de probabilité, selon les indications données par défaut dans l'outil ERICA. Le processus d'initialisation (c'est-à-dire la "graine" pour les spécialistes du domaine) des calculs probabilistes n'a pas été modifié.

Guide méthodologique - Faune et flore sauvages

Aux fins d'illustration de cette étude de cas virtuelle, trois organismes ont été sélectionnés de façon arbitraire pour poursuivre l'analyse : le phytoplancton, la grenouille agile (*Rana dalmatina*, amphibien) et la loutre (*Luttra luttra*, mammifère). Les analyses probabilistes correspondantes telles que générées par l'outil ERICA dans sa configuration par défaut sont présentées ci-après.

Concernant la grenouille (cf. **Figure 48** ci-après), le débit de dose total moyen dans les conditions d'exposition considérées est estimé par calcul statistique à $2290 \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$. L'intervalle de confiance à 90% associé est de 630 à $6130 \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$.

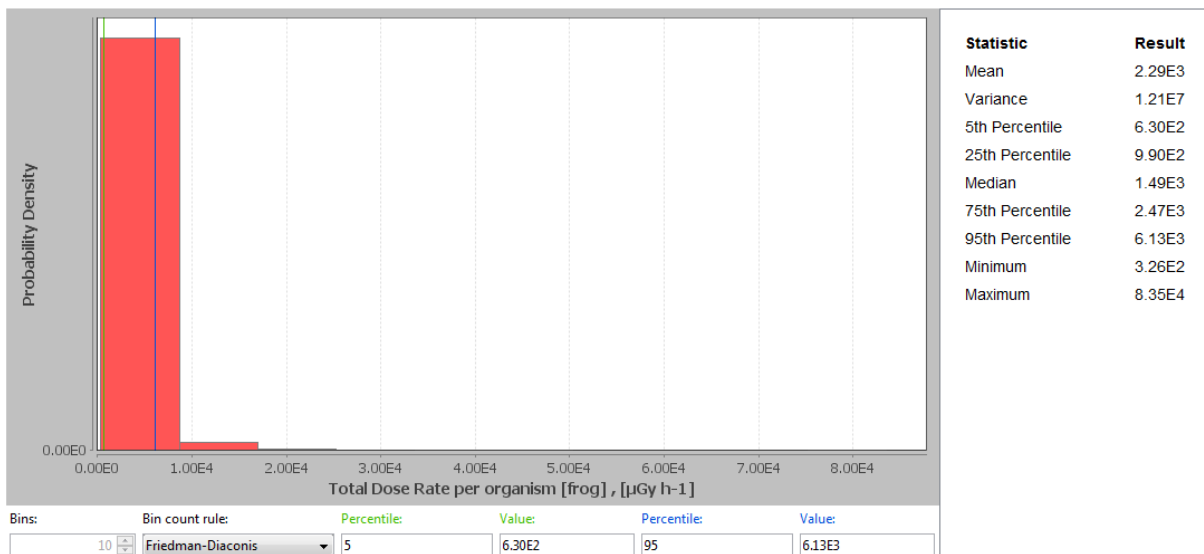


Figure 48 : distribution probabiliste des débits de dose d'exposition de la grenouille agile dans le cours d'eau récepteur des effluents liquides planifiés pour l'installation étudiée, en fonctionnement normal - fraction biodisponible des radionucléides, configuration par défaut de l'outil ERICA V.1.3.1.51 - étude de cas virtuelle

Il est à noter que l'aspect des histogrammes de distribution des valeurs de débits de dose d'exposition estimés pour les différents organismes étudiés peut varier avec la nature de l'organisme (cf. **Figure 49** ci-après), en fonction de la caractérisation de l'incertitude sur les couples (paramètres de transfert, radionucléide). Cette incertitude se traduit notamment par une dispersion, plus ou moins grande, des valeurs, qui se répercute directement sur celle des débits de dose.

Guide méthodologique - Faune et flore sauvages

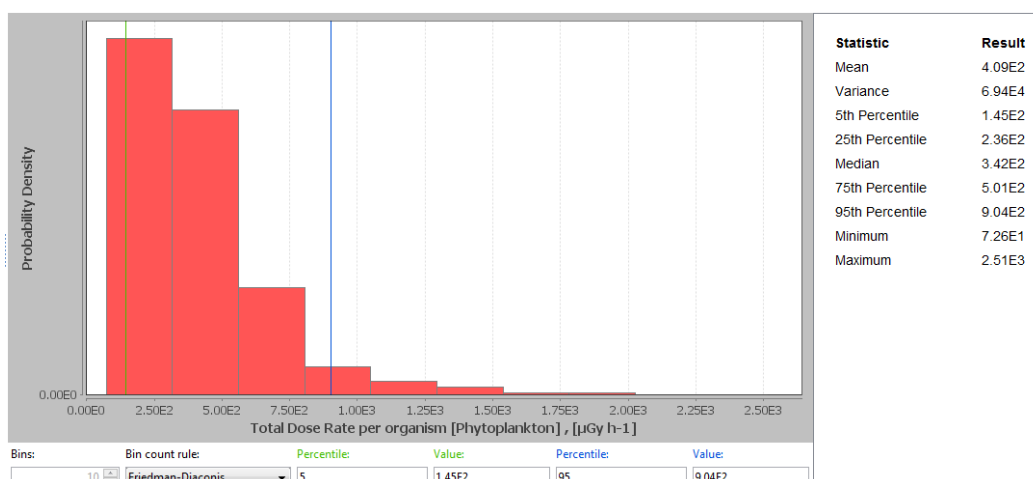


Figure 49 : distribution probabiliste des débits de dose d'exposition du phytoplancton dans le cours d'eau récepteur des effluents liquides planifiés pour l'installation étudiée, en fonctionnement normal - fraction biodisponible des radionucléides, configuration par défaut de l'outil ERICA V.1.3.1.51 - étude de cas virtuelle

L'essentiel des résultats de l'analyse probabiliste est résumé, pour les trois organismes retenus, dans le **Tableau 30** ci-après.

Tableau 30 : synthèse des statistiques caractérisant les débits de dose d'exposition pour les trois organismes ciblés - étude de cas virtuelle

Débit de dose d'exposition attendu ($\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$)		
	Valeur moyenne	Intervalle de confiance à 90%
Grenouille agile (<i>Rana dalmatina</i>)	2290	630 - 6130
Loutre (<i>Lutra lutra</i>)	1680	350 - 5050
Phytoplancton	409	145 - 904

Reproductibilité des résultats

S'agissant de calculs probabilistes, le nombre de simulations effectuées influe sur la précision et la convergence des résultats. Les résultats sont reproduits à l'identique en faisant plusieurs fois le calcul pour un même fichier sur un même ordinateur. Mais des différences peuvent apparaître entre deux séries de calculs réalisés dans une même configuration statistique sur les mêmes données, si les séries sont faites sur deux ordinateurs différents, ou à partir de deux fichiers créés indépendamment. Augmenter le nombre de simulation réduit ces différences pour tendre vers des résultats identiques. Toutefois, le nombre maximal de simulations dépend du nombre d'organismes, de radionucléides et de paramètres dont l'incertitude est prise en compte, ainsi que de la capacité mémoire de l'ordinateur. Par exemple, dans le cas présent (37 isotopes, 7 organismes, incertitude caractérisée sur les 176 **facteurs de transfert** relatifs aux 22 éléments), un ordinateur de bureau classique permet au mieux de l'ordre de 4000 simulations, ce qui peut s'avérer insuffisant pour assurer la convergence des résultats entre plusieurs calculs dans les conditions précédemment évoquées.

6.4.3 COMPOSANTE 3 : ANALYSE DES EFFETS

Les données d'effet afférentes aux trois organismes, retenus à titre d'illustration, ont été recherchées dans la base de données FREDERICA. Il n'y a aucune donnée de radiotoxicité archivée dans cette base pour les amphibiens, et donc pour la grenouille agile qui leur est assimilée. Concernant le phytoplancton, la seule information reportée est l'observation d'une stimulation mineure de la croissance pour un **débit de dose** de 2,4 $\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$. Par contre, les effets reportés pour les mammifères, auxquels appartient la loutre, sont bien documentés (cf. **Tableau 31** ci-après).

En l'absence de données dans la base FREDERICA, les recommandations de la CIPR en matière de radioprotection de l'environnement ont été recherchées dans sa publication 108 (CIPR, 2008). Les DCRLs (Derived Consideration Reference Levels) proposées pour les organismes de référence *grenouille* et *algues brunes* (animal et plante de référence les plus proches de la grenouille agile et du phytoplancton) sont présentées au **Tableau 32** ci-après.

Guide méthodologique - Faune et flore sauvages

Tableau 31 : extrait des données d'effet répertoriées pour les mammifères dans la base de données FREDERICA (débits de dose compris entre 1000 et 10000 $\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$)

Débit de dose ($\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$)	Espèces	Effets
valeur		
1083	Goats	Moderate decrease of survival (25% reduction)
1250	Rats	No statistically significant effect on body and brain weight after in utero irradiation
1250	Rats	Minor effect in several hormones concentration (dopamine, follicle stimulating hormone and norepinephrine)
1250	Rats	Statistically significant decrease of life span (no value reduction available)
1250	Rats	Severe decrease of fecundity of the F2,3 litters (70% reduction in embryo survival)
1250	Rats	Moderate effect in male reproductive organs (77% reduction in testis weight and sperm content). No effects in female reproductive organs (ovary weight)
1251	Rats	Major decrease of fecundity (60% reduction in embryos alive; LOEDR)
1260	Rats	Moderate effect in male reproductive organs (40% and 27% reduction in A4 and As spermatogonia and testis weight, respectively)
1300	Goats	Severe effect in male reproductive organs (83% reduction of sperm production and reduced semen quality), although males were considered fertile.
1300	Goats	No statistically significant effect on fecundity (number born/female)
1360	Pigs	Minor decrease of brain weight after in utero irradiation (10% reduction; LOEDR)
1360	Rats	Moderate effect in female and male reproductive organs (45 and 17% reduction in number of germ cells, respectively; LOEDR)
1585	Dogs	No statistically significant effect on life span
1704	Dogs	Severe decrease of life span due to acute death (64% reduction)
1833	Dogs	Minor decrease of peripheral blood cells (Dose rate correspond to initial skeleton dose-rate)
1833	Vole	No statistically significant effect on body weight
1833	Vole	No statistically significant effect on percentage survival
2085	Rats	Major effect in male reproductive organs (55% reduction of type A spermatogonia)
2085	Rats	Moderate effect on male reproductive organs (30% reduction of preleptotene spermatocytes)
2085	Rats	Moderate decrease of male fertility (25% reduction) and major effect in male reproductive organs (50% reduction of testes weight; LOEDR)

Guide méthodologique - Faune et flore sauvages

Débit de dose ($\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$)	Espèces	Effets
2375	Mice	Significant irreversible damage in the ovaries (no value given)
2375	Mice	Major effect in male reproductive organs (43% reduction of testicular weight)
2375	Mice	Severe effect on females fertility/fecundity (render no litters); Moderate decrease of fecundity (litter size) after male irradiation (22% reduction)
2375	Mice	Major effects on male reproductive organs (40-60% reduction in spermatogonia, spermatocytes and spermatids values)
2500	Vole	Minor effect in percentage of voles with anomalous growth of upper teeth (16% increase)
2500	Vole	Severe decrease of survival (70% reduction)
2500	Mice	Moderate decrease of fecundity (28% reduction in number of embryos per female)
2580	Mice	Major decrease of survival (50% reduction) (BALB/C mice)
2750	Guinea pig	Moderate decrease of life span (30% reduction; LOEDR)
2919	Rats	Minor effects on growth rate (5% reduction)
2919	Rats	Major effects in male reproductive organs (59% reduction of spermatogonia per testis)
3000	Mice	Major decrease in fecundity (47% reduction in litter size), but 3 other authors have not seen effect on litter size with higher dose-rates.
3000	Mice	Major decrease of female fertility (42% reduction in litter size)
3200	Pigs	Minor decrease of body and brain weight after in utero irradiation (16% reduction)
3200	Pigs	Severe decrease of body weight after in utero irradiation (84% reduction; LOEDR)
3409	Dogs	Severe decrease of life span due to late occurring death (70% reduction)
3500	Goats	Severe decrease of life span (65% reduction)
3500	Mice	No statistically significant effect on fecundity (litter size)
3500	Mice	Severe effect on female fertility (no females were fertile)
3500	Goats	Major decrease of fecundity (43% reduction in number born/female)
3840	Vole	No statistically significant effect on female fertility (number of reproductively active females)
4167	Dogs	Major decrease of survival (50% reduction)
4167	Rats	Statistically significant decrease of life span (no value given)
4200	Mice	Moderate decrease of fecundity (30% reduction of litters/female)
5004	Mice	Major decrease of life span (50% reduction)

Guide méthodologique - Faune et flore sauvages

Débit de dose ($\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$)	Espèces	Effets
5430	Mice	Severe effect in female reproductive organs (70% reduction of stage 1 oocytes)
6000	Mice	Severe decrease of survival (70% reduction) (B6CF1 mice)
7584	Mice	Moderate decrease of life span (33% reduction)
8900	Sheep	No statistically significant effect on thyroid function (Dose-rate and dose in thyroid)
9960	Mice	Severe increase of mutation rates in paternal simple tandem repeat (2.8-fold increase)
9960	Mice	Major increase of paternal mutation per offspring band loci MMS10 plus Ms6-hm plus Hm-2 (2-fold increase)

Tableau 32 : positionnement des DCRLs (Derived Consideration Reference Levels) proposées par la CIPR pour les organismes de référence *grenouille* et *algue brune* (CIPR, 2008)

Gamme de débit de dose ($\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$)	Effets observés sur des organismes similaires aux organismes de référence :	
	<i>Grenouille</i>	<i>Algue brune</i>
> 42000	Mortalité chez les adultes $\text{DL}_{50/160}$: 19 Gy Mortalité chez les têtards $\text{DL}_{50/30}$: 17 Gy	Effets délétères attendus pour de très forts débits de dose - pas de donnée pour la DL_{50}
4200 à 42000	Mortalité chez les œufs $\text{DL}_{50/40}$: 0.6 Gy	Effets sur le taux de croissance
420 à 4200	Pas d'information quant à un effet 'positif'	DCRL - Effets potentiels sur le taux de croissance et le succès reproducteur
42 à 420	DCRL - Pas d'information quant à un effet 'positif'	Pas d'information
4,2 à 42	Pas d'information	Pas d'information
0,42 à 4,2	Pas d'information	Pas d'information
< 0,42	Pas d'information	Pas d'information

6.4.4 COMPOSANTE 4 : CARACTÉRISATION DU RISQUE

La confrontation des données d'exposition estimées avec les données d'effet révèle des situations contrastées en fonction des organismes (cf. **Figure 50** ci-après). L'exposition du phytoplancton dans les conditions du scénario étudié conduit à un débit de dose moyen similaire à la borne basse du DRCL. Cette situation est conforme aux attentes de la CIPR en **situation d'exposition planifiée** et, bien que limite, ne demanderait pas d'investigation supplémentaire pour cet organisme. Cependant, le débit de dose moyen estimé pour la grenouille agile excède d'un facteur 5 environ la borne supérieure du DCRL. Concernant la loutre, le débit de dose moyen correspond à ceux ayant généré des effets en termes de reproduction et de réduction d'espérance de vie chez des mammifères, et la valeur haute de son intervalle de confiance à 90% est associée à une réduction significative de l'espérance de vie de souris.

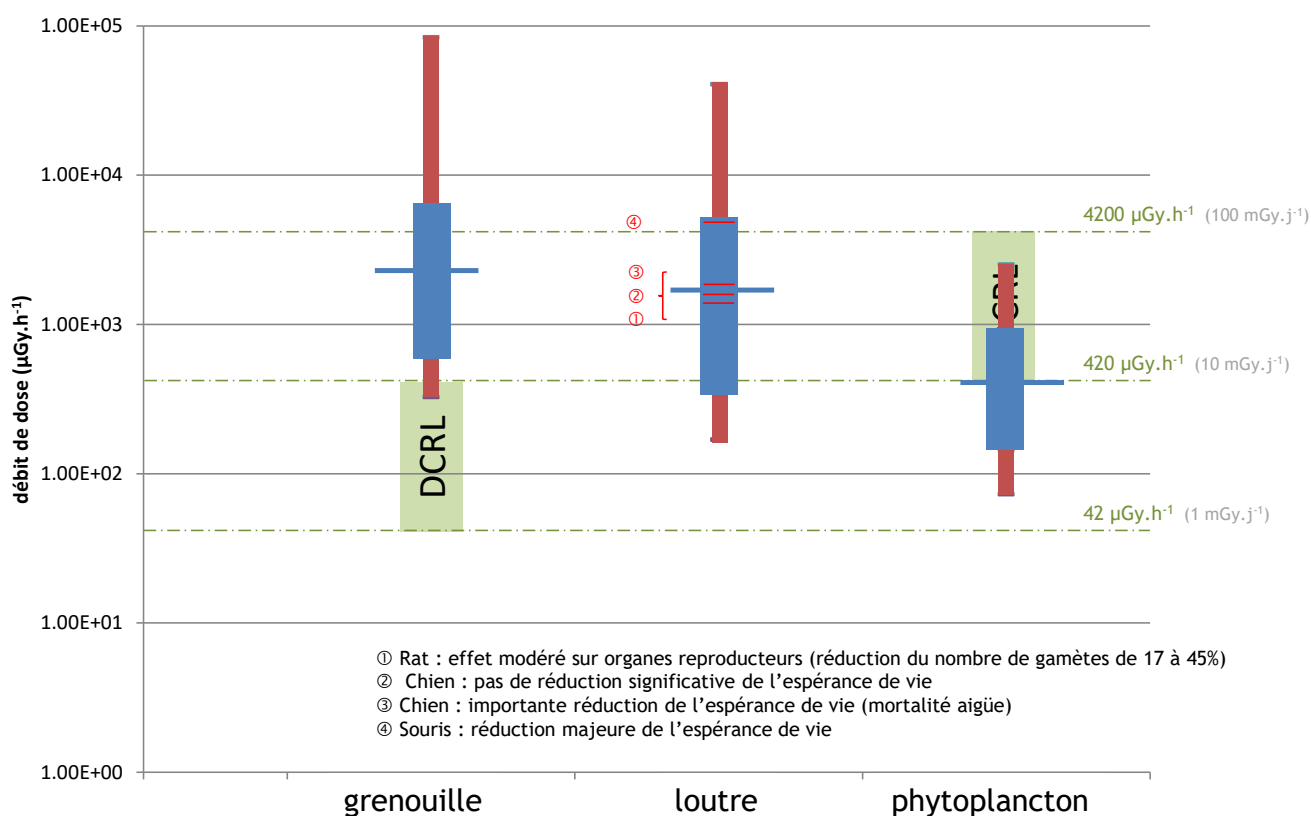


Figure 50 : mise en perspective de l'exposition estimée des trois organismes suivis (moyenne et intervalle de confiance à 95%, en bleu ; gamme de variation en brun), avec les connaissances disponibles en matière de radiotoxicité pour ces types d'animaux et de plantes (traits rouges numérotés) et les valeurs repères préconisées par la CIPR pour le type de RAP associé (barre verte) - étude de cas virtuelle

6.4.5 ANALYSE DES INCERTITUDES

Les sources d'incertitude identifiées sont recensées par **composante** au **Tableau 33**.

Tableau 33 : sources d'incertitude répertoriées au niveau 3 de l'évaluation de l'étude de cas virtuelle

Contexte	Espèces aquatiques ciblées, fraction biodisponible en zone de bon mélange
Analyse des expositions	Distributions des activités massiques et volumiques modélisées (modèles et valeurs des paramètres) Paramètres relatifs aux 4 espèces protégées (masse, taille, budget-temps) Coefficients de dose, dont ceux calculés pour les 4 espèces protégées
Analyse des effets	Observations de la littérature sur les espèces les plus proches, valeurs repères relatives aux organismes de référence comparables,
Caractérisation du risque	Approche probabiliste par comparaison des distributions de débits de dose d'exposition aux données d'effet

Le traitement de l'incertitude à ce dernier niveau de l'évaluation de risque de l'étude de cas virtuelle est partiellement explicite et quantifié. Le risque est en effet caractérisé par une approche probabiliste intégrant les distributions de tous les paramètres de transfert mis en jeu. Les autres sources d'incertitude sont intégrées de façon implicite, comme aux niveaux inférieurs.

6.4.6 CONCLUSIONS DU NIVEAU 3

Dans la mesure où le niveau 3 n'a pas permis de conclure à un risque négligeable, une itération complète du processus, avec une modification du projet (nouvelles limites ou modalités de rejet par exemple), peut alors être envisagée mais sort du périmètre de ce guide.

Selon le contexte et les orientations indiquées par la composante 1, une autre option est de considérer les éléments de preuve complémentaires (surveillance écologique par exemple dans le cadre d'une étude rétrospective).

Enfin, une autre option consiste à analyser encore plus en profondeur les résultats du niveau 3, pour s'intéresser à la caractérisation de la sensibilité des débits de dose estimés à l'incertitude des paramètres entrant dans leur détermination. Les paramètres identifiés comme les plus influents sont alors à raffiner en priorité, par exemple via l'acquisition de données spécifiques à l'organisme, au radionucléide et aux conditions d'exposition. L'utilisation de l'outil ERICA au niveau 3 génère par défaut cette caractérisation, par la production de graphiques dits en tornade (cf. Figure 51 ci-après). Pour la grenouille agile, ce graphique indique que la priorité en termes de réduction d'incertitude devrait être donnée d'abord au facteur de concentration du strontium, puis à celui du carbone. Les paramètres dont l'incertitude influence le plus le débit de dose calculé pour cet organisme sont ensuite les coefficients de partage solide-liquide du césium, du ruthénium et du neptunium.

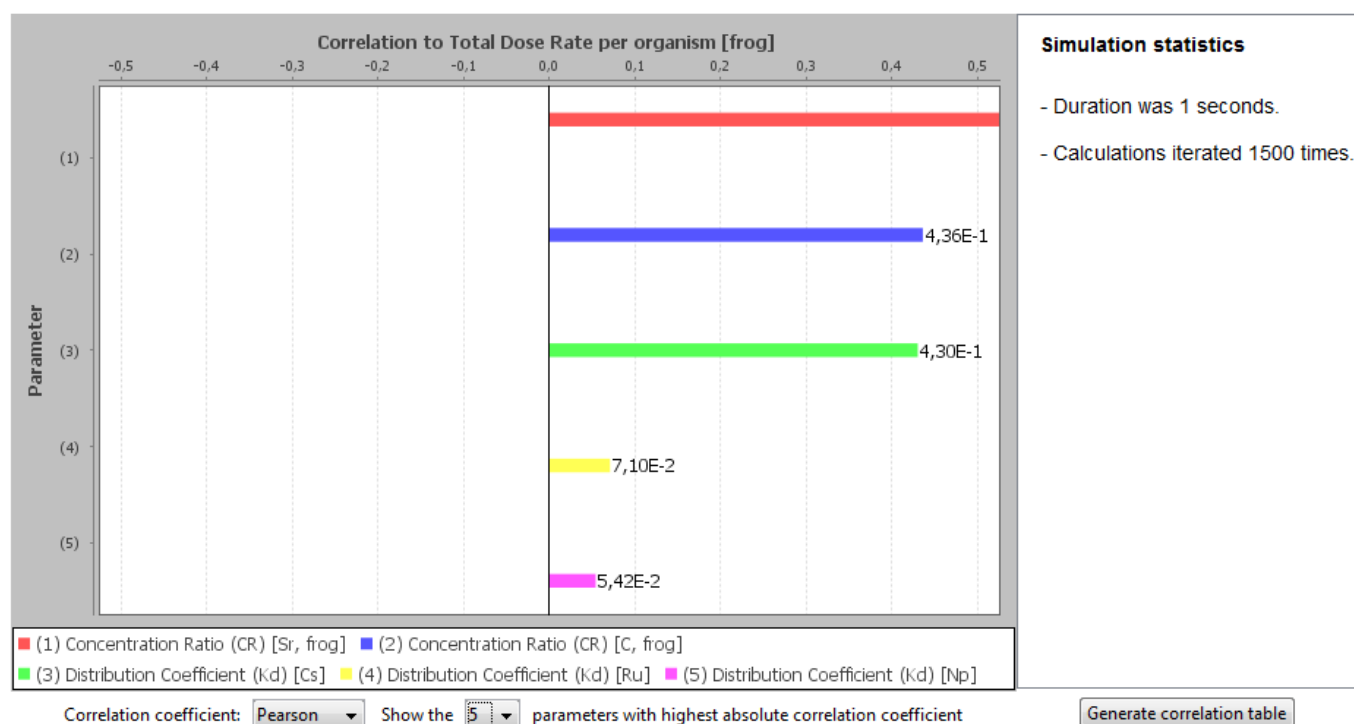


Figure 51 : sensibilité du débit de dose estimé pour la grenouille à l'incertitude des paramètres de transfert entrant dans sa détermination - configuration par défaut de l'outil ERICA V.1.3.1.51 - étude de cas virtuelle

6.5 CONCLUSIONS DU CAS D'ETUDE

L'étude de cas virtuelle a été proposée dans les paragraphes précédents aux trois niveaux de l'évaluation du risque radiologique de la faune et de la flore sauvages selon les indications portées dans ce guide. Si les données d'entrée ont été volontairement exagérées, le déroulé du cas est plausible et les choix faits aux différents temps clé de l'évaluation sont des choix réalistes qui peuvent être rencontrés dans ce type d'étude. Toutes les options possibles n'ont cependant pas été investiguées.

Les évaluations connues à ce jour, menées sur des situations d'exposition réelle liées à des études d'impact, ont été généralement concluantes dès le niveau 1, au plus au niveau 2. Si une évaluation de niveau 3 se révèle un jour nécessaire, l'exemple précédemment illustré prouve qu'elle ne devrait être conduite qu'en concertation avec un spécialiste des effets de l'exposition aux rayonnements ionisants sur les organismes, afin de disposer de la connaissance la plus à jour sur ce thème, et de proposer ainsi la meilleure interprétation possible des résultats de l'évaluation.

Résumé de l'étude de cas virtuelle

L'évaluation porte sur une installation fictive, et ses rejets, volontairement exagérés, atmosphériques et liquides. Le site est continental, situé dans un paysage rural comportant des espaces naturels, des zones cultivées, un cours d'eau et une aire de protection de la faune et de la flore sauvages. Les calculs sont réalisés avec l'outil ERICA et présentés, en parallèle, pour l'écosystème terrestre et l'écosystème aquatique continental.

En ce qui concerne les rejets atmosphériques (une vingtaine de radionucléides), se déposant sur l'écosystème terrestre, l'évaluation conduite au niveau 2 permet de conclure que le risque est négligeable. En effet, les indices de risque sont inférieurs à 1 dans la zone naturelle et a fortiori dans l'aire protégée, où les dépôts sont encore plus faibles.

En ce qui concerne les rejets liquides dans le cours d'eau (une quarantaine de radionucléides), l'évaluation a été poussée jusqu'au niveau 3, avec une approche probabiliste. Dans ce cas, fictif, où même le niveau de raffinement le plus élevé conclut à un risque non négligeable, il y aurait lieu de recourir à des éléments de preuve complémentaires ou de revoir le projet.

À retenir sur le chapitre 6

Une étude virtuelle a été conduite à des fins d'illustration de l'application de la méthode exposée dans le guide avec l'outil ERICA. Elle ne doit en aucun cas être réutilisée pour l'évaluation d'une situation réelle.

Les rejets fictifs (atmosphériques et liquides) ont été volontairement exagérés, dans l'objectif pédagogique de couvrir les trois niveaux d'évaluation décrits dans ce guide. En effet, les évaluations connues à ce jour, menées sur des situations d'exposition réelle liées à des études d'impact, ont été généralement concluantes dès le niveau 1, au plus au niveau 2.

Comme illustré dans l'étude de cas présentée, l'évaluation de niveau 3 est particulièrement complexe, et requiert des compétences avancées, notamment sur les effets de l'exposition aux rayonnements ionisants.

RÉFÉRENCES

- AIEA, 1992. Effects of Ionizing Radiation on Plants and Animals at Levels Implied by Current Radiation protection Standards, Technical Reports. Series No. 332, IAEA, Vienna. <https://www.iaea.org/publications/1436/effects-of-ionizing-radiation-on-plants-and-animals-at-levels-implied-by-current-radiation-protection-standards>
- AIEA, Supervising Scientists et ARPANSA, 2003. The Development and Application of a System of Radiation Protection for the Environment. Third International Symposium on the Protection of the Environment from Ionising Radiation (SPEIR 3), Darwin, Australia, 22-26 July 2002. Proceedings at http://www-pub.iaea.org/mtcd/publications/pdf/csp-17_web.pdf.
- AIEA, 2004. Sediment Distribution Coefficients and Concentration Factors for Biota in the Marine Environment. Technical Reports Series No. 422. IAEA, Vienna. http://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/TRS422_web.pdf
- AIEA, 2012a. Environmental Modelling for Radiation Safety (EMRAS). A Summary Report of the Results of the EMRAS programme (2003-2007). IAEA-TECDOC-1678, 67 p. International Atomic Energy Agency, Vienna. http://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/TE_1678_Web.pdf
- AIEA, 2012b. Modelling Radiation Exposure and Radionuclide Transfer for Non-human Species. Report of the Biota Working Group of EMRAS I Theme 3. 244 p. International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria. http://www.iaea.org/inis/collection/NCLCollectionStore/_Public/43/127/43127284.pdf?r=1.
- AIEA, 2014a. Radiation protection and safety of radiation sources: international basic safety standards. — Vienna : International Atomic Energy Agency, 2014. IAEA safety standards series, no. GSR Part 3. http://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/Pub1578f_web.pdf
- AIEA, 2014b. Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer to Wildlife, IAEA Technical Report Series. International Atomic Energy Agency, Vienna. http://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/Trs479_web.pdf
- AIEA, 2018. Prospective Radiological Environmental Impact Assessment for Facilities and Activities. General Safety Guide n° 10, 104 p. International Atomic Energy Agency, Vienna. http://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/PUB1819_web.pdf
- Algros, E., Charissou, A.M., 2010. Bruit de fond des polluants dans l'environnement, analyse des données existantes et identification des lacunes». Réalisation d'un avis d'expert, étude RECORD n° 09-0812/1A. https://www.record-net.org/storage/etudes/09-0812-1A/synthese/Synth_record09-0812_1A.pdf.
- Andra, 2021. Dossier d'enquête publique préalable à la déclaration d'utilité publique du centre de stockage Cigéo. <https://www.andra.fr/cigeo/les-documents-de-referance>
- Anses, 2016. Prise en compte de l'incertitude en évaluation des risques : revue de la littérature et recommandations pour l'Anses. Saisine n° 2015-SA-0090. <https://www.anses.fr/fr/system/files/AUTRE2015SA0090Ra.pdf>
- Aramrun, P., Beresford, N. A., Wood, M. D., 2018. Selecting passive dosimetry technologies for measuring the external dose of terrestrial wildlife. *Journal of Environmental Radioactivity*, 182:128-137. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.12.001>
- Aramrun, P., Beresford, N. A., Skuterud, L., *et al.*, 2019. Measuring the radiation exposure of Norwegian reindeer under field conditions. *Science of The Total Environment*. 687:1337-1343. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.177>
- Beresford, N.A., Barnett, C.L., Vives i Batlle, J., Potter, E.D., Ibrahim, Z.-F., Barlow, T.S., Schieb, C., Jones, D.G. Copplestone, D., 2012. Exposure of burrowing mammals to ²²²Rn. *Science of the Total Environment*, 431: 252- 261. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.05.023>

- Beresford, N., Brown, J., Copplestone, D., Garnier-Laplace, J., Howard, B.J., Larsson, C-M., Oughton, O., Pröhl, G., Zinger, I. (eds.), 2007. D-ERICA: An integrated approach to the assessment and management of environmental risks from ionising radiation. Description of purpose, methodology and application. Contract Number: FI6R-CT-2003-508847. <https://radioecology-exchange.org/sites/default/files/D-Erica.pdf>
- Beresford, N., Barnett, C.L., Brown, J.E., Cheng, J.J., Copplestone, D., Filistovic, V., Hosseini, A., Howard, B.J., Jones, S.R., Kamboj, S., Kryshev, A., Nedveckaite, T., Olyslaegers, G., Saxen, R., Sazykina, T., Vives I Battle, J., Vives-Lynch, S., Yankovich, T., Yu, C., 2008a. Inter-comparison of models to estimate radionuclide activity concentrations in non-human biota. *Radiation and Environmental Biophysics*, 47:491-514. <https://doi.org/10.1007/s00411-008-0186-8>
- Beresford, N.A., Barnett, C.L., Jones, D.G., Wood, M.D., Appleton, J.D., Breward, N., Copplestone D., 2008b. Background exposure rates of terrestrial wildlife in England and Wales. *Journal of Environmental Radioactivity*, 99:1430-1439. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2008.03.003>
- Beresford, N.A., Barnett, C.L., Howard, B.J., Scott, W.A., Brown, J.E., Copplestone, D., 2008c. Derivation of transfer parameters for use in the ERICA Tool and the default concentration ratios for terrestrial biota. *Journal of Environmental Radioactivity*, 99: 1393-1407. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2008.01.020>
- Beresford, N.A., *et al.*, 2016. Making the most of what we have; application of extrapolation approaches in radioecological wildlife transfer models. *Journal of Environmental Radioactivity*, 151:373-386 <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2015.03.022>
- Bird, G.P., Thompson, P., MacDonald, C.R., Sheppard, S.C., 2002. Assessment of the impact of radionuclide releases from Canadian nuclear facilities on non-human biota. SPEIR 3, Darwin, Australie. https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/34/056/34056113.pdf?r=1
- Bowen, H.J.M., 1979. *Environmental Chemistry of the Elements*. Academic press, London.
- Box, G.E.P., 1979. Robustness in the strategy of scientific model building, *In*: Launer, R. L.; Wilkinson, G. N. (eds.), *Robustness in Statistics*, Academic Press: 201-236. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-438150-6.50018-2>
- Brown, J.E., Beresford, N.A., Hosseini, A. 2013. Approaches to providing missing transfer parameter values in the ERICA Tool - How well do they work? *Journal of Environmental Radioactivity*, 126: 399-411. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2012.05.005>
- Burraco, P., Bonzom, J.M., Car, C., Beaugelin-Seiller, K., Gashchak, S., Orizaola, G. 2021. Lack of impact of radiation on blood physiology markers of Chernobyl tree frogs. *Frontiers in Zoology* 18:33. <https://doi.org/10.1186/s12983-021-00416-x>
- Car, C., Gilles, A., Armant, O., Burraco, P., Beaugelin-Seiller, K., Gashchak, S., Camilleri, V., Cavalie, I., Laloi, P., Adam-Guillermine, C., Orizaola, G., Bonzom, J.M. Soumis. Unusual evolution of tree frog populations in the Chernobyl exclusion zone. <https://doi.org/10.1101/2020.12.04.412114>
- Charrasse, B., *et al.*, 2019. Does the use of reference organisms in radiological impact assessments provide adequate protection of all the species within an environment?, *Science of The Total Environment*, 658: 189-198. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.163>
- CIPR, 2007. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. Ann. ICRP 37 (2-4). https://www.icrp.org/docs/P103_French.pdf
- CIPR, 2008. Environmental Protection - the Concept and Use of Reference Animals and Plants, ICRP Publication 108, Ann. ICRP 38 (4-6). https://journals.sagepub.com/doi/pdf/10.1177/ANIB_38_4-6

- CIPR, 2009. Environmental Protection: Transfer Parameters for Reference Animals and Plants, ICRP Publication 114, Ann. ICRP 39(6). http://journals.sagepub.com/doi/pdf/10.1177/ANIB_39_6
- CIPR, 2014. Protection of the Environment Under Different Exposure Situations, ICRP Publication 124, Ann. ICRP, 43 (1). http://journals.sagepub.com/doi/pdf/10.1177/ANIB_43_1
- CIPR, 2017. Dose Coefficients for Non-human Biota Environmentally Exposed to Radiation. ICRP Publication 136. Ann. ICRP 46(2). http://journals.sagepub.com/doi/pdf/10.1177/ANIB_46_2
- CIPR, 2021. Radiation Weighting for Reference Animals and Plants. ICRP Publication 148. Ann. ICRP 50(2). <https://journals.sagepub.com/doi/full/10.1177/0146645319896548>
- Commission Européenne -CE -, 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. Luxembourg, Office for Official Publication of the European Communities. <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/212940b8-3e55-43f8-8448-ba258d0374bb#>
- Commission Européenne -CE -, 2011. Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards (TGD-EQS). Guidance Document n°27. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. Technical report-2011-055. <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/d5b2b9b9-32fb-11e8-b5fe-01aa75ed71a1>
- Conseil de l'Union Européenne, 2014. Directive 2013/59/Euratom du Conseil de l'Union Européenne du 5 décembre 2013 fixant les normes de base relatives à la protection sanitaire contre les dangers résultant de l'exposition aux rayonnements ionisants et abrogeant les directives 89/618/Euratom, 90/641/Euratom, 96/29/Euratom, 97/43/Euratom et 2003/122/Euratom. Publié le 17 janvier 2014 au JOUE. <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000028525741>
- Copplestone, D., Bielby, S., Jones, S.R., Patton, D., Daniel, D., Gize, I., 2002. Impact Assessment of Ionising Radiation on Wildlife. Environment Agency (Bristol, Angleterre), R&D Publication 128.
- Daniau, C., Dor F., Denys, S., Floch-Barneaud, A., Dab W., 2009. Problèmes posés par la définition de l'état de référence des sols en santé environnementale. Responsabilité et Environnement, 54: 70-77. <http://Annales.org/re/2009/re54/Daniau.pdf>
- Environment Agency of the United Kingdom, 2003. Ecological risk assessment: a public consultation on a framework and methods for assessing harm to ecosystems from contaminants in soil. Bristol, United Kingdom. https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/750220/An-Ecological-Risk-Assessment-Framework-for-contaminants-in-soil.odt
- Environment Agency of the United Kingdom, 2013. Environmental Permitting (England and Wales) Regulations 2010. Application by NNB Generation Company Ltd (NNB GenCo) to carry on radioactive substance activities at Hinkley Point C Power Station. EPR/ZP3690SY/A001. Decision document. https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/291292/LIT_793_1_658948.pdf
- Garnier-Laplace, J., Gilbin, R., 2006. Derivation of predicted no-effect-dose-rate values for ecosystems (and their sub-organisational levels) exposed to radioactive substances. ERICA D5. Contract NFI6RCT-2003-508847. https://www.nmbu.no/sites/default/files/pdfattachments/erica_deliverable_d5_derivation_of_predicted-no-effect-dose.pdf

- Garnier-Laplace, J., Copplestone, D., Gilbin, R., Alonzo, F., Ciffroy, P., Gilek, M., Agüero, A., Bjork, M., Oughthon, D., Jaworska, A., Larsson, C.M., Hingston, J., 2008. Issues and practices in the use of effects data from FREDERICA in the ERICA integrated approach. *Journal of Environmental Radioactivity*, 99: 1474-1483.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2008.04.012>
- Garnier-Laplace, J., Della-Vedova, C., Andersson, P., Copplestone, D., Cailles, C., Beresford, N.A., Howard, B.J., Howe, P., Whitehouse, P., 2010. A multi-criteria weight of evidence approach for deriving ecological benchmarks for radioactive substances. *Journal of Radiological Protection*, 30:215-233. <https://doi.org/10.1088/0952-4746/30/2/s02>
- GEP Mines, 2008. Contribution à l'évaluation du risque environnemental associé aux rejets d'uranium dans le bassin versant du Ritord. Rapport IRSN/DEI/SECRE/08-040.
https://www.irsn.fr/FR/expertise/rapports_expertise/Documents/environnement/IRSN-DEI_2008-040-evaluation_risque_rejets_uranium_Ritord.pdf
- GEP Mines, 2010. Recommandations pour la gestion des anciens sites miniers d'uranium en France, des sites du Limousin aux autres sites, du court au moyen et long termes.
https://www.irsn.fr/FR/expertise/rapports_expertise/Documents/environnement/Rapport_final_GEP_Mines.pdf
- GPRADE, 2017. Avis portant sur les recommandations en matière de protection des espèces non humaines vis à vis de l'exposition aux rayonnements ionisants. Avis du groupe permanent d'experts en radioprotection, pour les applications industrielles et de recherche des rayonnements ionisants, et en environnement. <https://www.asn.fr/L-ASN/Appuis-techniques-de-l-ASN/Les-groupes-permanents-d-experts/Groupe-permanent-d-experts-en-radioprotection-industries-recherche-et-en-environnement-GPRADE>.
- Hosseini, A., Beresford, N.A., Brown, J.E., Jones, D.G., Phaneuf, M., Thørring, H., Yankovich, T., 2010. Background dose-rates to reference animals and plants arising from exposure to naturally occurring radionuclides in aquatic environments. *Journal of Radiological Protection* 30:235-264. <https://doi.org/10.1088/0952-4746/30/2/s03>
- Howard, B.J., Beresford, N.A., Andersson, P., Brown, J.E., Copplestone, D., Beaugelin-Seiller, K., Garnier-Laplace, J., Howe, P.D., Oughton, D., Whitehouse, P., 2010. Protection of the environment from ionising radiation in a regulatory context-an overview of the PROTECT coordinated action project. *Journal of Radiological Protection*, 30:195-214.
<https://doi.org/10.1051/radiopro/20095157>
- Howard, N.A., Beresford, D., Copplestone, D., Telleria, G., Proehl, S., Fesenko, R.A., Jeffree, T.L., Yankovich, J.E., Brown, K., Higley, M.P., Johansen, H., Mulye, H., Vandenhove, S., Gashchak, M.D., Wood, H., Takata, P., Andersson, P., Dale, J., Ryan, A., Bollhöfer, C., Doering, C.L., Barnett, C., Wells, 2013. The IAEA handbook on radionuclide transfer to wildlife. *Journal of Environmental Radioactivity*, 121:55-74. <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/0952-4746/30/2/S01/meta>
- Hinton, T. G., Byrne, M. E., Webster, S., Beasley, J. C. 2015. Quantifying the spatial and temporal variation in dose from external exposure to radiation: a new tool for use on free-ranging wildlife. *Journal of Environmental Radioactivity*, 145:58-65. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2015.03.027>
- Ineris, en préparation. Document d'orientation pour l'évaluation du risque chimique pour les écosystèmes. Impact local des activités humaines sur les milieux naturels et la biodiversité.
- IOM (Institute of Medicine); 2013. Environmental decisions in the face of uncertainty. Washington, DC: The National Academies Press. <https://www.nap.edu/catalog/12568/environmental-decisions-in-the-face-of-uncertainty>
- IRSN, 2016a. Radioprotection de l'environnement. État de l'art et recommandations de l'IRSN. Rapport IRSN 2016-03.
http://www.irsn.fr/FR/expertise/rapports_expertise/surveillance-environnement/Documents/IRSN_Radioprotection-environnement-etat-recommandations_201603.pdf

- Salpeteur, I., Angel, J.M., 2010. Valeurs de référence pour les teneurs en éléments traces dans les eaux de rivières et les sédiments, obtenues en France dans le cadre du nouvel Atlas géochimique européen. *Environnement, Risques and Santé*, 9:121-135. <https://www.jle.com/10.1684/ers.2010.0332>
- Simon-Cornu, M., Beaugelin-Seiller, K., Boyer, P., Calmon, P., Garcia-Sanchez, L., Murlon, C., Nicoulaud, V., Sy, M., Gonze, M.A., 2015. Evaluating variability and uncertainty in radiological impact assessment using SYMBIOSE. *Journal of Environmental Radioactivity*, 139:91-102. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2014.09.014>
- Theodorakis, C.W., Bickham, J.W., Lamb, T., Medica, P.A., Lyne, T.B., 2001. Integration of genotoxicity and population genetic analyses in kangaroo rats (*Dipodomys merriami*) exposed to radionuclide contamination at the Nevada Test Site, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20:10. <https://setac.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/etc.5620200212>
- Torudd, J., 2010. Long term radiological effects on plants and animals of a deep geological repository. SR-Site Biosphere. Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., Stockholm (Sweden). https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/42/109/42109934.pdf?r=1
- UNSCEAR, 1996. Source and effects of ionizing radiation. Report to the General Assembly with Scientific Annex. United Nations, NY, USA. https://www.unscear.org/docs/publications/1996/UNSCEAR_1996_Report.pdf
- UNSCEAR, 2008. Sources and effects of ionizing radiation. A/AC.82/R.549. Report to the general assembly with scientific annexes, Volume II, Annex E, United Nations, NY, USA. https://www.unscear.org/docs/reports/2008/11-80076_Report_2008_Annex_E.pdf
- US-EPA, 1992. Framework for ecological risk assessment. EPA/630/R-92/001. Washington DC, US Environment Protection Agency, risk assessment forum. <https://semspub.epa.gov/work/10/500006111.pdf>
- US-EPA, 1998. Guidelines for ecological risk assessment. EPA/630/R-95/002F. Washington DC, US Environment Protection Agency, risk assessment forum. https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-11/documents/eco_risk_assessment1998.pdf
- US-DOE, 2002. A graded approach for evaluating radiation doses to aquatic and terrestrial biota. DOE Standard DOE-STD-1153-2002, 3 modules. <https://www.standards.doe.gov/standards-documents/1100/1153-AStd-2002>
- US-DOE, 2019. A graded approach for evaluating radiation doses to aquatic and terrestrial biota. DOE Standard DOE-STD-1153-2019. <http://resrad.evs.anl.gov/docs/technicalStandard.pdf?v2019>.
- Vives i Batlle, J., Balonov, M., Beaugelin-Seiller, K., Beresford, N.A., Brown, J., Cheng, J., Copplestone, D., Doi, M., Flistovic, V., Golikov, V., Horyna, J., Hosseini, A., Howard, B.J., Jones, S.R., Kamboj, S., Kryshev, A.I., Nedveckaite, T., Olyslaegers, G., Proehl, G., Sazykina, T.G., Ulanovski, A., Vives-Lynch, S., Yankovich, T., Yu, C., 2007. Inter-comparison of unweighted absorbed dose rates for non-human biota. *Radiation and Environmental Biophysics*, 46:349-373.
- Vives i Batlle, J., Jones, S.R. 2003. A methodology for the assessment of doses to terrestrial biota arising from external exposure to ⁴¹Ar and ⁸⁵Kr. In: D. Copplestone, *et al.* (Eds.), *Impact Assessment of Ionising Radiation on Wildlife*, Environment Agency R&D Publication, vol. 128, Environment Agency, Bristol (March 2003).
- Vives i Battle, J., Jones, S.R., Copplestone, D., 2008. Dosimetric approach for biota exposure to inhaled radon daughters. Science Report - SC060080 - Environment Agency. https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/290473/scho0908bopa-e-e.pdf

Guide méthodologique - Faune et flore sauvages

- Vives i Batlle J., Beaugelin-Seiller K., Beresford N.A., Copplestone D., Horyna J., Hosseini A., Johansen M., Kamboj S., Keum D.-K., Kurosawa N., Newsome L., Olyslaegers G., Vandenhove H., Ryufuku S., Vives Lynch S., Wood M.D., Yu C., 2011. The estimation of absorbed dose rates for non-human biota: an extended intercomparison. *Radiation and Environmental Biophysics*, 50: 231-251. <https://link.springer.com/article/10.1007/s00411-010-0346-5>
- Vives i Batlle, J., Jones, S.R., Copplestone, D. 2015. A method for estimating ^{41}Ar , $^{85,88}\text{Kr}$ and $^{131\text{m},133}\text{Xe}$ doses to non-human biota. *Journal of Environmental Radioactivity*, 144:152-161. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2015.03.004>
- Vives i Batlle, J., Sweeck, L., Wannijn, J., Vandenhove, H., 2016. Environmental risks of radioactive discharges from a low-level radioactive waste disposal site at Dessel, Belgium. *Journal of Environmental Radioactivity*, 162-163: 263-278. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2016.06.002>
- Yankovich, T.L., Vives i Batlle, J., Vives-Lynch, S., Beresford, N.A., Barnett, C.L., Beaugelin-Seiller, K., Brown, J.E, Cheng, J-J, Copplestone, D., Heling, R., Hosseini, A., Howard, B.J., Kamboj, S., Kryshev, A.I., Nedveckaite, T., Smith, J.T. Wood, M.D., 2010. An international model validation exercise on radionuclide transfer and doses to freshwater biota. *Journal of Radiological Protection*, 30: 299-340. <https://doi.org/10.1088/0952-4746/30/2/S06>

LISTE DES SIGLES ET ACRONYMES LES PLUS UTILISÉS

Le cas échéant, le second terme après la virgule correspond à la version anglaise.

AIEA, IAEA : Agence internationale de l'énergie atomique (<http://www.iaea.org/>)

Andra : Agence nationale pour la gestion des déchets radioactifs

Anses : Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail

ASN : Autorité de sûreté nucléaire

Bq : Becquerel (unité internationale de mesure de la radioactivité de toute matière))

CEA : Commissariat à l'énergie atomique et aux énergies alternatives

CIPR, ICRP : Commission internationale de protection radiologique (<http://www.icrp.org/>)

DCRL : derived consideration reference level

EDF : Électricité de France

ERC : éviter, réduire, compenser

GEP : groupe d'expertise pluraliste

GPP : groupe pluraliste et pluridisciplinaire

GPRADE : Groupe permanent d'experts en radioprotection et en environnement

Gy : Gray (unité de dose)

HNOEDR : highest no observed effect dose rate (plus fort débit de dose sans effet reporté)

ICPE : installation classée pour la protection de l'environnement

INB : installation nucléaire de base

IRSN : Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire

LOEDR : lowest observed effect dose rate (plus faible débit de dose ayant produit un effet)

PEC : predicted environmental concentration

PEDR : predicted environmental dose rate

PNEC : predicted no effect concentration

PNEDR : predicted no effect dose rate

RAP : reference animals and plants

RO : representative organisms

RQ : risk quotient (indice de risque)

TEC-DOC : technical documents series reports

TRS : technical report series

UF : uncertainty factor (facteur d'incertitude)

UICN : Union internationale pour la conservation de la nature

UNSCEAR : United nations scientific committee on the effects of atomic radiation

GLOSSAIRE

Activité massique ou volumique : activité d'une substance radioactive par unité de masse ou de volume. Appliquée aux compartiments de l'environnement, ce terme désigne le nombre de désintégrations par unité de temps et par unité de masse ou de volume du compartiment considéré. Elle s'exprime donc en Bq.kg^{-1} ou Bq.L^{-1} .

Animal ou plante de référence (reference animal and plant - RAP) : entité hypothétique, avec les caractéristiques biologiques de base assumées pour un type particulier d'animal ou de plante, tel que décrit au niveau taxonomique de la famille, avec des propriétés anatomiques, physiologiques et des traits d'histoire de vie bien définis, qui peuvent être utilisés pour relier l'exposition à la dose, et la dose aux effets, pour ce type d'organisme vivant (définition de la CIPR, publications 108 et 124).

Biocénose : ensemble des êtres qui vivent dans les mêmes conditions de milieu, dans un espace donné (<http://www.culture.fr/franceterme>).

Bioconcentration : processus par lequel un organisme accumule une substance à une concentration supérieure à celle mesurée dans le compartiment source (eau, sol, sédiment) ; par extension, le résultat de ce processus (adapté de Ménager *et al.*, 2009).

Biodisponibilité : fraction de la quantité totale ou de la concentration d'une espèce chimique dans l'environnement (ou dans un organisme) potentiellement disponible pour une accumulation dans un organisme vivant (ou dans un organe). Une substance chimique est dite biodisponible si elle se présente sous une forme qui peut être assimilée ou absorbée par les végétaux et les animaux (Ménager *et al.*, 2009).

Biodiversité : diversité des organismes vivants, qui s'apprécie en considérant la diversité des espèces, celle des gènes au sein de chaque espèce, ainsi que l'organisation et la répartition des écosystèmes (<http://www.culture.fr/franceterme>).

Bioindicateur : un organisme, un groupe d'organismes ou une fonction biologique de l'écosystème pris en compte pour évaluer l'état du système ou de certains paramètres de son fonctionnement. Il peut aussi s'agir du résultat chiffré issu d'un calcul et exprimant le niveau d'un paramètre descriptif. (<https://hydrobio-dce.irstea.fr/quelques-definitions/>).

Biotope : aire géographique caractérisée par des conditions climatiques et physicochimiques homogènes permettant l'existence d'une faune et d'une flore spécifiques (<http://www.culture.fr/franceterme>).

Coefficient de dose : débit de dose absorbée par unité d'activité massique ou volumique (exprimée en $\text{Gy.unité de temps}^{-1}$ par Bq.kg^{-1} ou Bq.L^{-1}).

Communauté : association constante et équilibrée entre organismes d'espèces différentes, favorable à leur protection contre des prédateurs communs ou simplement à l'alimentation, au transport, à l'hébergement de l'une des espèces (Larousse).

Composante : dans ce guide, comme introduit au §2.2, la méthodologie d'évaluation du risque s'organise en 4 composantes :

- le contexte de l'évaluation,
- l'analyse des expositions,
- l'analyse des effets,
- la caractérisation du risque.

Conservatisme : 1/ (nucléaire, radioprotection) principe consistant à fonder un procédé de calcul ou une démarche sur des hypothèses qui majorent les effets des phénomènes pouvant altérer les performances d'un matériau, d'un équipement ou d'une

Guide méthodologique - Faune et flore sauvages

installation et affecter la sûreté nucléaire ou la radioprotection. 2/ domaine de l'environnement - principe consistant à fonder l'étude de l'évolution d'un milieu naturel en tenant compte de l'état des sciences et des techniques et en procédant par extrapolation des lois connues, en retenant par principe les hypothèses les plus pessimistes, de façon à préserver l'environnement.

Danger : Propriété intrinsèque d'une substance susceptible de causer des effets néfastes à l'organisme vivant qui y est exposé (<https://www.ineris.fr/fr/risques/comment-evaluer-risque/composantes-risque/definitions-concepts-base-risque-chronique>).

Débit de dose : dose absorbée par la matière par unité de temps (unité : Gy.h⁻¹, plus couramment µGy.h⁻¹ s'agissant de faune et de flore sauvages).

Domage : dégât causé à quelque chose ([Larousse](#)).

Dose : au sens radiologique, quantité d'énergie déposée dans une unité de masse par un rayonnement ionisant. Elle s'exprime en Gray, noté Gy. Cette unité dérivée vaut 1 Joule par kilogramme.

Dynamique de population : changements subis par toute population animale ou végétale du fait de la disparition d'individus (mortalité, émigration) et de l'apparition de nouveaux sujets (reproduction, immigration) (adapté de *Encyclopedia Universalis*, https://www.universalis.fr/encyclopedie/animal-dynamique-des-populations/#i_99584).

Écosystème : unité écologique fonctionnelle formée par le **biotope** et la **biocénose**, en constante interaction (<http://www.culture.fr/franceterme>).

Remarque : L'outil ERICA définit 3 écosystèmes : terrestre, aquatique continental et marin.

Effet : phénomène biologique ou systémique provoqué par les propriétés d'une substance. L'effet désigne la conséquence objective de l'exposition à une substance, indépendamment des caractéristiques de la cible exposée (<https://www.ineris.fr/fr/risques/comment-evaluer-risque/composantes-risque/definitions-concepts-base-risque-chronique>).

Remarque : Dans l'approche proposée par ce guide, l'**analyse des effets** consiste en la détermination de **valeurs repères**, sur la base de données de radiotoxicité obtenues en laboratoire

Enjeu environnemental : usage, fonction, territoire ou milieu naturel de valeur/ à préserver/ à protéger au regard de préoccupations écologiques, patrimoniales, paysagères, sociologiques, voire de considérations sanitaires ou de qualité de la vie.

Espèce : 1) groupe d'individus pouvant potentiellement se reproduire en nature en générant des descendants viables et féconds, présentant de fortes similarités d'apparence génétiques (Primack *et al.*, 2012)

2) ensemble d'individus animaux ou végétaux, vivants ou fossiles, à la fois semblables par leurs formes adultes et embryonnaires et par leur génotype, vivant au contact les uns des autres, s'accouplant exclusivement les uns aux autres et demeurant indéfiniment féconds entre eux ([Larousse](#)).

Espèce clé de voûte : 1) espèce présentant un impact disproportionné, par rapport à sa biomasse, sur la structure ou le fonctionnement de sa communauté ou de son écosystème et dont la perte a en conséquence de forts impacts (Primack *et al.*, 2012). 2) Dans un écosystème, espèce dont la perte entraînerait un changement supérieur au changement induit par n'importe

quelle autre espèce de cet écosystème (<https://inpn.mnhn.fr/informations/glossaire/liste/e>). 3) espèce dont la disparition compromettrait la structure et le fonctionnement d'un écosystème. Une espèce clé de voûte est caractérisée par la qualité, le nombre et l'importance des liens qu'elle entretient avec son habitat et les autres espèces (J.O.R.F n°0189 du 18 août 2015) 4) à l'intérieur d'une communauté, espèces qui, sans être nécessairement les plus abondantes, - ou les plus spectaculaires par leur taille - jouent un rôle essentiel car elles assurent la structuration de la communauté et même conditionnent la richesse spécifique de cette dernière (Ramade, 1998).

Espèce emblématique : 1) espèce présentant une certaine valeur culturelle ou symbolique (Primack *et al*, 2012). 2) espèce sauvage ayant une importance culturelle, religieuse, parfois économique, pour l'Homme dans une région donnée (<https://inpn.mnhn.fr/informations/glossaire/liste/e>).

Espèce menacée : 1) espèce entrant dans l'une des catégories des listes UICN correspondant à un risque d'extinction élevé ou à l'extinction avérée *in situ* mais maintenue *ex situ* (Primack *et al*, 2012). 2) espèce susceptible de disparaître à court ou moyen terme car répondant à au moins un des critères de l'UICN (disparition de l'habitat, déclin important de sa population, érosion génétique, chasse excessive ou surpêche, etc.).

Espèce protégée : espèce qu'il est interdit de chasser, pêcher, cueillir, détruire, et parfois transporter, vendre, acheter, à tous les stades de développement (œufs, jeunes, adultes) et sous toute forme de produits dérivés (peaux, plumes, écailles, etc.), selon une réglementation internationale, nationale ou locale.

Espèce rare : espèce très localisée (rareté géographique), espèce peu nombreuse (rareté démographique) ou espèce dépendant d'un habitat ou d'une ressource elle-même rare (rareté écologique). Les trois notions sont relatives (par rapport à d'autres espèces plus communes) et peuvent se combiner.

Espèce réglementée : espèce faisant l'objet d'une réglementation moins stricte que dans le cas d'espèces protégées, et limitant par exemple les tailles de capture ou le nombre de spécimens prélevés par unité de temps ("maille" pour les poissons).

Espèce remarquable : espèce qui capture l'attention de tout ou partie du public, motive des efforts de conservation, comme l'établissement d'espaces protégés et peut-être cruciale pour l'éco-tourisme (Primack *et al.*, 2012).

Espèce vulnérable : espèce présentant un risque d'extinction élevé à court terme et qui peut devenir menacée (Primack *et al.*, 2012).

Facteur de transfert : rapport entre l'activité massique ou volumique dans le compartiment cible du transfert et l'activité massique ou volumique dans le compartiment source. Il est appelé **facteur de concentration** lorsque le compartiment cible est biologique. Il est appelé **coefficient de partage (ou coefficient de distribution, ou K_d)** lorsque le compartiment cible est minéral (sol, sédiment).

Fonctionnement normal : fonctionnement de l'installation qui comprend l'ensemble des états et des opérations courants de l'installation, y compris les situations de maintenance ou d'arrêt programmées, que les matières radioactives soient présentes ou non. Relève également du fonctionnement normal toute situation définie comme telle dans la démonstration mentionnée au deuxième alinéa de l'article L. 593-7 du code de l'environnement.

Fonctionnement en mode dégradé : fonctionnement en dehors du fonctionnement normal dont l'acceptabilité pour une durée limitée vis-à-vis des intérêts mentionnés à l'article L. 593-1 du code de l'environnement est démontrée au titre du deuxième alinéa de l'article L. 593-7 du même code.

Incrément : accroissement arbitraire d'une variable (CNRTL, <https://www.cnrtl.fr/definition/increment>).

Impact sanitaire : effet produit par quelque chose sur la santé de l'homme.

Microcosme : système expérimental délimité de très petite taille, clos, constituant la plus petite échelle à laquelle étudier en laboratoire les interactions entre composants d'un écosystème.

Mésocosme : système expérimental délimité, plus ou moins clos, qui constitue une échelle intermédiaire entre le microcosme de laboratoire et la complexité du monde réel, ou macrocosme (Onema 2009. Les rencontres de l'ONEMA : les mésocosmes, des outils pour les gestionnaires de la qualité des milieux aquatiques ? - Séminaire du 14-16 septembre 2009, Le Croisic).

Niveau : dans ce guide, comme introduit au §2.2, l'approche de la méthodologie d'évaluation du risque est graduée en 3 niveaux (1 à 3), précédés d'une analyse préalable (niveau 0) :

- » niveau 0 : analyse préalable permettant de décider de la nécessité ou non de conduire une évaluation du risque radiologique pour la faune et la flore, à partir des éléments de contexte disponibles ;
- » niveau 1 : analyse sommaire proposant une approche conservatrice basée sur des hypothèses visant à majorer l'évaluation de risque (par exemple en utilisant les valeurs maximales pour les données d'exposition) ;
- » niveau 2 : analyse plus détaillée reposant sur la mise en œuvre de données génériques et d'hypothèses moins conservatrices (par exemple, 90^e centiles ou valeurs moyennes pour les données d'exposition) ;
- » niveau 3 : analyse approfondie nécessitant des informations locales, justifiées et dont l'origine est clairement référencée.

Organisme représentatif (representative organism - RO) : une espèce particulière, ou un groupe d'organismes sélectionnés pour une évaluation spécifique à un site en prenant en compte leur localisation supposée au regard de la source d'exposition. Dans de nombreux cas, les organismes représentatifs choisis pour cette étude seront identiques ou très similaires à un animal ou une plante de référence (RAP). Cependant, dans quelques cas, ils pourront être très différents (définition de la CIPR, publication 124).

Partie prenante : toute personne morale ou physique ayant ou considérant avoir un intérêt par rapport à l'évaluation.

Perte nette de biodiversité : différence entre l'impact positif sur la biodiversité des mesures de compensation et la perte causée par le projet, plan ou programme.

Population : ensemble des individus d'une même espèce trouvés dans une station donnée (Larousse).

Principe d'optimisation : la probabilité d'être exposé, le nombre d'individus exposés, et leur niveau d'exposition individuelle doivent être maintenus aussi bas qu'il est raisonnablement possible de le faire en prenant en compte les facteurs socio-économiques (définition de la CIPR, publication 103).

Risque : dans ce guide, le risque est défini au §.1.1 comme la probabilité d'occurrence d'un impact non désiré. Il naît de la coexistence dans un même espace-temps du danger et de l'exposition, sachant que la vision de cet espace-temps doit être dynamique pour tenir compte de la persistance du danger (par exemple dégradation des substances toxiques, décroissance radioactive, etc.) et de sa localisation (par exemple mobilité des substances dans l'environnement).

Remarque : L'approche méthodologique introduite dans le guide ne quantifie pas le risque mais le caractérise par un **indice de risque**, égal au ratio (ou quotient) entre la donnée caractérisant l'exposition et la **valeur repère**.

Services écosystémiques : avantage matériel ou immatériel que l'homme retire des écosystèmes (<http://www.culture.fr/franceterme>).

Situation d'exposition (planifiée) normale : situation d'exposition qui résulte de l'exploitation planifiée d'une source de rayonnement ou d'une activité humaine qui modifie les voies d'exposition, de manière à causer l'exposition de personnes ou de l'environnement. Les situations d'exposition planifiées peuvent comprendre les travaux et phases de chantier de construction ou de déconstruction autant que les activités d'exploitation courante (adapté d'après BSS euratom).

Situation d'exposition (planifiée) potentielle : situation d'exposition dont la survenance n'est pas certaine, mais qui peut résulter d'un événement ou d'une séquence d'événements de nature probabiliste, y compris des défaillances d'équipements et de fausses manœuvres (source : BSS euratom).

Situation d'exposition existante : une situation d'exposition qui existe déjà lorsqu'une décision doit être prise quant à son contrôle, et qui ne nécessite pas, ou ne nécessite plus, de mesures urgentes (source : BSS euratom).

Situation d'exposition d'urgence : une situation d'exposition due à une urgence, une urgence étant une situation ou un événement inhabituel impliquant une source de rayonnement et nécessitant une réaction rapide pour atténuer des conséquences négatives graves pour la santé humaine et la sûreté, la qualité de la vie, les biens ou l'environnement, ou un risque qui pourrait entraîner de telles conséquences négatives graves (source : BSS euratom).

Spéciation : la spéciation d'un élément, ou espèce chimique, est une forme spécifique d'un élément, définie par son état électronique ou état d'oxydation et/ou sa structure complexe ou moléculaire (adapté de *International Union for Pure and Applied Chemistry*).

Surveillance écologique : opération d'observation et de collecte d'informations relatives à l'état écologique d'un écosystème, par l'analyse d'indicateurs écologiques de nature variée (voir [bioindicateurs](#)).

Surveillance environnementale : opération d'observation et de collecte d'informations destinées à caractériser l'état physico-chimique de l'environnement (incluant la radioactivité), à proximité d'une installation, réalisée selon des programmes destinés prioritairement à vérifier la conformité de cet état aux contraintes de protection des populations. Cela inclut notamment sur le plan radiologique la mesure du champ de rayonnement et celle des activités massique ou volumique dans des compartiments cibles de l'environnement. Un niveau minimal de surveillance est exigé à titre réglementaire de la part des exploitants d'installations ou activités nucléaires, qui peut être enrichi de façon volontaire.

Taxon : ensemble d'êtres vivants partageant certaines caractéristiques, à partir desquelles est établie leur classification (<http://www.culture.fr/franceterme>)

Remarque : Dans le guide, taxon n'est pas utilisé au sens de la classification biologique (espèce, genre, famille, ordre, classe ou embranchement) mais désigne, par extension, tout regroupement d'organismes basé sur une ou des caractéristiques communes.

Guide méthodologique - Faune et flore sauvages

Transfert : flux unidirectionnel d'un élément chimique d'un compartiment de l'environnement à un autre (Ménager *et al.*, 2009).

Valeur repère : valeur sans connotation réglementaire permettant d'orienter le déroulement de l'évaluation de risque et d'en interpréter le résultat.

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : bilan écologique de la séquence ERC (adapté d'après Ministère de l'Environnement, 2017)	11
Figure 2 : articulation usuelle des quatre composantes de l'évaluation de risque	18
Figure 3 : articulation des trois niveaux de l'approche graduée pour l'évaluation de risque.....	19
Figure 4 : effet de la gradation sur le conservatisme et les ressources nécessaires pour une évaluation de risque.....	20
Figure 5 : domaine de pertinence pour la réalisation d'une évaluation du risque radiologique pour la faune et la flore sauvages	22
Figure 6 : présentation schématique des concepts-clefs utilisés pour les systèmes de radioprotection de l'homme et de l'environnement selon la CIPR (Larsson, 2013)	23
Figure 7 : articulation des éléments constituant l'approche de la CIPR pour la protection radiologique de l'environnement (adapté de Larsson, 2013)	24
Figure 8 : logigramme de l'approche graduée pour l'évaluation de risque radiologique pour la faune et à la flore (adapté de GPRADE, 2017)	25
Figure 9 : ellipsoïde utilisé pour représenter tout organisme de référence en variant ses trois dimensions (longueur, hauteur, largeur).....	30
Figure 10 : lien entre organisme de référence et organisme représentatif	32
Figure 11 : exemples de voies d'exposition externe possibles en fonction du milieu de vie d'un organisme amphibien	34
Figure 12 : principe de l'exposition interne	34
Figure 13 : exemples de processus de transfert à l'origine de la distribution des radionucléides en milieu aquatique	35
Figure 14 : les différentes notions de bruit de fond utilisées pour les sols (d'après Daniau <i>et al.</i> , 2009)	39
Figure 15 : activités massiques des principaux radionucléides naturels dans les denrées produites en France (extrait du bilan de l'état radiologique de l'environnement français de 2015 à 2017 - IRSN 2018)	40
Figure 16 : activités des principaux radionucléides artificiels dans les denrées produites en France, liées essentiellement à la rémanence des retombées atmosphériques (extrait du bilan de l'état radiologique de l'environnement français de 2015 à 2017 - IRSN 2018).....	41
Figure 17 : distribution théorique du ¹³⁷ Cs issu des retombées atmosphériques sur le territoire métropolitain (mise à jour en 2008 ; IRSN 2016b).....	42
Figure 18 : activités massiques en ²³⁸ U de denrées produites sur des zones à hauts niveaux de radioactivité naturelle (à gauche - principalement Haute-Vienne et Saône-et-Loire) comparées à celles produites notamment en zones sédimentaires (à droite - bassins parisien, aquitain, vallées fluviales...) (extrait du bilan de l'état radiologique de l'environnement français de 2015 à 2017 - IRSN 2018)	43
Figure 19 : comparaison des débits de dose caractéristiques obtenus pour trois organismes marins, du fait de leur exposition à des apports anthropiques (♦) et hors influence anthropique (barre verte : gamme de variation ; ♦ : meilleure estimation) .	46
Figure 20 : moyenne (♦) et intervalles de confiance à 90% du débit de dose associé au bruit de fond, par organisme de référence (extrait des bases de données de l'outil ERICA)	47
Figure 21 : valeurs repères proposées au niveau 2 par diverses institutions pour les organismes de référence (ligne pleine : 10 µGy.h ⁻¹ projet ERICA ; point orange : AIEA-UNSCEAR, barre verticale : DCRL de la CIPR)	48
Figure 22 : les 4 facettes à évaluer en cohérence au sein de l'étude d'impact	57

Guide méthodologique - Faune et flore sauvages

Figure 23 : rappel des 4 composantes élémentaires de chaque niveau d'évaluation du risque radiologique pour la faune et la flore sauvages	58
Figure 24 : déclinaison des cinq questions définissant le contexte de l'évaluation (composante 1) en thèmes élémentaires à renseigner.....	59
Figure 25 : influence de la taille de la zone d'étude sur les débits de dose absorbés par des organismes terrestres, estimés en situation de fonctionnement normal pour deux CNPE (d'après Mora <i>et al.</i> , 2020. Bleu : point d'impact maximal - activité massique la plus élevée prédite dans le sol, marron : 100 km ² et vert : 400 km ² ; écart maximal toutes zones considérées: 4,4 (entre point d'impact maximal et zone 400 km ²); écart maximal entre les zones 100 et 400 km ² : 1,7).....	63
Figure 26 : représentation schématique de l'analyse de l'exposition (composante 2) au niveau 1 d'une évaluation d'impact sur la faune et la flore sauvages	64
Figure 27 : représentation schématique de l'analyse des effets (composante 3) au niveau 1 d'une évaluation d'impact sur la faune et la flore sauvages	66
Figure 28 : représentation schématique de la caractérisation du risque (composante 4) au niveau 1 d'une évaluation	67
Figure 29 : catégorisation des espèces en fonction de leur biomasse et de leur impact sur le fonctionnement des écosystèmes (d'après Primack <i>et al.</i> , 2012).	69
Figure 30 : description de l'état d'équilibre des chaînes d'uranium considéré par le GEP mines pour l'évaluation du risque radiologique pour la faune et la flore sauvages	70
Figure 31 : représentation schématique de l'analyse des expositions (composante 2) au niveau 2 d'une évaluation	71
Figure 32 : représentation schématique de l'analyse des effets (composante 3) au niveau 2 d'une évaluation.....	73
Figure 33 : représentation schématique de la caractérisation du risque (composante 4) au niveau 2 d'une évaluation	74
Figure 34 : principe de la caractérisation semi-probabiliste du risque - comparaison d'une valeur repère ponctuelle (◆) avec la distribution de la valeur caractérisant l'exposition (courbe orange), exprimées dans la même unité	74
Figure 35 : présentation du positionnement respectif des indices de risque du niveau 2	75
Figure 36 : représentation schématique des "entrées" et "sorties" d'un modèle, pour une simulation Monte Carlo.....	77
Figure 37 : représentation schématique d'une simulation Monte Carlo.....	77
Figure 38 : représentation schématique de l'analyse des expositions (composante 2) au niveau 3 d'une évaluation	78
Figure 39 : distribution log-normale des activités volumiques solubles mensuelles (mesures : ■ ; ----- : bornes de l'intervalle de confiance à 90% ; — : meilleure estimation)	79
Figure 40 : représentation schématique de l'analyse des effets (composante 3) au niveau 3 d'une évaluation.....	80
Figure 41 : distribution de radiosensibilité de la faune et de la flore sauvages produite lors du projet ERICA (modifié d'après Garnier-Laplace et Gilbin, 2006. ■ : vertébrés ; ◇ : invertébrés ; △ : plantes ; — : meilleure estimation ; ----- intervalle de confiance à 95%)	80
Figure 42 : représentation schématique de la caractérisation du risque (composante 4) au niveau 3 d'une évaluation	81
Figure 43 : principe de la caractérisation probabiliste du risque - comparaison des distributions des données d'exposition et d'effet, exprimées dans la même unité	82
Figure 44 : comparaison du centile 50 (■ et ligne pointillée) et de l'intervalle 10 ^{ème} -90 ^{ème} centiles (ligne verte et zone orange) des distributions des débits de dose d'exposition (en vert) et d'effet (en rouge orangé) en 6 stations étudiées dans le cadre du GEP mines (d'après GEP mines, 2008)	83
Figure 45 : caractérisation du risque (composante 4) probabiliste au niveau 3.	84

Guide méthodologique - Faune et flore sauvages

Figure 46 : distribution du rapport entre facteurs de transfert dérivés par extrapolation dans la version 1 de l'outil ERICA et leur valeur établie postérieurement de façon empirique (écosystème terrestre, <i>Brown et al.</i> , 2013)	93
Figure 47 : carte d'implantation de l'installation nucléaire projetée - positionnement des diverses zones d'intérêt (point rouge : émissaire de rejets à l'atmosphère ; flèche rouge : émissaire de rejets en rivière) - étude de cas virtuelle	101
Figure 48 : distribution probabiliste des débits de dose d'exposition de la grenouille agile dans le cours d'eau récepteur des effluents liquides planifiés pour l'installation étudiée, en fonctionnement normal - fraction biodisponible des radionucléides, configuration par défaut de l'outil ERICA V.1.3.1.51 - étude de cas virtuelle	115
Figure 49 : distribution probabiliste des débits de dose d'exposition du phytoplancton dans le cours d'eau récepteur des effluents liquides planifiés pour l'installation étudiée, en fonctionnement normal - fraction biodisponible des radionucléides, configuration par défaut de l'outil ERICA V.1.3.1.51 - étude de cas virtuelle	116
Figure 50 : mise en perspective de l'exposition estimée des trois organismes suivis (moyenne et intervalle de confiance à 95%, en bleu ; gamme de variation en brun), avec les connaissances disponibles en matière de radiotoxicité pour ces types d'animaux et de plantes (traits rouges numérotées) et les valeurs repères préconisées par la CIPR pour le type de RAP associé (barre verte) - étude de cas virtuelle	121
Figure 51 : sensibilité du débit de dose estimé pour la grenouille à l'incertitude des paramètres de transfert entrant dans sa détermination - configuration par défaut de l'outil ERICA V.1.3.1.51 - étude de cas virtuelle	123
Figure 52 : schéma illustrant les voies de transfert entre compartiments des substances chimiques et des radionucléides et les voies d'exposition résultantes pour la faune et de la flore. Adapté de Ciffroy P., Péry A., Roth N. (2016). Perspectives for integrating human and environmental exposure assessments. <i>Sci. Tot. Environ.</i> 568 : 512-521.	153
Figure 53 : principe d'un schéma conceptuel matriciel	156
Figure 54 : schéma conceptuel synoptique des transferts et expositions au sein d'un écosystème aquatique simplifié recevant des effluents liquides radioactifs.....	156
Figure 55 : schéma conceptuel matriciel correspondant au modèle synoptique précédent	157
Figure 56 : illustration d'une SSD (Species Sensitivity Distribution), obtenue par la méthode d'extrapolation statistique, pour la détermination de l'HC ₅ du cuivre en eau douce. 1 point = le résultat d'1 essai.....	162
Figure 57 : illustration d'une SSD (Species Sensitivity Distribution), obtenue par la méthode d'extrapolation statistique, pour la détermination de l'HDR ₅ en eau douce.	162
Figure 58 : illustration des niveaux de protection ciblés par rapport aux DCRLs en fonction des situations d'exposition. Adapté d'après la Publication 124 (CIPR, 2014).	163

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : unités caractérisant l'exposition et l'effet dans le cadre de l'évaluation de risque pour la faune et la flore sauvages par catégorie de substances (exemple du milieu aquatique).....	21
Tableau 2 : animaux et plantes de référence (RAP) de la CIPR, par milieu (stades de vie couverts indiqués entre parenthèses, famille représentée par le RAP indiquée en police italique bleue).....	30
Tableau 3 : organismes de référence définis dans l'outil ERICA, avec identification des points communs avec les RAPS de la CIPR (cités entre parenthèses).....	31
Tableau 4 : atouts et faiblesses des méthodes proposées pour la détermination numérique d'un bruit de fond.....	43
Tableau 5 : signification des valeurs repères couramment employées.....	51
Tableau 6 : exemples de valeurs repères spécifiques à différents niveaux d'organisation biologique, depuis l'écosystème jusqu'au RAP (gras italique : valeurs les plus.....)	52
Tableau 7 : correspondance initiale entre espèces et organismes de référence sur le site de Forsmark (Torudd, 2010)	56
Tableau 8 : analyse des éléments nécessaires à la définition du contexte de l'évaluation (composante 1).....	60
Tableau 9 : activités massiques dans le sol	65
Tableau 10 : activités volumiques dans l'eau.....	65
Tableau 11 : indice de risque calculé par couple (radionucléide, organisme de référence).....	68
Tableau 12 : activités volumiques dans l'eau.....	72
Tableau 13 : extrait de résultats obtenus pour l'introduction de ¹³⁷ Cs, ²¹⁰ Po et ²²⁶ Ra en milieu marin - UF = 3	75
Tableau 14 : similitudes et différences entre les 3 niveaux d'évaluation du risque radiologique pour la faune et la flore sauvages	85
Tableau 15 : exemples par méthode d'extrapolation du rapport entre la valeur extrapolée et la valeur empirique des facteurs de transfert (version 1 de l'outil ERICA vs. TRS 479 de l'AIEA)	93
Tableau 16 : valeurs repères dérivées par catégorie d'écosystème, en situation d'exposition aiguë (d'après Garnier-Laplace <i>et al</i> , 2006)	96
Tableau 17 : espèces inventoriées à proximité du site d'étude - étude de cas virtuelle.....	101
Tableau 18 : activités massiques dans le sol au point d'impact maximal - étude de cas virtuelle.....	103
Tableau 19 : activités volumiques de l'eau brute en zone de bon mélange - étude de cas virtuelle.....	103
Tableau 20 : indices de risque calculés au point d'impact maximal des retombées atmosphériques générées par l'installation projetée, en fonctionnement normal - étude de cas virtuelle	105
Tableau 21 : indices de risque calculés dans le cours d'eau en fonctionnement normal (eau brute) - étude de cas virtuelle	106
Tableau 22 : sources d'incertitude répertoriées au niveau 1 de l'évaluation de l'étude de cas virtuelle	107
Tableau 23 : activités massiques dans le sol (Bq.kg ⁻¹ sec) dans la zone naturelle la plus impactée - étude de cas virtuelle .	109
Tableau 24 : activités volumiques dans la fraction dissoute de l'eau (Bq.L ⁻¹) en zone de bon mélange - étude de cas virtuelle	109
Tableau 25 : paramètres écologiques caractéristiques des trois espèces dulçaquicoles protégées - étude de cas virtuelle ..	110
Tableau 26 : indices de risque totaux calculés pour les organismes les plus exposés dans la zone naturelle la plus impactée par les retombées atmosphériques générées par l'installation projetée, en fonctionnement normal - étude de cas virtuelle ...	111
Tableau 27 : indices de risque totaux calculés pour les organismes d'intérêt en zone de bon mélange dans le cours d'eau (eau filtrée), en fonctionnement normal - étude de cas virtuelle	111
Tableau 28 : sources d'incertitude répertoriées au niveau 2 de l'évaluation de l'étude de cas virtuelle	112

Guide méthodologique - Faune et flore sauvages

Tableau 29 : activités volumiques biodisponibles (Bq.L ⁻¹) en zone de bon mélange - étude de cas virtuelle	114
Tableau 30 : synthèse des statistiques caractérisant les débits de dose d'exposition pour les trois organismes ciblés - étude de cas virtuelle	116
Tableau 31 : extrait des données d'effet répertoriées pour les mammifères dans la base de données FREDERICA (débits de dose compris entre 1000 et 10000 µGy.h ⁻¹)	118
Tableau 32 : positionnement des DCRL (Derived Consideration Reference Levels) proposées par la CIPR pour les organismes de référence <i>grenouille</i> et <i>algue brune</i> (CIPR, 2008)	120
Tableau 33 : sources d'incertitude répertoriées au niveau 3 de l'évaluation de l'étude de cas virtuelle	122
Tableau 34 : règles d'attribution d'une valeur au facteur d'extrapolation/de sécurité utilisé pour la détermination	161

ANNEXES

ANNEXE 1 : DISPOSITIONS LEGISLATIVES ET RÉGLEMENTAIRES APPLICABLES EN MATIÈRE D'ÉVALUATION D'IMPACT ENVIRONNEMENTAL DES INSTALLATIONS ET ACTIVITÉS NUCLÉAIRES

Les INB et INBS (installations nucléaires de base secrètes) sont soumises à étude d'impact systématique, dont le contenu est défini à l'article R.122-5 du code de l'environnement, complété par l'article R.593-17.

Les ICPE relevant du régime de l'autorisation sont soumises, selon le cas, à :

- ▽ étude d'impact, dont le contenu est défini à l'article R.122-5 du code de l'environnement ;
- ▽ étude d'incidence environnementale, dont le contenu est défini à l'article R.181-14 du code de l'environnement.

Pour une activité nucléaire, l'étude d'impact comme l'étude d'incidence doivent inclure systématiquement l'évaluation de l'impact des rayonnements ionisants sur l'environnement (faune et flore notamment). Les extraits des différents textes applicables à la date de parution du guide sont présentés ci-après, regroupés par thèmes.

RESPONSABILITÉ DE L'EXPLOITANT D'UNE ACTIVITÉ NUCLÉAIRE VIS-À-VIS DE L'ENVIRONNEMENT EN TANT QU'INTÉRÊT À PROTÉGER

Article L. 1333-7 du code de la santé publique

Le **responsable d'une activité nucléaire** met en œuvre, dans le respect des principes énoncés à la section 1, des moyens et mesures permettant d'assurer la **protection** de la santé publique, de la salubrité et de la sécurité publiques, ainsi que de **l'environnement**, contre les risques ou inconvénients résultant des **rayonnements ionisants** liés à l'exercice de cette activité ou à des actes de malveillance, et ce dès la mise en place de l'activité à la phase postérieure à sa cessation.

Article L. 1333-8 du code de la santé publique

I.-(...) Sont soumises à autorisation les activités nucléaires qui présentent des risques ou inconvénients graves pour les intérêts mentionnés à l'article L. 1333-7. La demande d'autorisation est accompagnée d'un **dossier démontrant la protection des intérêts** mentionnés à l'article L. 1333-7. (...)

PROCESSUS D'ÉVALUATION ENVIRONNEMENTALE ET ÉTUDE D'IMPACT

EVALUATION ENVIRONNEMENTALE

Article L. 122-1 du code de l'environnement

- I.- (...)
- II.- Les projets qui, par leur nature, leur dimension ou leur localisation, sont susceptibles d'avoir **des incidences notables sur l'environnement** ou la santé humaine font l'objet d'une **évaluation environnementale** en fonction de critères et de seuils définis par voie réglementaire et, pour certains d'entre eux, après un examen au cas par cas effectué par l'autorité environnementale.

(...)

III.- L'évaluation environnementale est un processus constitué de l'élaboration, par le maître d'ouvrage, d'un rapport d'évaluation des incidences sur l'environnement, dénommé ci-après "**étude d'impact**", de la réalisation des consultations prévues à la présente section, ainsi que de l'examen, par l'autorité compétente pour autoriser le projet, de l'ensemble des informations présentées dans l'étude d'impact et reçues dans le cadre des consultations effectuées et du maître d'ouvrage.

L'**évaluation environnementale** permet de décrire et d'apprécier de manière appropriée, en fonction de chaque cas particulier, les **incidences notables directes et indirectes** d'un projet sur les **facteurs** suivants :

1° La population et la santé humaine ;

2° La **biodiversité**, en accordant une attention particulière aux **espèces et aux habitats protégés** au titre de la directive 92/43/ CEE du 21 mai 1992 et de la directive 2009/147/ CE du 30 novembre 2009 ;

3° Les **terres, le sol, l'eau, l'air et le climat** ;

4° Les biens matériels, le patrimoine culturel et le paysage ;

5° L'interaction entre les facteurs mentionnés aux 1° à 4°.

(...)

ESPECES ET HABITATS PROTEGES

Article L.411-1 du code de l'environnement Modifié par LOI n°2016-1087 du 8 août 2016 - art. 149 (V)

I. - Lorsqu'un intérêt scientifique particulier, le rôle essentiel dans l'écosystème ou les nécessités de la préservation du patrimoine naturel justifient la conservation de sites d'intérêt géologique, d'habitats naturels, d'espèces animales non domestiques ou végétales non cultivées et de leurs habitats, sont interdits :

1° La destruction ou l'enlèvement des œufs ou des nids, la mutilation, la destruction, la capture ou l'enlèvement, la perturbation intentionnelle, la naturalisation d'animaux de ces espèces ou, qu'ils soient vivants ou morts, leur transport, leur colportage, leur utilisation, leur détention, leur mise en vente, leur vente ou leur achat ;

2° La destruction, la coupe, la mutilation, l'arrachage, la cueillette ou l'enlèvement de végétaux de ces espèces, de leurs fructifications ou de toute autre forme prise par ces espèces au cours de leur cycle biologique, leur transport, leur colportage, leur utilisation, leur mise en vente, leur vente ou leur achat, la détention de spécimens prélevés dans le milieu naturel ;

3° La destruction, l'altération ou la dégradation de ces habitats naturels ou de ces habitats d'espèces ;

4° La destruction, l'altération ou la dégradation des sites d'intérêt géologique, notamment les cavités souterraines naturelles ou artificielles, ainsi que le prélèvement, la destruction ou la dégradation de fossiles, minéraux et concrétions présents sur ces sites ;

5° La pose de poteaux téléphoniques et de poteaux de filets paravalanches et anti-éboulement creux et non bouchés.

II. - Les interdictions de détention édictées en application du 1°, du 2° ou du 4° du I ne portent pas sur les spécimens détenus régulièrement lors de l'entrée en vigueur de l'interdiction relative à l'espèce à laquelle ils appartiennent.

CONTENU DE L'ETUDE D'IMPACT

Article R.122-5 du code de l'environnement

I. - Le contenu de l'étude d'impact est proportionné à la sensibilité environnementale de la zone susceptible d'être affectée par le projet, à l'importance et la nature des travaux, installations, ouvrages, ou autres interventions dans le milieu naturel ou le paysage projetés et à leurs incidences prévisibles sur l'environnement ou la santé humaine.

II. - En application du 2° du II de l'article L. 122-3, l'étude d'impact comporte les éléments suivants, en fonction des caractéristiques spécifiques du projet et du type d'incidences sur l'environnement qu'il est susceptible de produire :

(...)

3° Une description des aspects pertinents de l'état actuel de l'environnement, dénommée "scénario de référence", et de leur évolution en cas de mise en œuvre du projet ainsi qu'un aperçu de l'évolution probable de l'environnement en l'absence de mise en œuvre du projet, dans la mesure où les changements naturels par rapport au scénario de référence peuvent être évalués moyennant un effort raisonnable sur la base des informations environnementales et des connaissances scientifiques disponibles ;

4° Une description des facteurs mentionnés au III de l'article L. 122-1 susceptibles d'être affectés de manière notable par le projet : la population, la santé humaine, la biodiversité, les terres, le sol, l'eau, l'air, le climat, les biens matériels, le patrimoine culturel, y compris les aspects architecturaux et archéologiques, et le paysage ;

5° Une description des incidences notables que le projet est susceptible d'avoir sur l'environnement résultant, entre autres :

a) De la construction et de l'existence du projet, y compris, le cas échéant, des travaux de démolition ;

b) De l'utilisation des ressources naturelles, en particulier les terres, le sol, l'eau et la biodiversité, en tenant compte, dans la mesure du possible, de la disponibilité durable de ces ressources ;

c) De l'émission de polluants, du bruit, de la vibration, de la lumière, la chaleur et la radiation, de la création de nuisances et de l'élimination et la valorisation des déchets ;

d) Des risques pour la santé humaine, pour le patrimoine culturel ou pour l'environnement ;

e) Du cumul des incidences avec d'autres projets existants ou approuvés, en tenant compte le cas échéant des problèmes environnementaux relatifs à l'utilisation des ressources naturelles et des zones revêtant une importance particulière pour l'environnement susceptibles d'être touchées. (...)

f) Des incidences du projet sur le climat et de la vulnérabilité du projet au changement climatique ;

g) Des technologies et des substances utilisées.

La description des éventuelles incidences notables sur les facteurs mentionnés au III de l'article L. 122-1 porte sur les effets directs et, le cas échéant, sur les effets indirects secondaires, cumulatifs, transfrontaliers, à court, moyen et long termes, permanents et temporaires, positifs et négatifs du projet ;

6° Une description des incidences négatives notables attendues du projet sur l'environnement qui résultent de la vulnérabilité du projet à des risques d'accidents ou de catastrophes majeurs en rapport avec le projet concerné. Cette description comprend le cas échéant les mesures envisagées pour éviter ou réduire les incidences négatives notables de ces événements sur l'environnement et le détail de la préparation et de la réponse envisagée à ces situations d'urgence ;

7° Une description des solutions de substitution raisonnables qui ont été examinées par le maître d'ouvrage, en fonction du projet proposé et de ses caractéristiques spécifiques, et une indication des principales raisons du choix effectué, notamment une comparaison des incidences sur l'environnement et la santé humaine ;

8° Les mesures prévues par le maître de l'ouvrage pour :

- éviter les effets négatifs notables du projet sur l'environnement ou la santé humaine et réduire les effets n'ayant pu être évités ;

- compenser, lorsque cela est possible, les effets négatifs notables du projet sur l'environnement ou la santé humaine qui n'ont pu être ni évités ni suffisamment réduits. S'il n'est pas possible de compenser ces effets, le maître d'ouvrage justifie cette impossibilité.

La description de ces mesures doit être accompagnée de l'estimation des dépenses correspondantes, de l'exposé des effets attendus de ces mesures à l'égard des impacts du projet sur les éléments mentionnés au 5° ;

9° Le cas échéant, les modalités de suivi des mesures d'évitement, de réduction et de compensation proposées ;

10° Une description des méthodes de prévision ou des éléments probants utilisés pour identifier et évaluer les incidences notables sur l'environnement ; (...)

12° Lorsque certains des éléments requis ci-dessus figurent dans l'étude de maîtrise des risques pour les installations nucléaires de base ou dans l'étude des dangers pour les installations classées pour la protection de l'environnement, il en est fait état dans l'étude d'impact. (...)

IV. - Pour les projets soumis à autorisation en application du titre Ier du livre II, l'étude d'impact vaut étude d'incidence si elle contient les éléments exigés pour ce document par l'article R. 181-14.

V. - Pour les projets soumis à une étude d'incidences en application des dispositions du chapitre IV du titre Ier du livre IV, le formulaire d'examen au cas par cas tient lieu d'évaluation des incidences Natura 2000 lorsqu'il permet d'établir l'absence d'incidence sur tout site Natura 2000. S'il apparaît après examen au cas par cas que le projet est susceptible d'avoir des incidences significatives sur un ou plusieurs sites Natura 2000 ou si le projet est soumis à évaluation des incidences systématique en application des dispositions précitées, le maître d'ouvrage fournit les éléments exigés par l'article R. 414-23. L'étude d'impact tient lieu d'évaluation des incidences Natura 2000 si elle contient les éléments exigés par l'article R. 414-23.

VI. - Pour les installations classées pour la protection de l'environnement relevant du titre Ier du livre V du présent code et les installations nucléaires de base relevant du titre IX du livre V du code de l'environnement susmentionnée, le contenu de l'étude d'impact est précisé et complété en tant que de besoin conformément au II de l'article D. 181-15-2 du présent code et à l'article 9 du décret du 2 novembre 2007 susmentionné. (...)

Article R.593-17

I. - Le contenu de l'étude d'impact prévue au 6° du I de l'article R.593-16 est celui défini à l'article R.122-5, sous réserve des dispositions des II à V du présent article.

II. - La description mentionnée au 2° du II de l'article R.122-5 présente, notamment, les prélèvements d'eau et les rejets d'effluents liquides ou gazeux envisagés. Elle précise les différents types d'effluents à traiter et leur origine respective, leur quantité, leurs caractéristiques physiques, leur composition, tant radioactive que chimique, le procédé de traitement utilisé, les conditions dans lesquelles seront opérés les rejets dans le milieu récepteur ainsi que la composition des effluents à rejeter.

Elle présente les déchets qui seront produits par l'ensemble des installations et équipements situés dans le périmètre de l'installation, qu'ils soient radioactifs ou non, ainsi que leur volume, leur nature, leur nocivité et les modes d'élimination envisagés. Elle décrit les dispositions retenues par l'exploitant pour que la gestion de ces déchets réponde aux objectifs mentionnés à l'article L.541-1 et au II de l'article L.542-1-2.

III. - La description mentionnée au 3° du II de l'article R.122-5 comporte, en complément, un état radiologique de l'environnement portant sur le site et son voisinage.

IV. - La description des incidences notables que le projet est susceptible d'avoir sur l'environnement, mentionnée au 5° du II de l'article R.122-5, distingue les différentes phases de construction et de fonctionnement de l'installation. Elle prend en compte les variations saisonnières et climatiques.

Elle indique les incidences de l'installation sur la ressource en eau, le milieu aquatique, l'écoulement, le niveau et la qualité des eaux, y compris de ruissellement, ainsi que sur chacun des éléments mentionnés à l'article L.211-1.

Elle présente également les retombées d'aérosols ou de poussières et leurs dépôts ; elle indique les incidences de l'installation sur la qualité de l'air et la qualité des sols.

Elle justifie l'optimisation de la gestion des rejets des effluents liquides et gazeux et des déchets, notamment au regard de l'impact global de l'ensemble de ces émissions pour l'environnement et la santé humaine.

Elle évalue l'exposition du public aux rayonnements ionisants du fait de l'installation, en prenant en compte notamment les irradiations provoquées directement par l'installation et les transferts de radionucléides par les différents vecteurs, y compris les chaînes alimentaires.

Les incidences de l'installation sur l'environnement sont appréciées, notamment, au regard des plans de protection de l'atmosphère définis à l'article L.222-5 ainsi que des normes, des objectifs de qualité et des valeurs limites définis en application des articles L.211-2, L.211-4 et L.221-2.

Elle justifie la compatibilité de l'installation, pour les déchets radioactifs destinés à être produits par l'installation ou entreposés ou stockés dans celle-ci, avec le décret qui établit les prescriptions du plan national de gestion des matières et déchets radioactifs prévu par l'article L.542-1-2.

V. - La description des mesures envisagées pour répondre aux exigences du 6° et du 8° du II de l'article R.122-5 précise, notamment, en justifiant de l'utilisation des meilleures techniques disponibles :

1° Les performances attendues, notamment, en ce qui concerne la protection des eaux souterraines, l'épuration, l'évacuation, la gestion et la surveillance des eaux résiduelles et des émanations gazeuses ;

2° Les conditions d'apport à l'installation des matières destinées à y être traitées, du transport des produits fabriqués et de l'utilisation rationnelle de l'énergie ;

3° Les mesures retenues par l'exploitant pour contrôler les prélèvements d'eau, les rejets de l'installation et surveiller les effets de l'installation sur l'environnement ;

4° Les solutions retenues pour minimiser les volumes de déchets produits et leur toxicité radiologique, chimique et biologique.

VI. - L'étude d'impact est établie et actualisée dans les cas prévus par la section 1 du chapitre II du titre II du livre Ier et par le présent chapitre.

PROJET DE MODIFICATION D'UNE INSTALLATION RELEVANT D'UN EXAMEN "AU CAS PAR CAS"

Article R.122-2 du code de l'environnement

I. - Les projets relevant d'une ou plusieurs rubriques énumérées dans le tableau annexé au présent article font l'objet d'une évaluation environnementale, de façon systématique ou après un examen au cas par cas, en application du II de l'article L. 122-1, en fonction des critères et des seuils précisés dans ce tableau.

(...)

II. - Les modifications ou extensions de projets déjà autorisés, qui font entrer ces derniers, dans leur totalité, dans les seuils éventuels fixés dans le tableau annexé ou qui atteignent en elles-mêmes ces seuils font l'objet d'une évaluation environnementale ou d'un examen au cas par cas.

Les autres modifications ou extensions de projets soumis à évaluation environnementale systématique ou relevant d'un examen au cas par cas, qui peuvent avoir des incidences négatives notables sur l'environnement sont soumises à examen au cas par cas.

Article R.122-3 du code de l'environnement

I. - Pour les projets relevant d'un examen au cas par cas en application de l'article R.122-2, le maître d'ouvrage décrit les caractéristiques de l'ensemble du projet, y compris les éventuels travaux de démolition ainsi que les incidences notables que son projet est susceptible d'avoir sur l'environnement et la santé humaine. Il décrit également, le cas échéant, les mesures et les caractéristiques du projet destinées à éviter ou réduire les effets négatifs notables de son projet sur l'environnement ou la santé humaine.

La liste détaillée des informations à fournir est définie dans un formulaire de demande d'examen au cas par cas dont le contenu est précisé par arrêté du ministre chargé de l'environnement. (...)

Formulaire de demande d'examen au cas par cas - extraits du [Formulaire Cerfa n° 14734*03](#)

(...) Le projet se situe-t-il :

- Dans une zone naturelle d'intérêt écologique, faunistique et floristique de type I ou II (ZNIEFF) ?
- En zone de montagne ?
- Dans une zone couverte par un arrêté de protection de **biotope** ?
- Sur le territoire d'une commune littorale ?
- Dans un parc national, un parc naturel marin, une réserve naturelle (nationale ou régionale), une zone de conservation halieutique ou un parc naturel régional ? (...)

Le projet se situe-t-il, dans ou à proximité :

- D'un site Natura 2000 ? (...)

Le projet envisagé est-il susceptible d'avoir les incidences notables suivantes ? (...)

- Est-il susceptible d'entraîner des perturbations, des dégradations, des destructions de la biodiversité existante : faune, flore, habitats, continuités écologiques ?
- Si le projet est situé dans ou à proximité d'un site Natura 2000, est-il susceptible d'avoir un impact sur un habitat / une espèce inscrit(e) au Formulaire Standard de Données du site ?
- Est-il susceptible d'avoir des incidences sur les autres zones à sensibilité particulière énumérées au 5.2 du présent formulaire ?
- Engendre-t-il la consommation d'espaces naturels, agricoles, forestiers, maritimes ? (...)

ÉTUDE D'INCIDENCE (POUR LES PROJETS NON SOUMIS À ÉTUDE D'IMPACT)

Article R.181-14 du code de l'environnement

I. - L'étude d'incidence environnementale établie pour un projet qui n'est pas soumis à étude d'impact est proportionnée à l'importance de ce projet et à son incidence prévisible sur l'environnement, au regard des intérêts mentionnés à l'article L.181-3.

L'étude d'incidence environnementale :

1° Décrit l'état actuel du site sur lequel le projet doit être réalisé et de son environnement ;

2° Détermine les incidences directes et indirectes, temporaires et permanentes du projet sur les intérêts mentionnés à l'article L.181-3 eu égard à ses caractéristiques et à la sensibilité de son environnement ;

3° Présente les mesures envisagées pour éviter et réduire les effets négatifs notables du projet sur l'environnement et la santé, les compenser s'ils ne peuvent être évités ni réduits et, s'il n'est pas possible de les compenser, la justification de cette impossibilité ; (...)

II. - (...) Lorsque le projet est susceptible d'affecter un ou des sites Natura 2000, l'étude d'incidence environnementale comporte l'évaluation au regard des objectifs de conservation de ces sites dont le contenu est défini à l'article R. 414-23.

III. - Les informations que doit contenir l'étude d'incidence environnementale peuvent être précisées par un arrêté du ministre chargé de l'environnement.

ANNEXE 2 : ÉVALUATION DES RISQUES CHIMIQUES POUR LA FAUNE ET LA FLORE SAUVAGES

Il n'existe pas de guide méthodologique spécifique pour l'évaluation des risques dits chimiques (c'est-à-dire liés à l'exposition aux substances non radioactives) pour les écosystèmes et la biodiversité dans le cadre des études d'impact des installations industrielles de type ICPE. Plusieurs documents élaborés sous l'égide des instances européennes présentent cependant des éléments de méthode adaptables, dont ceux développés en support à la commercialisation des substances chimiques et ceux développés en support à la Directive Cadre sur l'Eau (cf. encadré suivant).

Quelques références en matière de méthode d'évaluation du risque chimique pour la faune et la flore sauvages

▽ Guides "TGD", en particulier :

- Commission Européenne, 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. Luxembourg, Office for Official Publication of the European Communities.
https://echa.europa.eu/documents/10162/16960216/tgdpart1_2ed_en.pdf
- Commission Européenne, 2011. Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards (TGD-EQS). Guidance Document n°27. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. Technical report-2011-055. ISSN 1725-1087.
- SCHEER (Scientific Committee on Health, Environmental and Emerging Risks), [Scientific Advice on Environmental Quality Standards](#), 15 September 2017.

▽ Guides "REACH", en particulier :

- ECHA, 2008. Chapter R.10: Characterisation of dose [concentration]-response for environment. *In*: Guidance on information requirements and chemical safety assessments. [European Chemical Agency](#).
- ECHA, 2016. Chapter R.16: Environmental exposure assessment. *In*: Guidance on information requirements and chemical safety assessments. [European Chemical Agency](#).

▽ Guides Ineris, en particulier :

- Ineris 2011 Méthodologie utilisée pour la détermination de normes de qualité environnementales (NQE) [Rapport d'étude DRC-11-118981-08866A](#).
- Ineris, en préparation. Document d'orientation pour l'évaluation du risque chimique pour les écosystèmes. Impact local des activités humaines sur les milieux naturels et la biodiversité

Bien que l'Europe n'ait pas émis de recommandation formelle pour évaluer le risque pour la faune et la flore sauvages dû à leur exposition aux substances chimiques³⁵ dans le cadre de l'étude d'impact réglementaire, le positionnement de toute la documentation européenne disponible est en parfait accord avec la mise en œuvre de la méthode classique présentée au **§.2.2** (approche graduée à 4 composantes et 3 niveaux).

Rétrospective ou prospective, l'évaluation du risque pour la faune et la flore sauvages lié aux substances chimiques conduite selon cette approche respecte alors le principe de proportionnalité aux enjeux (cf. **§.2.2.2**). L'essentiel demeure de tracer et justifier clairement tous les choix et toutes les hypothèses requis par un usage transparent des composantes techniques de l'évaluation, succinctement reprises ci-après.

ANALYSE DE L'EXPOSITION AUX SUBSTANCES CHIMIQUES NON RADIOACTIVES

L'évaluation de l'exposition de la faune et de la flore sauvages aux substances chimiques diffère peu de son homologue pour les radionucléides, lesquels peuvent d'ailleurs être rejetés dans les mêmes conditions par une même installation. Un schéma conceptuel commun peut ainsi être proposé (cf. **Figure 52**) pour illustrer les voies de transfert des substances chimiques et des radionucléides dans l'environnement et les voies d'exposition résultantes pour les organismes, certaines voies restant spécifiques de l'une ou l'autre catégorie de substances.

³⁵ Par facilité, les substances non radioactives sont habituellement simplement appelées substances chimiques. Les radionucléides comportent toutefois également cette dimension chimique, mais leurs concentrations massiques sont généralement insignifiantes dans les milieux naturels et de ce fait ne présentent pas de caractère dangereux pour les organismes sauvages, au sens de leur toxicité chimique.

Guide méthodologique - Faune et flore sauvages

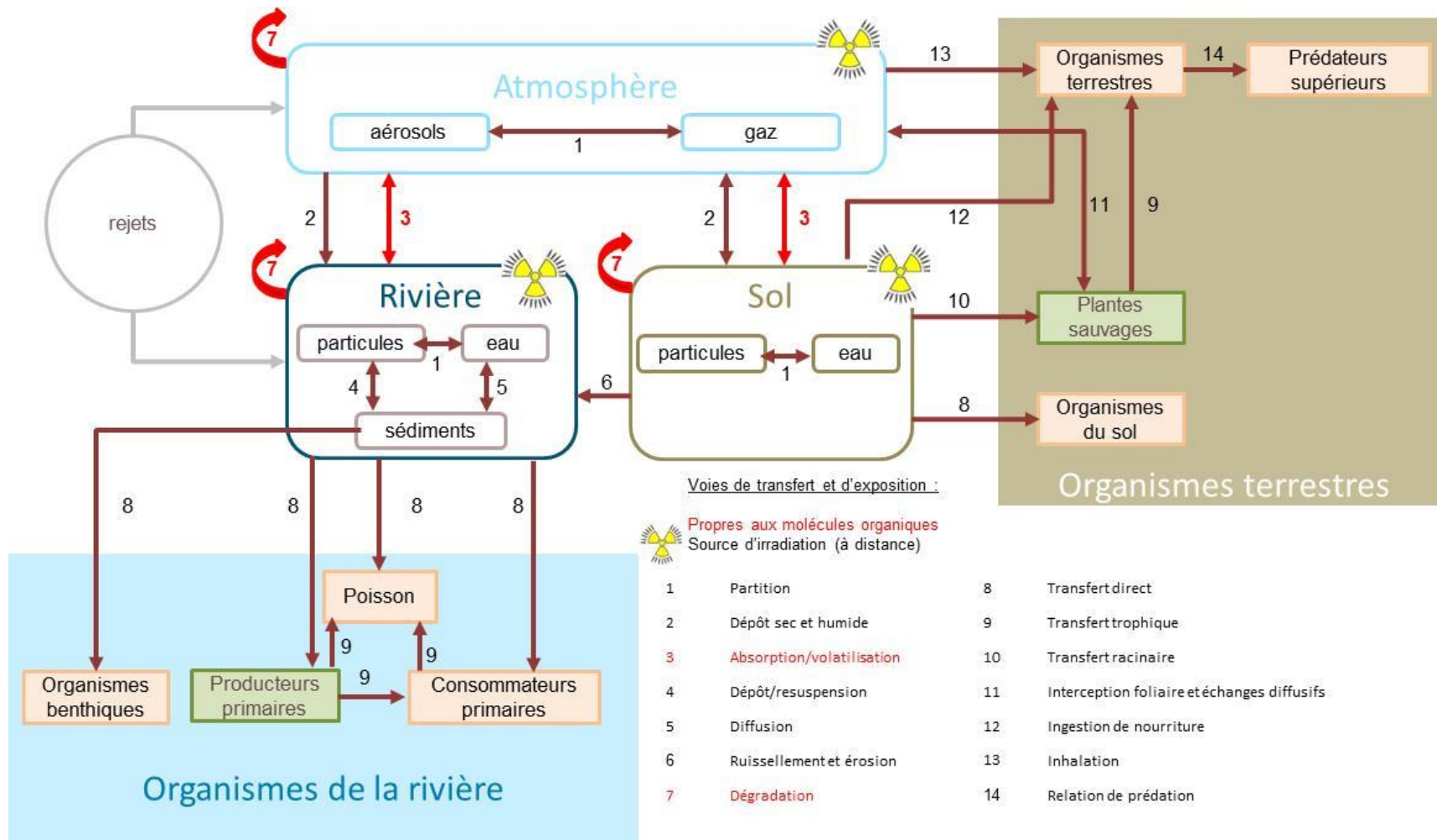


Figure 52 : schéma illustrant les voies de transfert entre compartiments des substances chimiques et des radionucléides et les voies d'exposition résultantes pour la faune et de la flore. Adapté de Ciffroy P., Péry A., Roth N. (2016). Perspectives for integrating human and environmental exposure assessments. Sci. Tot. Environ. 568 : 512-521.

L'évaluation des risques pour l'environnement est réalisée à une échelle locale (ex : à proximité d'une source de rejet spécifique dans l'environnement) ou régionale (à apprécier au cas par cas en fonction des types de rejets ; ex : cas d'une zone industrielle avec plusieurs installations rejetant la même substance, dispersion atmosphérique à longue distance, etc.). L'estimation du transfert, de la persistance ou de la dégradation des substances chimiques dans l'environnement se fait de manière statique (substance à l'équilibre entre compartiments) ou dynamique (flux de substances entre compartiments), par exemple avec une modélisation multi-compartimentale comme celle implémentée dans le logiciel EUSES³⁶. Des paramètres par défaut, généralement majorant le risque, sont disponibles pour ces modèles, pour un certain nombre de substances. La dégradation des substances peut être prise en compte en cas de toxicité avérée des produits résultant.

N.B. Caractériser l'exposition des organismes par la concentration dans l'environnement des substances d'intérêt conduit à appeler voie d'exposition pour les substances chimiques ce qui est usuellement appelé voie de transfert pour les substances radioactives (cf. §.3.2.2).

ANALYSE DES EFFETS DES SUBSTANCES CHIMIQUES NON RADIOACTIVES

La composante d'analyse des effets a pour objectif la détermination, **pour chaque substance chimique**, de la valeur repère assurant la protection des écosystèmes au regard de leur exposition à cette substance. Contrairement aux radionucléides, pour lesquels les débits de doses et doses absorbées sont additifs (cf. §.3.2.3), les substances chimiques sont en effet considérées individuellement dans un premier temps. L'additivité des substances sera éventuellement examinée pour la composante finale de l'évaluation, la caractérisation du risque (cf. §.2.2.1).

La valeur repère communément employée pour évaluer le risque pour la faune et la flore sauvages est une concentration prédite sans effet (Predicted No Effect Concentration - PNEC), déterminée³⁷ par substance dans chacun des compartiments de l'environnement (eau, sédiment, etc.) à partir d'essais d'écotoxicité, dont les résultats permettent de construire une relation (en général monotone) entre la concentration d'exposition et l'effet. Ces essais standardisés³⁸ portent le plus souvent sur des traits biologiques simples comme la survie, la croissance ou la reproduction, pour des organismes jugés représentatifs des milieux. Toutefois, il est admis, par précaution, que la gamme de sensibilité des espèces sauvages pourrait être supérieure à celle des êtres vivants utilisés au laboratoire dans les essais biologiques. Des facteurs de sécurité sont appliqués en conséquence pour déterminer les PNEC³⁹.

Pour généraliser aux valeurs repères applicables à protéger à la fois la santé humaine et l'environnement, citons aussi les Valeurs Guides pour l'Environnement -VGE- et, dans le contexte réglementaire de la Directive Cadre sur l'eau ou DCE (2000/60/EC), les Normes de Qualité Environnementale -NQE- utilisées pour évaluer l'état des masses d'eau.

En pratique, les valeurs repères sont déterminées pour beaucoup de substances connues par des agences environnementales. Ainsi, l'Ineris tient régulièrement à jour⁴⁰ les NQE en vigueur en France dans l'eau et le sédiment pour une série de substances, disponibles sur son portail des substances chimiques où sont également proposées de nombreuses PNEC et quelques VGE, dont des valeurs pour le sol.

³⁶ European Union System for the Evaluation of Substances ; téléchargeable gratuitement à l'adresse : <https://echa.europa.eu/fr/support/dossier-submission-tools/euses>

³⁷ Plus de détails en **Annexe 5**.

³⁸ Par exemple : https://www.oecd-ilibrary.org/environment/lignes-directrices-de-l-ocde-pour-les-essais-de-produits-chimiques-section-2-effets-sur-les-systemes-biologiques_20745826

³⁹ Plus de détails **Annexe 5**.

⁴⁰ [Portail des substances chimiques de l'Ineris \(https://substances.ineris.fr/fr/\)](https://substances.ineris.fr/fr/)

CARACTÉRISATION DU RISQUE CHIMIQUE POUR LES ÉCOSYSTÈMES

La caractérisation du risque pour la faune et la flore sauvages lié aux substances chimiques peut être appréhendée par une approche de comparaison entre la concentration environnementale (*predicted environmental concentration* - PEC, mesurée ou calculée) et la valeur repère (PNEC). Le rapport de ces deux valeurs donne l'indice de risque qui indique l'existence d'un risque potentiel quand il est supérieur à l'unité. Dans ce cas, l'étude doit être affinée pour confirmer ou non la présence avérée d'un risque. C'est tout à fait similaire au calcul de l'indice de risque présenté pour le risque radiologique au §.4.1.1.4, soit le rapport entre PEDR et PNEDR.

Pour les substances pour lesquelles cette approche est appliquée, l'interprétation de la valeur de l'indice de risque doit tenir compte des incertitudes et des hypothèses (généralement majorantes) retenues en première approximation. La conclusion quant à l'existence ou à l'absence de risque ne doit être formulée qu'à l'issue d'une démarche raisonnée, tenant compte le cas échéant sur la base d'un jugement d'expert de l'ensemble des marges de sécurité appliquées. Il appartient à l'évaluateur d'apprécier où se situent les enjeux et de justifier ses choix de façon explicite et documentée, en fonction des résultats de la littérature scientifique et en tenant compte du niveau de risque obtenu avec des méthodes simples. Dans la plupart des cas, l'application du principe de proportionnalité s'applique : en effet, lorsque les concentrations environnementales sont très faibles et bien inférieures aux niveaux de toxicité, il n'est alors pas utile de mettre en œuvre des méthodes plus sophistiquées.

ANNEXE 3 : SCHÉMA CONCEPTUEL

Plusieurs formalismes sont rencontrés dans la littérature pour présenter le schéma conceptuel synthétisant le contexte de l'évaluation (<https://www.waterquality.gov.au/anz-guidelines/resources/key-concepts/conceptual-models>).

Les deux formalismes les plus courants sont la forme synoptique, une représentation structurée d'un ensemble de concepts reliés sémantiquement par des flèches, et la forme matricielle. Dans un schéma matriciel (cf. **Figure 53**), les composantes d'intérêt de l'écosystème (milieux et organismes) sont placées sur la diagonale de la matrice. Les interactions entre ces composantes (transfert ou exposition) sont indiquées dans les cases hors diagonale, à l'intersection de la ligne où se trouve la composante source et de la colonne dans laquelle est placée la composante cible.

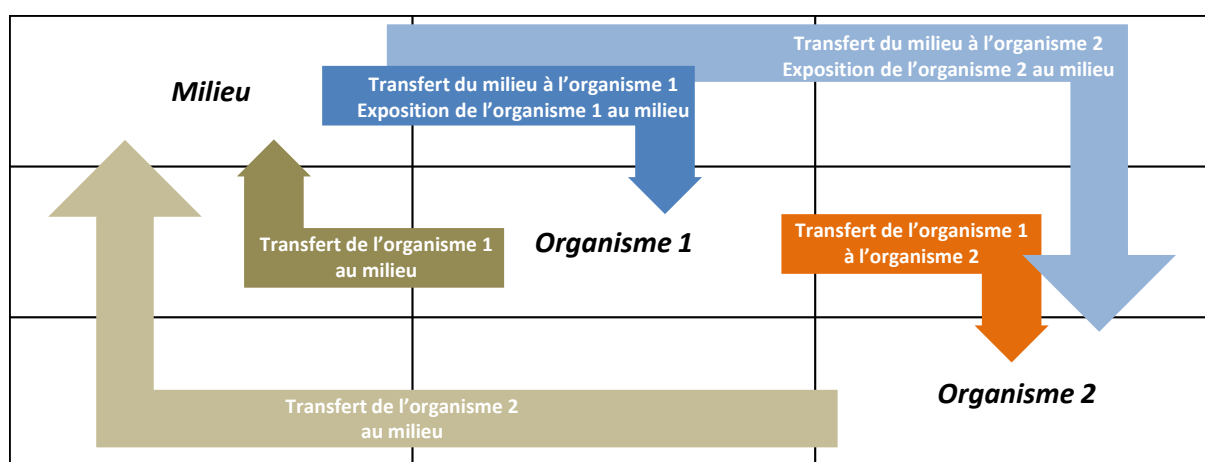


Figure 53 : principe d'un schéma conceptuel matriciel

Ces deux formalismes sont illustrés ci-après (cf. **Figure 54** et **Figure 55**) pour un même contexte. Le système aquatique décrit ici est présenté uniquement à titre d'exemple. Il doit être adapté à chaque évaluation, lorsque l'évaluateur utilise ce type d'outil.

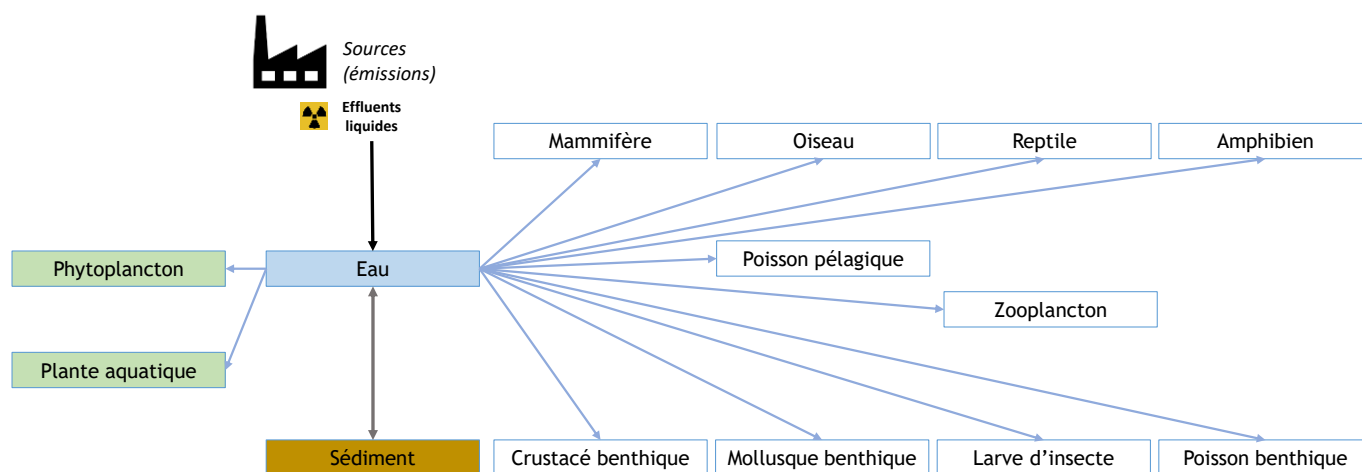


Figure 54 : schéma conceptuel synoptique des transferts et expositions au sein d'un écosystème aquatique simplifié recevant des effluents liquides radioactifs

Guide méthodologique - Faune et flore sauvages

Sources (émissions)		Rejet												
	Sédiment	transfert	exposition	exposition	exposition	exposition	exposition							
	transfert	Eau	Transfert / exposition	Transfert / exposition	Transfert / exposition	Transfert / exposition	Transfert / exposition	Transfert / exposition	Transfert / exposition	Transfert / exposition	Transfert / exposition	Transfert / exposition	Transfert / exposition	Transfert / exposition
			Crustacé benthique											
				Mollusque benthique										
					Larve d'insecte									
						Poisson benthique								
							Plante aquatique							
								Phyto-plancton						
									Zoo-plancton					
										Poisson pélagique				
											Amphibien			
												Reptile		
													Oiseau	
														Mammifère

Figure 55 : schéma conceptuel matriciel correspondant au modèle synoptique précédent

ANNEXE 4 : ORIGINES DES RADIONUCLÉIDES

	Sources	Radionucléides
Naturelle	Cosmogénique (provenant de la haute atmosphère)	^7Be , ^{22}Na , ^3H , ^{14}C , ^{36}Cl Émetteurs Gamma (Inc. ^{129}I)
	Tellurique (provenant des couches géologiques)	^{40}K , ^{232}Th et descendants ^{235}U et descendants ^{238}U , ^{234}U et descendants Radon
Artificielle	Essais nucléaires	^{14}C
	Essais nucléaires Accident de Tchernobyl	^{137}Cs
		$^{239+240}\text{Pu}$, ^{238}Pu
		^{241}Am
	Accident de Tchernobyl Accident de Fukushima	^{90}Sr
		^{134}Cs , ^{137}Cs
	Médecine nucléaire	^{131}I
	Industrie nucléaire	^3H
^{14}C		
^{85}Kr		
^{125}I , ^{131}I		

ANNEXE 5 : METHODES DE DETERMINATION DES VALEURS REPÈRES

Les valeurs repères pour l'évaluation des risques pour la faune et la flore sauvages sont déterminées à partir de résultats de tests d'écotoxicité, généralement acquis en laboratoire, dont les données sont agrégées en fonction de leur quantité et de leur qualité, selon différentes méthodes référencées (encadré suivant).

Quelques références en matière de valeurs repères

- ▽ Guides "TGD", en particulier :
 - Commission Européenne, 2011. Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards (TGD-EQS). Guidance Document n°27. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. Technical report-2011-055, 203 p.
 - SCHEER (Scientific Committee on Health, Environmental and Emerging Risks), [Scientific Advice on Environmental Quality Standards](#), 15 September 2017.
- ▽ Guides "REACH", en particulier :
 - ECHA, 2008. Chapter R.10: Characterisation of dose [concentration]-response for environment. *In*: Guidance on information requirements and chemical safety assessments. [European Chemical Agency](#).
- ▽ Guides Ineris, en particulier :
 - Ineris 2011 Méthodologie utilisée pour la détermination de normes de qualité environnementales (NQE) [Rapport d'étude DRC-11-118981-08866A](#).
 - Ineris, 2014. Méthodologie des Fiches de données toxicologiques et environnementales. [DRC-14-142371-00773A](#) Version N° 4-avril 14.
- ▽ Documentation issue du projet ERICA, en particulier :
 - Garnier-Laplace, J., Gilbin, R., 2006. Derivation of predicted no-effect-dose-rate values for ecosystems (and their sub-organisational levels) exposed to radioactive substances. ERICA D5. Contract NFI6RCT-2003-508847.
 - Garnier-Laplace, J., Coplestone, D., Gilbin, R., Alonzo, F., Ciffroy, P., Gilek, M., Agüero, A., Bjork, M., Oughthon, D., Jaworska, A., Larsson, CM., Hingston, J., 2008. Issues and practices in the use of effects data from FREDERICA in the ERICA integrated approach. *Journal of Environmental Radioactivity* 99 :1474-1483. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2008.04.012>
- ▽ Publications CIPR, en particulier :
 - CIPR, 2008. Environmental Protection - the Concept and Use of Reference Animals and Plants, ICRP Publication 108, [Ann. ICRP](#) 38 (4-6).
 - CIPR, 2014. Protection of the Environment Under Different Exposure Situations, ICRP Publication 124, [Ann. ICRP](#), 43 (1).

Les principes généraux de la détermination des valeurs repères sont communs aux substances radioactives et non radioactives, la principale différence étant que les critères d'effet reportés sont exprimés en dose ou en débit de dose pour les substances

radioactives, considérées dans leur ensemble sous l'hypothèse de l'additivité, et en concentration pour chaque substance non radioactive considérée individuellement (cf. **Annexe 2**). Dans cette annexe, le terme d'écotoxicité est employé au sens large pour désigner la toxicité de toute substance pour la faune et la flore. Il se décline en radiotoxicité pour caractériser la toxicité des substances radioactives et en chimiotoxicité lorsqu'il s'agit de substances non radioactives.

LES DONNÉES D'ÉCOTOXICITÉ REPORTÉES - NOTIONS DE LC_{50} ; NOEC/HNOEDR ; EC_{10} /EDR $_{10}$)

L'écotoxicité est étudiée soit pour des expositions chroniques soit pour des expositions aiguës.

- **L'exposition chronique** est une exposition longue, vis-à-vis de la durée de vie de l'espèce testée, à une concentration faible de la substance toxique, ou à un faible débit de dose. La caractérisation de l'écotoxicité dans ces conditions d'exposition repose sur la détermination de différents critères pour différents effets (croissance des organismes, reproduction, etc.). Pour les substances non radioactives, la NOEC (No Observed Effect Concentration) correspond à la plus forte concentration testée n'entraînant pas d'effet statistiquement significatif par rapport au témoin. De façon similaire, pour le risque radiologique, le HNOEDR (Highest No Observed Effect Dose Rate) correspond au plus fort débit de dose testé n'entraînant pas d'effet statistiquement significatif par rapport au témoin. En complément, on peut aussi citer la LOEC (Lowest Observed Effect Concentration) correspondant à la plus faible concentration testée entraînant un effet statistiquement significatif par rapport au témoin, ou le LOEDR (Lowest Observed Effect Dose Rate). L'un des inconvénients majeurs de la détermination de telles données (NOEC/HNOEDR, LOEC/LOEDR) est que la valeur retenue est inévitablement l'une des valeurs (de concentration ou de débit de dose) testées dans le plan d'expérience. De plus la puissance statistique des NOEC/HNOEDR et LOEC/LOEDR est faible car elles ne tiennent compte que d'une partie des données obtenues. Les recommandations actuelles ont intégré ce biais et conseillent plutôt d'ajuster au jeu de données une courbe dose-réponse, qui décrit la relation quantitative entre concentration (ou débit de dose) d'exposition et le pourcentage d'effet observé et d'en déduire une valeur représentative de la toxicité de la substance indépendamment du plan d'expérience. Pour les essais d'écotoxicité chroniques, la donnée généralement recommandée est la EC_{10} ou l'EDR $_{10}$ (concentration / débit de dose provoquant 10% d'effet).
- **L'exposition aiguë** est une exposition très courte, vis-à-vis de la durée de vie de l'espèce testée, à une concentration élevée de substance toxique, ou à forte dose. Dans ces conditions d'exposition, les effets étudiés susceptibles d'impacter les **populations** correspondent le plus souvent à la mort des organismes. Ce sont donc généralement des effets de mortalité qui sont reportés dans les essais d'écotoxicités aigus. La donnée la plus usuelle, pour les substances non radioactives, est la LC_{50} (concentration létale à 50%), la concentration provoquant la mortalité de 50% des organismes exposés. Lorsque l'écotoxicité d'une substance non radioactive n'est pas suffisamment connue en condition d'exposition chronique, les résultats d'essais aigus peuvent servir de base pour l'extrapolation des effets à long terme, à condition d'appliquer des facteurs de sécurité dont la définition est encadrée par des recommandations consensuelles (cf. paragraphe suivant).

Ces données (NOEC/HNOEDR, EC_{10} /EDR $_{10}$, LC_{50}) sont obtenues pour chaque espèce (ou chaque génotype) séparément. Lorsque plusieurs valeurs sont observées sur une même espèce (ou un même génotype) et sur un même critère d'effet, c'est généralement leur moyenne géométrique qui est utilisée.

METHODES DE DETERMINATION DES VALEURS REPÈRES (NOTIONS DE FACTEUR D'EXTRAPOLATION ; FACTEUR DE SÉCURITÉ ; SSD ; HC₅/HDR₅)

Une valeur repère, applicable à un écosystème, peut être extrapolée à partir des résultats décrits ci-avant en supposant que protéger la structure de l'écosystème, et en particulier protéger la ou les espèce(s) la(les) plus sensible(s), protège également son fonctionnement.

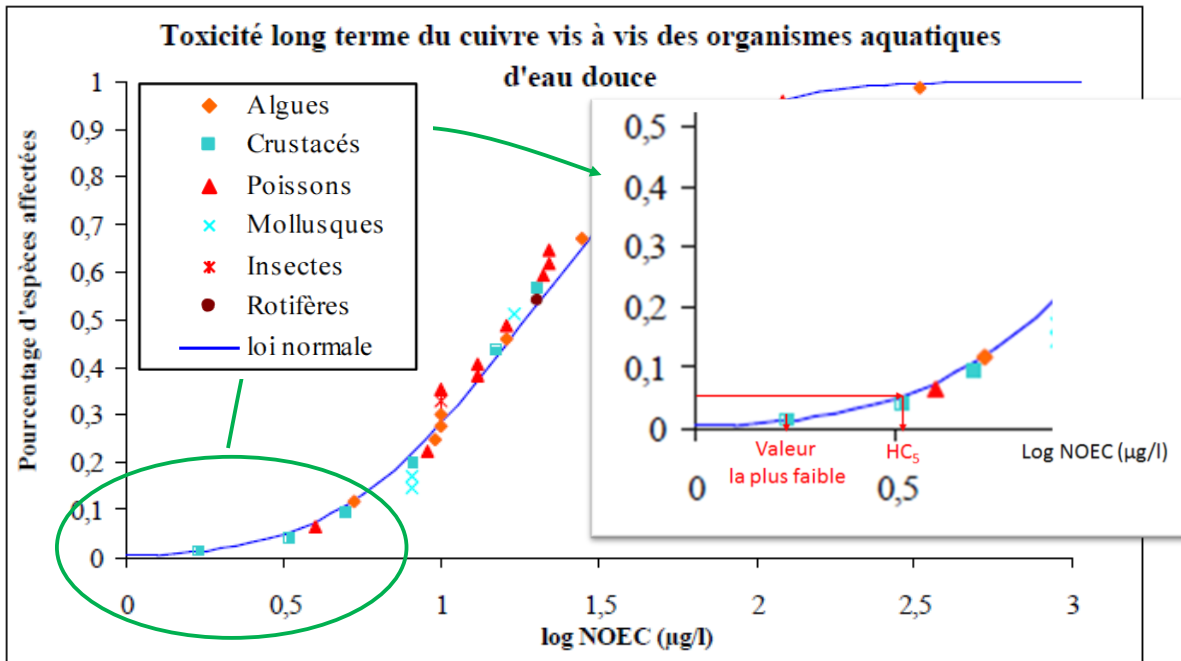
Il existe deux méthodes.

- **La méthode déterministe du facteur d'extrapolation** : division de la plus petite valeur parmi les données d'écotoxicité (NOEC/HNOEDR ou EC₁₀/EDR₁₀) issues de tests d'écotoxicité chroniques, ou à défaut parmi les LC₅₀ issues de tests d'écotoxicité aigus, par un facteur d'extrapolation (entre 10 et 1000) attribué selon des règles préétablies (voir l'exemple des PNEC eau douce au [Tableau 34](#)).
- **La méthode statistique de distribution de sensibilité des espèces**, ou SSD (Species Sensitivity Distribution) :
 1. ajustement d'une distribution statistique à un ensemble de données d'écotoxicité (NOEC/NOEDR ou EC₁₀/EDR₁₀),
 2. détermination d'un quantile, par exemple le 5^{ème} centile (dite valeur dangereuse pour 5 % des espèces - Hazardous Concentration 5 %, HC₅, ou Hazardous Dose Rate 5%, HDR₅),
 3. division de ce quantile par un facteur de sécurité choisi au cas par cas (généralement entre 1 et 5).

Cette seconde méthode, illustrée [Figure 56](#) pour le risque chimique et [Figure 57](#) pour le risque radiologique, repose sur l'utilisation de chaque donnée d'écotoxicité, elle est considérée à ce titre comme plus scientifique que la précédente. Elle est en outre généralement moins conservatrice. Son usage est donc recommandé si les données sont suffisantes en quantité et en qualité (au moins 10 données, couvrant 8 groupes taxonomiques).

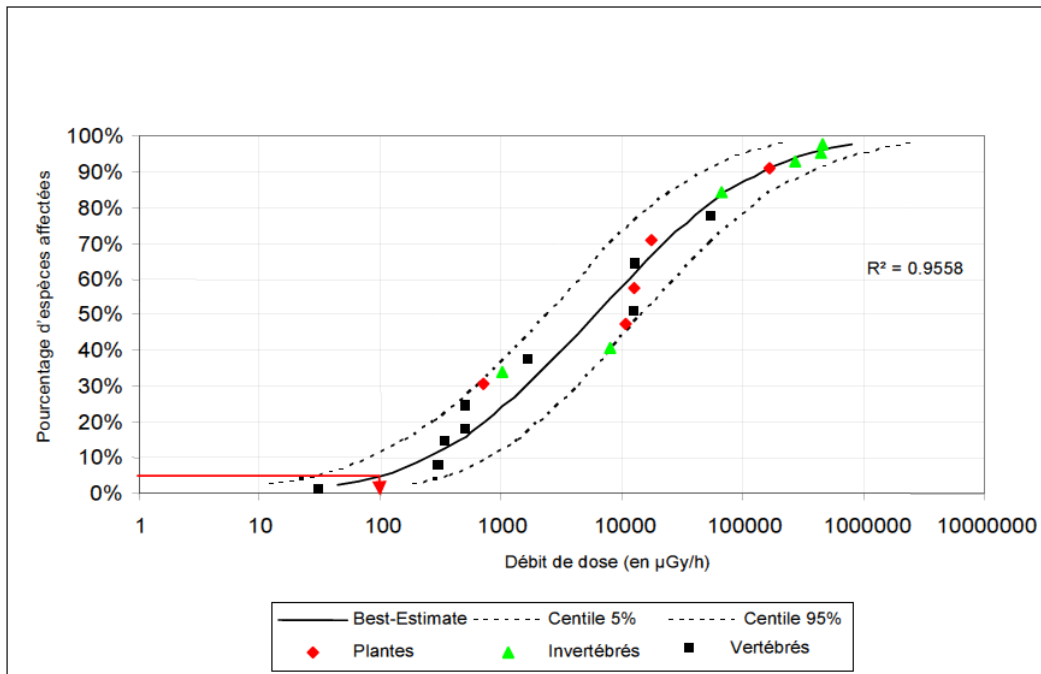
Tableau 34 : règles d'attribution d'une valeur au facteur d'extrapolation/de sécurité utilisé pour la détermination des PNEC eau douce pour les écosystèmes aquatiques lors d'une évaluation d'écotoxicité chronique (ECHA, 2008)

Données d'écotoxicité disponibles	Facteur d'extrapolation ou de sécurité
Au moins une LC ₅₀ d'un essai court terme pour chacun des 3 niveaux trophiques standards (poisson, invertébré et algue)	1000
Une NOEC d'un essai long terme (poisson ou invertébré)	100
Deux NOEC d'essais long terme pour 2 niveaux trophiques (poisson et/ou invertébré et/ou algues)	50
Trois NOEC d'essais long terme pour 3 niveaux trophiques (poisson, invertébré et algue le plus souvent)	10
Méthode statistique dite SSD (Species Sensitivity Distribution)	5 à 1 en fonction du jeu de données disponibles



INERIS - Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques – Cuivre et ses dérivés (INERIS – DRC-02-25590-02DF54.doc version 1 2005)

Figure 56 : illustration d'une SSD (Species Sensitivity Distribution), obtenue par la méthode d'extrapolation statistique, pour la détermination de l'HC₅ du cuivre en eau douce. 1 point = le résultat d'1 essai.



Type d'exposition	Nombre de données (nombre de moyennes géométriques)	Nombre d'espèces	Débit de dose protégeant 95% des espèces	Intervalle de confiance 95%
Chronique	66 (20)	14	98 µGy.h ⁻¹	23 - 497 µGy.h ⁻¹

Figure 57 : illustration d'une SSD (Species Sensitivity Distribution), obtenue par la méthode d'extrapolation statistique, pour la détermination de l'HDR₅ en eau douce.

FOCUS SUR LES DCRL PROPOSÉES PAR LA CIPR

Comme mentionné au §.2.2.4, la publication 108 (CIPR, 2008) a introduit la notion de DCRL. Les données d'effets sur lesquels sont basées ces valeurs repères sont compilées dans la base de données FREDERICA. Les effets rapportés concernent principalement la mortalité, la morbidité, le succès reproducteur (fertilité, fécondité), et la génotoxicité observés au niveau des individus ; ces effets ont principalement été obtenus en conditions contrôlées pour diverses espèces réparties en une vingtaine de groupes taxonomiques. Tandis que 80% des données d'effets sur les espèces non-humaines se rapportent aux effets observés en conséquence d'exposition aiguë (flash & forte dose), seulement 20% sont dédiées aux conditions d'exposition chronique (durée significative au regard de la durée de vie de l'espèce testée et faible débit de dose). La quasi-totalité a trait à des situations d'irradiation gamma externe.

La publication 124 (CIPR, 2014) a ensuite formulé des propositions pour l'utilisation harmonisée des DCRLs, déclinant leur application en fonction de la situation d'exposition au sens de la CIPR, à savoir exposition planifiée, existante ou d'urgence (cf. Figure 58).

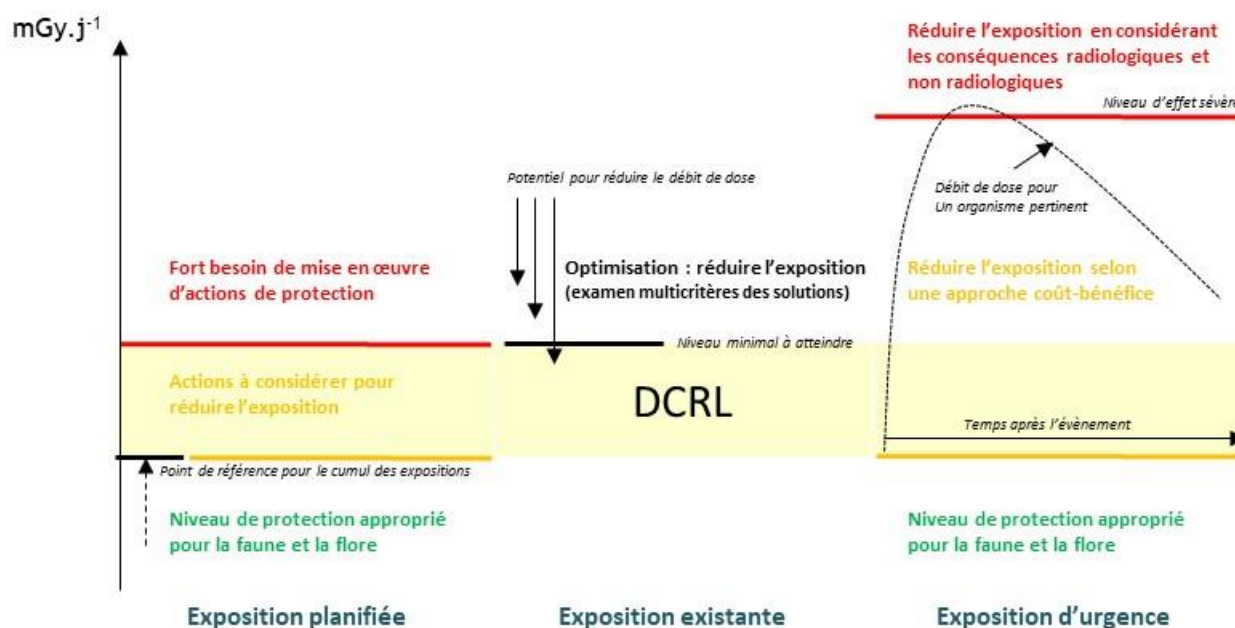


Figure 58 : illustration des niveaux de protection ciblés par rapport aux DCRLs en fonction des situations d'exposition. Adapté d'après la Publication 124 (CIPR, 2014).

ANNEXE 6 : OUTILS ET BASES DE DONNÉES

Les outils et bases de données cités au fil du texte sont récapitulés dans le tableau ci-après.

Nom	Définition	Maintenance et disponibilité	cf. §.
ERICA tool	Application informatique dédiée à l'évaluation du risque radiologique pour les organismes aquatiques et terrestres, en application de l'approche ERICA, approche graduée développée au cours de 2 projets européens FASSET et ERICA.	Maintenu, disponible : http://www.ERICA-tool.com/ Version à jour 1.3.1.51 (juin 2019) ⁴¹	§.3.1.2, §.3.2.3, §.3.3, §.4, §.6
RESRAD-Biota	Application dévolue au calcul de dose pour les organismes non-humains de la série d'outils RESRAD développée par le Laboratoire National d'Oak Ridge pour US-DOE.	Maintenu, disponible : https://resrad.evs.anl.gov/codes/resrad-biota/ Version à jour : 1.8 (janvier 2016)	§.3.2.3, §.3.3, §.4.1.1.3
• R&D 128 • Radon dose calculator • Ar-Kr-Xe dose calculator	Trois feuilles de calcul (une par type d'écosystème) mettant en œuvre l'approche R&D 128 développée au Royaume Uni et permettant le calcul des doses pour la vie sauvage, de façon générique ou site-spécifique. Pour partie redondant avec/remplacé par ERICA-tool, mais offre des aspects complémentaires (prise en compte de gaz rares). Approche complétée par 2 feuilles de calcul dédiées aux gaz rares et au radon	N'évoluent plus mais restent disponibles : Coastal model Terrestrial model Freshwater model Gaz rares Radon	§.3.2.3 §.5.1.2.1
FREDERICA	Base de données d'effets (mutation, morbidité, reproduction, mortalité, ...) développée dans le cadre des projets européens FASSET puis ERICA, à partir de la base FRED issue du projet EPIC (majoritairement littérature russe).	N'évolue plus mais maintenu dans le cadre de la maintenance ERICA. Disponible : https://www.frederica-online.org/	§.4.1.1.3, §.6.4, Annexe 5
Wildlife Transfer Database	Base de données de paramètres de transferts associée au TRS 479 (AIEA, 2014b) et à la publication 114 (CIPR, 2009)	Maintenu, disponible : https://www.wildlifetransferdatabase.org/	§.3.2.2, §.5.1.2.1
Biota DC	Base de données de coefficients de doses, associée à la publication 136 (CIPR, 2017)	Maintenu, disponible : http://biotadc.icpr.org/	§.3.2.3

⁴¹ Une version 2.0 beta a été diffusée en juillet 2021, une version 2.0 stable est annoncée avant fin 2021.

Rapport IRSN/2021-00838

